

(Editores)  
Rodrigo Álvarez García  
Almudena Ordóñez Alonso

RECURSOS MINERALES Y  
MEDIOAMBIENTE: UNA HERENCIA  
QUE GESTIONAR Y UN FUTURO  
QUE CONSTRUIR

LIBRO JUBILAR  
DEL PROFESOR  
JORGE LOREDO



Universidad de Oviedo  
*Universidá d'Uviéu*  
*University of Oviedo*

2020





# UNIVERSIDAD DE OVIEDO

HOMENAJES



Rodrigo Álvarez García  
Almudena Ordóñez Alonso  
(editores)

*Recursos minerales y  
medioambiente: una herencia  
que gestionar y un futuro  
que construir*

LIBRO JUBILAR  
DEL PROFESOR  
JORGE LOREDO



Universidad de Oviedo  
*Universidá d'Uviéu*  
*University of Oviedo*

2020



Reconocimiento-No Comercial-Sin Obra Derivada (by-nc-nd): No se permite un uso comercial de la obra original ni la generación de obras derivadas.



Usted es libre de copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra, bajo las condiciones siguientes:



Reconocimiento – Debe reconocer los créditos de la obra de la manera especificada por el licenciador:

Álvarez García, Rodrigo; Ordoñez Alonso, Almudena (editores). (2020). *Recursos minerales y medioambiente: una herencia que gestionar y un futuro que construir. Libro jubilar del profesor Jorge Loredo*. Universidad de Oviedo.

La autoría de cualquier artículo o texto utilizado del libro deberá ser reconocida complementariamente.



No comercial – No puede utilizar esta obra para fines comerciales.



Sin obras derivadas – No se puede alterar, transformar o generar una obra derivada a partir de esta obra.

© 2020 Universidad de Oviedo

© Los autores

Algunos derechos reservados. Esta obra ha sido editada bajo una licencia Reconocimiento-No comercial-Sin Obra Derivada 4.0 Internacional de Creative Commons.

Se requiere autorización expresa de los titulares de los derechos para cualquier uso no expresamente previsto en dicha licencia. La ausencia de dicha autorización puede ser constitutiva de delito y está sujeta a responsabilidad.

Consulte las condiciones de la licencia en: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode.es>



Esta Editorial es miembro de la UNE, lo que garantiza la difusión y comercialización de sus publicaciones a nivel nacional e internacional

Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo

Edificio de Servicios - Campus de Humanidades

33011 Oviedo - Asturias

985 10 95 03 / 985 10 59 56

[servipub@uniovi.es](mailto:servipub@uniovi.es)

[www.publicaciones.uniovi.es](http://www.publicaciones.uniovi.es)

ISBN: 978-84-17445-95-9

DL AS 1451-2020



Jorge Loredo Pérez





## Índice

PRÓLOGO .....	13
<i>Santiago García Granda, Rector de la Universidad de Oviedo</i>	

### SEMBLANZA PERSONAL

Bosquejo a vuelapluma de Jorge Loredo Pérez, alumno, colega, colaborador y, sobre todo, amigo entrañable .....	17
<i>J. García-Iglesias.</i>	
Jorge Loredo: un compañero de viaje y un maestro de vida.....	21
<i>N. Roqueñí.</i>	
Casi un cuarto de siglo trabajando con Jorge: una experiencia de vida.	25
<i>A. Ordóñez.</i>	
Jorge Loredo: un gran hombre, un gran científico, un gran maestro y, ante todo, una gran persona.....	29
<i>M. I. Rucandio.</i>	

### ARTÍCULOS CIENTÍFICO-TÉCNICOS

¿Se está gestando una nueva crisis del petróleo?.....	33
<i>I. Álvarez.</i>	
Mineralogía, textura y geoquímica de depósitos minerales y residuos mineros: una herramienta de interés en estudios de contaminación de suelos.....	45
<i>R. Álvarez, J. Álvarez-Quintana y A. Ordóñez</i>	
Drenaje ácido de minas en la Faja Pirítica Ibérica: Geoquímica, tratamiento pasivo y sus residuos en una economía circular .....	59
<i>C. Ayora, S. Orden, F. Macías y J. M. Nieto</i>	

Mineralogía magnética aplicada al estudio de los yacimientos; repaso sobre el magnetismo de los minerales y ejemplos de aplicación: el metasomatismo ferrífero de la dolomía encajante de las mineralizaciones Zn-Pb-Ba de La Florida e historia de los «gossans» de la Faja Pirítica Ibérica.....	71
<i>L. Barbanson y M. Essalbi</i>	
Nuevo método de cálculo de recursos y reservas minerales para cuerpos minerales de forma tabular – Aplicación al proyecto Carlés .....	83
<i>C. Castañón, A. Martín-Izard, I. Diego y D. Arias</i>	
Determinación de niveles de fondo y referencia de elementos traza en suelos: un enfoque metodológico avanzado .....	93
<i>E. Chacón, A. Callaba, P. Fernández-Canteli, F. Barrio-Parra, M. Izquierdo-Díaz y E. de Miguel</i>	
Historia de las aguas minerales y termales .....	105
<i>M. M. Corral, M. E. Galindo, J. Á. Díaz, C. Ontiveros y J. M. Fernández.</i>	
Mobility of Thallium and other trace elements in mine drainage waters from two carbonate-hosted Lead-Zinc ore deposits in the northeastern Italian Alps .....	115
<i>S. Covelli, E. Pavoni, N. Barago, F. Floreani, E. Petranich, M. Crosera, G. Adami &amp; D. Lenaz</i>	
Comentarios heterodoxos sobre el cambio climático .....	129
<i>J. R. Fernández</i>	
The INCHaPA project: methodology for the study of historic quarries associated with the architectural heritage.....	141
<i>J. Fernández, E. Álvarez, J. M. Baltuille &amp; J. Martínez</i>	
Metodologías de fraccionamiento secuencial como herramienta útil para la evaluación de la movilidad de mercurio y arsénico y su impacto en la cuenca minera de Asturias .....	153
<i>R. Fernández-Martínez, A. Ordóñez, R. Álvarez e I. Rucandio</i>	
Recursos geotérmicos en Asturias .....	167
<i>C. García de la Noceda</i>	
Análisis de la presencia de mercurio en diferentes compartimentos ambientales del estuario del río Nalón como consecuencia de la minería..	179
<i>E. García-Ordiales, N. Roqueñí, P. Cienfuegos, S. Covelli y L. Sanz-Prada</i>	
Contribución al conocimiento de la geología económica en la cuenca del río Esva.....	193
<i>S. González-Nistal, R. Álvarez y F. Ruíz</i>	

Escombreras asociadas a minería de sulfuros: pasivo ambiental y potencial activo económico desde una perspectiva de minería circular .....	205
<i>J. A. Grande, J. M. Dávila, J. C. Fortes, M. Santisteban, A. M. Sarmiento, F. Córdoba, M. Leiva, M. L. de la Torre, A. Jiménez, J. Díaz-Curiel, B. Biosca, A. T. Luís, N. Durães, E. A. Ferreira da Silva, M. J. Rivera, J. Aroba, B. Carro, J. Borrego y J. A. Morales.</i>	
Mercurio en Almadén – datos recientes (2000-2020) sobre su presencia en el medioambiente y sus implicaciones.....	219
<i>P. L. Higuera, J. M. Esbrí, E. García-Ordiales y J. D. Peco</i>	
Evaluación medioambiental temprana de riesgos a la salud, a la seguridad y al propio medioambiente por proyectos geo-energéticos .....	245
<i>A. Hurtado y S. Eguilior</i>	
European dimension of the social license to operate in mining.....	257
<i>K. Komnitsas</i>	
El cambio climático, las tecnologías limpias y la minería .....	265
<i>J. F. Llamas</i>	
Las aguas subterráneas y los acuíferos: su carácter estratégico en escasez y periodos de sequía.....	277
<i>J. Antonio López-Geta</i>	
Comportamiento del agua de mina en instalaciones geotérmicas: Análisis de un caso particular .....	297
<i>C. Loredó</i>	
Una tecnología para reducir las emisiones: el almacenamiento geológico de CO <sub>2</sub> .....	309
<i>R. Martínez Orío y P. Fernández-Canteli</i>	
Perspectivas sobre reducción de emisiones de mercurio originadas en la producción de energía .....	321
<i>M. R. Martínez Tarazona, M. A. López Antón y R. García</i>	
Almacenamiento de energía térmica y eléctrica en minas subterráneas cerradas: situación actual y balances de energía .....	333
<i>J. Menéndez</i>	
Contribución del yacimiento de Carlés a la mineralogía española .....	345
<i>M. Mesa</i>	
La descarbonización de las industrias minerales en el Principado de Asturias .....	357
<i>A. Olay</i>	

Notas sobre liderazgo .....	367
<i>J. C. Rodríguez-Ovejero</i>	
Viabilidad económica ambiental para la recuperación o reducción del consumo de agua de plantas de procesamiento de oro .....	377
<i>J. Soto, J. Melendez y P. Cienfuegos</i>	
La explotación minera del karst fósil en la sierra del Aramo: del Calcolítico al siglo xx .....	391
<i>M. Suárez</i>	

## Prólogo

«Rara vez me he sentido tan lejos del reino humano  
como a solo diez metros bajo tierra»

*Robert MacFarlane*

Coincidió con el profesor Jorge Loredó Pérez cuando este estaba al frente de la Cátedra Hunosa durante mi etapa como vicerrector de Investigación. En aquellos años se comenzaba a vislumbrar la crisis económica que, en poco tiempo, mermó drásticamente la inversión en I+D+I y de cuyas consecuencias aún no hemos logrado recuperarnos. Ya entonces destacaba por su faceta como gestor, forjada en los máximos cargos de responsabilidad al frente del Departamento de Explotación y Prospección de Minas durante doce años, primero como subdirector y luego como director. Viajero incansable, Loredó Pérez ha sido también un investigador de referencia en su campo con cinco sexenios de investigación y uno de transferencia en su haber.

Fue discípulo, amigo y colaborador del inolvidable Fernando Pendás, fallecido en diciembre de 2018, a quien rendimos homenaje el pasado mes de febrero con una placa en los jardines de la Escuela de Ingenieros de Minas, Energía y Materiales de Oviedo. A ambos les debemos la creación y puesta en marcha del Grupo de Investigación Acreditado ISYMA (Investigación del subsuelo y medioambiente) e importantes avances en la investigación de la geología ambiental, la geotermia y la hidrología minera.

El aquí homenajeado acumula cuatro décadas de docencia en las que ha creado escuela. Prueba de ello es este volumen coral firmado por algunos de quienes han trabajado con él a lo largo de los años. Desde su acceso a la Universidad de la mano del profesor Jesús García Iglesias hasta hoy, el profesor Jorge Loredó ha logrado establecer relaciones con destacados investigadores nacionales e internacionales –tanto del ámbito universitario como de diferentes organismos públicos de investigación– en el campo geológico-ambiental, especialmente en la línea de las aguas de mina. Él mismo recordaba en su discurso que ofreció en 2010 como padrino del doctor *honoris causa* Paul Younger que «como miembros de la comunidad científica y técnica dedicada a la minería, tenemos la responsabilidad y la obligación de trabajar para encontrar soluciones para una explotación sostenible de los recursos minerales, y para esta finalidad la gestión del agua es un aspecto fundamental».

Pero, además de investigador, gestor y docente, Jorge Loredó es una persona de gran calidad humana, siempre correcto, pulcro, educado, sencillo, e intelectualmente sobresaliente. Me sumo, pues, a este cariñoso homenaje que brindan sus compañeros a un hombre cuyo espíritu universitario trascenderá, sin duda, a su jubilación.

*Santiago García Granda,*  
Rector de la Universidad de Oviedo

## **SEMBLANZA PERSONAL**





## **Bosquejo a vuelapluma de Jorge Loredó Pérez, alumno, colega, colaborador y, sobre todo, amigo entrañable**

*Jesús García Iglesias*

La experiencia enseña que el tiempo compartido hace amigos: amigos de la infancia, del colegio, de la carrera; amigos sin más o amigos entrañables. En el caso de Jorge, mi trato con él ha alcanzado una cota máxima, por cuanto que, después de ser alumno, lo he tenido como colega y colaborador durante casi cuarenta años. Así que no os extrañará que le considere un amigo entrañable; y que, al referirme a su persona y a sus muchos méritos profesionales, sienta también yo un tanto de orgullo personal, algo así como lo que sienten los padres cuando hablan del éxito profesional de sus hijos.

No pretendo hacer ahora un resumen de su currículum profesional, del que todos sois suficientemente conocedores, y de cuya calidad dan fe los seis «sexeños» de investigación que tiene reconocidos. Si acaso señalaré ciertos momentos que, conforme a mi visión personal, fueron claves para ayudar a Jorge a definir y recorrer su trayectoria profesional y, en especial, para alcanzar los frutos logrados con su trabajo de investigador. Vayamos, pues, por tiempos y por temas.

En primer lugar, recordemos su progresiva vinculación a la Escuela, y más en concreto a lo que entonces se denominaba Grupo XXI («Metalogenia»). Ciñéndonos a los hechos, situémonos en 1976, año en el que Jorge, terminados los estudios de la carrera, acude a mí, buscando tema y director para su trabajo fin de carrera. Hasta ahora, no conozco las razones por las que tomó aquella decisión. Con la perspectiva que da el tiempo y a tenor de los hechos, nunca agradeceré a Dios bastante el que Jorge actuase así, pues, gracias a ello he podido tenerle como colaborador leal en mis tareas docente, investigadora y de gestión académica, a lo largo de tantos años, en los que compartimos tareas docentes, investigadoras y de gestión académica, codo con codo. Yo, que bien lo sabéis, soy providencialista, creo que fue la Divina Providencia la que me lo puso al lado.

El título de aquel trabajo fin de carrera fue: «Estudio metalogénico del yacimiento Mina Carmina, San Martín de Oscos, Asturias»; título que define bien

la temática y el lugar. Y en San Martín de Oscos, residiendo en una fría y destartalada casa que tenía a modo de almacén IMINSA, una filial de la entonces Real Compañía Asturiana de Minas dedicada a la investigación de Yacimientos, inicia Jorge lo que podemos definir como el inicio de su singladura investigadora en el viejo y amplio campo de «Metalogenia».

Mina Carmina dista un buen trecho de San Martín de Oscos, que Jorge, entonces carente de bigote, de barba y de coche, debe recorrer cada jornada por una elemental pista de tierra hasta Mina Carmina, para realizar lo que podemos definir como el trabajo de campo; un trabajo para el que debía entrar en las viejas labores mineras, tomar muestras para los estudios de laboratorio correspondientes y efectuar medidas de rumbos y buzamientos sobre fracturas mineralizadas. Evidentemente, en aquellos años, no había riesgo de tener tropezos con osos o con jabalís en la zona; pero quizá hubiese sido prudente no dejar a Jorge entrar solo en la mina, aunque se contase con el correspondiente seguro de accidentes. Claro que entonces no habíamos entrado en tiempos de democracia, y los derechos laborales de un becario no alcanzaban los niveles de seguridad que hoy se estilan. Afortunadamente para todos, Jorge volvió indemne de su trabajo investigador en Mina Carmina, y con el material de campo suficiente no solo para dar contenido adecuado a la memoria fin de carrera, sino también para realizar una de sus primeras publicaciones científicas en el *Boletín* del IGME.

Jorge afrontó aquel trabajo sin quejarse, y creo que le debió gustar, aunque no hiciese manifestaciones expresas de entusiasmo (entonces era aún más discreto). Aquel primer trabajo en común me permitió descubrir en Jorge a un posible candidato para comenzar a formar un equipo con savia nueva y con dedicación exclusiva. Desde entonces, las circunstancias posibilitaron que Jorge fuese incorporándose a la Escuela de Minas, partiendo de la condición inicial de becario. Luego llegaría, en 1978, el nombramiento de profesor adjunto, y más tarde, en 1984, el de profesor adjunto Interino. La plaza de profesor titular por oposición la logra en 1985, y finalmente, en el año 2008, conseguiría, también por oposición, la plaza de catedrático, que ya entonces no era del Grupo XXI, «Metalogenia» sino del área de «Prospección e Investigación Minera».

En los inicios de ese periodo, Jorge dedica tiempo y energías a la mejora de su formación, con estancias en lugares tan significativos como L'École Normale Supérieure de Paris (1980), para especializarse en las técnicas de estudio de las inclusiones fluidas en los minerales. También, en el curso 81/82, obtiene en L'École Nationale Supérieure des Mines de Paris un Diploma en «Géologie Minière». Luego realiza una estancia en el curso 87/88 en la University of California at Berkeley, para ampliar su formación en Geoquímica de yacimientos de oro. Así como también realiza estancias en otros centros extranjeros, tales como el Trinity College (Dublín) la Universidad de Aberdeen (Escocia), etc.

Jorge Loredó, que durante todo este periodo no solo atendió a sus obligaciones docentes y a la tarea que exigían los cargos académicos que desempeñó, también fue capaz de desplegar una ingente tarea investigadora de ámbito nacional e internacional, que le permitió publicar en revistas de reconocido prestigio, dar conferencias y presentar ponencias en Congresos Nacionales e Internacionales, de manera continuada. Destaquemos, sobre todo

su abrumadora participación en Proyectos de I+D financiados en convocatorias públicas, nacionales e internacionales, la mayor parte de las veces como investigador principal.

¿Qué otros rasgos o cualidades podríamos destacar en Jorge? Su constancia, su tenacidad, su rigor y su capacidad de trabajo, de un trabajo bien hecho. Asimismo, su capacidad para viajar, sin cansancio ni desmayo, siempre por razones de ese trabajo. Y, también, su capacidad para conectar y sintonizar con personas, integrarlas y crear equipos, tanto a nivel nacional como internacional. Y no solo crear equipos, sino también liderarlos. Sin esas cualidades no serían explicables ni tantos proyectos ni el figurar tantas veces como investigador principal de los mismos. Diríamos que el Investigador Principal de un proyecto es algo así como el director de una orquesta sinfónica, que logra armonizar a un conjunto de individualidades, para dar un todo armónico. Y en esa función, ¡cuántas gaitas habrá tenido que templar Jorge!

Si atendemos a los presupuestos de esos proyectos, bien podemos afirmar que, dentro de la Universidad de Oviedo, pocos profesores han generado tantos recursos como Jorge; no solo en cuanto al porcentaje que de esos presupuestos se reserva la Universidad, sino también en cuanto al material de laboratorio que se fue adquiriendo gracias a los mismos. Estamos ante decenas de proyectos, que van desde los que suponen unos pocos miles de euros hasta los que superan ampliamente el millón de euros (1248000).

Y ahora, otra confidencia personal, sobre los posibles motivos de la evolución investigadora de Jorge, marcada por su vuelque hacia la minería y el medioambiente. Sin la perspectiva que hoy tengo, y razonando egoístamente, yo veía entonces que esa evolución en Jorge suponía perder un eficaz colaborador en la investigación de yacimientos, que prácticamente polarizaba nuestro laboratorio de Investigación de Yacimientos. Y no dejaba de preguntarme las causas.

Por si no lo sabéis, Jorge siente vértigo en cuanto se sube a un taburete. Y en más de un apuro se vio, cuando, con motivo de algunas visitas a yacimientos, trepábamos y ganábamos altura recorriendo algún frente de explotación, para estudiarlo o para tomar muestras. Alguna vez pensé que ese vértigo podría ser la causa por la que Jorge reorientaba su investigación, y que lo que buscaba pasándose al emergente y prometedor campo de la minería y el medioambiente, era conseguir un trabajo de campo en escenarios de menor altura física, en los que el vértigo no fuese obstáculo. Hoy mi conclusión ya no es esa, hoy pienso que una parte importante de la culpa, una feliz culpa por los beneficios que ello ha reportado, la tuvo una persona, aun sin ser consciente de ello. Me explico.

Rastreando publicaciones y proyectos, se ve claro que el cambio de rumbo de Jorge, que se inicia y se consolida a lo largo de la década de los años 90, tiene también un motivo diferente al del vértigo (si es que este fue en alguna medida motivo). Ese motivo fue nuestro querido compañero Fernando Pendás –también catedrático del Área de Prospección e Investigación Minera– con los numerosos proyectos de investigación que entonces desarrollaba, en el campo de la hidrogeología minera. Para realizar esos trabajos, Fernando busca ayuda y colaboración, y la encuentra en Jorge, que a esas alturas es un maduro y eficaz investigador. Lógicamente, las publicaciones y proyectos derivados muestran un protagonismo cada vez mayor de Jorge, quien

finalmente deriva hacia el estudio de los problemas medioambientales relacionados con «pasivos mineros», campo en el que desarrolla sucesivos proyectos, nacionales e internacionales, en los que actúa como Investigador Principal. Asomarse a su producción científica en ese dominio da vértigo.

De este modo, y en lo que se refiere a Jorge, la investigación de yacimientos pasa de hecho a un segundo plano, quedando cortada lo que fue la investigación metalogénica, que empezó en la zona de Los Oscos, con el estudio de Mina Carmina, y que luego había continuado con diferentes yacimientos de la Zona Cantábrica. Un recuerdo especial se merecen los Yacimientos de Fluorita, sobre los que Jorge realizó su tesis doctoral, basada en el estudio de las Inclusiones Fluidas. En aquel momento esta técnica de investigación metalogénica no estaba introducida en España, y éramos el primer laboratorio nacional en el que se estaba aplicando. Luego Jorge fue maestro de otros investigadores españoles que pasaron por nuestra Escuela de Minas para aprender dicha técnica.

A la hora de concluir, pienso que puedo tomarme la libertad de decir que considero a Jorge como uno de mis amigos más entrañables. Así que ya sabéis la conclusión: estoy incondicionalmente a su favor. Así que, tomando un símil de la vida actual y a modo de metáfora, os afirmo que, si alguien intentase inculparle de algo, y yo fuese fiscal, declarararía que no encuentro motivos, y mandaría archivar la causa. Y si fuese presidente de Gobierno, lo nombraría de manera inmediata no ya director general de lo que fuese, sino vicepresidente primero. Porque ha demostrado que trabaja mucho y trabaja bien, porque ha mostrado ser generoso y saber convivir, porque hace y deja hacer, y porque me cae bien. Faltaría más. En estos tiempos revisionistas e iconoclastas, en los que perdemos el tiempo derribando estatuas –algunos no sabrían hacer otra cosa–, yo propondría hacerle una a Jorge.

Un fuerte abrazo, querido Jorge, y gracias por todo lo que te debemos: lo conocido, que es mucho, y lo ignorado, que será más.

## **Jorge Loredó: un compañero de viaje y un maestro de vida**

*Nieves Roqueñí Gutiérrez*

Para hacer una semblanza de Jorge me tengo que remontar en el tiempo y tengo que hilar un relato con idas y venidas, en el que descubro primero al profesor y luego al compañero y amigo que siempre ha estado ahí como un referente, tanto en lo profesional como en lo personal. Quiero que este texto sirva como homenaje a una gran persona y como expresión de lo afortunada que me siento de haber podido compartir una parte del trayecto que ahora tiene como destino la jubilación.

Jorge no me dio clase en mi etapa como estudiante de ingeniería de minas, sencillamente porque el año que le hubiera tocado estaba realizando una estancia en Berkeley (California), así que mi primer contacto con el «profesor viajero» lo tuve durante mis estudios de doctorado allá por el año 1990. Él se acuerda siempre de ese curso porque éramos solo tres alumnos, y dos de ellos éramos mi marido Carlos y yo. Impartía la asignatura de Geoquímica aplicada a la exploración minera y recuerdo de ese curso que además de hablar de iones, redox, pH..., hablaba también de plantas y flores como indicadores de ciertas anomalías geoquímicas que podían ayudar a detectar la contaminación del medioambiente, lo cual en ese momento era una aplicación novedosa de técnicas habitualmente aplicadas a la prospección de yacimientos mineros.

Volví a coincidir con él como investigador un año después, siendo yo becaria en un proyecto pilotado por nuestro entrañable maestro Fernando Penás. Se trataba de un proyecto europeo en el que participábamos junto con investigadores alemanes, holandeses e ingleses, por lo que pese a no ser algo muy habitual, al estar hablando del año 1991, nuevamente tengo la visión de Jorge en un escenario de relaciones internacionales. Esa vocación internacional le sirvió para involucrarse en el impulso de programas de intercambio de estudiantes y profesores, por los que empezaba a apostarse en la Unión Europea, y que convirtieron a Jorge en una suerte de embajador de la Escuela de Minas y de la propia Universidad de Oviedo en otras universidades europeas (Reino Unido, Alemania, Polonia, República Checa...), en una labor de enorme impacto y proyección.

Tras ese primer contacto, nuestros caminos se separan, y no es hasta el año 2005 en el que volvemos a coincidir de forma habitual y cuando me propone ir en su equipo para la candidatura de director del Departamento de Explotación y Prospección de Minas, lo que acepté del mejor de los grados. A partir de ese momento pasé a formar parte también de su equipo investigador. Iniciamos una etapa muy interesante en la que compartimos no solamente el gusto por la gestión y la investigación, sino también una visión de los estudios de ingeniería y, en particular de los nuevos campos profesionales ligados a la minería y al medioambiente. Disfrutamos imaginando proyectos y escribiendo propuestas para programas de financiación, tanto europeos, como nacionales y regionales. Fruto de esa actividad son proyectos como el de Gestión de sistemas hídricos asociados al cierre de minas (GEO-CIMA), el proyecto europeo CAMINAR (Catchment management and mining impacts in arid and semiarid South America), o el proyecto CENIT CO2 sobre captura, transporte y almacenamiento geológico de CO2, y otros proyectos que se realizaron en colaboración con empresas y administraciones públicas, siempre con un afán de desarrollar una investigación aplicada a los retos de la industria y del medioambiente. Creo que con perspectiva esa época fue muy productiva, tanto en investigación, como en difusión de resultados y también en contactos con otros grupos de investigación nacionales e internacionales.

Es una época muy activa en la que estamos involucrados en la organización de diversas jornadas científicas, simposios y congresos internacionales de gran proyección para la investigación del grupo liderado por Jorge, para la Escuela de Minas y para la propia Universidad de Oviedo. Jorge se hace cargo de la organización del mayor congreso internacional en materia de agua de mina, el 9th International Mine Water Congress (IMWA 2005) que se celebra en Oviedo bajo su dirección, congregando a más de doscientos participantes, en su mayoría investigadores venidos de los cinco continentes. A todos embelesa Jorge como nadie, con ciencia e ingeniería, pero también con gastronomía, sidra y gaita, haciendo gala de su asturianía, pero sin perder esa vocación por lo internacional que le es tan propia. Luego vendrán el 23<sup>rd</sup> International Applied Geochemistry Symposium, la Reunión Científico-Técnica sobre Gestión y aprovechamiento del agua en el cierre de explotaciones mineras o el XII Congreso Internacional de Energía y Recursos Minerales en 2007, que sirvió de sentido homenaje a Fernando Pendás por su jubilación.

Después de este periodo tan agitado, viene la preparación de la cátedra, que obtiene con éxito en marzo de 2008. A mí me anima a tomar otros rumbos fuera de la Universidad, con una visión pragmática y muy generosa por su parte. Durante los cuatro años en los que estoy fuera de la Universidad mantenemos el contacto y compartimos experiencias mutuas que, a mi particularmente siempre me han resultado muy enriquecedoras. Durante esos años he sido testigo de sus constantes viajes para asistir a congresos y reuniones internacionales a un sinfín de destinos; de su participación como miembro del Instituto de Ingeniería de España en el diseño de los nuevos planes de estudio adaptados al marco de Bolonia; de sus reuniones en múltiples foros profesionales; o del trabajo realizado desde su posición de responsable de la Cátedra Hunosa de Geotermia, entre otras muchas cuestiones. Jorge ha tenido siempre una maleta preparada, y una cabeza dispuesta a partir hacia

donde hubiera algo que sonase a innovación, a ciencia aplicada, a ingeniería de la tierra o a medioambiente.

En 2014 constituimos formalmente el Grupo de Investigación del Subsuelo y Medioambiente (ISYMA), tras una evaluación de la trayectoria de la investigación desarrollada bajo el liderazgo de Jorge en los años anteriores, estamos con él Almudena, Rodrigo, Pablo y yo como profesores investigadores, pero también Efrén como investigador postdoctoral y Toño que empieza con su tesis. El grupo identifica tres líneas de investigación relacionadas con el almacenamiento de gases de efecto invernadero, el agua de mina como recurso geotérmico, y la gestión y tratamiento de suelos contaminados y obtiene una financiación muy competitiva por ser un referente en esos campos.

En 2014, después de años de trabajar sobre los impactos de la minería del mercurio en Asturias, comenzamos a trabajar en el estuario del Nalón, en el proyecto METRAMER (Valoración, mecanismos y transferencias ambientales del Hg procedente de actividades mineras abandonadas en el sistema fluvio-costero del río Nalón) al que sigue el proyecto ECOMER (Efectos de la minería abandonada del Hg sobre la calidad ambiental de los ecosistemas fluvio-litorales de la costa asturiana: interacciones agua-sedimento-biota) en una muestra de investigación multidisciplinar y de colaboración internacional con el grupo de los investigadores italianos Stefano Covelli y Giorgio Fontolan, que más que colaboradores, son ya amigos.

En paralelo, en la línea de investigación de agua de mina como recurso geotérmico, tiene éxito la propuesta de proyecto europeo LoCAL (Low-Carbon After-Life (LoCAL) Sustainable use of flooded mine voids as a thermal energy source. A baseline activity for minimising post closure environmental risks), en la que participamos, además de la Universidad de Oviedo y Hunosa, la Universidad de Glasgow, el Instituto de Minería de Polonia (GIG) y dos empresas, una inglesa y otra polaca. Este proyecto impulsado por el tristemente desaparecido Paul Younger, amigo personal de Jorge a quien generosamente apadrinó para que la Universidad de Oviedo le impusiera el título de Doctor Honoris Causa, en una emotiva ceremonia en la que Paul vestía el *kilt* escocés para sus mejores galas, supuso un importante impulso al aprovechamiento geotérmico del agua de mina. Las acciones del proyecto y su aplicación en los países participantes, permitieron que los proyectos de geotermia asturianos, que habían estado inspirados por el grupo de la Universidad de Oviedo, primero con Pendás y luego con Jorge a la cabeza, se convirtieran en un referente desde el punto de vista internacional. Supongo también que este proyecto además de por Paul, tiene para Jorge un significado especial: y es que su hija Covadonga formó parte del equipo investigador. Covadonga, a diferencia de su hermana Marta quien eligió, como su madre, el camino de la medicina, siguió los pasos de su padre en la profesión de ingeniería, aunque orientó hacia el ámbito de la ingeniería industrial su vocación. Jorge nos encomendó a Almudena y a mí la tutela de su tesis doctoral, y durante los tres años en los que se dedicó con gran aprovechamiento a la tesis, disfrutamos acercándola a los secretos de las profundidades de la mina y al potencial energético que atesora su agua. Jorge a cambio se prestó a dirigir los trabajos que condujeron a mis dos hijos mayores a hacerse ingenieros de minas. Paradojas del destino.



Quiero terminar destacando la labor de Jorge como docente, reflejada en la dedicación que le ha prestado a la tutela de más de 40 tesis doctorales y a un sinfín de trabajos fin de carrera de muchas promociones de ingenieros de minas que hablan de su generosidad para encauzar, por un lado las inquietudes de muchos profesionales que han vuelto a la Universidad a destilar el conocimiento acumulado fuera, y por otro para formar a estudiantes y prepararlos para dar el salto a la vida profesional con la mejor de las disposiciones y de las referencias.

En fin, es difícil resumir en un par de folios las vivencias compartidas durante todos estos años, tanto profesionales como personales, las confianzas, las penas y las alegrías. Me quedo con el Jorge siempre pendiente y orgulloso de las mujeres de su casa, de Toña, Marta y Covadonga. Me quedo con el Jorge amigo de tertulias alrededor de una buena comida, incluso aunque sea él quien ponga mantel y puchero, para hablar sin prisas con amigos como Juan Ángel, Alfonso, José María. Pero el Jorge que más me conmueve es al que identifico con una mochila de cuerdas a la espalda en la que va lo imprescindible para viajar por todo lo ancho y largo de este mundo y en la que vuelven todas esas experiencias que luego comparte tomando un café, o mejor una tila, porque está un poco intranquilo, hay mucho que hacer y falta ya poco para el siguiente viaje...

Muchas gracias por todo Jorge, y sigue así.

Con mucho cariño, Nieves Roqueñí. Oviedo 18 de junio de 2020

## **Casi un cuarto de siglo trabajando con Jorge: una experiencia de vida**

*Almudena Ordóñez Alonso*

Querido Jorge,

Fue al empezar mi último curso de carrera cuando por primera vez, tímidamente, me acerqué a ti para solicitarte la tutela de lo que entonces se llamaba «Proyecto fin de carrera». En aquellos tiempos estaba vigente en nuestra entrañable Escuela de Minas el plan de estudios de Ingeniero de Minas de 1979, en el que no había lugar para los contenidos de geología ambiental a los que tú ya hacía tiempo que te dedicabas. Casi no te conocía de las aulas, dado que entonces no impartías clase en la especialidad que yo cursaba, pero lo que sí conocía de ti era que, junto con el inolvidable Fernando Pendás, realizabais, en colaboración con alumnos de doctorado y becarios, diversos estudios ambientales y de Hidrogeología que me atraían. Como en ti suele ser habitual, me diste por respuesta un «Sí» y rápidamente me esbozaste un posible tema del que en aquel momento entendí muy poco... y desde ese día hasta hoy ha pasado ya media vida. Acercarme a ti aquel día podemos decir que fue providencial, porque marcó mi vida para siempre. De tu mano empecé mi trayectoria investigadora con la geoquímica urbana y desde entonces se fueron concatenando, en un repaso fugaz: los tratamientos pasivos, la regulación de aguas de mina, la prospección de la contaminación, las inagotables posibilidades de las minas de Hg y su impacto ambiental, la Hidrogeología minera y la Geotermia, además de algunos otros temas colaterales en los que la debida brevedad de mi intervención aconseja no entrar. Paralelamente a toda esta vertiginosa investigación fueron apareciendo personas, también de tu mano, que igualmente dejaron una honda huella en mi formación, tanto investigadora como humana. Muchos de ellos se encuentran hoy aquí presentes y son de sobra conocidos y reconocidos: de todos ellos, y en relación con lo emotivo de este acto, me gustaría recordar a nuestro querido Paul Younger, a quien tú apadrinaste como Doctor Honoris Causa por la Universidad de Oviedo.

Creo que no es mi misión en este acto glosar tu figura como docente, ni tampoco como investigador ni como gestor, por lo que me tomaré la licencia, en esta segunda parte de mi intervención, de describir brevemente hechos y relatos que confío en que ilustren bien tu figura:

Cualquier persona que estuviese ahora en mi lugar, intentando describirte, sin duda lo primero que apuntaría sobre ti es que las peripecias de ese gentil caballero británico llamado Phileas Fogg resultan irrisorias si se comparan con tu agenda. En estos últimos 25 años has sido un viajero incansable, siendo por épocas realmente difícil verte sin la maleta, siempre llamativamente pequeña, que llegó a parecer una prolongación natural de tu mano. El hecho de que después de tantos años no se haya rebajado lo más mínimo esa buena disposición a viajar denota una admirable vitalidad. Me consta que allí donde llegaste, hiciste amigos y que, en el caso de repetir, siempre eres bien recibido donde ya te conocen. A ello contribuye, sin duda, tu carácter afable y abierto.

A continuación, me gustaría referir un aspecto que pone de manifiesto tu bonhomía: la atención que nos prestaste, tanto a mí como a otros miembros del grupo de investigación, con una cuidada y temprana atención a los méritos curriculares, a los que generalmente en las etapas precoces de la carrera somos poco menos que ajenos, y que con la perspectiva que da el tiempo entendemos como fundamentales en nuestro desarrollo profesional. Siempre has sido muy generoso en ese sentido y nos has ayudado y apoyado a muchos de forma sana y sin doblez, casi como si de un padre se tratara. En mi caso concreto me apoyaste y empujaste hacia la carrera docente, creyendo en mí más que yo misma, y nunca has dejado de ayudarme. Algunos profesores que están hoy aquí pueden decir algo parecido. Durante estos años, siempre que has podido, has ayudado a muchos alumnos que han recibido por tu parte ese primer apoyo que nunca olvidarán, en forma de becas, estancias o contratos con empresas, aprovechando tus buenas conexiones profesionales. Somos, por tanto, muchos los que te debemos el estar donde estamos.

Otra de tus virtudes, aunque no estoy segura de que tu mujer, Toña, la califique como tal, es una extraña capacidad para trabajar sin necesidad de dormir. En multitud de ocasiones nos comentabas, con total naturalidad, que te habías levantado a las 3 de la madrugada, para, por poner un ejemplo, terminar el informe para Río Narcea Gold Mines, comenzar a escribir un artículo con los datos del muestreo recién terminado de Puertollano y, tras contestar 9 *e-mails* que eran urgentes, leer un par de capítulos de un libro muy interesante de Luis Adaro sobre el puerto de Gijón. Tras eso, puntualmente a las 8:30 de la mañana ya estabas en tu despacho de la Escuela. Nunca fuimos capaces de competir con tu capacidad de trabajo.

Fue un gran acierto el constituir el Grupo de Investigación ISYMA (Investigación del Subsuelo y Medioambiente), que dirigías junto con Fernando Pen-dás, con el que te complementabas a la perfección: él era un soñador entusiasta de la geología aplicada, y tú, extraordinario gestor con los pies en la tierra, eras quien conseguía los medios, ejecutaba y organizaba los trabajos y los proyectos y difundía los resultados, sin que nada se te pusiese por delante, y así has seguido haciendo hasta hoy. Esta faceta tuya de gestor es francamente un rasgo destacable difícilmente igualado en nuestra Universidad. También quisiera destacar que siempre me has parecido un hombre «moderno», con una capacidad envidiable de adaptarse a los cambios, del tipo que sean, sin quejas ni inercias y esto no es habitual en la Universidad. Siempre has estado a la vanguardia de la investigación en la ingeniería geológico-ambiental y eso ha sido una de las claves de tu éxito profesional y una clara ventaja

competitiva a nivel de grupo de investigación. También en este aspecto subyace otro de los rasgos que te caracterizan: el optimismo. No te muestras abatingo ni desanimado cuando las cosas no van bien, si no que siempre buscas el lado positivo y la forma de seguir adelante. Creo que esa característica enlaza con otra: tu valentía. Te he visto enfrentarte a situaciones que no te resultaban agradables y adentrarte en proyectos inciertos con ilusión y seguridad. De otro modo, no habrías trabajado en tantos campos diferentes, colaborado con tanta gente y hecho, en definitiva, tantas cosas.

Basten unos números aproximados para dar una idea de la magnitud de tu currículo: tienes 5 sexenios de investigación y uno de transferencia, 80 publicaciones en revistas internacionales de impacto, con más de 100 coautores, y más de 1000 citas, has presentado más de 300 ponencias en congresos por todo el mundo, has sido investigador principal de más de 50 proyectos de investigación, 8 de ellos europeos y más de 100 contratos con empresas (cuya financiación global se acercaría a los 10 M€ y en los que colaboraste con universidades y organismos de toda Europa y buena parte de América), has dirigido más de 30 tesis doctorales y 100 trabajos fin de estudios y, teniendo en cuenta el radio de la Tierra según el elipsoide de Hayford y asumiendo solamente viajes internacionales, estimo que habrás completado entre 29 y 31 vueltas al planeta (por su círculo máximo).

Otra curiosa cualidad que atesoras es haber actuado en innumerables tribunales de plazas de todo tipo, tanto en Universidades (españolas y extranjeras) como en organismos públicos de investigación, sin duda en muchas ocasiones conflictivos, sin que ello te haya ocasionado la más mínima enemistad con nadie; esto, en un mundo tan competitivo como el universitario, puede considerarse casi como milagroso, y vuelve a ser fruto de tu buen carácter.

De ese buen carácter qué podría yo decir; si miro atrás, los recuerdos de mi trabajo contigo se entremezclan con los aspectos personales, porque siempre has tenido con nosotros un trato cercano y humano, te has preocupado por nuestros problemas, escuchado y ayudado en lo podías y hoy aquí te doy las GRACIAS. Del mismo modo, siempre nos has hecho partícipes de tu vida personal, que has sabido conciliar con tu trabajo. Más allá de los logros profesionales, tú has conseguido crear una maravillosa familia: tu mujer Toña y tus hijas Cova y Marta, que han sido desde niñas ejemplares estudiantes y ahora buenas profesionales, además de buenas personas (a Cova la conozco más, porque tuve la oportunidad de dirigir su tesis doctoral, junto con Nieves Roqueñí). Os han dado muchas alegrías y siempre te digo que tenéis mucha suerte, pero la suerte se busca y el mérito es en buena parte vuestro. Podríamos decir que ahora culminas una etapa de tu vida, en la que te gradúas con buena nota y que ahora comienza una fase en la que podrás pensar más en tí. Jorge, te deseo lo mejor en esta nueva etapa, porque te lo mereces, pero al mismo tiempo te ruego que continúes con nosotros en la medida que te sea posible, para seguir beneficiándonos de tus sabios consejos. Me despido expresando de nuevo mi más sincera gratitud, desde el afecto personal y la admiración profesional.



## **Jorge Loredó: un gran hombre, un gran científico, un gran maestro y, ante todo, una gran persona**

*M.<sup>a</sup> Isabel Rucandio Sáez*

Haciendo memoria, recuerdo que nos conocimos allá por 2003, a través de nuestros colegas respectivos, Almudena Ordóñez, por tu parte, y Rodolfo Fernández, por la mía. Compartíamos correos científicos y ya tratábamos de ayudarnos sin habernos visto físicamente. Esta etapa duró bastantes meses, incluso algún año. Las relaciones eran muy fluidas, naturales, como si fuésemos amigos desde hace tiempo. Así nació un consorcio estable de cuatro investigadores, al que posteriormente incluimos a otras personas: Raquel Larios, Verónica Silva y Rodrigo Álvarez, entre otros.

En esta primera etapa, Rodolfo estaba realizando su tesis doctoral, y la colaboración de vuestro grupo fue muy valiosa para llevarla a buen puerto. Siempre hubo encuentros, acuerdos y facilidades para nuestro trabajo en común. Después llegó la tesis de Raquel en Madrid y de Verónica en Oviedo, ambas compartieron estancias en las respectivas instituciones, Raquel estuvo muestreando en Asturias, y Verónica aprendiendo nuestros métodos químicos en Madrid. Todas las dificultades se resolvieron con confianza y cordialidad. Fui miembro del tribunal de las tesis de Rodolfo y Raquel y tuvisteis la generosidad de dejarme compartir la dirección de la tesis de Verónica. Todo nuestro trabajo dio sus frutos, escribimos más de 10 artículos científicos en revistas indexadas, hicimos más de 25 ponencias en congresos, muchas de ellas presentadas por ti, como gran viajero incansable y con una curiosidad extraordinaria. Compartimos varios proyectos y lo que siempre me ha admirado es que todos aportábamos lo que podíamos y nunca ha habido ni recriminaciones ni exigencias por parte del otro.

Yo no sé si has recorrido medio mundo o mundo y medio, pero siempre que contactaba contigo estabas en algún lugar del planeta, y siempre trabajando. Soy consciente de la ternura con la que hablabas de tu familia y siempre te he sentido muy entrañable, sencillo y servicial. Ahora, en época de confinamiento por COVID19, pienso en lo que se puede hacer a distancia, sin la presencia física del otro, y lo que el trabajo une a las personas, prueba de ello nuestra amistad. Recuerdo con cariño aquel viaje que hicimos juntos desde Oviedo a las minas de As Pontes, así como tu dedicación como organiza-

dor de congresos en los que resultaste un estupendo anfitrión, ya que estos siempre brillaron por la magnífica organización, las actividades extracientíficas para el disfrute de todos y la rica comida asturiana.

He aprendido mucho de ti y admiro la serenidad, la paciencia cuando algo se da la vuelta y no va como uno quiere, la confianza en las otras personas, tu capacidad de redactar un trabajo en una noche, la facilidad con la que penetras y te preocupas de los problemas personales del otro, tu sinceridad, empatía y trato llano, y la cordura cuando nos vemos apremiados.

Muchas gracias por haber compartido tu sabiduría y bien hacer y mis mejores deseos para una nueva etapa, que estoy segura de que estará llena de bondad y sabrás vivirla intensamente.

**ARTÍCULOS  
CIENTÍFICO-TÉCNICOS**





# ¿SE ESTÁ GESTANDO UNA NUEVA CRISIS DEL PETRÓLEO?

*Isaac Álvarez Fernández*

Escuela de ingeniería de minas, energía y materiales, Universidad de Oviedo,  
España y exdirector general de Repsol para exploración y producción.

## RESUMEN

Se analizan a escala global la reducción de inversiones en exploración y producción (E&P) de hidrocarburos derivada del actual desplome en el precio de los hidrocarburos, así como su repercusión en la producción en el medio plazo, como consecuencia de la actual presencia del Covid-19 en nuestra sociedad. Concluyendo que no se descarta una escasez de petróleo en el medio plazo.

## 1. INTRODUCCIÓN

La industria de los hidrocarburos, desde hace un largo tiempo, soporta una creciente demonización por facilitar a sus clientes finales los combustibles fósiles que demandan. Sus altos ejecutivos han asumido esta «culpabilidad», tratando de adaptar sus compañías a la nueva realidad de emisiones «cero» para el 2050, extendiendo su ámbito de negocio a las energías renovables e introduciendo nuevos patrones de producción de hidrocarburos bajos en emisiones de gases de efecto invernadero, y tratando de poner, la mayoría de las veces inútilmente, una cara amable al negocio.

Todo ello con más intención cosmética que realista, conscientes de la elevada dificultad para alcanzar los objetivos de emisiones marcados a nivel mundial, pero participando en el relato, mientras continúan haciendo caja con sus negocios tradicionales. Recordando aquel viejo refrán castellano de «dame pan y llámame tonto».

Y de repente un «cisne negro» en forma de virus, vino a golpear nuestra sociedad, mostrando su extrema vulnerabilidad. Uno de sus efectos, seguramente de los menores, fue una importante caída en la demanda mundial de petróleo, desde un pico récord de 100 millones de barriles/día, a un mínimo reciente de 70 millones de barriles/día.

El pasado martes 21 de abril, la noticia de que el crudo West Texas Intermediate (WTI) alcanzaba precios negativos fue titular en muchos diarios. Con todos los tanques de almacenamientos llenos, los oleoductos a reventar, los petroleros hasta arriba de crudo y productos, la noticia era que pagaban por llevarse el crudo físicamente. Algo que nos hubiera parecido imposible unos meses atrás, confirmando que los economistas tienen razón cuando ponen de ejemplo al petróleo para explicar lo que es un bien prácticamente inelástico al precio.

Con este escenario de fondo, de un enorme exceso de oferta, no es descartable que los mercados den un giro de 180° y pasemos de un exceso de oferta a una crisis de suministro en el plazo de unos pocos años.

A lo largo de las próximas líneas revisaremos como un *shock* de suministro de petróleo podría no estar tan alejado de la realidad como podemos imaginar.

## 2. LOS ANTECEDENTES O LA HISTORIA RECIENTE

En un mundo ideal la producción de hidrocarburos se debería acoplar con la demanda al objeto de mantener el sistema en equilibrio. Esta combinación de oferta y demanda minimizaría la volatilidad de los precios, algo deseable para muchos de los consumidores de hidrocarburos y también, en el medio plazo, para la industria de los hidrocarburos que podrían planificar sus inversiones con menos sobresaltos.

Pero los mercados de materias primas no funcionan así. La volatilidad de los precios ha sido una de las constantes en el mercado de los hidrocarburos. En la figura 1 se muestra la evolución del precio del barril de calidad WTI para entregar en el mes +2, a lo largo de los últimos 30 años, donde se aprecian tres bruscas caídas en el precio del crudo.

Los descensos de 2008 y de 2014 provocaron cambio en la política de inversiones destinadas a la búsqueda de nuevos yacimientos y al desarrollo de nuevos campos. Sobre todo, a raíz del 2014, muchos proyectos formalmente ya aprobados, fueron retrasados *sine die*.

Obviamente, también la reciente caída del precio originada por el Covid-19, implicará una importante retracción de la inversión. ¿Cómo afectará a la industria? ¿Qué implicación tendrá en el medio plazo para nuestra sociedad? Son preguntas que no trataremos de responder, pero sí reflexionar sobre ellas para que el lector avezado saque sus propias conclusiones.

La caída de 2008 en origen fue el resultado de la burbuja inmobiliaria y del crédito descontrolado principalmente en EE. UU., junto con la creación de instrumentos financieros de alto riesgo, que afectaron gravemente a la economía global. La caída de Lehman Brothers, el banco de inversión que se declaró en bancarrota el 15 de septiembre de 2008, contagió a otras entidades financieras y supuso el inicio de la crisis de las «hipotecas *subprime*». Los índices bursátiles se derrumbaron, el sistema financiero colapsó y los mercados de materias primas se hundieron. Muchos bancos se declararon en bancarrota, otros fueron intervenidos por los gobiernos o se devaluaron tanto que terminaron absorbidos por otras entidades. El producto interior bruto (PIB) en las economías avanzadas se contrajo un 3,9%, según el Banco Mundial.



Fig. 1. Evolución del precio del WTI para entregar en el mes +2. (Macrotrends, 2020)

La causa del derrumbe del precio del crudo en 2014 fue muy diferente. En la figura 1 se observa cómo entre finales de 2010 y septiembre de 2014, la industria de los hidrocarburos vivió 47 meses dulces, casi cuatro años, con precios superiores a los 90 US\$/barril, lo que unido a una importante oferta monetaria y a la implementación de nuevas tecnologías de producción para los hidrocarburos no convencionales (HNC), dio lugar a una fuerte inversión en el desarrollo de nuevos proyectos de hidrocarburos, tanto convencionales como no convencionales.

Durante ese dulce periodo Arabia Saudita, en una admirable simbiosis con los EE. UU., jugó el papel de *swing producer* o «productor oscilante», incrementado su producción cuando los precios subían y recortándola cuando los precios bajaban, dando una notable estabilidad al mercado durante ese largo periodo.

En septiembre de 2014 esta regla no escrita se rompió. La producción estadounidense de HNC entraba en competencia directa con el crudo de Arabia Saudita y estos decidieron cambiar la política de ventas, priorizando el volumen en lugar del precio. Con una doble pretensión:

- Defender su histórica participación en el abastecimiento de crudo a los EE. UU., que estaba siendo canibalizado por los productores de HNC locales.
- Y simultáneamente con la bajada del precio, hundir a la industria de los HNC haciéndola no rentable, buscando asestar un duro golpe a las compañías productoras, algunas con elevado nivel de endeudamiento.

El resultado fue negativo para la industria de los hidrocarburos, pero muy beneficioso para el resto de la economía. Un entorno de precios bajos de la energía fue determinante para el crecimiento del PIB mundial que ha vivido una época de bonanza económica hasta la irrupción del Covid-19.

El reciente derrumbe de los mercados del crudo, ocurrido entre los meses de febrero y abril de 2020, se produce en un marco muy distinto de las anteriores caídas de precios, pero sin duda también tendrá el efecto de frenar las inversiones en exploración y desarrollo de nuevos yacimientos, amplificado por las otras incertidumbres que ya afectaban al sector, como son: la irrupción del coche eléctrico, las tasas a las emisiones, la incipiente desaceleración económica..., entre otras.

Según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) la economía mundial sufrirá en 2020 una contracción sin precedentes, con una caída del PIB global de entre el 6,1% y el 7,6%, aproximadamente el doble de la contracción ocurrida en 2008.

### 3. EL DECLINO DE LOS CAMPOS O LA VERDAD OCULTA

En la figura 2 se muestra la aportación de las diferentes fuentes energéticas al consumo de energía primaria a lo largo de los últimos 25 años. El primer pensamiento que se deriva de la visión de la figura 2 es el sostenido protagonismo de los combustibles fósiles en el consumo de energía primaria, que alcanzó la relevante cifra del 85% del total en 2018. Y el segundo, la ingente tarea a realizar para conseguir los objetivos de la Unión Europea en 2050 (con reducciones del orden del 40% en 2030 y 60% en 2040), para bajar sus emisiones en un 80% respecto a los niveles de 1990.

Hay una verdad oculta sobre las necesidades inversión en los yacimientos y que da nombre a este capítulo. El no especialista desconoce que la capacidad de producción de los campos existentes disminuye constantemente, a una tasa media que se puede cifrar entre el 4 y el 7% anual. Esto obliga a la industria a realizar inversiones, no solo para hacer frente al incremento de la demanda, sino también y muy principalmente para mantener el *plateau* de producción de los campos.

La tasa anual de declino en la producción de un campo, no es más que el porcentaje de descenso de la producción respecto al año anterior, y está influenciada por multitud de factores: desde la geología del yacimiento, el tipo de crudo, la presión natural del yacimiento, las técnicas de recuperación asistida empleadas, el mantenimiento de las instalaciones del campo y la expectativa de rentabilidad de la inversión realizada, que a su vez es función de precio esperado del crudo.

A escala global la situación de riesgo se complica por la concentración de casi el 60% de la producción mundial de petróleo en el 1% de los campos, unos 500 campos aproximadamente, de los cuales 20 campos son responsables del 25% de la producción, estando ubicados principalmente en Arabia Saudita y Oriente Medio. Estos 20 campos fueron descubiertos a raíz de la segunda guerra mundial, llevan produciendo unos 70 años y actualmente su declino anual está en la franja alta, en el entorno del 7%, y creciendo.

Entre ellos, el más relevante es Ghawar, con una producción sostenida durante muchas décadas de 5 millones de barriles/día (mb/d), conseguida a base de realizar continuas inversiones para aplicar un conjunto de técnicas de recuperación asistida o *enhance oil recovery* como: la perforación de relleno o *infill drilling*, levantamiento artificial o *artificial lift*, el barrido del ya-

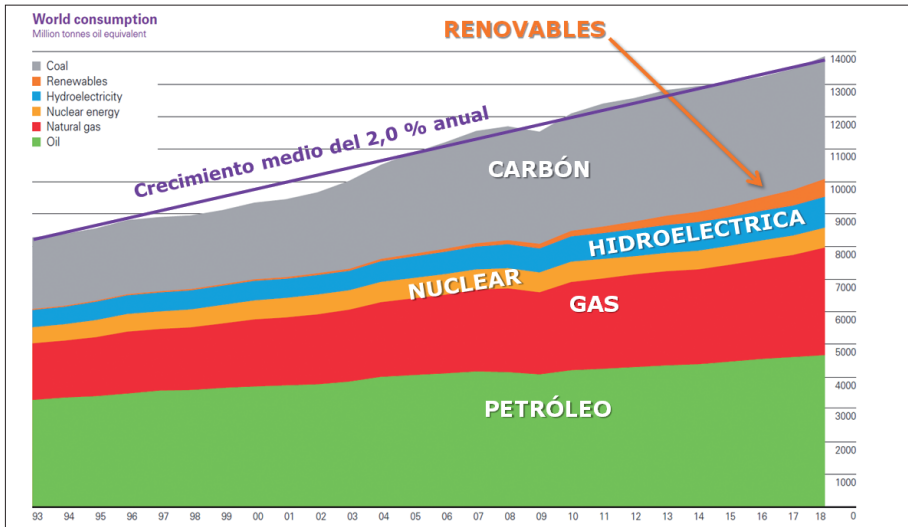


Fig. 2. Consumo de energía primaria en el mundo en 10<sup>6</sup> tep/año (BP, 2019)

cimiento con agua o *water flooding*, la perforación horizontal u *horizontal drilling* y la inyección de fluidos miscibles o *miscible fluid injection*.

En general, cuanto más «noble» es un campo en términos de: mayor el tamaño del yacimiento, más elevado el índice de productividad de sus pozos, más grande el factor de recuperación de los hidrocarburos *in situ*, más fácil es la perforación de los pozos, etc., también son más rentables las inversiones y, por tanto, mayor es la caja destinada a incrementar y mantener la producción. Lo cual solo tiene una contrapartida: que el declino del campo es más abrupto y corto, pudiendo alcanzar tasas de declino anual de doble dígito.

En un estudio realizado por Matthew R. Simmons en el año 2000 sobre los campos gigantes del mundo, concluía que sus mayores sorpresas, después de realizar el estudio, fueron:

- Lo difícil que era obtener datos sobre las tasas de producción y las tasas de declino de esos campos, es decir, el secretismo que los rodeaba.
- La importancia que tiene para el suministro mundial de petróleo del mundo esa relativamente pequeña población del 1% de los campos gigantes.
- Lo antiguos que eran esos campos, y lo agotados que ya estaban.
- El tamaño consistentemente cada vez más pequeño de los nuevos descubrimientos que deben compensar el declino de los grandes: en definitiva, la dificultad para reponer reservas.

Las sorpresas de Simmons pasados 20 años de su estudio se siguen manteniendo. El único alivio en el escenario mundial ha sido el descubrimiento de las tecnologías para la producción de los HNC, los cuales se han convertido en el nuevo *swing producer* o «productor oscilante», debido a su sensibilidad al precio y al declino tan vertiginoso de la producción de sus pozos, que alcanza el 70% anual o más.



pleto, la agencia estima recortes de inversión en el entorno de 30% para en el conjunto del sector del E&P y para el año corriente año 2020, ver figura 4. Tendríamos que remontarnos 15 años atrás para observar un nivel de inversión similar en términos nominales.

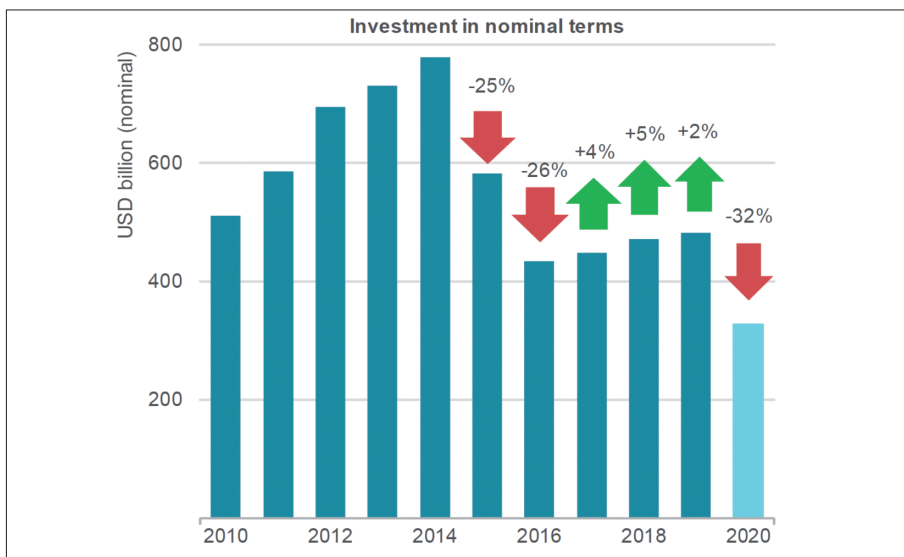


Fig. 4. Inversión histórica y prevista en exploración y producción (IEA, 2020)

Como se observa en la figura 4, la caída de inversiones en el sector viene de atrás, a raíz de la bajada del precio del crudo de 2014. En 2015, las inversiones bajaron un 25% y en 2016, un 26% respecto al año precedente. La IEA estima unos 320 mil millones de US\$ de inversión para 2020, lo que significa un 41% de la inversión registrada en 2014.

La consultora Rystad Energy, ver figura 5, también estima que gran parte de la caída de la inversión en 2020 será en futuros proyectos de desarrollo de campos convencionales. Históricamente, será la más baja desde los años 70.

Otro golpe fuerte, derivado de la presente situación de precios, va a ser el acusado por los hidrocarburos no convencionales, limitándose el gasto en 2020 a labores de mantenimiento. Para perforar un nuevo pozo se necesitaría una referencia del crudo WTI de 46 US\$/b para las cuencas Pérmica e Eagle Ford y de 51 US\$/b para la cuenca Bakken.

Adicionalmente, es casi seguro una considerable reducción del gasto en trabajos de mantenimiento en los campos actualmente en producción con el fin intentar tener cajas positivas en este escenario de precios tan deprimidos o, al menos, minimizar las cajas negativas.

En la misma línea, muchos campos *offshore*, con unos costes operativos elevados habrán cruzado su límite económico, cuando los ingresos son inferiores a los gastos, estando abocados a un cierre y abandono de las instalaciones si la expectativa de precios no mejora.



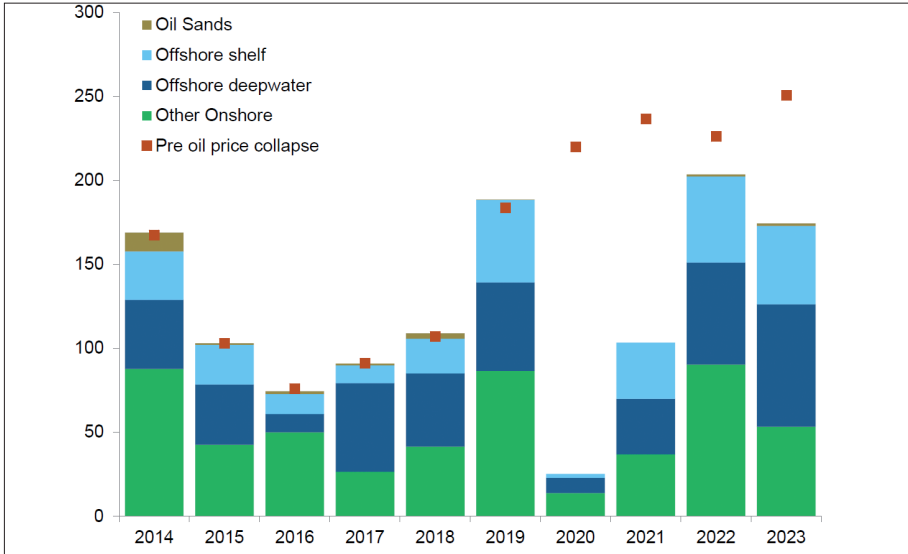


Fig. 5. Inversión aprobada para proyectos de desarrollo de campos convencionales (Rystad Energy, 2020)

## 5. POSIBLE IMPACTO EN LA PRODUCCION FUTURA

No se trata de sacar la «bola de cristal», pero sin duda la reducción de inversiones y gasto «hoy» en el sector, tendrá repercusiones en la producción de «mañana». ¿En cuánto? Para ello previamente debemos de fijar un escenario de precios a futuro. El que nos ofrece más confianza es el publicado por la *Energy Information Administration* (EIA) de los EE. UU. y que se refleja en la figura 6.

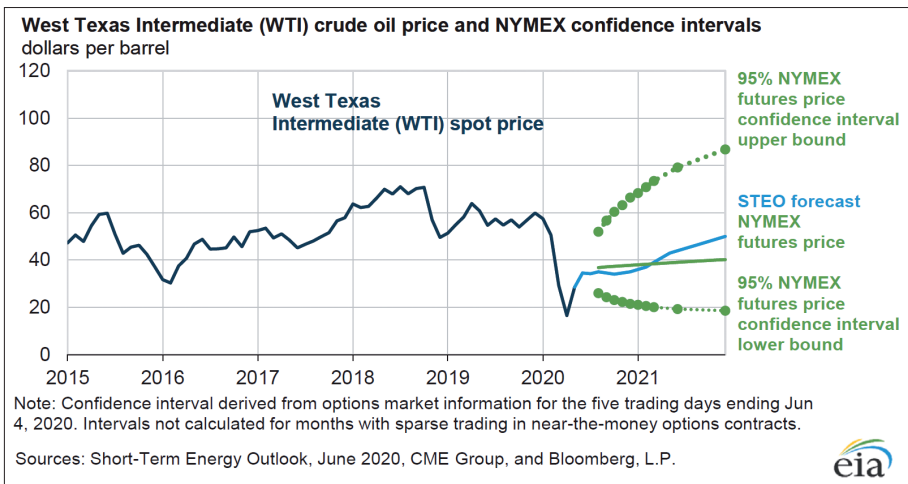


Fig. 6. Cotización US\$/b del crudo WTI. (EIA, 2020b)

Pongamos un horizonte no muy lejano (el 2023) y comencemos por lo más fácil. Según el informe de Rystad Energy, ver figura 7, el impacto para 2023 de la caída de la inversión en nuevos proyectos del año en curso es de unos 1,5 mb/d. Evidentemente, a más plazo el impacto será mayor: la consultora, estima que puede ser de 7 mb/d en 2030.

El analista Alex Kimani, en un reciente artículo (2020) estimaba en 2 mb/d la pérdida de producción derivada de la no reposición de pozos no convencionales en los EE. UU. en 2020. De continuar el escenario de precios de la figura 6, podría ser considerablemente mayor para 2023 la pérdida de producción.

Tratando de ser prudentes estimamos que la pérdida de producción en 2023, debida a los HNC en comparación con la del pasado año, puede ser de 1 mb/d. Implícitamente estamos asumiendo que se interrumpe el sostenido incremento de la producción de la última década y que las reducciones de costes permiten mantener casi el *plateau* actual.

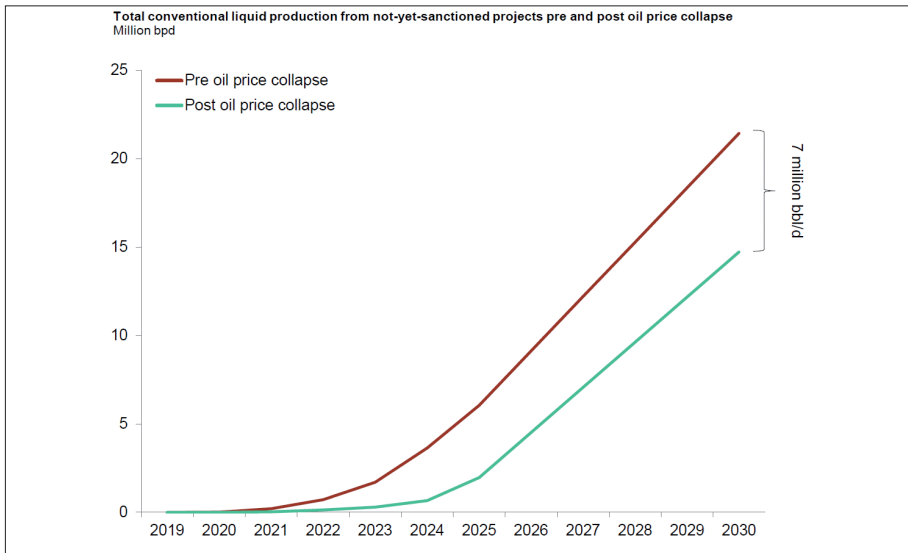


Fig. 7. Impacto en la producción de crudo, como consecuencia de la reducción de inversiones en 2020 (Rystad Energy, 2020)

Este aspecto es más técnico. Cuando se cierra un pozo, raramente vuelve a producir lo mismo que producía en el momento de su cierre. Es muy frecuente que la formación productora en el entorno del pozo sufra un deterioro en sus permeabilidades relativas, perdiendo productividad. La reducción del 30% en la demanda de los pasados meses, tuvo que ser soportada por un cierre físico de los pozos, al estar prácticamente llena toda la capacidad de almacenamiento: esto significa que alrededor de una producción 30 mb/d, tuvo que ser contenida mediante el cierre pozos. Estimamos que aproximadamente un 10% de esa producción se perdió o perderá cuando los pozos se pongan en producción de nuevo. Estamos hablando de la relevante cifra de 3 mb/d de pérdida de producción.

Otro aspecto importante derivado de la reducción de inversiones es una menor caja destinada al mantenimiento de la producción y a la mitigación del declino de los pozos. Para su estimación nos fijaremos en la pérdida de producción al cabo de tres años que se refleja en la figura 3, para el caso de declino observado, y que es 10 mb/d. Siendo prudentes estimamos el 25% de la cifra anterior, dando una pérdida de producción de 2,5 mb/d.

En total, la pérdida de producción en el caso de mantenerse el perfil de precios de la figura 6, para el año 2023 podría ser de unos 8 mb/d, con un intervalo de +/- de 2 mb/d.

La gran incógnita, para conocer la evolución del déficit de suministro, es cómo se va a recuperar la demanda, con la consabida sopa de letras en V, L, W, etc. La EIA, ver figura 8, estima para principios de 2022 una recuperación de la demanda a niveles de 2019 y un déficit de unos 2 mb/d entre oferta y demanda que deberá ser absorbido por los *stocks*.

Nuestra estimación es que si la demanda se recupera como se indica en la figura 8, los desequilibrios con la oferta van a ser notablemente superiores a los indicados por la EIA en su gráfico. Las tensiones en el mercado aflorarían en el entorno de los próximos dos años, en función de la recuperación de la demanda.

Los únicos elementos que podrían paliar esas tensiones son:

- El exceso de capacidad de producción por parte de los países productores, como Arabia Saudita e Irán. Los sauditas en la última guerra de precios con Rusia no parecen tener mucho más de 2,0 mb/d e Irán, con una economía muy erosionada, podrían tener entre 1 y 2 mb/d
- Y la reducción de la demanda derivada de:
  - o Cambios estructurales en el comportamiento de los consumidores. Seguro que los va a haber, sobre todo en el sector transporte, con la profundización de teletrabajo y las reuniones en las diversas va-

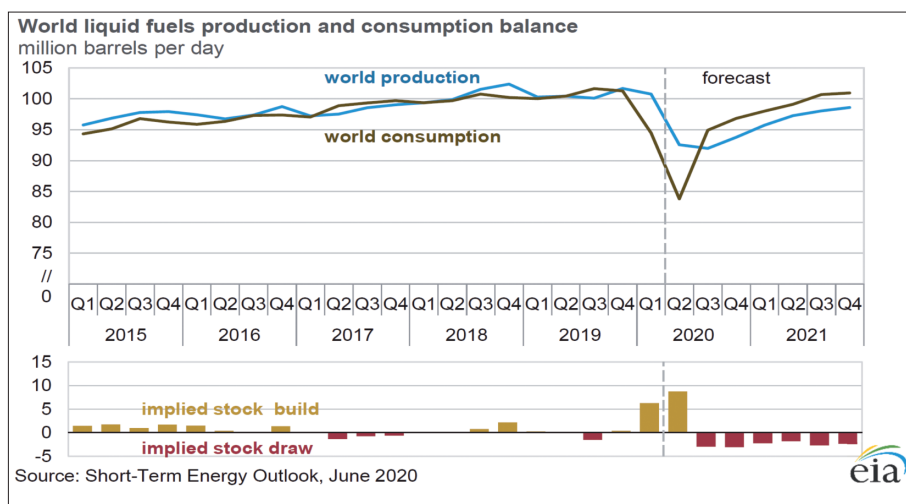


Fig. 8. Previsión de la EIA relativa a evolución de la oferta y demanda en el medio plazo (EIA, 2020)

- riantes de videoconferencias, junto con un temor residual a una nueva pandemia que no favorece los viajes.
- o La deficiente contención de la pandemia que impida la realización de una vida «normal», volviendo a escenarios de confinamiento de la población.

## 6. CONCLUSIONES

Hay una elevada probabilidad, en el medio plazo, de un escenario de precios altos en el mercado de crudos, que perjudicaría de un modo notable la recuperación económica mundial y que sería particularmente dañino para España, por importar prácticamente el 100% de los hidrocarburos.

España emite aproximadamente el 0,9% de los gases de efecto invernadero (GEI) mundiales. Nada comparable a las emisiones de: China, EE. UU., India, Rusia, Japón e Irán. Esta media docena de países superaron el 60% de las emisiones en el año 2018. La emisión de GEI es de afectación global, no local.

¿Tiene sentido que un país como el nuestro, en una grave crisis económica destruya empleo (cierres de: minería de carbón, termoeléctricas, automoción, aluminio, sector de hidrocarburos, etc.) para reducir nuestras emisiones del 0,9% al 0,7%? ¿Se va a ver afectado el clima de un modo perceptible por ello?

Y mientras tanto, sí deberíamos de seguir luchando contra el cambio climático. Pero de un modo más inteligente y menos ideologizado. Debemos reconocer que nuestra sociedad tiene una gran dependencia de los hidrocarburos, no solo por la energía, también por sus productos derivados (plásticos, adhesivos, fertilizantes, teléfonos móviles, medicinas, petroquímica...). ¿Alguien se imagina los días de pandemia sin plásticos, sin equipos de protección, sin cánulas, sin mascarillas, sin bolsas de suero, sin jeringuillas, sin guantes, sin desinfectantes, etc.?

Además de reducir emisiones de un modo más racional, ¿No deberíamos de trabajar también en la eliminación del CO<sub>2</sub> de la atmósfera? ¿Cómo? Mediante la captura y secuestro de los GEI. Por ejemplo: fijando el carbono atmosférico en la biosfera, mediante la creación masiva de bosques y la utilización de su producto, la madera. Los que nos ocupamos de las ciencias de la tierra sabemos que, desde el Carbonífero, la función clorofílica ha sido la forma más barata y eficaz de reducir el carbono atmosférico.

## AGRADECIMIENTOS

A Jorge Loredó Pérez por facilitarme la participación en las 22 ediciones del curso «Ramón Querol» y a Francisco Pinilla Eguibar, Paloma Álvarez Gallego y Jorge Corrales Llavona por las ideas aportadas y por la revisión del manuscrito de este documento.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BP, 2019. *Statistical Review of World Energy, 2019*. Disponible online: <https://www.bp.com/content/dam/bp/business-sites/en/global/corporate/pdfs/energy-economics/statistical-review/bp-stats-review-2019-full-report.pdf>

- EIA, 2020. *Short Term Energy Outlook; june 2020*. Disponible online: <https://www.eia.gov/outlooks/steo/archives/jun20.pdf>
- IEA, 2018. *World Energy Outlook 2018*, IEA, París. Disponible online: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2018>
- IEA, 2020. *World Energy Investment 2020*, IEA, París. Disponible online: <https://www.iea.org/reports/world-energy-investment-2020>
- Macrotrends, 2020. Disponible online: <https://www.macrotrends.net/1369/crude-oil-price-history-chart>.
- Simmons, M.R., 2000. *The World's Giant Oilfields*. Disponible online: <https://pdfs.semanticscholar.org/4b99/>
- Rystad Energy, 2020. *Global outbreak overview and its impact on the energy sector. Covid-19 report* 13<sup>th</sup> edition. Disponible online: <https://www.rystadenergy.com/newsevents/news/press-releases/rystad-energys-covid-19-report/>

# **MINERALOGÍA, TEXTURA Y GEOQUÍMICA DE DEPÓSITOS MINERALES Y RESIDUOS MINEROS: UNA HERRAMIENTA DE INTERÉS EN ESTUDIOS DE CONTAMINACIÓN DE SUELOS**

*Rodrigo Álvarez, Jessica Álvarez-Quintana y Almudena Ordóñez*  
Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales, Universidad de Oviedo, España

## **RESUMEN**

En este trabajo se presentan tres casos de contaminación en suelos por As derivada de actividad minera abandonada. Se han escogido tres mineralizaciones tipo (greisen, skarn e hidrotermal) y se ha tratado de ver la influencia de la mineralogía y la textura (además, evidentemente, de la geoquímica) de los residuos mineros en la afección al suelo. El trabajo se completa con una comparativa, en primera aproximación, de los resultados de un análisis mediante extracción secuencial con las observaciones realizadas mediante microscopía electrónica. Ambos métodos cuentan con ventajas y hándicaps, y presentan encuentros en algunas fracciones y desencuentros en otras. Las técnicas microscópicas sirven, en este caso, para poner de manifiesto ciertas limitaciones de la extracción secuencial, principalmente su carácter subjetivo en la interpretación.

## **1. INTRODUCCIÓN**

Existe, en la actualidad, una bibliografía muy extensa, tanto de carácter científico como técnico, sobre la contaminación de suelos por actividades mineras clausuradas. En los años 90 del siglo pasado comienzan a ver la luz los estudios ambientales de este tipo, con un carácter multidisciplinar y generalista, centrados principalmente en cuantificar los niveles totales de los contaminantes de interés en cada caso. Con la entrada, a partir del fin del siglo xx, de las metodologías de evaluación del riesgo (heredadas de la Environmental Protection Agency) empieza a ponerse de manifiesto la importancia de conocer en detalle las especies en las que aparecen los contaminantes de interés, habida cuenta de que únicamente la fracción biodisponible de los mismos es la que debe computar en la estimación del riesgo: lo más habitual

es que esta caracterización se lleve a cabo por medio de métodos meramente químicos, conocidos como «extracción secuencial selectiva» o «fraccionamiento secuencial» que, atacando a la muestra de suelo con diferentes extractantes, permiten conocer las cantidades de contaminantes que se asocian a materia orgánicas, aquellas que se encuentran adsorbidas en arcillas o en carbonatos, las asociadas a óxidos de Fe...

Estas técnicas, que constituyen una herramienta útil (aunque tediosa en su ejecución) han sido objeto de críticas desde hace tres décadas (ver, entre otros, Nirel y Morel, 1990; Bacon y Davidson, 2008; Vollprecht *et al.*, 2020) debido principalmente a la subjetividad en la interpretación mineralógica de las diferentes fracciones que se obtienen. En algunos trabajos puntuales se combinan los resultados de la extracción secuencial con estudios mediante métodos convencionales en mineralogía, principalmente (micro) difracción de rayos X, microscopía electrónica (de barrido y de transmisión) y microsonda electrónica (ver, entre otros, Matera *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2005; Petrunic *et al.*, 2006; Filippi *et al.*, 2007; Basu y Schreiber, 2013; Rieuwerts *et al.*, 2014). Esta combinación ofrece, desde el punto de vista de los autores, una aproximación mucho más realista y permite precisar de forma objetiva los resultados de la extracción secuencial selectiva.

En este trabajo se presenta, conjunta y comparativamente, el estudio de tres suelos contaminados por actividades mineras abandonadas, poniendo de manifiesto las aportaciones que las técnicas propias del estudio de sólidos minerales (mineralogía-textura-geoquímica) pueden ofrecer en los estudios de suelos contaminados. Todo ello se realiza sobre tres mineralizaciones ricas en As, correspondientes a otros tantos tipos diferentes de modelos de yacimientos minerales.

## 2. ÁREAS DE ESTUDIO

Para poder realizar apreciaciones sobre el papel que juegan las características mineralógicas, texturales y geoquímicas del depósito mineral (y de los residuos mineros) en la contaminación de suelos, se han seleccionado tres emplazamientos en los que ha habido minería antigua, y en los que la presencia de As es manifiesta. Además, se ha extremado la precaución en la selección de tal forma que se integren los tres tipos de mineralizaciones en los que el As suele aparecer en la naturaleza: de mayor a menor temperatura, se correspondería con los modelos conocidos como *greisen* (neumatolítico), *skarn* (neumatolítico) e *hidrotermal*. A continuación, se describen brevemente, siguiendo el orden que se acaba de citar.

### 2.1. Mina Rita (Compludo, Ponferrada, León)

La mina Rita (ver Fig. 1a) es un conjunto de labores que se sitúan unos 200-300 al NE de la localidad de Compludo, término municipal de Ponferrada ( $X_{UTM}=706.223$ ;  $Y_{UTM}=4.705.280$ , datum ETRS89, huso 29). Se trata de filones de cuarzo mineralizados con arsenopirita, no observables en afloramiento, que fueron beneficiados para As en al menos 4 niveles (cotas 900-1040 m) durante las décadas de los 40 y 50 del siglo pasado. La mineralización encaja en una potente serie cuarcítico-pizarrosa de edad Cambro-Ordovícica conocida como

*Serie Los Cabos* en la Zona Astur Occidental-Leonesa. Según Álvarez-Quintana (2019), la dirección de los filones es N140E, buzando de media 78° al SW. Se trata de un indicio sobre el que no existen registros bibliográficos, a excepción de la correspondiente ficha de la base de datos de indicios asociada al mapa geológico y minero 1: 400000 de Castilla y León (SIEMCALSA, 2020), donde se estiman unos 1000 m<sup>3</sup> de escombreras y se propone, acertadamente, una más que probable asociación con un granito no aflorante.

## 2.2. Mina Tres Amigos (Carracedo, Polentinos, Palencia)

La mina Tres Amigos (ver Fig. 1b) se sitúa en el monte Carracedo, sobre valle del arroyo de Parrazales y el embalse de La Requejada, unos 2,5 km al E de la villa de Polentinos, en el norte de la provincia de Palencia ( $X_{UTM}=377.316$ ;  $Y_{UTM}=4.755.153$ , huso 30). Es la mayor de un conjunto de tres minas, próximas entre sí, que constituyen un skarn granatífero-anfibólico de Cu-As-Au (Martín-Izard *et al.*, 1986) que fue explotado en varias épocas, habiéndose abandonado los trabajos de forma definitiva en 1961 (SIEMCALSA, 2020). Se trata de un skarn de alta temperatura asociado a cuerpos intrusivos dioríticos y granodioríticos que se emplazan sobre calizas carboníferas (Fm Brañosera, Martín-Izard *et al.*, 1986) y cuya paragénesis está dominada por calcopirita, arsenopirita, magnetita y pirita. En la actualidad, se encuentra dentro del permiso de investigación «Estalaya», que pertenece a SIEMCALSA. Existen, distribuidas a lo largo del trazado del arroyo que drena el valle (entre 1100 y 1150 m s. n. m.), al menos una decena de escombreras cuyo volumen se podría estimar en al menos 5000 m<sup>3</sup>.

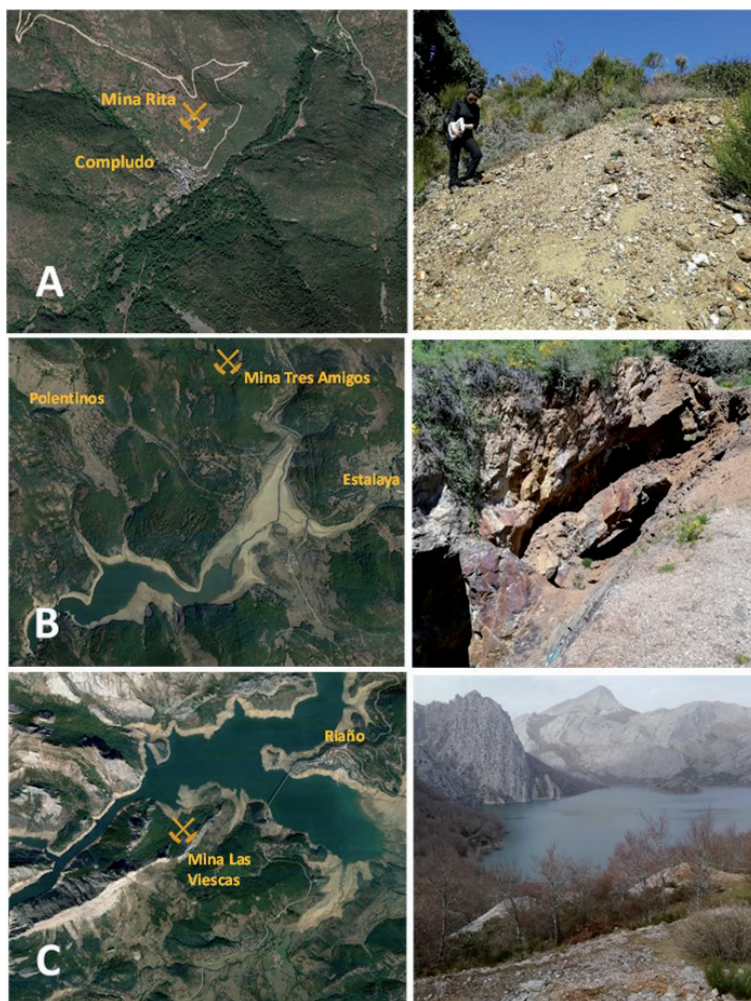
## 2.3. Mina de Las Viescas (Riaño, León)

La mina de Las Viescas, también conocida como mina de Bachende, se encuentra localizada unos 2 km al SW de Riaño, en el NE de la provincia de León, a una altitud entre 1150 y 1200 m ( $X_{UTM}=332.972$ ;  $Y_{UTM}=4.758.661$ , huso 30) y dentro de la Unidad del Pisuerga-Carrión, cerca de su límite con la Cuenca Carbonífera Central. La roca encajante es una caliza de edad westfaliense conocida como *Calizas de Bachende*, en la que aparecen filones y masas irregulares de sulfuros que fueron explotados hasta mediados del siglo XX por su contenido en As. Actualmente se conservan dos escombreras de ladera de gran tamaño (ver Fig. 1c) que se disponen muy cerca del nivel de inundación del embalse de Riaño y en las que es muy frecuente la presencia de fragmentos de roca con arsenopirita y pirita dispersas. Álvarez *et al.* (2006) indican que se trata de un depósito hidrotermal de baja temperatura intensamente silicificado que, además de arsenopirita y pirita, presenta cantidades accesorias de marcasita, estibina, ocre de Sb, rejalgar y goethita. Los autores anteriores realizan un muestreo del suelo del entorno de la mina, en el que llegan a determinar concentraciones de As de hasta 23800 mg/kg.

## 3. MINERALIZACIONES Y RESIDUOS MINEROS

Los fenómenos de contaminación de suelos que se presentan en este trabajo tienen como denominador común un origen ligado a la disposición de





*Fig. 1. a) Localización de la mina Rita (encuadre horizontal: 2 km) y escombrera de mineral de baja ley en Compludo. b) Localización de la mina Tres Amigos (encuadre horizontal: 6 km) y labores a cielo abierto sobre la masa principal explotada. c) Situación de la mina Las Viescas (escala igual que la imagen anterior) y vista, desde la parte superior de las labores, de las escombreras*

residuos mineros a la intemperie, durante décadas, y sin medidas de protección ambiental. Así, resulta oportuno estudiar las características de estos residuos que ejercen influencia sobre la dispersión de contaminantes en el medioambiente; de entre ellos, además de los aspectos geoquímicos, resultan de interés tanto la mineralogía como la textura. En este capítulo se exponen los principales hallazgos de los estudios realizados sobre muestras minerales recogidas en las escombreras. Debido a las limitaciones en cuanto a extensión, únicamente se entrará en detalle en los aspectos relativos al As.

### 3.1. Mina Rita (Compludo, Ponferrada, León)

La mineralización metálica de mina Rita presenta las características típicas del modelo greisen: filones de cuarzo de potencia aparentemente centi- o decimétrica, con cristales de moscovita de muy pequeño tamaño en las salbandas, sobre un encajante esquistoso. Estos filones de cuarzo cristalino y de tamaño grueso, lechoso, presentan como fase mineral metálica casi exclusiva la arsenopirita. Su tamaño de grano es muy variable, abarcando desde las 100  $\mu\text{m}$  hasta tamaños milimétricos, aunque rara vez supera 1 mm de diámetro máximo. Presenta muy frecuentemente fracturación transgranular, clara tendencia al idiomorfismo y, en ocasiones, un ligero reemplazamiento por escorodita. La neoformación de escorodita se realiza sobre las zonas perimetrales de los cristales o, más frecuentemente, a partir de las fracturas que afectan a la arsenopirita (ver Fig. 2a). El desarrollo de la escorodita es modesto en los filones de cuarzo, pero casi completo en muestras mineralizadas del esquistoso encajante. La arsenopirita viene acompañada por pirita, esfalerita y galena, todas ellas en cantidades muy exiguas. Las dos últimas presentan textura de relleno de espacios vacíos y, por lo tanto, carácter tardío. Por medio de SEM-EDS se ha podido comprobar que la esfalerita contiene cantidades detectables de Cd. Mediante esta técnica también ha sido posible determinar la presencia (también testimonial) de fosfatos no identificados de As-Pb (Fe-Al).

### 3.2. Mina Tres Amigos (Carracedo, Polentinos, Palencia)

Las muestras recogidas en las escombreras de la mina Tres Amigos revelan una paragénesis dominada por calcopirita, arsenopirita y, en menor medida pirita y cuarzo hidrotermal, con cantidades menores de otros óxidos. Los dos sulfuros mayoritarios aparecen en tamaños milimétricos, mostrando el claro carácter precoz de la calcopirita, que en ocasiones presenta, por sus partes perimetrales, un tímido reemplazamiento por covellita y posiblemente calcosina. Tanto la calcopirita como la arsenopirita se encuentran muy fracturadas (ver figura siguiente): a partir de las fracturas, y en bandas de espesor en el orden de las pocas decenas de micra, se neoforma escorodita. Una parte importante de los fragmentos de roca mineralizada depositados en las diferentes escombreras presenta un marcado carácter de alteración supergénica que se traduce en la presencia de precipitados crustiformes que rellenan espacios vacíos de óxidos de Fe (seguramente goethita), muy frecuentemente con contenidos importantes de As (hasta el 7%): así, se podría establecer que la precipitación de óxidos/oxihidróxidos de Fe supergénicos es, a la vez, un mecanismo eficaz en la retención de As.

### 3.3. Mina de Las Viescas (Riaño, León)

La mineralización de Riaño presenta signos evidentes de un carácter hidrotermal, que mineraliza a la roca encajante de forma masiva con pequeños cristales, bien definidos, de arsenopirita. El encajante presenta tamaño de grano grueso, con claros síntomas de recristalización. El tamaño más común de la arsenopirita (considerando cristales individuales) se sitúa en 30-50  $\mu\text{m}$ , aunque los agregados de cristales pueden alcanzar tamaños milimétricos. A la arseno-

pirita la acompañan en la paragénesis pirita (en ocasiones recrecida), estibina y esfalerita. Los resultados de SEM-EDS indican que tanto la pirita como la estibina son arsenicales, y que la esfalerita es ferrífera y contiene cantidades de Cd en el orden del 1-2%. La estibina y el conjunto de las especies citadas se encuentran sin alteración evidente; la estibina presenta un llamativo y frecuente hábito acicular que en ocasiones deja entrever su carácter temprano con respecto a la pirita (ver Fig. 2); su tamaño varía desde varias decenas hasta pocas centenas de micra, mientras que la pirita y esfalerita generalmente superan con creces las 100  $\mu\text{m}$ . Todos los sulfuros presentan hábitos subidiomorfos, a excepción de la arsenopirita, que es siempre idiomorfa.

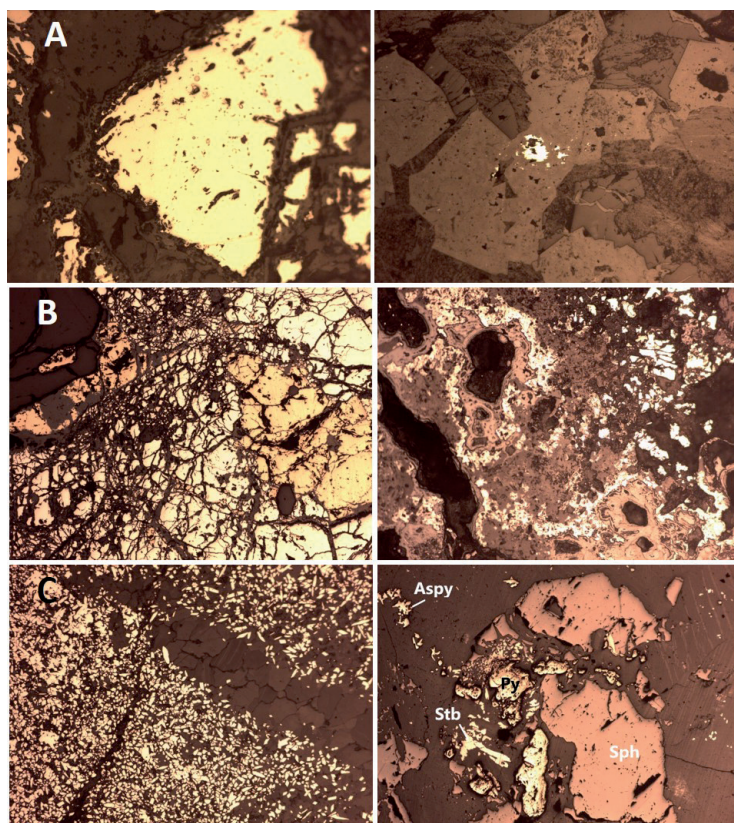


Fig. 2. (a) Residuos mineros de mina Rita. A la izquierda, cristal subidiomorfo de arsenopirita, con alteración incipiente (encuadre: 650  $\mu\text{m}$ ). A la derecha se observa cómo la scorodita reemplaza casi completamente a la arsenopirita (encuadre: 1,3 mm). (b) Residuos mineros de la mina Tres Amigos: a la izquierda, calcopirita y arsenopirita intensamente fracturadas (encuadre: 2,6 mm) y a la derecha, precipitados químicos de óxidos de Fe ricos en As tapizando parcialmente huecos de lixiviación (encuadre: 1,3 mm). (c) Residuos mineros de la mina de Las Viescas: a la izquierda, arsenopirita densa y finamente dispersa en el encajante carbonatado; a la derecha, aspecto típico de todas las fases (Aspy: arsenopirita; Sph: esfalerita; Py: pirita y Stb: estibina). En ambos casos el encuadre es 1,3 mm

#### 4. AFECCIÓN A LOS SUELOS

En cada uno de los tres emplazamientos estudiados se recogieron selectivamente muestras de suelos (5 en mina Rita, 8 en la mina Tres Amigos y 9 en la mina de Las Viescas) en aquellos puntos que *a priori* se podían considerar como más afectados, principalmente zonas anexas a las labores mineras y otras inmediatamente aguas abajo de las escombreras. El objetivo no era, pues, establecer un mapa de la afección en el entorno, sino disponer de muestras de suelos con contenidos elevados en As y otros metales para ver su modo de ocurrencia en los suelos.

Estas muestras fueron llevadas al laboratorio y preparadas siguiendo los protocolos estándar de secado, eliminación de materia vegetal, desagregación y tamizado habituales en los suelos. Finalmente, sobre la fracción menor de 125  $\mu\text{m}$  se realizó un análisis elemental mediante fluorescencia de rayos por medio de un equipo portátil Niton XL3t en el laboratorio de Investigación de Yacimientos de la Escuela de Ingeniería de minas, energía y materiales de Oviedo. La localización de los puntos de muestreo se muestra en la Fig. 3 y los resultados de los análisis se muestran en la Tabla 1.

Según los valores de la Tabla 1, en una primera aproximación ya se pone de manifiesto que la afección por As en los suelos, en valores absolutos, es mucho mayor en la mina Las Viescas (88393 mg/kg de As de media) que en la mina Tres Amigos (12146 mg/kg de As) y en esta, a su vez, mucho mayor que en la mina Rita (5043 mg/kg de As). Esta misma prelación se mantiene para el Fe y resulta inversa para el Mn. Cabe poner de manifiesto que la mina Tres Amigos, como cabía esperar, proporciona los mayores valores de Cu contenido en

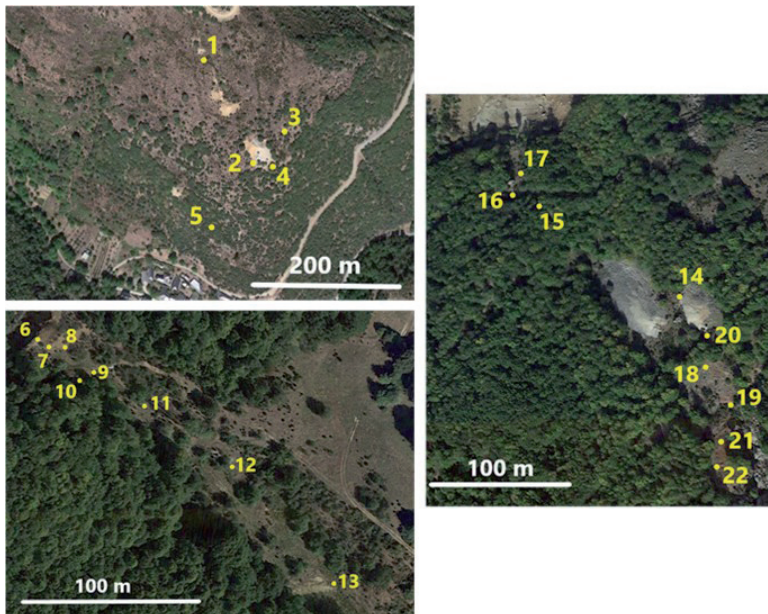


Fig. 3. Situación de las muestras. Izquierda superior: mina Rita (Compludo); Izquierda inferior: mina Tres amigos (Carracedo); Derecha: mina Las Viescas (Riaño)

el suelo. Por su parte, los niveles de Hg son igualmente elevados en los suelos de la mina Las Viescas (110 mg/kg de media), pero este elemento no es detectado en el resto de muestras (a excepción de una muestra en mina Rita). La presencia de Sb en los suelos también es relevante en los dos emplazamientos con mineralizaciones de menor temperatura. Todo lo anterior tiene una explicación lógica y sencilla atendiendo a las características señaladas en el apartado anterior: en todos los casos la fase primaria portadora de As más importante (prácticamente única) es la arsenopirita. La diferencia se encuentra en que en el depósito hidrotermal de Riaño presenta, a diferencia de los otros dos, un encajante más soluble y una textura de la fuente de As con mayor superficie específica, lo que se traduce en una mayor movilización del As.

Tabla 1. Resultado de los análisis elementales de las muestras señaladas en la figura anterior (mg/kg; <LOD: por debajo del límite de detección de la técnica)

Muestra	Emplazamiento	As	Ba	Co	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	S	Sb	Zn
1	Mina Rita	615	237	< LOD	33	27942	< LOD	1179	61	44	< LOD	< LOD	112
2		9026	< LOD	< LOD	67	41827	11	1743	< LOD	310	1747	< LOD	207
3		2016	< LOD	< LOD	51	31666	< LOD	1414	< LOD	96	420	< LOD	144
4		722	< LOD	110	38	29436	< LOD	3496	< LOD	97	700	< LOD	221
5		12840	332	< LOD	41	138907	< LOD	5701	85	699	965	< LOD	172
6	Mina Tres Amigos	20174	237	< LOD	6571	189922	< LOD	4063	118	< LOD	1485	532	326
7		51331	247	799	3115	489492	< LOD	1527	< LOD	< LOD	3436	959	248
8		1065	< LOD	118	864	30371	< LOD	350	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	116
9		4514	91	177	2645	60453	< LOD	863	75	< LOD	< LOD	105	124
10		1928	< LOD	121	509	41561	< LOD	1158	< LOD	< LOD	554	< LOD	119
11		4137	< LOD	172	3632	50033	< LOD	1656	85	< LOD	914	118	466
12		12249	206	< LOD	6844	150006	< LOD	2327	135	< LOD	786	335	935
13		1775	< LOD	143	1597	48059	< LOD	952	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	141
14		46810	229	< LOD	298	143313	50	508	102	108	3853	313	359
15		972	< LOD	< LOD	31	36111	< LOD	1088	108	< LOD	< LOD	< LOD	56
16	Mina Las Viescas	26903	< LOD	393	109	91557	45	1064	< LOD	70	3292	< LOD	212
17		65979	229	< LOD	236	203996	75	1039	169	102	7045	177	266
18		140150	145	< LOD	526	488617	160	1759	< LOD	182	5113	328	370
19		131303	144	< LOD	663	701787	148	2118	< LOD	280	2000	312	419
20		47711	215	499	284	191691	31	1576	113	101	3116	224	177
21		155170	< LOD	1374	597	706386	207	1773	< LOD	325	1773	332	340
22		180545	< LOD	< LOD	524	571594	172	1197	< LOD	205	6862	393	375

En una situación intermedia se encontraría el caso de la mina de Carracedo, donde la ganga combina silicatos y carbonatos, y la arsenopirita se presenta en cristales de buen tamaño, aunque muy fracturados. Como se describe en el apartado 3.2, hay un papel importante por parte de los óxidos de Fe supergénicos en la captación de parte del As movilizado, que no llega al suelo. Finalmente, la mayor parte de la arsenopirita de Compludo está protegida por el cuarzo cristalino de grano grueso que forma los filones explotados, lo que frena la meteorización química de la mineralización primaria que sí tiene lugar, con intensidad desigual, en los otros dos casos. Cuando existe arsenopirita dispersa en el encajante pizarroso, la movilidad del As es algo mayor, pero reducida en todo caso. Los casos del Fe, Cu, Hg y Sb también se pueden explicar en términos de textura, mineralogía y composición de los residuos mineros, pero, como se adelantaba en la introducción, su tratamiento excede el alcance de este trabajo.

Con objeto de conocer un poco mejor el reparto y modo de ocurrencia de los metales y As en el suelo, la totalidad de las muestras anteriores se enviaron a un laboratorio externo (Bureau Veritas Mineral Laboratories, Canadá) para realizar un fraccionamiento secuencial, realizado según el procedimiento descrito en Hall (1998). Existen diversos protocolos para llevar a cabo los ensayos de fraccionamiento, cuyas diferencias esenciales son los agentes extractantes (o su concentración) o la interpretación en las fracciones obtenidas. Se ha seleccionado el método citado frente a otros igualmente reconocidos (Tessier *et al.*, 1979; Ure *et al.*, 1993; Larios *et al.*, 2012) porque permite diferenciar, además de las fracciones idealmente asociadas a la materia orgánica y a las arcillas, las relacionadas, por una parte, con los óxidos de Mn y por otra parte, con los de Fe. En la Tabla 2 se muestra, de forma sintética, el procedimiento:

Tabla 2. Protocolo seguido en el fraccionamiento secuencial

Fracción	Extractante	Interpretación
LH101	Agua desmineralizada	Fracción soluble
LH102	Acetato amónico 1M	Fracción adsorbida en arcillas y coprecipitada en carbonatos
LH103	Pirofosfato sódico 0,1M	Fracción asociada a materia orgánica
LH104	Hidroxilamina 0,1M	Fracción asociada a óxidos/hidróxidos de amorfos de Mn
LH105	Hidroxilamina 0,25M	Fracción asociada a óxidos/hidróxidos de Fe y óxidos cristalinos de Mn

Los resultados obtenidos para el As en las muestras analizadas se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Resultados del fraccionamiento secuencial para el As (mg/kg)

Muestra	Método				
	LH101	LH102	LH103	LH104	LH105
1	2,3	3,6	71,3	74,6	56,6
2	74,6	84,9	788,5	635,1	2648,1
3	34,0	38,4	452,2	265,7	253,9
4	8,9	7,6	84,6	61,0	102,3
5	48,8	55,6	754,0	964,1	2606,6
6	18,1	91,8	1023,3	1640,6	3194,7
7	4,8	73,5	3626,5	1096,3	4797,6
8	4,5	15,1	331,3	189,7	300,0
9	18,2	41,3	532,1	730,2	898,4
10	4,9	12,4	655,4	208,6	414,5
11	14,4	49,7	465,5	405,6	987,9
12	40,3	80,6	858,1	1522,7	1725,8
13	7,8	7,0	391,5	267,6	601,2
14	92,3	115,4	1227,8	205,9	3134,1
15	3,3	11,8	105,4	81,9	135,8
16	30,7	208,8	3210,3	1809,3	5782,3
17	119,0	415,5	2076,7	627,8	6168,5
18	143,9	544,9	4385,6	603,6	7270,2
19	162,1	510,8	4446,9	719,3	5241,0
20	75,9	142,0	1571,9	1005,6	4279,7
21	169,2	604,5	4261,4	1124,0	6272,4
22	155,0	558,1	4298,1	544,4	5865,9

En una primera aproximación, si se comparan los resultados de las tablas 1 y 3, se pueden extraer las siguientes evidencias:

- A) La diferencia entre la suma de las fracciones y el contenido total en As de las muestras, que se podría asumir por simplificación como As «residual» (el que forma soluciones sólidas en minerales estables o es estructural en las especies propias) es, en la mayor parte de los casos, superior al 50%. Esto indica que se trata de restos o productos de alteración de los fragmentos de roca existentes en las escombreras y que, por lo tanto, la mayor parte de la dispersión es de naturaleza mecánica y no química.
- B) La cantidad de As en la fracción soluble y en asociación con arcillas es muy baja, no superando, en cualquier caso y en términos relativos, el 2% del As total en las muestras.
- C) Las cantidades relativas de As asociado a la fracción orgánica del suelo son bastante variables, y suponen, con respecto al As total, unos valores medios del 12,07% (mina Rita), 16,17% (mina Tres Amigos) y 4,83% (mina Las Viescas). Estos valores son similares a los obtenidos para la fracción asociada a óxidos de Mn poco cristalinos, en este caso con una menor variabilidad entre muestras.
- D) La fracción asociada a los óxidos de Fe es la más importante cuantitativamente de todas las analizadas, en valores medios. Como aproximación genérica, podríamos establecer que los óxidos de Fe fijan, en líneas generales, el doble de As que los de Mn. Sin embargo, si nos fijamos en los valores de la Tabla 1 para Fe y Mn, el primero siempre está uno o dos órdenes de magnitud por encima del último, lo cual indica que los óxidos de Mn son mejores sorbentes para el As que los de Fe. Esto puede deberse, tal y como apunta Hall (1998) y entre otros factores, a que presenta más estados de oxidación (+2, +3 y +4) y forma compuestos no estequiométricos, pobremente cristalinos.
- E) Las muestras con mayores concentraciones de As (18, 19, 21 y 22) presentan las mayores proporciones de este metaloide en lo que se ha denominado *fracción residual*, evidenciando un origen relacionado con restos de mineral: de otra forma, sería difícil explicar concentraciones en un suelo superiores al 10% en As elemental.

Muestras seleccionadas de los suelos analizados fueron finamente desagregadas y estudiadas mediante técnicas de microscopía electrónica, tanto de barrido (SEM) como de transmisión (HRTEM) en los servicios científico-técnicos de la Universidad de Oviedo. En el primer caso, el equipo utilizado fue un modelo JEOL 5600 y, en el segundo, un JEM JEOL-2100, ambos equipados con módulos de microanálisis EDS. La cuantificación de componentes resulta viable mediante estas técnicas de imagen, pero la cuantificación de la distribución de elementos entre fases es demasiado compleja como para abordarla con garantías. En cualquier caso, se presentan a continuación algunas consideraciones relacionadas con las interpretaciones de los resultados del fraccionamiento secuencial (ver párrafos anteriores).

- A) Que la fracción residual sea la mayoritaria encaja bien con las observaciones de SEM realizadas sobre las muestras de suelo. Con detección de electrones retrodispersados, destacan bien ciertos gra-

nos, generalmente angulosos, con características propias de restos del mineral alterado (se ilustra en la siguiente imagen).

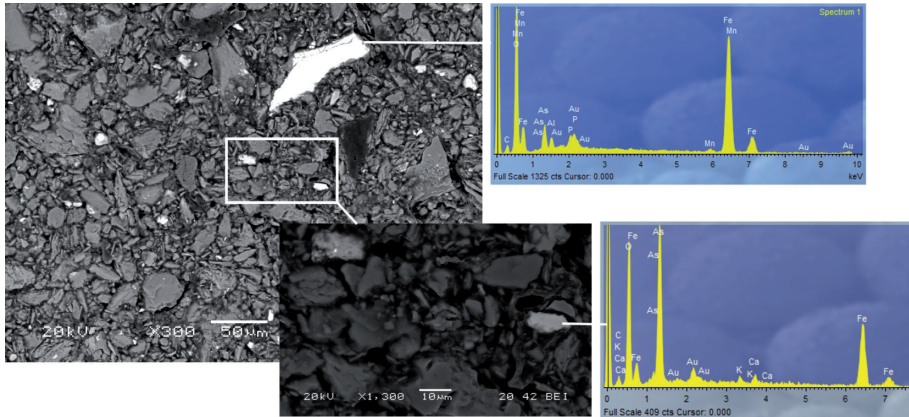


Fig. 4. Muestra de suelo (muestra 2 de las Tablas 1 y 3) en una imagen representativa, tomada con el SEM en detección de electrones retrodispersados. Se incluyen dos diagramas de energías de microanálisis llevados a cabo sobre las partículas señaladas (en la parte superior; óxidos de Fe-Mn con contenidos menores de As y, en la parte inferior, escorodita)

B) La retención de As sobre la superficie de las arcillas recogida en la Tabla 3, por el contrario, no está en su aspecto cuantitativo tan en consonancia con las observaciones de microscopía electrónica. Las partículas de arcillas son muy frecuentes en las muestras de suelo: en la siguiente figura se presentan dos ejemplos.

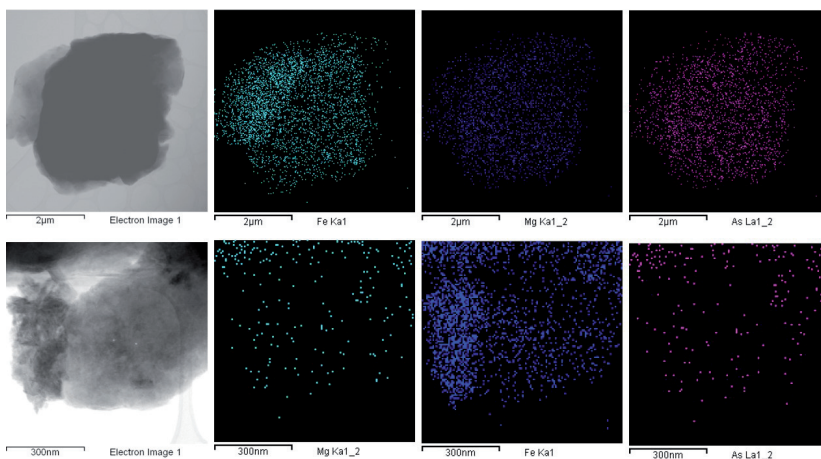


Fig. 5. Imágenes (HRTEM) de dos láminas de minerales del grupo de las arcillas y distribución de Mg, Fe y As



En la mayor parte de este tipo de partículas, la resolución del microanálisis EDS es suficiente como para detectar y cuantificar la presencia de As, cuyos contenidos medios se sitúan en un 1-2%, con valores puntuales que llegan a superar el 5%. En particular, en la Fig. 5, el contenido medio en As en la partícula superior es del 2,29% y resulta del 1,53% en la de la fila inferior. En los mapas de distribución de la figura anterior se puede apreciar cómo el As se reparte de forma más o menos homogénea sobre la superficie examinada, con similitudes importantes en relación a Fe y, sobre todo, Mg. Teniendo en cuenta lo anterior, y aun siendo muy conservadores, la cantidad de As asociado a arcillas, habrá de ser superior a los valores que proporciona el método LH102.

- C) En relación a la fracción del As idealmente asociado a la materia orgánica, la situación es la contraria que la descrita anteriormente para el caso de las arcillas. La totalidad de las muestras, a excepción de las 16 y 17, son muestras minerales, muy pobres en materia orgánica. Mediante microscopía electrónica se han podido realizar algunas medidas sobre esta fase, no siendo posible detectar As en ningún caso. Así, el método del fraccionamiento secuencial parece sobrevalorar el papel de la parte orgánica del suelo en la retención de As.
- D) Finalmente, tanto los óxidos de Fe como los de Mn (son frecuentes los óxidos mixtos) han sido también analizados de forma individual en algunas muestras de suelo y, al igual que ocurre con las arcillas, se detecta la presencia de As (no en todos los casos) proporciones algo por encima de las citadas para las arcillas (véase, por ejemplo, el cristal de la parte superior derecha de la Fig. 4, que contiene un 5,54% de As).

## 5. CONCLUSIONES

En este trabajo se presentan tres casos de suelos afectados por As y relacionados con actividades mineras clausuradas. La abundancia y distribución de metales y As en los suelos se encuentra muy directamente relacionada con las características geoquímicas, pero también mineralógicas y texturales de la mineralización que en cada uno de los casos ha sido beneficiada (greisen, skarn, depósito hidrotermal). En particular, el carácter más o menos inerte de la roca de caja y el tamaño de grano (superficie específica) juegan un papel determinante en la intensidad de la afección.

Los niveles de metales y As en los suelos pueden llegar a ser muy elevados y se deben, en buena parte (comúnmente, de forma mayoritaria) a fenómenos de dispersión mecánica de fragmentos de roca mineralizada que han sido integrados en los suelos y han sufrido un transporte reducido. La dispersión química también existe, y ha tratado de profundizarse en su conocimiento por dos vías, en paralelo: por una parte, mediante el análisis por fraccionamiento secuencial de las muestras de suelo y, por otro, mediante su examen con técnicas propias de la mineralogía (microscopía electrónica). Los resultados cruzados de los métodos químicos y microscópicos presentan tanto afinidades (en la fracción residual y en el papel que juegan los óxidos de

Fe y Mn) como diferencias (en lo que se refiere a la cantidad de contaminante –As– asociado a las fracciones arcillosa y orgánica). En este sentido, la subjetividad de la interpretación de los métodos químicos debe ser subordinada a las certezas que proporciona, con todas sus limitaciones, el sistema de microscopía electrónica combinado con microanálisis.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez, R., Ordóñez, A., Loredó, J., 2006. Geochemical assessment of an arsenic mine adjacent to a water reservoir (León, Spain). *Environmental Geology*, 50: 873-884.
- Álvarez-Quintana, J., Álvarez, R., Ordóñez, A., Loredó, J., 2019. Mineralogical speciation as a tool in polluted soils assessment: a case study. *Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Conference on Environmental Science and Technology*, p. 74-80.
- Bacon, J., Davidson, C., 2008. Is there a future for sequential chemical extraction? *Analyst*, 133: 25-46.
- Basu, A., Schreiber, M. E., 2013. Arsenic release from arsenopyrite weathering: Insights from sequential extraction and microscopic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 262: 896-904.
- Filippi, M., Doušová, B., Machovi, V., 2007. Arsenic in contaminated soils and anthropogenic deposits at the Mokrsko, Roudný, and Kašperské Hory gold deposits, Bohemian Massif (CZ). *Geoderma*, 139 (1-2): 154-170.
- Hall, G. E. M., 1998. Analytical perspectives on trace element species of interest in exploration. *Journal of Geochemical Exploration*, 61: 1-20.
- Larios, R., Fernández-Martínez, R., Álvarez, R., Rucandio, I., 2012. As pollution and fractionation in sediments and mine waste samples from different mine sites. *Science of the Total Environment*, 431: 426-435.
- Lee, P. K., Kang, M. J., Choi, S. H., Touray, J. C., 2005. Sulfide oxidation and the natural attenuation of arsenic and trace metals in the waste rocks of the abandoned Seobotung tungsten mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 20 (8): 1687-1703.
- Martín-Izard, A., Palero, F. J., Reguilón, R., Vindel, E., 1986. El skarn de Carracedo (San Salvador de Cantamuda). Un ejemplo de mineralización pirometasomática en el N de la provincia de Palencia. *Studia Geológica Salmanticensis*, XXIII: 171-192.
- Matera, V., Le Hécho, I., Laboudigue, A., Thomas, P., Tellier, S., Astruc, M., 2003. A methodological approach for the identification of arsenic bearing phases in polluted soils. *Environmental Pollution*, 126: 51-64.
- Nirel, P. M. V., Morel, F. M. M., 1990. Pitfalls of sequential extraction. *Water Research*, 24(8): 1055-1056.
- Petrunic, B. M., Al, T. A., Weaver, L., 2006. A transmission electron microscopy analysis of secondary minerals formed in tungsten-mine tailings with an emphasis on arsenopyrite oxidation. *Applied Geochemistry*, 21 (8): 1259-1273.
- Rieuwerts, J. S., Mighanetara, K., Braungardt, C. B., Rollinson, G. K., Pirrie, D., Azizi, F., 2014. Geochemistry and mineralogy of arsenic in mine wastes and stream sediments in a historic metal mining area in the UK. *Science of the Total Environment*, 472: 226-234.
- Sociedad de Investigación y Exploración Minera de Castilla y León, S. A. (SIEMCALSA), 2020. *Publicaciones*. Disponible online: <http://www.siemcalsa.com/>
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51: 844-850.
- Ure, A. M., Quevauviller, P., Muntau, H., Griepink, B., 1993. Speciation of heavy metal in soils and sediments. An account of the improvement and harmonisation of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the Commission of the European Communities. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 51: 135-151.

Vollprecht, D., Riegler, C., Ahr, F., Stuhlpfarrer, S., Wellacher, M., 2020. Sequential chemical extraction and mineralogical bonding of metals from Styrian soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02694-0>.

# **DRENAJE ÁCIDO DE MINAS EN LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA: GEOQUÍMICA, TRATAMIENTO PASIVO Y SUS RESIDUOS EN UNA ECONOMÍA CIRCULAR**

*Carlos Ayora,<sup>1</sup> Salud Orden,<sup>2</sup> Francisco Macías,<sup>2</sup> y José Miguel Nieto<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua, CSIC, Barcelona

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias de la Tierra, Universidad de Huelva

## **RESUMEN**

La Faja Pirítica Ibérica es una provincia de sulfuros masivos de importancia mundial. Miles de años de minería han dado lugar a una gran cantidad de residuos y más de cien drenajes ácidos de mina, muchos de ellos en la cuenca del río Odiel. La alcalinidad de este río neutraliza los primeros afluentes ácidos, el Fe (III) y el As precipitan como oxihidróxidos de Fe (III) (schwertmannita), y el Al, Cu, Sc, Y y tierras raras precipitan como oxihidróxidos de Al (basaluminita). El resto de metales divalentes, como Zn, Mn, Co, Ni y Cd permanecen en disolución. Aguas abajo, debido al agotamiento progresivo de su alcalinidad, el río Odiel se vuelve ácido hasta el estuario. La calidad ecológica y el uso futuro del agua para la agricultura requiere la neutralización de los principales drenajes ácidos, que dado el carácter huérfano de los mismos, solo se puede abordar de forma pasiva. Se ha ensayado un sistema de tratamiento pasivo basado en arena de caliza dispersada en una matriz inerte de virutas de madera. La disolución de la caliza eleva el pH a valores alrededor del neutro y el precipitado de schwertmannita y basaluminita. El fino tamaño de grano de la caliza permite su disolución total antes de su recubrimiento y pasivación. La alta porosidad de las virutas de madera permite mantener una alta conductividad hidráulica a pesar de los precipitados. La acumulación de residuos del tratamiento de drenajes ácidos motiva la investigación para su valorización en una perspectiva de economía circular. Así, Cu, Sc, Y y tierras raras se retienen completamente en la basaluminita.

## **1. INTRODUCCIÓN**

La Faja Pirítica Ibérica (FPI) con 1700 Mt de mena polimetálica es probablemente la provincia de sulfuros masivos más grande del mundo (Tornos,

2006). Se extiende de este a oeste desde Sevilla hasta el sur de Lisboa con una longitud de más de 200 km y un ancho de unos 40 km. La FPI está formada por materiales sedimentarios del Devónico Superior y Carbonífero Inferior, que incluyen una secuencia volcánica máfica-félsica. Asociados a este volcanismo se encuentran más de 80 depósitos de sulfuros masivos formados por pirita como mineral principal, junto con esfalerita, galena, calcopirita, arsenopirita y otros minerales que contienen cantidades menores de Cd, Sn, Ag, Au y Co. No existen carbonatos en toda la secuencia sedimentaria.

La FPI es uno de los distritos mineros más antiguos del mundo, con más de 4500 años de historia. Esta actividad continua, sobre todo desde mitad del siglo XIX, ha dejado un pasivo ambiental de 90 minas, 700 ha de cortas, 300 ha de escombreras de minas, 860 ha de balsas de lodos y 280 ha de otras instalaciones (Grande, 2016). La meteorización de la pirita produce un flujo continuo de drenaje ácido de mina que contamina la mayoría de las cuencas de los ríos Tinto y Odiel casi desde sus fuentes (Sánchez-España *et al.*, 2005; Sarmiento *et al.*, 2009; Nieto *et al.*, 2013). El río Odiel tiene 140 km de largo, la superficie de su cuenca de drenaje es de 2300 km<sup>2</sup> y su caudal promedio se estima en alrededor de 500 hm<sup>3</sup> por año. El río Tinto tiene una longitud de 100 km, la superficie de su cuenca es de 720 km<sup>2</sup> y tiene un caudal promedio de 100 hm<sup>3</sup> por año. El clima mediterráneo, que incluye meses de sequía e intensos eventos de lluvia, provoca variaciones marcadas de caudal. La precipitación media anual en la zona es de 800 mm, de los cuales el 50% se produce entre octubre y enero. Los ríos Tinto y Odiel se fusionan en el estuario de Huelva. Olías *et al.* (2006) estimaron que los dos ríos transportan enormes cantidades anuales de contaminantes disueltos: 7922 t de Fe, 5781 t de Al, 3475 t de Zn, 1721 t de Cu, 1615 t de Mn y cantidades menores de otros metales (71 t de Co, 27 t de Pb, 35 t de As). Sarmiento *et al.* (2009) estimaron que la carga transportada por ambos ríos representa el 3% del flujo global de Cu y el 15% del Zn.

El Plan Hidrológico Nacional propone la construcción de la presa de Alcolea con 320 hm<sup>3</sup> de capacidad para usos agrícolas en el curso bajo del Odiel. Además, la Directiva Marco Europea del Agua (2000/60/CE) establece que todas las cuencas hidrográficas europeas deberían alcanzar estándares químicos y biológicos de alta calidad antes de 2016. Sin embargo, debido a sus dificultades especiales, estos estándares se han aplazado hasta 2027 para los ríos Tinto y Odiel. Por lo tanto, es necesario acometer un intenso programa de tratamiento de los drenajes ácidos de mina en los próximos años.

## 2. GEOQUÍMICA DEL DRENAJE ÁCIDO DE MINA (AMD)

Una vez que se genera el AMD, el comportamiento de los solutos mayoritarios y traza depende principalmente de la evolución de los valores de pH y Eh, que a su vez dependen de la mezcla con otras aguas superficiales y de la cinética de las reacciones. Como ejemplo, se describe a continuación la evolución química del agua en un tramo del río Odiel anterior a la instalación de dos sistemas de tratamiento.

El segmento estudiado está ubicado entre las primeras descargas de AMD y la confluencia con el río Agrio (Figura 1A). La primera entrada es de la mina Concepción, con un pH de alrededor de 2,5 y una conductividad eléctrica

ca de 2,54 mS/cm. Aguas abajo, hay una entrada difusa y una descarga proveniente de la mina San Platón con un pH 2. El siguiente punto es la entrada de la mina Esperanza, con un pH de 2,7 y conductividad eléctrica 3,48 mS/cm. El siguiente punto es la confluencia del río Odiel con las emisiones de la mina Poderosa, con pH 2,4 y conductividad de 3,21 mS/cm. La última entrada al río Odiel proviene de río Agrio, algunos kilómetros aguas abajo, que está formada por varios lixiviados de residuos mineros de Riotinto. Este drenaje ácido tiene un pH de 2,8 y también una alta conductividad eléctrica de 5,8 mS/cm. Aguas abajo del Agrio, el pH del río Odiel permanece por debajo de 3,5 hasta el estuario.

Un factor responsable de la disminución de la concentración de metal disuelto es la dilución por mezcla con el río Odiel. El factor de dilución se puede calcular considerando el Mg como un elemento conservativo. Conocido este factor, la mezcla teórica se calcula como la suma de las concentraciones ponderadas de cada elemento en el agua ácida y en el río (Kimball *et al.*, 2007).

La concentración de Fe esta siempre por debajo de su comportamiento conservativo en la mezcla debido a la precipitación de schwertmannita (Fig. 1B, C). Este mineral también retiene el As mediante un eficaz mecanismo de adsorción previa oxidación del As a As(V) debido al oxígeno atmosférico y al propio Fe(III) (Carlson *et al.*, 2002; Asta *et al.*, 2010). El Al tampoco es conservativo para la mayoría del tramo de Odiel donde el pH es casi neutro y precipita la basaluminita. Sin embargo, se mantiene en solución después del Agrio donde el pH permanece con valores por debajo de 3,5 (Fig. 1D). Se observa un comportamiento similar para Sc, Y, REE y Cu, que se eliminan del agua en todos los puntos de mezcla hasta después de la entrada de Agrio (Fig. 1E). Esta observación sugiere que, en lugar de la schwertmannita, la basaluminita es la principal responsable de la remoción de Cu, Sc, Y y REE del río Odiel. El resto de metales divalentes, como Zn, Mn, Cd, Co y Ni, siempre se comportan de manera conservativa en el agua desde pH 7 a 3,5, y no se inmovilizan por la precipitación de las fases sólidas de Al y Fe (III). Aunque una parte de SO<sub>4</sub> se elimina del agua debido a los precipitados de oxihidrosulfato de Fe y Al, las altas concentraciones en los drenajes ácidos hacen las pérdidas apenas se noten en las mezclas y este soluto muestra un comportamiento casi conservativo (Fig. 1F).

### 3. TRATAMIENTO PASIVO DEL DRENAJE ÁCIDO DE MINA

#### 3.1. Agua de alta acidez en la FPI

La gran cantidad de fuentes dispersas de AMD y su longevidad durante siglos o incluso milenios es un problema mundial con la demanda de soluciones sostenibles a largo plazo. Los sistemas de tratamiento pasivo se han propuesto como una opción económica y ambientalmente sostenible para la remediación de AMD (Johnson y Hallberg, 2005). Los tratamientos pasivos están diseñados para requerir un mantenimiento poco frecuente (aunque regular) para funcionar adecuadamente durante su vida útil diseñada. Todos estos sistemas utilizan diversas formas de sustratos orgánicos o caliza. La materia orgánica facilitaría la reducción de sulfato catalizada por bacterias,

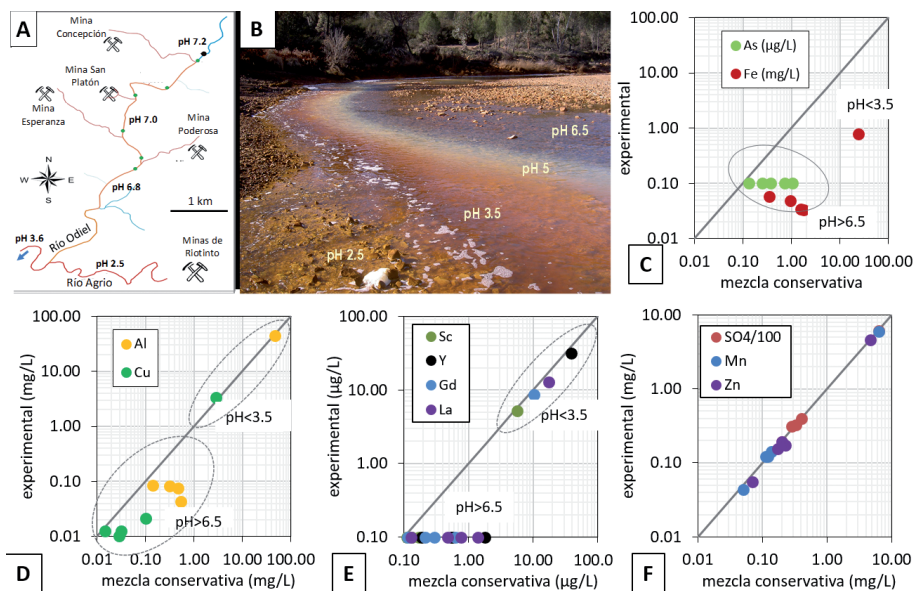


Fig. 1. A) Precipitación de schwertmannita (roja) y basaluminita (blanca) en la zona de mezcla del río Odiel (derecha) y el afluente ácido Agrio (izquierda). B) Tramo del río Odiel con el aporte de varios drenajes ácidos. C a F) Concentración de elementos mayoritarios y traza medidos en varios puntos del río Odiel con respecto a la resultante de la mezcla conservativa

que sirve para generar alcalinidad y eliminar contaminantes metálicos como sulfuros (Younger *et al.*, 2002; Neculita *et al.*, 2007). La disolución de caliza promueve la generación de alcalinidad, oxidación de Fe (II) y precipitación de oxihidróxidos de Fe (III) y Al.

La mayoría de los sistemas pasivos descritos en la literatura están diseñados para minas de carbón con una acidez neta de más de un orden de magnitud menor que los presentes en la FPI (Fig. 3). De hecho, los valores de acidez de los AMD de la cuenca de FPI están muy por encima del umbral de 2 mg/L de Fe (III) y Al recomendado para algunos de estos tratamientos (Younger *et al.*, 2002). Por ello, cuando se exponen a estas elevadas concentraciones de metales, los tratamientos convencionales tienden a perder rápidamente reactividad o permeabilidad debido a los precipitados abundantes alrededor de los granos de piedra caliza y en el volumen de poro. Como consecuencia, solo se consume una fracción muy pequeña de material reactivo antes de que tenga lugar su pasivación o su colmatación. Tampoco los sistemas de reducción de sulfato con materia orgánica se han mostrado eficientes debido a que necesitan tiempos de residencia en el sistema mayores que una semana, lo que nos llevaría a sistemas muy grandes que consumirían una superficie inexistente en los valles de zonas montañosas (Gibert *et al.*, 2011; Utgikar *et al.*, 2003)

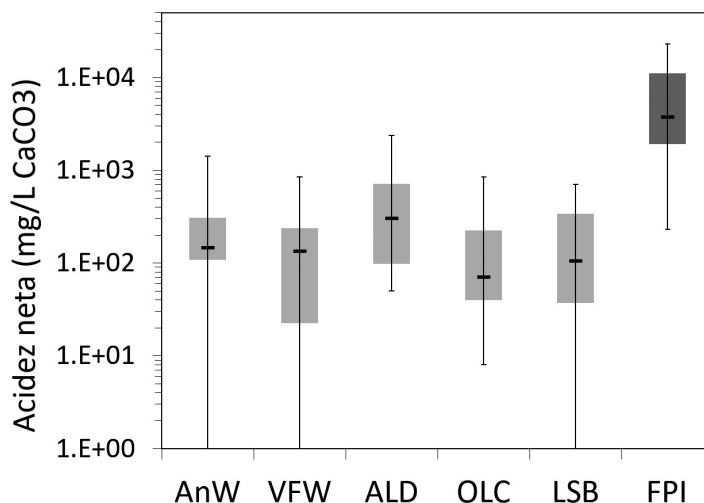


Fig. 2. Comparación entre la acidez neta (mediana, percentiles del 25% y 75%) de las aguas de mina tratadas con sistemas de tratamiento convencionales (80 muestras) y la acidez neta de las corrientes afectadas por AMD en la cuenca Odiel (245 muestras). Leyenda: AnW: humedales anaeróbicos, VFM: humedales de flujo vertical o RAPS; ALD: zanjas anóxicas de caliza, OLC: zanjas anóxicas de caliza; LSB: lechos de lixiviación de caliza (Ziemkiewicz *et al.*, 2003)

### 3.2. Sustrato alcalino disperso (DAS)

Debido a las dificultades para conseguir una reducción significativa de sulfato en la FPI, la mayor parte del esfuerzo se ha concentrado en desarrollar un sustrato eficiente a base de caliza. Las propiedades dependientes del tamaño de grano del sustrato son contradictorias. El grano fino ofrece reacciones más rápidas y más eficientes para un alto rango de caudales, pero muestran baja conductividad hidráulica. Por el contrario, el grano muy grueso asegura una mayor conductividad hidráulica y poros más grandes para alojar los precipitados, pero el área superficial específica y las velocidades de reacción son bajas.

El sustrato alcalino disperso (DAS) permitió resolver la contradicción mencionada anteriormente (Rötting *et al.*, 2008; Ayora *et al.*, 2013). Consiste en un reactivo alcalino de grano fino, como arena de caliza, mezclado con un material inerte, grueso y de alta porosidad, como virutas de madera. Las superficies de la madera se recubren con la arena si ambos materiales se mezclan con agua (generalmente proporciones de peso 1: 1: 1). El pequeño tamaño de grano del material alcalino proporciona una mayor superficie reactiva que la misma cantidad de material grueso y aumenta la velocidad de disolución. Además, una fracción mayor de cada grano se disuelve antes de que los recubrimientos del precipitado impidan esta disolución (pasivación). Esto incrementa por encima del 90% la proporción de reactivo consumido.



Las partículas gruesas de la matriz inerte proporcionan poros grandes y alta permeabilidad y separan los granos reactivos individuales, de modo que los precipitados no llenan todo el espacio de los poros y retrasan la colmatación. El concepto no pretende, aunque no impide, que la viruta se pudra y promueva la sulfato-reducción bacteriana.

La eficacia de un tratamiento depende esencialmente de las relaciones entre el flujo de AMD y la velocidad de disolución del reactivo. Antes de construir un sistema de escala de campo, esta relación debe investigarse cuantitativamente a través de experimentos en columna y modelos de transporte reactivo. El flujo que se impone en experimentos en columna proviene de escalar la descarga de campo y la superficie esperada de la planta de tratamiento. Se puede obtener la velocidad de disolución adecuada del reactivo seleccionando el tamaño de grano y la relación reactivo/viruta. Así, una relación pequeña puede dar lugar a unas velocidades de disolución lentas y un tratamiento poco eficaz. Por el contrario, un exceso de reactivo puede dar lugar a una precipitación muy concentrada y colmatación. Debido a la relación no lineal entre el flujo y las reacciones químicas, se requieren modelos de transporte reactivo para obtener un criterio óptimo de diseño (superficie, profundidad, relación caliza/viruta).

### **3.3. Funcionamiento de un sistema DAS-caliza: el caso de Mina Esperanza II**

En la FPI existen actualmente cuatro tratamientos pasivos, dos de ellos, la planta piloto de Monte Romero y el tratamiento Esperanza-I, actualmente agotados, y dos de ellos, Esperanza-II y Concepción, en funcionamiento y cuya vida está prevista para varios años. Como ejemplo, describiremos aquí en tratamiento a escala real de Esperanza-II.

La precipitación media anual en el área de captación de Mina Esperanza es de aproximadamente 600 mm, de los cuales el 50% tiene lugar entre octubre y enero. A pesar de esta estacionalidad, las galerías y los pozos laminan el flujo de salida a un promedio de  $0,8 \pm 0,2$  L/s, con picos de hasta 2 L/s después de eventos de lluvias muy ocasionales. La temperatura del flujo de salida de las galerías varía de 17 °C en invierno a 21°C en verano. El sistema de tratamiento pasivo de Mina Esperanza II está compuesto por: 1) Una cascada de oxidación para promover la oxidación de Fe (II) a Fe (III); 2) Una balsa de decantación para sedimentar las partículas de schwertmannita; 3) Dos tanques sucesivos de DAS-caliza de 2 m de profundidad y 250 m<sup>2</sup> de superficie total, seguidos cada uno de una balsa de decantación (Fig. 3).

Una evolución representativa de la composición química del agua en las diferentes etapas del tratamiento durante 32 meses se representa en la Figura 4. La oxidación del Fe(II) en las cascadas y la primera laguna de decantación se evidencia por la disminución del 20% de Fe (desde 760 hasta 600 mg /L), que precipita como schwertmannita. Los valores de pH son muy bajos y apenas muestran una disminución muy pequeña debido a la hidrólisis del agua por Fe (III). Como se esperaba, el As es retenido eficazmente en la schwertmannita, disminuyendo un 60%, de 300 a 120 µg/L. Las concentraciones del resto de elementos no experimentan variaciones significativas.



Fig. 3. El sistema de tratamiento pasivo de Mina Esperanza II. Obsérvese el diferente color de los precipitados de Fe (III) en los dos tanques de DAS-caliza: rojo (schwermannita, pH 3) y naranja (ferribidrita, pH 6). Los puntos de muestreo se han notado con la letra M

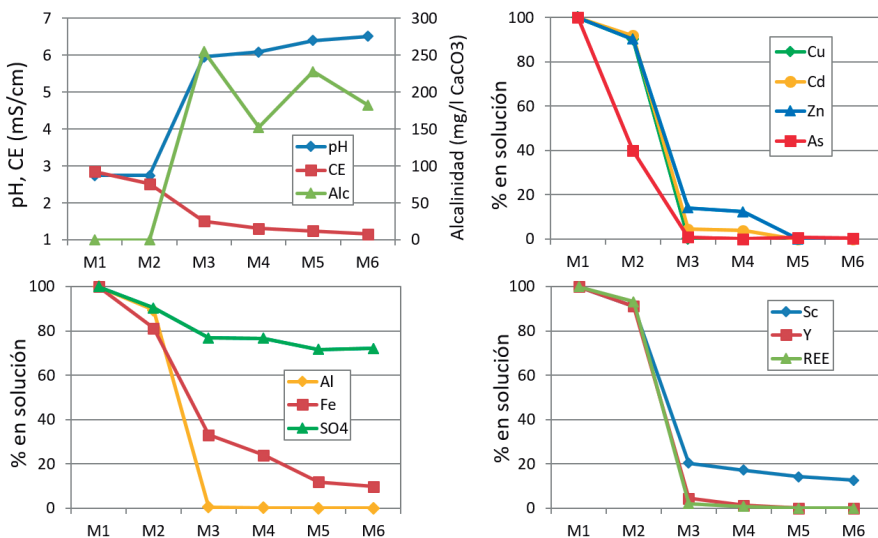


Fig. 4. Evolución de algunos parámetros químicos del agua a lo largo del tratamiento en Mina Esperanza II. Los puntos de muestreo son los descritos en la Figura 3

Los cambios más importantes en la química del agua ocurren dentro del primer tanque de DAS-caliza. El valor del pH aumenta hasta 6 y la alcalinidad alcanza 250 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ . La alcalinidad va disminuyendo a lo largo de los 32 meses de funcionamiento debido al agotamiento de la reactividad de la caliza. El Fe disminuye hasta el 33%, de 600 a 250 mg/L como resultado de la precipitación masiva de schwertmannita. El Fe que permanece en solución se atribuye a Fe(II). El resto de elementos en solución como Al, As, Cd, Cu, REE, Sc, Y y Zn (y Ni, Co, Cr, V, Pb, Ga, Ge no representados) se agotan o disminuyen por debajo del 20%. Aniones como As, Cr y V se adsorben o sustituyen S en schwertmannita y basaluminita (Carrero *et al.*, 2017), mientras que REE, Sc e Y se adsorben en basaluminita, mientras que el Cu se adsorbe o precipita como cuprita (Ayora *et al.*, 2016). El resto de los metales divalentes se adsorben en la superficie de la schwertmannita y basaluminita o probablemente precipitan como carbonatos complejos hidratados, como lo sugiere el aumento de la concentración de Zn en solución a medida que la alcalinidad disminuye con el tiempo (no representado). En la primera balsa de decantación se observa una disminución del Fe, debida a la oxidación de Fe, ahora más rápida debida al mayor pH. Al mismo tiempo la alcalinidad disminuye debido a la hidrólisis del agua por el nuevo Fe(III), así como a la precipitación de aragonito debido a la desgasificación de  $\text{CO}_2$  a la salida del tanque.

El papel del segundo tanque de calcita DAS es menor. El valor del pH aumenta a 6,5 y los metales divalentes restantes se eliminan del agua por debajo del límite de detección, solo queda un 10% de Fe(II) en solución en concentraciones de alrededor de 80 mg/L. A lo largo de todo el sistema de tratamiento, el  $\text{SO}_4$  disminuye de 3000 a 2000 mg/L debido a la precipitación de schwertmannita, basaluminita y yeso, pero el sistema DAS-caliza no puede agotar el  $\text{SO}_4$  por debajo de la solubilidad del yeso. La conductividad eléctrica disminuye de 3 a un nivel inferior entre 1 y 2 mS / cm.

### **3.4. Evaluación ambiental y valorización de residuos del tratamiento**

Después de 32 meses de funcionamiento, se estima una tasa anual de acumulación del primer tanque de DAS-calcita de 3 t de Al, 15 t de Fe, 380 kg de Cu, 380 kg de Zn, 10 kg de Cd, 10 kg de Co, 2 kg de As, 0,6 kg de Cd y 0,4 kg de Pb. Estos metales están alojados en la schwertmannita, basaluminita y en carbonatos complejos dispersos en una matriz inerte de virutas de madera que podrían representar el 50-80% del volumen total de sólido. Por lo tanto, es necesaria una evaluación ambiental de estos residuos ricos en metales. Con este fin, se han aplicado pruebas de lixiviación reguladas y procedimientos de extracción secuenciales a los residuos ricos en Fe y en Al. De acuerdo con la clasificación regulada, los residuos ricos en Fe deben considerarse peligrosos y los ricos en Al no peligrosos (Macías *et al.*, 2012).

Entre las diversas opciones para darle una segunda vida a los residuos de tratamiento destaca el posible uso como fuente de mineral de escandio, itrio y tierras raras (ScYREE). Estos elementos son materias primas de oferta limitada, pero demanda creciente para las tecnologías modernas. Las concentraciones de ScYREE en AMD pueden ser varios órdenes de magnitud más altas que en el resto de aguas naturales (Fig. 5A). Además, las aguas ácidas

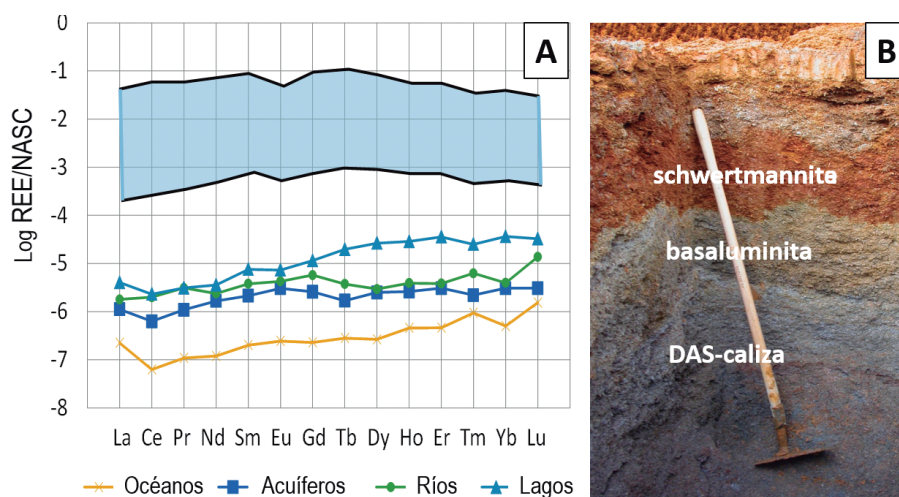


Fig. 5. A) Distribución de lantánidos de las aguas ácidas de la FPI (zona sombreada) y de promedios de aguas naturales (datos de Noak *et al.*, 2014) respecto al patrón norteamericano de arcillas (NASC); B) Zonación mineral en el residuo del tratamiento de DAS-caliza agotado de Esperanza-I

presentan un patrón de distribución de lantánidos convexo, enriquecido en los elementos intermedios y pesados, de mayor valor económico. Un inventario de las concentraciones de ScYREE en 21 muestras de AMD del FPI revela un amplio rango de variación de 0,3 a 10,6 mg/L, con un promedio ponderado por el caudal de 1,02 mg/L (Ayora *et al.*, 2016). Como se observa en la Figura 4, estos elementos quedan retenidos junto con el Al, por lo que se puede separar mecánicamente la zona de basaluminita del residuo, enriquecida en ScYREE (Fig. 5B).

A partir de las concentraciones de Al y ScYREE en las aguas de mina se puede estimar la ley de óxido de ScYREE que podría extraerse anualmente. Así, los valores estimados de 0,17 y 1,65% de ScYREE<sub>2</sub>O<sub>3</sub> son comparables a 0,30 y 1,44%, medidos en el tratamiento de Esperanza-I y la planta piloto de Monte Romero, respectivamente. A partir de los caudales y concentraciones de Al y ScYREE en 21 muestras de AMD, una extrapolación aproximada de las reservas anuales de toda la FPI representaría de 70 a 100 t de ScYREE<sub>2</sub>O<sub>3</sub> con una ley de 0,23% de ScYREE<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (Ayora *et al.*, 2016). Aunque las leyes medias pueden ser comparables a otros yacimientos y prospecciones, este inventario anual es tan solo el 0,05% de la producción anual mundial (USGS, 2019). Sin embargo, se espera que el drenaje ácido dure cientos de años y, por lo tanto, las reservas totales son prácticamente ilimitadas.

#### 4. CONCLUSIONES

La Faja Pirítica Ibérica es una de las principales provincias de sulfuros masivos del mundo, que ha sido explotada durante siglos. Está constituida por sedimentos siliciclásticos y volcánicos, sin carbonatos, y más de cien dre-

najes de alta acidez se descargan en los ríos de la región sin ninguna neutralización natural.

El Fe (III) y Al disueltos son los principales responsables de la acidez de las aguas. La concentración de Fe (III) en los drenajes ácidos está controlada por la oxidación de Fe (II) y la formación de fases sólidas de Fe (III), especialmente schwertmannita. El arsénico es oxidado eficientemente a As (V) por el Fe (III) y se adsorbe en la schwertmannita. El Al y el resto de solutos se comportan de manera conservativa a un pH por debajo de 3,5. Este es el patrón del río Tinto, que comienza en una explotación minera abandonada, y es ácido desde el origen hasta el estuario. El río Odiel, sin embargo, transporta más agua y es inicialmente alcalino. La alcalinidad del río Odiel neutraliza los afluentes ácidos, y el Al y el Fe (III) precipitan como basaluminita y schwertmannita. El As, Sc, Y, REE y Cu en el río se agotan por debajo de los niveles de detección. Por el contrario, el resto de los metales divalentes (Zn, Mn, Co, Ni y Cd) se comportan de manera conservativa durante el proceso de mezcla de las aguas. Río abajo, después del agotamiento progresivo de su alcalinidad por los afluentes mineros, el río Odiel se vuelve ácido hasta el estuario. El uso ecológico y social del agua del río exige el tratamiento de los drenajes ácidos.

Los tratamientos pasivos convencionales en minas de carbón muestran un bajo rendimiento en las aguas ácidas de la Faja Pirítica Ibérica debido a la pasivación del reactivo y colmatación de los poros que aparecen después de unos meses de operación. Durante los últimos quince años se ha ensayado con éxito a escala real un nuevo tipo de tratamiento (DAS-caliza). Se basa en caliza de grano fino dispersada en una matriz porosa de virutas de madera. El sistema de tratamiento final consiste en una cascada de oxidación para promover la oxidación de Fe (II) a Fe (III), una laguna de decantación para sedimentar las partículas de schwertmannita, dos tanques sucesivos de DAS-caliza, seguidos de dos balsas de decantación. El tratamiento funcionó en Mina Esperanza-I durante 20 meses, cuando se agotó el reactivo, y ha estado operando en las minas Esperanza-II y Concepción durante 3 y 2 años, respectivamente. La acidez principal se elimina después del primer tanque y el agua tratada se pule en el segundo tanque.

Los residuos del tratamiento pueden considerarse residuos peligrosos y, por lo tanto, su acumulación plantea nuevos desafíos de gestión. La mezcla de arroyos ácidos y alcalinos y el tratamiento pasivo de aguas ácidas muestran que el escandio, itrio y tierras raras se retienen en el residuo de basaluminita. Las concentraciones y caudales medidos hasta ahora en la Faja Pirítica Ibérica sugieren que los residuos de tratamiento de aguas ácidas pueden representar una modesta fuente de estos elementos. En este sentido, el Faja Pirítica Ibérica podría funcionar como una pila de lixiviación a escala regional en el que la lluvia y el oxígeno actúan como fuerzas impulsoras naturales sin inversión de energía. Además de obtener los beneficios ambientales del tratamiento, se espera que la generación de aguas ácidas dure cientos de años y, por lo tanto, las reservas totales son prácticamente ilimitadas.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha financiado mediante los proyectos del Plan Nacional de I+D+I CGL2013-48460-C2-R y CGL2016-78783-C2-R, y los proyectos europeos LIFE-08- ENV/1225 E/117, ERAMIN PCIN-2015-256 y EIT/RAW MATERIALS/SGA2019/1.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Asta, M. P., Ayora C., Acero, P., Cama, J., 2010. Field rates for natural attenuation of arsenic in Tinto Santa Rosa acid mine drainage (SW Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 177: 1102-1111.
- Ayora, C., Caraballo, M. A., Macías, F., Rötting, T. S., Carrera, J., Nieto, J. M., 2013. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt: 2. Lessons learned from recent passive remediation experiences. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 7837-7853.
- Ayora, C., Macías, F., Torres, E., Lozano, A., Carrero, S., Nieto, J. M., Pérez-López, R., Fernández-Martínez, A., Castillo-Michel, H., 2016. Recovery of Rare Earth Elements and Yttrium from Passive-Remediation Systems of Acid Mine Drainage. *Environmental Science & Technology*, 50: 8255-8262.
- Carlson, L., Bigham J. M., Schwertmann U., Kyek A., Wagner F., 2002. Scavenging of As from Acid Mine Drainage by Schwertmannite and Ferrihydrite: A comparison with synthetic Analogues. *Environmental Science & Technology*, 36: 1712-1719.
- Carrero, S., Fernández-Martínez A., Pérez-López, R., Poulain, A., Salas-Colera, E., Nieto, J. M., 2017. Arsenate and Selenate Scavenging by Basaluminite: Insights into the Reactivity of Aluminum Phases in Acid Mine Drainage, *Environmental Science & Technology*, 51: 28-37.
- Gibert, O., Rötting T. S., Cortina, J. L., De Pablo, J., Ayora, C., Carrera, J., Bolzicco, J., 2011. In-situ remediation of acid mine drainage using a permeable reactive barrier in Aznalcóllar (SW Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 191: 287-295
- Grande, J.A., 2016. *Drenaje ácido de mina en la Faja Pirítica Ibérica: técnicas de estudio e inventario de explotaciones*. Servicio de Publicaciones, Universidad de Huelva, 348 p.
- Johnson, D.B., Hallberg, K.B., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338: 3-14.
- Macías, F., Caraballo, M. A., Nieto, J. M., 2012. Environmental assessment and management of metal-rich wastes generated in acid mine drainage passive remediation systems. *Journal of Hazardous Materials*, 229-230: 107-114.
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., Bussièrre, B., 2007. Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*, 36: 1-16.
- Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., Cánovas, C. R., Olias, M., Ayora, C., 2013. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt: 1. Hydrochemical characteristics and pollutant load of the Tinto and Odiel rivers. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 7509-7519.
- Noack, C. W., Dzombak, D. A., Karamalidis, A.K., 2014. Rare earth element distributions and trends in natural waters with a focus on groundwater. *Environmental Science & Technology*, 48: 4317-4326.
- Oliás, M., Cánovas, C., Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., 2006. Evaluation of the dissolved contaminant load transported by the Tinto and Odiel rivers (South West Spain). *Applied Geochemistry*, 21: 1733-1749.
- Rötting, T. S., Thomas, R.C., Ayora, C., Carrera, J., 2008. Passive treatment of acid mine drainage with high metal concentrations using dispersed alkaline substrate. *Journal of Environmental Quality*, 37: 1741-1751

- Kimball, B. A., Runkel, R. L., Walton-Day, K., 2007. *Principal Locations of Metal Loading from Flood-Plain Tailings, Lower Silver Creek, Utah, April 2004*. U. S. Geological Survey, Scientific Investigations Report 2007-5248, 40 p.
- Sánchez-España, J., López Pamo, E., Santofimia, E., Reyes, J., Baretino, D., 2005. Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river watershed, Huelva, SW Spain): geochemistry, mineralogy and environmental implications. *Applied Geochemistry*, 20: 1320-1356.
- Sarmiento, A. M., Nieto, J. M., Olías, M., Cánovas, C.R., 2009. Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry*, 24: 697-714.
- Tornos, F., 2006. Environment of formation and styles of volcanogenic massive sulfides: The Iberian Pyrite Belt. *Ore Geology Reviews*, 28: 259-307.
- USGS, 2019. *Mineral commodity summaries 2019*, U. S. Geological Survey. Disponible on-line: <https://doi.org/10.3133/70202434/>
- Utgikar, V. P., Tabak, H. H., Haines, J. R., Govind, R., 2003. Quantification of toxic and inhibitory impact of copper and zinc on mixed cultures of sulfate-reducing bacteria. *Biotechnology and Bioengineering*, 82: 306-312.
- Younger, P. L., Banwart, S. A., Hedim, R.S., 2002. *Mine water: hydrology, pollution, remediation*. Kluwer, Dordrecht, 442 p.
- Ziemkiewicz, P. F., Skousen J. G., Simmons, J., 2003. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine Water and Environment*, 22: 118-129.

# **MINERALOGÍA MAGNÉTICA APLICADA AL ESTUDIO DE LOS YACIMIENTOS; REPASO SOBRE EL MAGNETISMO DE LOS MINERALES Y EJEMPLOS DE APLICACIÓN: EL METASOMATISMO FERRÍFERO DE LA DOLOMÍA ENCAJANTE DE LAS MINERALIZACIONES ZN-PB-BA DE LA FLORIDA E HISTORIA DE LOS «GOSSANS» DE LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA**

*Luc Barbanson,<sup>1</sup> y Mourad Essalhi<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>Universidad de Orléans, Francia,

<sup>2</sup>Universidad Moulay Ismail, FST Errachidia, Marruecos

## **RESUMEN**

Para ilustrar el potencial de los estudios de magnetismo de rocas en metalogénia, tras una breve presentación de las propiedades magnéticas de los minerales, se presentan dos casos de estudio de interés minero. Se considera primero la dolomía ferrífera en la que encajan las mineralizaciones Zn – Pb de las formaciones carbonatadas de la cuenca cretácica cantábrica. Los resultados de la Anisotropía de Susceptibilidad Magnética, acoplados con los datos mineralógicos y tectono-sedimentológicos, apuntan hacia el papel de los diapiros en la formación de estos yacimientos. El segundo ejemplo son los gossans de la Faja Pirítica Ibérica. La fábrica magnética de estos objetos, así como las dataciones magnéticas permiten proponer una estructuración de los gossans en dos etapas que se pueden asociar a dos cambios climáticos de gran envergadura (calentamiento del final del Oligoceno y crisis messiniense). En este último estudio la aportación del estudio magnético ha delineado un cuadro necesario para desarrollar estudios mineralógicos, geoquímicos o mineros ulteriores.

## **1. INTRODUCCIÓN**

En geología las propiedades magnéticas de los minerales se emplean: o bien con el fin de datación, o para determinar la fábrica de una roca. El pri-



mer empleo está muy extendido y a ese efecto se usa o bien la escala estratigráfica de las inversiones del campo magnético terrestre, o la comparación entre el paleocampo magnético terrestre grabado en una roca y la deriva en el tiempo, en la zona del estudio, de los polos magnéticos. El segundo empleo se basa en la respuesta de un mineral cuando está sometido a un campo magnético exterior (anisotropía de susceptibilidad magnética – ASM). Siendo esta respuesta controlada por la simetría cristalográfica y la forma del mineral. Por lo tanto se puede esperar, partiendo de la respuesta magnética de un mineral, deducir su orientación en el espacio. En una roca, varias fases pueden contribuir a la ASM y por lo tanto una interpretación de los datos necesita un estudio previo de «mineralogía magnética» para distinguir la contribución de los distintos minerales. En estas condiciones, la ASM de una roca permite estimar la distribución espacial de los minerales que responden a la sollicitación magnética exterior, estableciendo así la fábrica magnética de la roca. La ASM de roca ha dado lugar a muchos estudios dedicados esencialmente a la fábrica de granitos, rocas volcánicas, sedimentarias o metamórficas (Hroudá, 1982, Tarling y Hroudá, 1993, Dunlop y Özdemir, 1997), pero su uso en el estudio de yacimientos está todavía poco extendido.

En el primer apartado se presentan nociones de base sobre el magnetismo de los minerales y los principales métodos usados en mineralogía magnética. El segundo y tercer apartados tratan de dos ejemplos de uso de la ASM en metalogía: 1) en la dolomía ferrífera que alberga las mineralizaciones Zn-Pb-Ba de La Florida (Cantabria, Norte de España) y 2) en los gossans de la Faja Pirítica Ibérica.

## 2. PROPIEDADES MAGNÉTICAS DE LOS MINERALES Y FÁBRICA MAGNÉTICA DE UNA ROCA

La acción de un campo magnético  $\vec{H}$  sobre una substancia, induce en esta substancia un momento magnético  $\vec{M}$ . La relación entre la sollicitación magnética  $\vec{H}$  y el momento magnético inducido  $\vec{M}$  se escribe:  $\vec{M} = [\chi] \cdot \vec{H}$  donde  $[\chi]$  es el tensor de susceptibilidad magnética. Este tensor es de orden 2; en la gran mayoría de los casos, sus coeficientes tienen el mismo signo y por lo tanto el tensor puede ser representado por un elipsoide de semejeas mayor, medio y menor  $K_1$ ,  $K_2$  y  $K_3$ , siendo estos clasificados en orden decreciente de valor algebraico. Si todos los coeficientes son negativos con valores absolutos bajos, la substancia se llama diamagnética. Tal comportamiento se observa siempre y por lo tanto es considerado como una propiedad general de la materia. Usando una imagen basta, como son las imágenes con las que se ilustra el comportamiento de la materia a la escala atómica, el diamagnetismo se vincula a la «rotación» de los electrones a lo largo de sus órbitas atómicas. El sentido de este movimiento induce un momento magnético que se opone a la sollicitación magnética exterior (ley de Lenz) y de eso surge el signo negativo de la susceptibilidad magnética de los compuestos diamagnéticos. En un cristal diamagnético, debido a las interacciones entre las nubes electrónicas de los átomos que componen el mineral, la dirección del momento magnético inducido es paralela a una dirección cristalográfica dada. Por ejemplo, en una calcita o una dolomita, el momento magnético inducido está dirigido según el eje de simetría 3 (figura 1-A). Si dentro del mineral hay

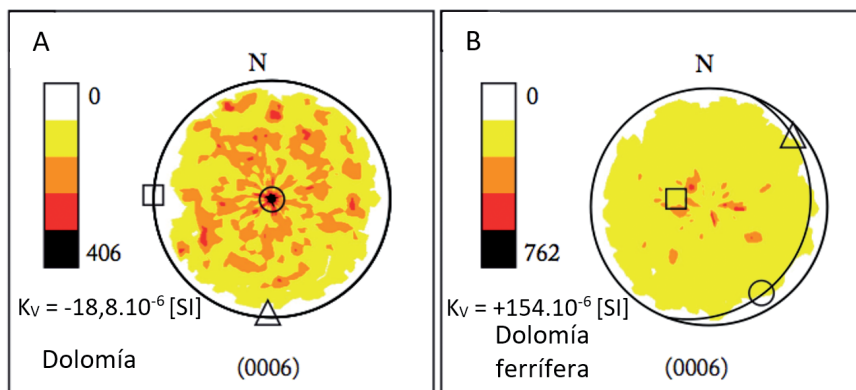


Fig. 1. Control por la simetría cristalina del elipsoide de susceptibilidad magnética, comparación entre la orientación de los ejes de simetría 3 de los carbonatos determinados por goniometría de textura y los semiejes del elipsoide de susceptibilidad magnética ( $\square$ :K1,  $\triangle$ :K2,  $\circ$ :K3 – en el orden de valores algebraicos), en una dolomía (A) y una dolomía ferrífera (B).  $K_v$  es la susceptibilidad magnética volumétrica. Siendo la dolomita un mineral diamagnético ( $K_v$  negativo), en la dolomía, los ejes de simetría 3 de la dolomita son paralelos a K3 (A). Siendo la dolomita ferrífera un mineral paramagnético ( $K_v$  positivo), en la dolomía ferrífera, los ejes de simetría 3 de los carbonatos son paralelos a K1 (B). Según Essalbi, 2009

átomos con electrones libres, el momento magnético intrínseco (spín) de estos electrones no está compensado. Si los *spines* se alinean en el sentido del campo magnético exterior, los coeficientes de  $[\chi]$  son positivos, con valores absolutos altos, la sustancia está calificada como paramagnética. Los iones  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  no tienen electrones libres al contrario del ion  $\text{Fe}^{2+}$ .

Así la dolomía ferrífera adopta, bajo la acción de un campo magnético exterior, un comportamiento paramagnético. Al tener valor absoluto más alto, el momento paramagnético se sobrepone al momento diamagnético y el acoplamiento entre estos dos momentos hace que el momento magnético sea dirigido según una dirección cristalográfica determinada. Por ejemplo, en una dolomita ferrífera el momento inducido es colineal al eje de simetría 3 y actúa en el mismo sentido que la sollicitación magnética exterior (figura 1-B): de ahí surge el signo positivo de la susceptibilidad magnética en una sustancia paramagnética. El fundamento de la ASM se ubica en el control de la orientación del elipsoide de susceptibilidad magnética por la simetría cristalina. Este control no es más que la expresión del principio de Curie.

Si en la composición de una sustancia hay átomos con electrones libres, las interacciones entre los spines de estos átomos pueden resultar: (1) al azar, por lo tanto el momento magnético resultante es nulo; pero bajo la influencia de un campo magnético exterior los momentos magnéticos intrínsecos de los átomos se vuelven colineales y en el mismo sentido de la sollicitación exterior, tales sustancias son calificadas como paramagnéticas s. s.; (2) ordenado. Existen diferentes tipos de orden magnético. 1) Ferromagnético si los momentos magnéticos de los átomos son paralelos y dirigidos en el mismo

sentido, como en el hierro nativo. 2) Antiferromagnético cuando los spines son de igual magnitud, paralelos y orientados alternativamente en sentido opuesto. En este caso el momento magnético resultante es nulo (ejemplo la bunsenita, NiO, cúbico o la pirrotita hexagonal). 3) Ferrimagnético: los momentos magnéticos de los átomos son paralelos, orientados alternativamente en sentido opuesto, pero la magnitud de los momentos orientados en un sentido es diferente de la de los momentos orientados en el sentido opuesto. En este caso el momento magnético resultante es diferente de cero (ejemplo la magnetita, con un momento resultante dirigido según [111] o de la pirrotita monoclinica). 4) Antiferromagnético no-colineal. El orden es de tipo antiferromagnético pero los momentos magnéticos de los átomos no son estrictamente paralelos. En este caso el momento magnético resultante es diferente de cero. El hematites nos proporciona un ejemplo de este tipo de orden, el momento magnético resultante es incluido en el plano (0001). Estos distintos tipos de orden y las temperaturas a las cuales se registra un cambio de «fase magnética» son característicos de un mineral y por lo tanto una herramienta muy útil de la mineralogía magnética.

En minerales como la magnetita, el hematites o la pirrotita monoclinica, a temperatura ambiente, se observa un momento magnético remanente. Al subir la temperatura, la agitación térmica aniquila el orden magnético; el comportamiento de la magnetita y del hematites cambian de magnetismo ordenado a paramagnético s. s, el valor de la susceptibilidad magnética se anula en un rango muy pequeño de temperatura. El valor de la temperatura por el cual se observa este cambio (temperatura de Curie) es característico del mineral. Además, a temperatura constante y bajo la influencia de un campo magnético variable, el momento magnético inducido varía (curva de imantación remanente isotérmica o histéresis).

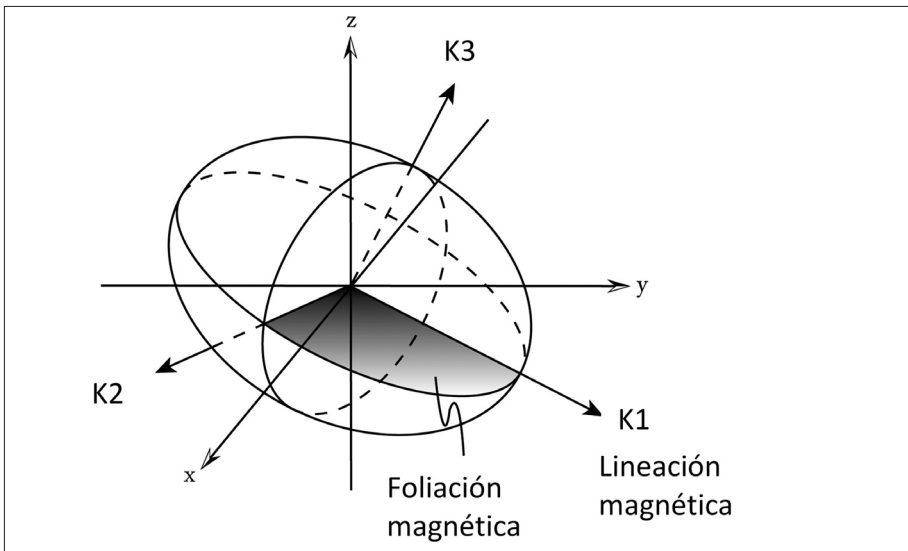


Fig. 2. Elipsoide de susceptibilidad magnética, según Hroudá, 1982

El elipsoide de susceptibilidad magnética de una roca (ASM de una roca) se construye midiendo el momento magnético inducido por un campo magnético exterior, en una muestra cuya forma es la más isotrópa posible, en la práctica un cilindro o un cubo. Estas medidas se hacen según diferentes orientaciones de la muestra con respecto al campo magnético exterior. Un ejemplo de elipsoide de susceptibilidad magnética de una roca es dado en la figura 2. La dirección de K1 define la lineación magnética, el plano K1-K2 la foliación magnética. Varios parámetros se usan para caracterizar la forma del elipsoide. De estos citaremos T y P'. El primero caracteriza la forma del elipsoide, el segundo estima el grado de anisotropía. Tenemos así:

$$T = \frac{\ln\left(\frac{K2}{K3}\right) - \ln\left(\frac{K1}{K2}\right)}{\ln\left(\frac{K2}{K3}\right) + \ln\left(\frac{K1}{K2}\right)}$$

T varía entre -1 (forma de cigarro o prolato) y +1 (forma de galleta u oblato). Por ejemplo, los elipsoides de susceptibilidad de la dolomía de La Florida, con un valor de T entre -0,1 y -0,6, son oblatos, mientras que los de la dolomía ferrífera son prolatos ( $-0,2 \leq T \leq +0,6$ ).

$$P' = \exp\left[2 \cdot \sum_{i=1}^3 \left(\ln \frac{K_i}{K_m}\right)^2\right]^{1/2} \quad \text{con: } K_m = \sqrt[3]{K1 \cdot K2 \cdot K3}$$

P' es una medida de la desviación del elipsoide de susceptibilidad magnética con respecto a una esfera, siendo P' igual a 1 para una esfera y P' >1 para un elipsoide de forma no esférica.

En una roca, varias fases magnéticas pueden contribuir a la respuesta ASM. Además, minerales como la magnetita o la pirrotita monoclinica, aunque presentes en proporción muy baja y bajo la forma de granos difícilmente visibles al microscopio, pueden ser decisivos en la determinación de la ASM de una muestra. Por lo tanto, una interpretación del elipsoide pasa por la determinación de los portadores mineralógicos de la susceptibilidad magnética. Como se ha dicho anteriormente el microscopio no basta y hay que realizar estudios de mineralogía magnética como son la variación del momento magnético inducido en función de la temperatura o de una sollicitación magnética variable. A título de ejemplo se puede citar el caso de la caliza aptiense de La Florida donde la ASM está portada por la magnetita. La presencia de este mineral, no observado al microscopio, fue detectada por la forma de las curvas de imantación remanente isotérmica (Essalhi, 2009, Essalhi *et al.*, 2009).

### 3. ESTUDIO MAGNÉTICO DE LAS DOLOMIAS APTIENSES QUE ALBERGAN LA MINERALIZACIÓN Zn Pb Ba DE LA FLORIDA

Las mineralizaciones de La Florida, forman parte de un grupo de yacimientos ubicados dentro de las formaciones carbonatadas aptienses de la

cuenca mesozoica de Cantabria. Dentro de este grupo figura el criadero de Reocín, de importancia mundial, y el distrito de Novales. Desde el Pérmico, en esta cuenca, la sedimentación está controlada por grandes estructuras marcadas por alineaciones de extrusiones diapíricas. El estudio del conjunto de estas mineralizaciones permitió proponer un modelo de mineralización de tipo «muñecas rusas» (Barbanson *et al.*, 1983; Barbanson, 1987; Barbanson y Touray, 1987; Barbanson, 1993; Barbanson *et al.* 2010) al estar encajadas las mineralizaciones en dolomía ferrífera y esta última ubicada dentro de dolomía desarrollada a expensas de la caliza aptiense (figura 3). Las observaciones hechas en el campo muestran que durante el Aptiense hubo un flujo sedimentario orientado NW-SE (Essalhi, 2009 y Essalhi *et al.*, 2009).

De los estudios de mineralogía magnética se deduce que en la dolomía ferrífera el portador de la ASM es la dolomita ferrífera, aunque, en ciertos casos no se podía rechazar la influencia del hematites. En contraste, en la caliza, la contribución de la magnetita es importante. Las características mineralógicas y texturales de la dolomía ferrífera muestran que resulta de un metamatismo ferrífero de la dolomía.

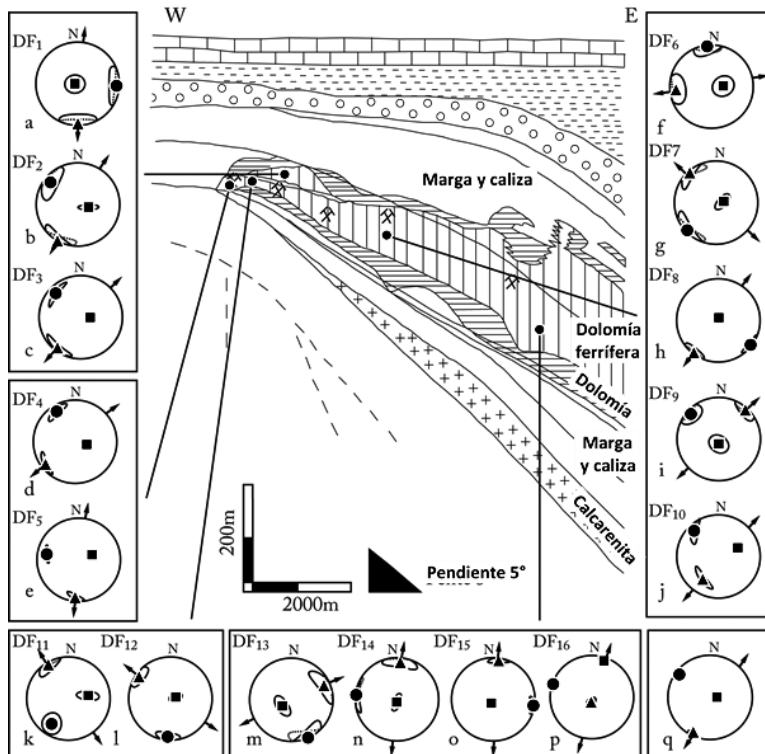


Fig. 3. Distrito minero de La Florida, corte vertical. Proyección estereográfica de la ASM para la dolomía ferrífera (■:  $K_1$ , ▲:  $K_2$ , ●:  $K_3$ ). Las curvas elipsoidales representan los intervalos de confianza de 95%. El estereograma q representa la media de todas las proyecciones. Según Barbanson y Touray, 1987; Essalhi, 2009; Essalhi *et al.*, 2009

A escala del microscopio las zonas enriquecidas en hierro de los granos mono-cristalinos de dolomita se presentan en bandas paralelas: 1) que cortan los límites de los cristales, 2) que están ubicadas en el plano K2-K3 y 3) que se extienden colineales a K2 (figura 4).

Los estereogramas de los semiejes del elipsoide de susceptibilidad magnética en la dolomía ferrífera están representados en la figura 3. La orientación dominante de K2 es NE-SW (ver en particular la figura 3q) y apunta hacia un diapiro (figura 5). Tanto en la dolomía ferrífera como en la caliza aparece también una dirección NW-SE, que coincide con la dirección del flujo sedimentario.

Al fin, los resultados enfatizan el papel de los diairos en la formación de las mineralizaciones Zn- Pb-(Ba) del Aptiense de la cuenca mesozoica cántabra.

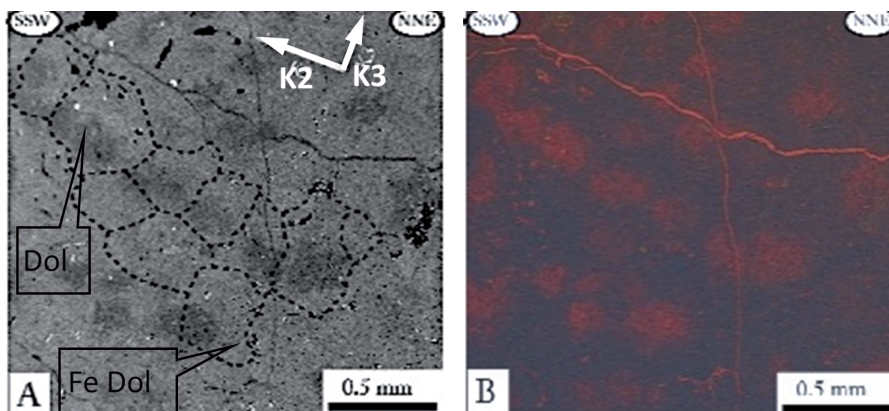


Fig. 4. Distribución a la escala del microscopio del hierro en la dolomía ferrífera. (A) Fotografía en electrones retrodispersados, las zonas negras están compuestas por dolomita (Dol), las zonas claras de dolomita ferrífera (Fe Dol). Las líneas discontinuas delimitan los bordes de granos mono-cristalinos. K2 y K3 son los semiejes intermedio y menor del elipsoide de susceptibilidad magnética. En (B) la misma muestra observada en cátodo-luminiscencia

#### 4. ESTUDIO MAGNÉTICO DE LOS «GOSSANS» DE LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA

Los yacimientos de sulfuros masivos de Faja Pirítica Ibérica han dado lugar a numerosas publicaciones (ver por ejemplo Sáez *et al.*, 1999). En este artículo nos limitaremos a decir que estas acumulaciones de sulfuros masivos se formaron hace alrededor de 350 Ma y que fueron deformados durante la orogenia varisca ( $\approx 320$  Ma). Se observan dos tipos de concentraciones ferríferas superficiales: 1) los *gossans*, productos de la oxidación de los cuerpos sulfurados y 2) las «terrazas» resultado de la erosión, el transporte y la deposición de fragmentos de los *gossans*. Los minerales de interés magnético son: el hematites y la goethita en los *gossans* y las terrazas y la pirrotita en la mineralización sulfurada. En los *gossans*, la susceptibilidad magnética es por-

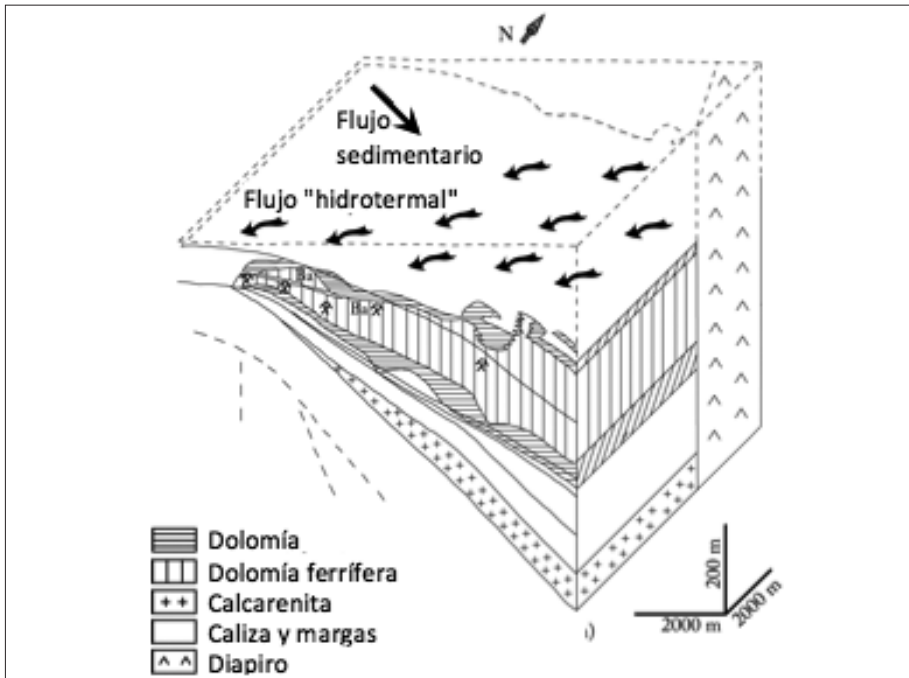


Fig. 5. Interpretación de los datos de la ASM en el distrito de La Florida. Según Essalhi, 2009; Essalhi et al., 2009.

tada por el hematites, siendo la señal de la goethita muy débil. El comportamiento magnético del hematites, a temperatura ambiente, es antiferromagnético no-colineal, con  $K_3$  paralelo a  $[0001]$  y  $K_1$  y  $K_2$  coplanares en el plano  $(0001)$ .

Se recogieron muestras a lo largo de perfiles verticales desde la superficie hasta, cuando era posible, dentro del filón. Los resultados de la ASM son dados en la figura 6 (Essalhi, 2009; Essalhi et al., 2011).

En los filones la ASM muestra una foliación de dirección E-W a NW-SE casi vertical (figura 6A) y unos valores de  $P'$  inferiores a 1,05. Como esta foliación está también observada en la roca encajante, está interpretada como una huella de la deformación varisca.

En la parte superior de los gossans (figura 6 C) la fábrica magnética es caracterizada por una foliación magnética horizontal que, en comparación con la fábrica observada en los perfiles lateríticos (Mathé et al., 1999), es considerada como resultante de la compactación de la parte superficial de los gossans. Los valores de  $P'$  son inferiores a los obtenidos en los filones.

La parte de los gossans entre el filón fresco y la parte superior presenta una foliación mixta (figura 6 B) cuyas características aparecen como una mezcla entre las de los amas y la fábrica de compactación. Los valores de  $P'$  son muy bajos, inferiores a los que se encuentran en la parte superior de los gossans.

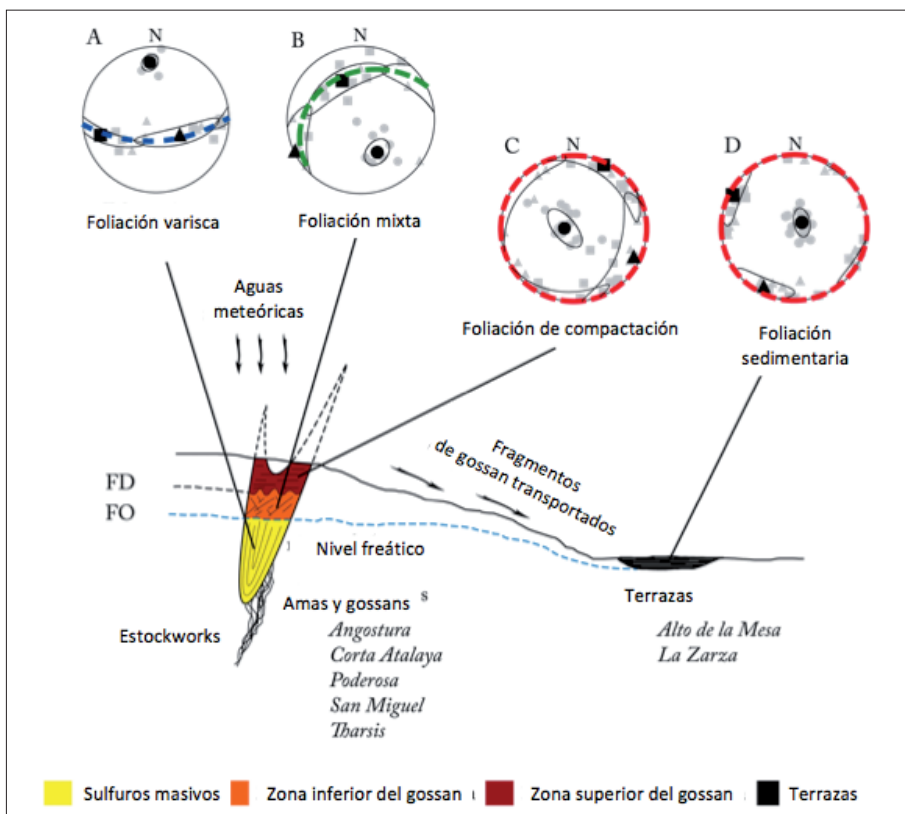


Fig. 6. Síntesis del estudio de ASM realizado sobre las concentraciones ferríferas superficiales. FD: frente de deshidratación, FO: frente de oxidación. Proyección estereográfica de la ASM (■:  $K_1$ , ▲:  $K_2$ , ●:  $K_3$ ). Las curvas elipsoidales representan los intervalos de confianza de 95%.

En las terrazas, la fábrica magnética (figura 6 D) exhibe la clásica foliación horizontal, paralela a la estratificación que se encuentra en los sedimentos (Tarling y Hrouda, 1993).

La zonalidad vertical de fábrica magnética en los gossans se superpone a la zonalidad mineralógica descrita por Capitán *et al.*, 2003 con: una parte superior donde domina el hematites y una parte inferior caracterizada por goethita y jarosita. Por lo tanto, el contacto entre la parte inferior y la mineralización primaria puede ser interpretado como un frente de oxidación (FO en la figura 6) y el contacto entre la parte superior y la parte inferior como un frente de deshidratación (FD en la figura 6). O dicho de otro modo la diferencia entre las dos zonas de los gossans puede considerarse como un grado de madurez: alto en la parte superior, bajo en la parte inferior.

El estudio paleomagnético (Essalhi, 2009 y Essalhi *et al.*, 2011) muestra que: 1) en la parte inferior de los gossans y las terrazas la polaridad es nor-



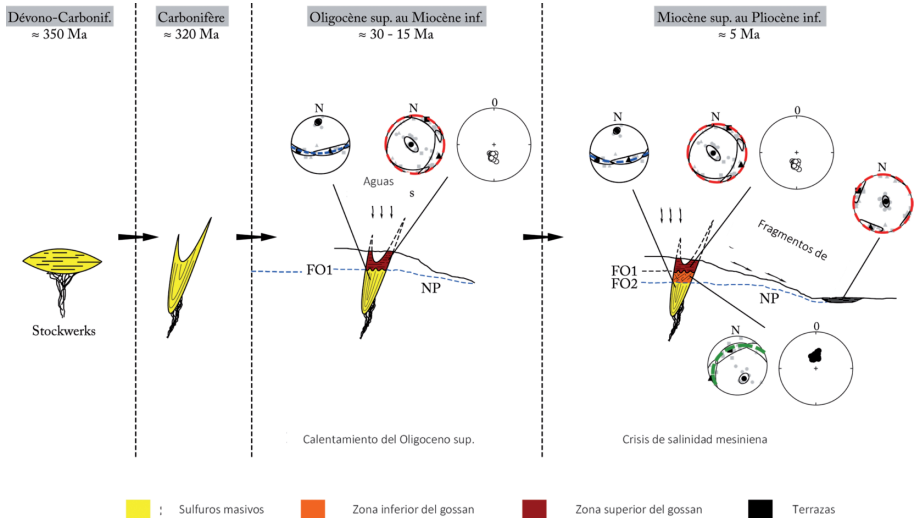


Fig. 7. Evolución de los gossans de la Faja Pirítica Ibérica desde la deposición de los amas hasta la formación de las «terrazas». Las fábricas magnéticas son dadas como las edades paleomagnéticas y las polaridades magnéticas (círculos blancos polaridad inversa, círculos negros polaridad normal). NP: Nivel freático, FO1 y FO2: los frentes de oxidación sucesivos. Según Essalhi, 2009

mal, con una edad magnética entre 5 y 10 Ma; 2) en la parte superior de los gossans la polaridad es inversa y la edad magnética entre 15 y 25 Ma (figura 7). Estos resultados sugieren la existencia de dos etapas en la formación de los gossans. La comparación con los datos geológicos (ver por ejemplo Alegret *et al.*, 2008) permite asociar las bajadas del nivel de base hidrostático que induce las dos etapas de alteración de los sulfuros: 1) al episodio de calentamiento del final del Oligoceno para la parte ahora madura de los gossans, 2) al evento messiniense para la zona inferior de los gossans y las terrazas.

En fin, el aumento de los valores del parámetro de anisotropía  $P'$  de la parte inferior a la parte superior de los gossans sugiere que  $P'$  puede ser utilizado para estimar el grado de madurez de un gossan.

## 5. CONCLUSIÓN: UTILIDADES DEL ESTUDIO MAGNÉTICO EN METALOGENIA

Otros ejemplos del uso de estudios del magnetismo de las rocas aplicado a la metalogenia, se pueden consultar en: Sizaret *et al.*, 2003 en relación con un depósito epitermal de barita; Li *et al.*, 2014 en conexión con un skarn de magnetita y Charles *et al.*, 2016, sobre yacimientos de «calamina».

Los dos casos presentados ilustran como el estudio magnético de las rocas, sobre todo la ASM, trae informaciones útiles en metalogenia. En el primer caso se ha podido confirmar el papel de los diapiros en la formación de las mi-

neralizaciones Zn–Pb encajadas en las formaciones carbonatadas del Cretácico cántabro. En el segundo ejemplo los métodos magnéticos han ayudado a la reconstitución de la historia de un objeto vinculado con yacimientos como son los gossans. Así, en este último caso se ha delineado un cuadro dentro del cual se pueden desarrollar estudios mineralógicos y geoquímicos.

Aparte de la posibilidad de datación, los estudios de magnetismo de las rocas tienen tres ventajas:

Una ventaja práctica. Con la ayuda de un aparato de medición portátil se puede recoger en poco tiempo un número importante de muestras que confiere al estudio un carácter estadísticamente significativo. Como siempre, la eficiencia será más alta si el problema ha sido bien definido anteriormente. La duración de las medidas de ASM es muy corta (algunos minutos por muestra), pero su interpretación requiere estudios mineralógicos y de mineralogía magnética.

Una ventaja «geométrica». Como los resultados expresan orientaciones en tres dimensiones, las muestras recogidas a lo largo de cortes 2D proporcionan informaciones en 3D.

En fin, algunos parámetros pueden tener una utilidad tanto en el ámbito académico como en la exploración minera. Sería, por ejemplo, el caso del parámetro de anisotropía  $P'$  que posiblemente puede cuantificar el grado de madurez de un gossan.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alegret, L., Cruz, L., Fenero, R., Molina, E., Ortiz, S., Thomas, E., 2008. Effects of the Oligocene climatic events on the foraminiferal record from Fuente Caldera section (Spain, western Tethys). *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology*, 269: 94–102, 269: 94–102.
- Barbanson, L., Touray, J. C., 1987. *Les minéralisations Zn-Pb des systèmes biosédimentaires urgoniens du domaine ouest-santanderin (Nord de l'Espagne)*. En: Pelissonnier, K., Sureon, J. (Eds.), *Mobilité et concentration des métaux de base dans les couvertures sédimentaires, manifestations, mécanismes, prospection*. Mémoire BRGM, 129-141.
- Barbanson, L., Touray, J. C., Saulas, D., Vadala P., 1983. Distribution à différentes échelles et chronologie relative des carbonates de l'Aptien de la Province de Santander: relation entre auréole ferrifère et minéralisations Zn-Pb du type Réocin. *Chronique de la Recherche minière*, 473, 39-48.
- Barbanson, L., 1987. *Les minéralisations Zn Pb Ba Hg Cu de socle et de couverture carbonatée de la Province de Santander (Nord de l'Espagne)*. Thèse d'Etat, Université d'Orléans.
- Barbanson, L., 1993. *The carbonate hosted Zn-Pb deposit of West-santanderin type (North of Spain): tectonical control at regional and local scale*. En: Leach, D., Macquar, J., De Marsily, G., Rouvier, H., Thibieroz, J. (Eds.), *Mississippi Valley Type Deposits in Europe and North Africa, comparisons with North American Deposits, constraints on modelling paleocirculations*. Proceeding Workshop MVT, 15-27.
- Barbanson, L., En-Naciri, A., Chauvet, A., Badra, L., Sizaret, S., Chen, Y., Essalhi, M., Branquet Y., 2010. *Aportación de la mineralogía a la actividad minera: muestreo, distribución de subproductos valiosos (Ge, Au, Ag, Nb), análisis de textura*. En: Loredó, J. (Ed.), *Nuevos retos en la prospección e investigación de los recursos minerales*. Libro Homenaje al profesor Jesús García Iglesias, Oviedo, ISBN 978-84-614-4631-5, pp. 81-126.

- Capitán A., Nieto J. M., Sáez, R., Almodóvar, G. R., 2003 Caracterización textural y mineralógica del gossan del Filón Sur (Tharsis, Huelva). *Boletín de la Sociedad Española de Mineralogía*, 26: 45-58.
- Charles, N., Choulet, F., Sizaret, S., Chen, Y., Barbanson, L., Ennaciri, A., Badra, L., Branquet, Y., 2016. Internal structures and dating of non-sulphide Zn deposits using rock magnetism: Insights from the Moroccan High-Atlas. *Mineraet alm Deposita*, 51(1):151-175.
- Dunlop D. J., Özdemir Ö., 1997. *Rock Magnetism: fundamentals and frontiers*. Cambridge University Press, United Kingdom.
- Essalhi M., 2009. *Application de l'étude du magnétisme des roches à la compréhension des gisements*. Tesis Doctoral inédita, Université d'Orléans, Francia.
- Essalhi, M., Sizaret, S., Barbanson, L., Chen, Y., Branquet, Y., Panis, D., Camps, P., Rochette, P., Canals A., 2009. Track of fluid paleocirculation in dolomite host rock at regional scale by the Anisotropy of Magnetic Susceptibility (AMS): An example from Aptian carbonates of La Florida (Northern Spain). *Earth and Planetary Science Letters*, 277(3-4):501-513.
- Essalhi, M., Sizaret, S., Barbanson, L., Chen, Y., Lagroix, F., Demory, F., Nieto, J. M., Sáez, R., Capitán, M.A., 2011. A case study of the internal structures of gossans and weathering processes in the Iberian pyrite belt using fabrics and paleomagnetic dating. *Mineraet alm Deposita*, 46: 981-999.
- Hrouda, F., 1982. Magnetic anisotropy of rocks and its application in geology and geophysics. *Surveys in Geophysics*, 5(1): 37-82.
- Li, G., Sizaret, S., Barbanson, L., Branquet, Y., Chen, Y., Wang, B., Wu, G., Gu, L., Shu, L., 2014. Initial geometry and paleoflow reconstruction of the Yamansu skarn-related iron deposit of eastern Tianshan (China) from paleomagnetic and magnetic fabrics investigations. *Journal of Asian Earth Sciences*, 93: 1-14.
- Mathé, P., Rochette, P., Vandamme, D., Colin, F., 1999. Volumetric changes in weathered profiles: iso-element mass balance method questioned by magnetic fabric. *Earth and Planetary Science Letters*, 167: 255-267.
- Sáez, R., Pascual, E., Toscano, M., Almodovar, G. R., 1999. The Iberian type of volcano-sedimentary massive sulphide deposits. *Mineraet alm Deposita*, 34: 549-570.
- Sizaret, S., Chen, Y., Chauvet, A., Marcoux, E., Touray, J. C., 2003. Magnetic fabrics and fluid flow directions in hydrothermal systems. A case study in the Chaillac Ba-F-Fe deposits (France). *Earth and Planetary Science Letters*, 206: 555-570.
- Tarling, D. H., Hrouda, F., 1993. *The magnetic anisotropy of rocks*. Chapman & Hall, Londres, UK.

# **NUEVO MÉTODO DE CÁLCULO DE RECURSOS Y RESERVAS MINERALES PARA CUERPOS MINERALES DE FORMA TABULAR – APLICACION AL PROYECTO CARLÉS**

*C. Castañón,<sup>1</sup> A. Martín-Izard,<sup>2</sup> I. Diego,<sup>1</sup> y D. Arias<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales, Universidad de Oviedo

<sup>2</sup> Departamento de Geología, Universidad de Oviedo

## **RESUMEN**

Durante los últimos años, la introducción de *software* específico para la evaluación de recursos geológicos y reservas mineras ha tenido un aumento muy importante. La elevada capacidad de procesamiento de datos de los ordenadores y la potencia en el tratamiento de imágenes y objetos 3D de las tarjetas gráficas, ha propiciado que, lo que hace poco solo era posible con equipos específicos y costosos, hoy se puede hacer con un sencillo ordenador personal. Gracias a esto, el cálculo de recursos geológicos y reservas mineras se ha generalizado mediante el uso de modelos de bloques, que permite trabajar con grandes bases de datos y aplicarlo prácticamente a todo tipo de yacimientos. Únicamente en el caso de yacimientos tabulares, con forma de capa, la utilización de modelos de bloques tiene ciertos inconvenientes, no solo en su representación visual, sino también en los procesos de interpolación. Otros métodos de cálculo para cuerpos tabulares como pueden ser los de las secciones, polígonos, triángulos, etc., trabajan con proyecciones en 2D y no permiten un trabajo real en 3D. El método Pentaédrico que aquí se describe y que fue desarrollado y probado en el proyecto de Carlés, un skarn bandeadado desarrollado alrededor del contacto entre un cuerpo granítico y una caliza devónica. Este método es sin duda novedoso y permite trabajar siempre en 3D, representar de una forma fiel los cuerpos tabulares y realizar cálculos de recursos y reservas utilizando cualquier sistema de interpolación.

## **1. INTRODUCCIÓN**

Después de comprender la naturaleza geológica, química y estructural de un yacimiento a partir de la cartografía y de la información de muestras de

sondeos, rozas, etc., es necesario representar geoméricamente esta información para poder realizar estimaciones de contenidos mineralógicos de interés con un buen grado de precisión.

Existen diversas metodologías de estimación de recursos de un yacimiento, desde los métodos tradicionales hasta los geoestadísticos que utilizan el modelo de bloques como representación geométrica, aunque en el caso particular de estructuras de tipo tabular o en forma de capa, estos métodos no permiten una representación ni una interpolación totalmente correcta.

Los paquetes de software existentes contienen algoritmos que subdividen el tamaño de los bloques en otros más pequeños para representar los límites de la estructura tabular, pero aun así no se logra la precisión requerida para este tipo de estructuras mineralizadas. Tampoco realiza una interpolación con las intersecciones entre sondeos y estructura mineral (donde se consideran las muestras por encima de una ley de corte, o con una potencia mínima, o incluso incluyendo dilución lateral por sobre-excavación), sino que se realiza con los composites de las muestras de los sondeos.

Como ejemplo de demostración para esta investigación, el método se desarrolló utilizando la información de la «capa» denominada *Zona M*, perteneciente al sector Norte del yacimiento de Carlés, en España. El yacimiento de Carlés es un skarn de oro – cobre, formado en el contacto entre la granodiorita de Carlés y la caliza de la formación Rañeces (Pevida *et al.*, 1998). Dicho yacimiento está estructurado en cuerpos minerales con forma de capa, algunos de los cuales tienen leyes económicas de Au y Cu y sus potencias varían entre 1 y 6 m, con unos buzamientos que van de los 40° que se tienen en algunas zonas del este, a los 70° del cuerpo norte.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es la evaluación de una estructura del tipo tabular o capa, en este caso la zona M del sector Norte del yacimiento de Carlés, con una nueva metodología que represente fielmente la morfología y sus características físicas y químicas con la ayuda de algoritmos que permitan gestionar la información.

Los objetivos específicos son:

- Que trabaje en tres dimensiones.
- Que permita interpolar por distintos métodos, incluso utilizando métodos geoestadísticos.
- Que podamos definir el grado de detalle del cálculo.
- Que considere la dilución en caso de ser explotada
- Que se puedan definir categorías de estimación según distancias, número de intersecciones utilizadas en la interpolación, etc.
- Que nos permita interpolar utilizando vecindades de influencia.
- Que se pueda trabajar con los resultados seleccionando la información de las bases de datos mediante el lenguaje de preguntas SQL (*Structured Query Language*).

## 3. ENCUADRE GEOLÓGICO

El Macizo Ibérico en el noroeste de la Península ha sido dividido en 4 zonas (Farias *et al.*, 1987; Julivert *et al.*, 1972; Pérez-Estaún *et al.*, 1990): Cen-

tro-Ibérica, el alóctono de Galicia- Tras os Montes y Astur-Occidental Leonesa, representando las zonas internas del orógeno, y la Cantábrica que es la zona externa (Fig. 1). El Macizo Ibérico está caracterizado por su forma arqueada (Arco Astur) debido al desarrollo de un oroclinal de tipo secundario (Gutiérrez-Alonso *et al.*, 2015; Pastor-Galán *et al.*, 2013) durante las etapas finales del Varisco (Moscoviense a Asseliense, ca. 310-297 Ma) y que afecta a todas las estructuras anteriores (Alonso *et al.*, 2009). El Arco Asturiano contiene numerosas mineralizaciones de oro cuya formación se vio favorecida por los procesos de fracturación y actividad ígnea asociada a su desarrollo (Brandon *et al.*, 2013), como es el caso de Carlés. La fracturación regional relacionada con la formación del oroclinal favoreció la intrusión de cuerpos de rocas ígneas y la formación de los cinturones auríferos de dirección dominante NE-SW (Spiering *et al.*, 2000). Desde un punto de vista económico y de explotación de yacimientos de oro, el cinturón más importante es el denominado de Rio Narcea, localizado en la Zona Cantábrica

La formación del yacimiento aurífero de Carlés, que también contiene cobre y molibdeno, se localiza en el cinturón del Rio Narcea (RNGB) dentro de la Zona Cantábrica. La mineralización está relacionada con la intrusión tardía (~297 Ma, Mortensen *et al.*, 2014) de un pequeño cuerpo de monzogranito calcoalcalino (unos 800 metros de diámetro) durante el desarrollo del Oroclinal Astur. La intrusión del cuerpo granítico se produce a favor de un sistema de fracturas conjugado (NE-SO y NO-SE) en la discontinuidad E-O que supone el contacto entre la Formación Furada (Silúrico), formada por pizarras, areniscas oolíticas y algunos carbonatos a techo, y las calizas devónicas del grupo Nieva. La intrusión del cuerpo granítico utiliza la discontinuidad que supone la estratificación para meterse a favor de ella levantando la caliza como un domo y desarrollando un skarn paraconcordante con la estratificación, lo que favorece su geometría tabular. De acuerdo con el trabajo de Martin-Izard *et al.* (2000), el yacimiento de Carlés es mayoritariamente un exoskarn cálcico bien desarrollado y de interés económico, y un escaso endoskarn sin interés económico. El monzogranito es equigranular, de tamaño de grano medio y está constituido por plagioclasa zonada (An 30-47 en el núcleo y un borde de albita-oligoclasa An 8-20), feldespato potásico, biotita, cuarzo y magnesiohornblenda. Los minerales accesorios son circón, rutilo, ilmenita y apatito.

El skarn de Carlés está dividido en tres sectores, Este, Oeste y Norte (Fig. 1) y fueron descritos por Martin-Izard *et al.* (2000), siendo explotados por el momento los sectores Este y Norte tanto por cortas a cielo abierto como por minería subterránea. El presente trabajo se ha desarrollado en el sector Norte.

El skarn se desarrolla como una envuelta alrededor del granito en su contacto paraconcordante con la caliza de Nieva, provocando un reemplazamiento de la roca carbonatada por los minerales del skarn. La intrusión del granito y esta sustitución metasomática se ven favorecidos por los planos de estratificación de la caliza, lo que da lugar a que en varias zonas el intrusivo recuerde una geometría de abeto y el reemplazamiento muestre un bandeo en el que alternan bandas ricas en piroxeno con otras ricas en granate. El exoskarn cálcico, formado por estas bandas alternantes, que varían de centímetros a incluso algo más de un metro de potencia (skarn bandeado), tiene una primera generación de granates y piroxenos que son posteriormente se

retrogradados y estos minerales son reemplazados por una nueva generación de piroxeno, anfíboles, magnetita y sulfuros. La mineralización de interés económico está relacionada con este proceso de retrogradación, especialmente con las bandas de piroxeno-anfíbol-magnetita. Durante un primer estadio se formarían magnetita y sulfoarseniuros de hierro (Lolingita, arsenopirita y pirrotina), sin interés económico, y en una etapa posterior, una asociación con Cu-Au-Ag-Mo (Bi-Te) que es la que tiene interés económico e incluye calcopirita, bornita, molibdenita y oro, esencialmente como electrum aunque también se ha encontrado petzita y calaverita. Otros minerales accesorios encontrados han sido wittichenita, hessita, bismuto, bismutinita, jo-seita-b, tetradimita, esfalerita, cobre gris, estannita e ilmenita. La presencia de un pequeño skarn magnésico ha sido citada en el sector norte de la intrusión, que es el techo del granito. Está formado por olivino, parcialmente reemplazado por diópsido y flogopita, y espinela.

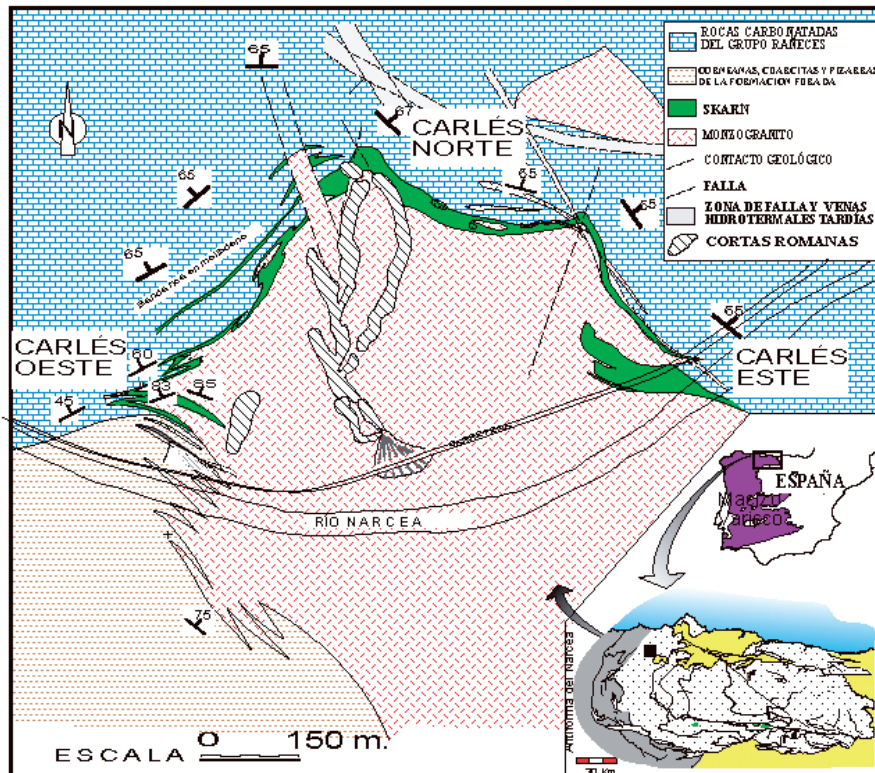


Fig. 1. Situación y mapa geológico del skarn aurífero de Carlés (datos facilitados por Rio Narcea Gold Mines)



Fig. 2. Vista del control estratigráfico en la formación del skarn de Carlés en el que la intrusión monzogranítica está también controlada por la estratificación

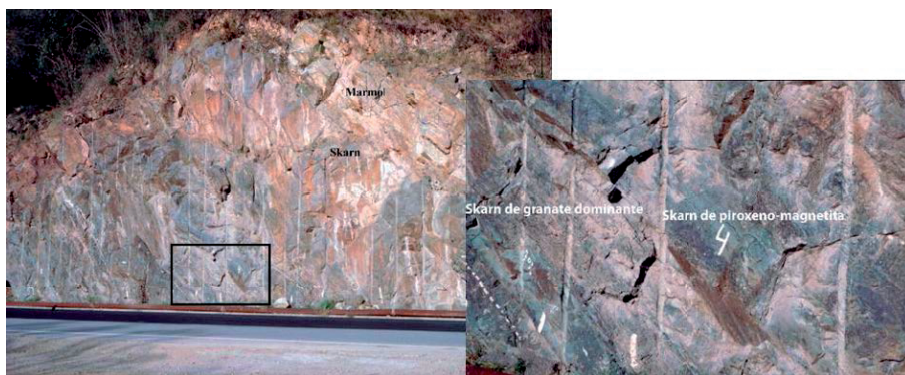


Fig. 3. Vista del control estratigráfico del skarn de Carlés (nótese como el metasomatismo se desarrolla paralelo a la estratificación) y detalle del skarn en el que el bandeado está también controlado por la estratificación

#### 4. METODOLOGÍA

En este trabajo, teniendo como base la información de los sondeos del yacimiento que intersectan la capa o estructura tabular «ZONA M» del yacimiento Carles, perteneciente al sector Norte, se desarrolló cada una de las siguientes etapas en la secuencia establecida a continuación:

1. Determinación de la zona o capa (skarn bandeado) a partir de la información de los sondeos e información geológica del yacimiento.



2. Construcción de una superficie aproximadamente en el centro de la capa.
3. Generación de una malla de puntos distribuidos uniformemente en la superficie del centro de la capa.
4. Cálculo de los valores de las intersecciones en los sondeos que atraviesan la capa.
5. Realización de un estudio geoestadístico de los valores de las intersecciones.
6. Interpolación de las leyes y potencias para los puntos de la malla definida, utilizando la información de las intersecciones.
7. Definición de las categorías de estimación y generación de las unidades de cálculo.
8. Elaboración de la información gráfica y numérica a partir de las bases de datos obtenidas.

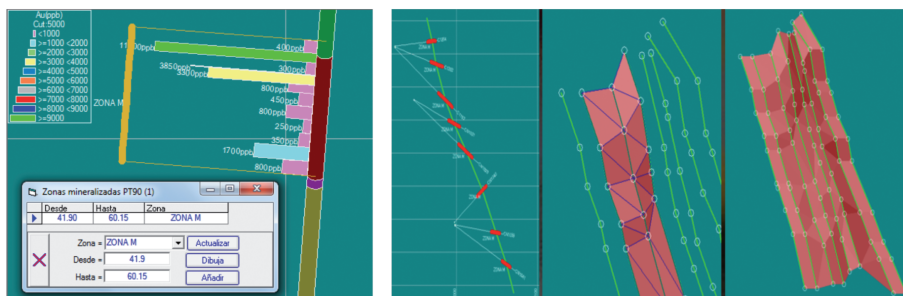


Fig. 4. Ejemplo de sondeo y construcción de superficie en el centro de la capa

Para cada sondeo, se identificó, medido desde el inicio del sondeo, el intervalo donde cortaba el cuerpo mineralizado ZONA M, independientemente de su alto o bajo contenido de ley, y procedimos a definir una superficie en el centro de ese cuerpo mineral (superficie T1), la cual nos serviría luego para generar la malla de puntos de interpolación (figura 4). A partir de T1 se genera una malla o nube de puntos (NPS) regularmente repartidos sobre ella (T1) que se afina y guarda en formato accesible (T2).

Se calculan las intersecciones de los sondeos con T2, almacenando en base de datos las coordenadas de la intersección, la ley de corte, la potencia mínima, la dilución lateral y la máxima potencia de estéril. Se calculan (figura 5) tres tipos de intersecciones, geológica, de potencia mínima y de intersección minera, interpolando por el método del inverso de la distancia (aunque se pueden usar otros como vecino más cercano o *kriging*).

Se realiza geoestadística en los valores de la capa simulada, determinando la dirección principal de máxima continuidad, así como la secundaria (perpendicular) para determinar valores de la interpolación a partir de la elipse de anisotropía (figura 6). Se clasifican las interpolaciones en función de número de intersecciones a ciertas distancias anisótropas para poder definir las categorías de los recursos.

La determinación de la geometría del elemento discretizador (pentaedro, figura 6) permite ubicar recursos, clasificando por categorías. Toda la infor-

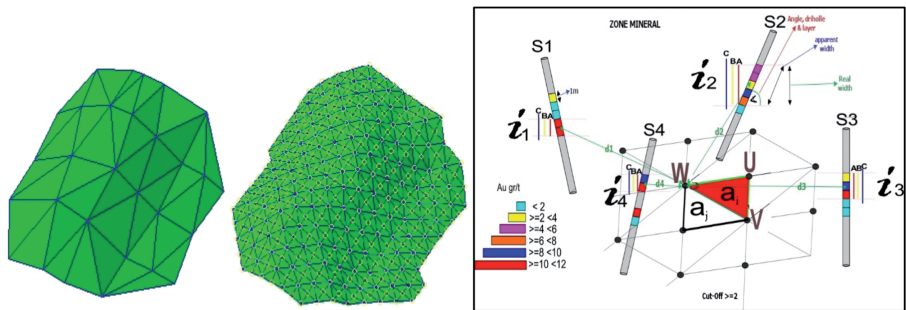


Fig. 5. Construcción de superficies T1 y T2 (izda.) y esquema de cálculo de interpolaciones (dcha.)

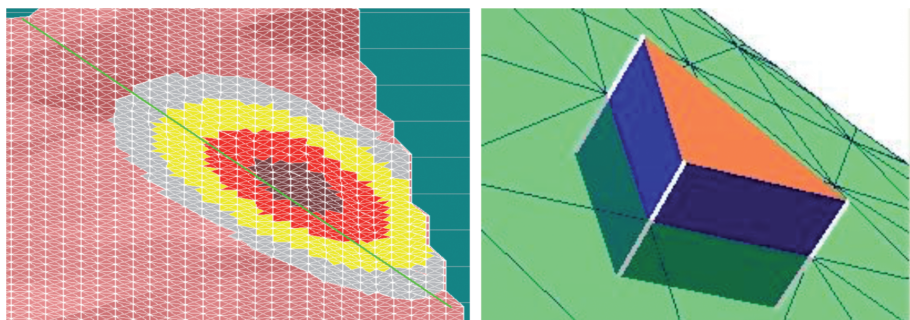


Fig. 6. Elipsoide de búsqueda (izda.) y elemento de discretización (pentaedro, derecha).

mación georreferenciada se almacena en base de datos SQL (*Structured Query Language*), rápidamente accesible y filtrable, a partir de la cual se pueden generar gráficos que permitan la interpretación de la mineralización. En la figura 7 (izquierda) mostramos la potencia del método, con la capa calculada con los elementos coloreados por ley de mineral, así como mostrando los sondeos con intersecciones coloreadas según información de base de datos.

Al método desarrollado se le ha denominado Método Pentaédrico, debido a que la forma de la unidad de cálculo es parecida a un pentaedro, al tener dos caras triangulares, unidas por otras tres de cuatro lados. No obstante, es evidente que no se trata de un pentaedro, sino que realmente es un octaedro, ya que las caras de cuatro lados no tienen por qué tener los cuatro vértices en el mismo plano; por lo que, en realidad, cada una de ellas estará constituida por dos caras triangulares (figura 6, derecha).

El método pentaédrico presenta ciertas ventajas respecto del clásico modelo de bloques como:

- Cualquier cambio de parámetro de cálculo no necesitaría redefinir las unidades de cálculo.
- Al definir unidades geométricas de cálculo, estas se les puede planificar y diseñar su extracción, incluso exportar a otros paquetes de software minero.

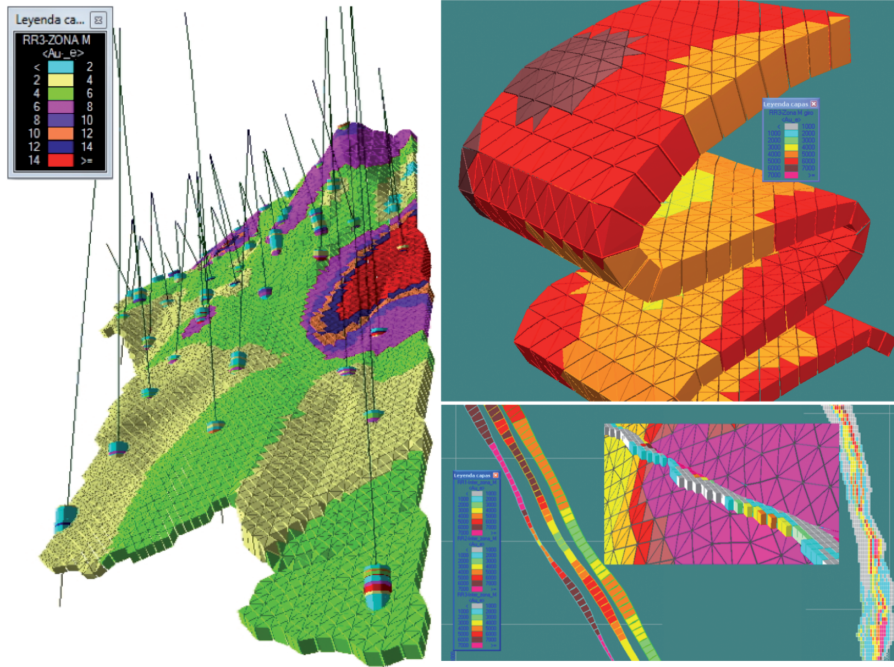


Fig. 7. Modelo pentaédrico de capa «Zona M», Carlés (izqda.), ejemplo de capa geoméricamente compleja (dcha. arriba) y comparación de modelo de bloques y modelo pentaédrico (dcha. abajo)

- Representa fielmente la potencia de la estructura tabular o capa mineral así tenga una morfología estrecha, lo que no se podría representar muy bien con bloques (figura 7).
- Es evidente que el uso del pentaedro permite adaptarse mejor que el cubo a las formas de las capas.

## 5. CONCLUSIONES

El presente trabajo demuestra que con el nuevo método (Método Pentaédrico) es posible obtener una evaluación de recursos y reservas con una representación más fiel de un cuerpo mineral del tipo tabular.

Comparado con otros métodos típicos utilizados en capas, como son el método de los polígonos, el de los triángulos y el de las secciones, este es sin duda un método más avanzado, ya que, además de realizar una interpolación con las intersecciones y ser aplicable a todo tipo de capas, incluso fuertemente plegadas, permite trabajar en 3D y tener una representación real del cuerpo mineral.

Este método también presenta ciertas ventajas respecto al método de los bloques, según se comentó en el apartado anterior, principalmente en su representación tridimensional. En cuanto a la interpolación, también permite aplicar cualquier método, incluso *kriging* y aplicar elipsoides de búsqueda.

Al tener los datos almacenados en bases de datos relacionadas, se puede obtener informes de cualquier tipo y sobre cualquier parte del cálculo mediante el lenguaje de SQL.

La idea ha pasado también el Examen Preliminar Internacional de patente PCT/ES03/00117 con resultado favorable en el que se reconoce que la invención es nueva, implica actividad inventiva y es aplicable industrialmente.

## REFERENCIAS Y BIBLIOGRAFÍA

- Alfaro, M. A., 2007. *Apuntes de Estimación de Recursos Mineros*. Universidad Católica Valparaíso, 124 p.
- Alonso, J. L., Marcos, A., Suárez, A., 2009. Paleogeographic inversion resulting from large out of sequence breaching thrusts: The León Fault (Cantabrian Zone, NW Iberia). A new picture of the external Variscan Thrust Belt in the Ibero-Armorican Arc. *Geologica Acta*, 7(4): 451-473
- Brandon Weil, A. B., Gutiérrez-Alonso, G., Johnston, S. T., Pastor-Galán D., 2013. Kinematic constraints on buckling a lithospheric-scale orocline along the northern margin of Gondwana: A geologic synthesis. *Tectonophysics*, 582: 25–49
- Bustillo, J., López, C., 1997. *Manual de Evaluación y Diseño de Explotaciones Mineras*. Entorno Gráfico SL. Madrid, 705 p.
- Bustillo, J., López, P., García, J., Sánchez-Porra, P., 2000. *Manual de Aplicaciones Informáticas en Minería*. U. D. Proyectos, Universidad Politécnica de Madrid, 381 p.
- Castañón, C., 2006. *Manual de Ayuda del Software Minero RecMin*. Disponible online: [http://recmin.com/wp/?page\\_id=255](http://recmin.com/wp/?page_id=255) web de RecMin, España, 200 p.
- Castañón, C., 2006. *Nuevo Método de Cálculo de Recursos Geológicos y Reservas Mineras para Yacimientos Tabulares y Aplicación Informática para la Gestión Integral de un Proyecto Minero*. Universidad de Oviedo, España, 200 p.
- Estévez, E., 2010. *Apuntes sobre Estimación de Recursos y Reservas Minerales*. Universidad del Pinar del Río, Cuba, 39 p. Disponible online: [www.monografias.com](http://www.monografias.com).
- Farias, P., Gallastegui, G., González Lodeiro, F., Klein, E., Marquínez, J., Martín Parra, L. M., Martínez Catalán, J. R., Pablo Maciá, J. G., Rodríguez-Fernández, L.R., 1987. Aportaciones al conocimiento de la litoestratigrafía y estructura de Galicia Central. *Memorias del Museo e Laboratorio Mineralógico e Geológico*, 1: 411-431.
- Fernández-Lozano, J., Pastor-Galán, D., Gutiérrez-Alonso, G., Franco, P., 2016. New kinematic constraints on the Cantabrian orocline: A paleomagnetic study from the Peñalba and Truchas synclines, NW Spain. *Tectonophysics*, 681: 195-208.
- Gutiérrez-Alonso, G., Collins, A. S., Fernández-Suárez, J., Pastor-Galán, D., González-Clavijo, E., Jourdan, F., Weil, A.B., Johnston, S.T., 2015. Dating of lithospheric buckling: 40Ar/ 39Ar ages of syn-orocline strike-slip shear zones in northwestern Iberia. *Tectonophysics*, 643: 44–54.
- Julivert, M., Fontboté, J. M., Ribeiro, A., Conde, L. N., 1972. *Mapa Tectónico de la Península Ibérica y Baleares*. Instituto Geológico y Minero de España.
- Martin-Izard, A., Paniagua, A., García-Iglesias, J., Fuertes, M., Boixet, L., Maldonado, C., Varela, A., 2000. The Carles copper-gold-molybdenum skarn (Asturias, Spain) geometry, mineral associations and metasomatic evolution. *Journal of Geochemical Exploration*, 71: 153–175.
- Mortensen, J., Martin Izard, A., Cepedal Hernandez, M.A., Fuertes Fuente, M., Lima, A., Creaser, R., 2014. *Gold Metallogeny of Northwestern Iberia: Superimposed Orogenic and Intrusion-Related Mineralization in an Evolving Variscan Orogen*. SEG Denver 2014 Conference, Denver, Colorado, USA.
- Pastor-Galán, D., Gutiérrez-Alonso, G., Murphy, J.B., Fernández-Suárez, J., Hofmann, M., Linnemann, U., 2013. Provenance analysis of the Paleozoic sequences of the

- northern Gondwana margin in NW Iberia: passive margin to Variscan collision and orocline development. *Gondwana Research*, 23(3): 1089-1103.
- Pérez-Estaún, A., Bastida, F., Martínez Catalán, J. R., Gutiérrez Marco, J. C., Marcos, A., Pulgar, J. A., 1990. *West Asturian–Leonese zone, stratigraphy*. En: Dallmeyer, R. D., Martínez-García, E. (Eds.), *Pre-Mesozoic Geology of Iberia*. Springer-Verlag, Berlín, p. 92-102.
- Pevida, L. R., Maldonado, C., Spiering, E., González, S., García, J., Varela, A., Martín-Izard, A., Cepedal, A., Fuertes, M., 1998. *Geology and exploration guides along the Río Narcea gold belt*. En: Arias, D., Martín-Izard, A., Paniagua, A. (Eds.), *Gold Exploration and Mining in NW Spain*, p. 27-36.
- Spiering, E. D., Pevida, L. R., Maldonado, C., González, S., García, J., Varela, A., Arias, D., Martín-Izard, A., 2000. The gold belts of western Asturias and Galicia (NW Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 71: 89-101.

# DETERMINACIÓN DE NIVELES DE FONDO Y REFERENCIA DE ELEMENTOS TRAZA EN SUELOS: UN ENFOQUE METODOLÓGICO AVANZADO

*E. Chacón,<sup>1</sup> A. Callaba,<sup>2</sup> P. Fernández-Canteli,<sup>3</sup> F. Barrio-Parra,<sup>1</sup>  
M. Izquierdo-Díaz,<sup>1</sup> y E. De Miguel<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Prospección & Medioambiente (PROMEDIAM), Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas y Energía, Universidad Politécnica de Madrid, España

<sup>2</sup> Subdirección General de Residuos, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, España

<sup>3</sup> Área de Recursos Minerales, Departamento de Investigación en Recursos Geológicos, Instituto Geológico y Minero de España

## RESUMEN

La determinación de niveles genéricos de referencia para elementos traza con criterios de riesgo muy conservadores, lleva aparejada la necesidad de truncar dichos valores cuando se sitúan por debajo de las concentraciones regionales de fondo. Este trabajo presenta el desarrollo de una metodología alternativa para la definición de valores de fondo y de referencia naturales y su aplicación a la región de Madrid. En primer lugar, se definieron 6 unidades litológicas homogéneas, se estableció una malla de muestreo de 3 x 3 km<sup>2</sup> sobre una superficie investigada total de 8022 km<sup>2</sup> y se excluyeron las cuadrículas con afección antrópica. La validación de los 404 resultados analíticos obtenidos contempló: 1) la evaluación de la contribución de la toma de muestras (26 dúplicas) y de la de preparación y análisis de laboratorio (29 dúplicas) a la varianza total de los resultados, mediante un ANOVA anidado de cuatro niveles, y 2) la reasignación de las muestras entre unidades litológicas a partir de los resultados de un Análisis Discriminante: Las muestras con una probabilidad significativamente mayor de pertenecer a una unidad litológica diferente de la original se reasignaron a la primera, siempre que ambas fueran adyacentes. Dentro de cada unidad litológica, las muestras se clasificaron inicialmente como anómalas en función de (a) su distancia de Mahalanobis al cuadrado al centroide del grupo correspondiente a esa unidad litológica, y (b) las diferencias entre resultados consecutivos del extremo superior de la serie de datos de cada variable. Por último, para cada elemento y unidad li-

tológica, se definieron un valor de fondo y un valor de referencia como los límites superiores del intervalo de tolerancia del 95% de la mediana y del percentil 99, respectivamente. Este último se utilizó como nivel de truncamiento para los elementos con concentraciones objetivo, definidas con criterios de riesgo, inferiores a dicho valor.

## 1. INTRODUCCIÓN

En el año 2005 se publicó la reglamentación española de suelos contaminados (RD 9/2005, de 14 de enero). Este reglamento fue elaborado en el contexto de la legislación en materia de residuos teniendo como objeto último la prevención de la contaminación del suelo y su descontaminación, cuando así se requiera. El elemento central del reglamento de suelos contaminados es la valoración de riesgos para la salud humana y la declaración de un suelo como contaminado se hace sobre estas premisas, siendo la evaluación de la exposición a la contaminación uno de sus elementos centrales.

Para entender cabalmente cómo se ha incorporado el riesgo ambiental como elemento rector de la gestión de suelos contaminados, es indispensable no perder la perspectiva sobre las dimensiones que se suponen para este problema. En efecto, en el preámbulo del RD 9/2005 se menciona una publicación de la Agencia Europea del Medioambiente de 1999, en que se estimaba la existencia de entre 300000 y 1500000 espacios contaminados en Europa (cantidad revisada en años posteriores y elevada hasta 2500000 [Payá y Rodríguez, 2018]). Con una cifra de este orden de magnitud, es evidente la necesidad de contar con una estrategia de gestión de suelos contaminados eficiente, tanto en términos ambientales, como económicos. En términos ambientales, la eficiencia debe entenderse como la capacidad/eficiencia para sistematizar el orden de actuaciones, dando prioridad en la gestión a aquellos suelos que comportan mayor riesgo ambiental (Callaba y Chacón, 2002). En términos económicos, resulta evidente la necesidad de acompañar los costes de las investigaciones con la gravedad del problema.

Para estos fines se han definido unas concentraciones de referencia que se traducen en niveles de riesgo admisible para escenarios estándar de exposición que se han denominado Niveles Genéricos de Referencia. De este modo, los niveles genéricos de referencia son contemplados como concentraciones límite de contaminantes en el suelo por debajo de las que, en estos escenarios estándar de exposición, no es previsible exceder los límites de riesgo señalados en la reglamentación.

Los niveles genéricos de referencia han sido definidos para los contaminantes de síntesis, que, con mayor frecuencia, son encontrados en suelos contaminados. Es de destacar, no obstante, que estos niveles no se han explicitado, en primera instancia y a nivel estatal, para un grupo importante de sustancias como son los metales y metaloides. La razón de esta exclusión radica en el origen geogénico de los mismos, que hace que su presencia en el suelo pueda atender, tanto a razones de naturaleza geoquímica, como a fenómenos de contaminación.

En consecuencia, la valoración de las concentraciones para este tipo de sustancias, desde la perspectiva de la contaminación del suelo, requiere de una particular consideración de los fondos geoquímicos de los mismos y de

cómo estos son formulados. A este respecto, no existe una metodología consensuada para establecer valores de fondo y niveles de referencia de elementos traza comparables entre regiones (Galán *et al.*, 2008; Horckmans *et al.*, 2005; Reimann *et al.*, 2005; Zhao *et al.*, 2007). Las aproximaciones más comúnmente empleadas abordan la determinación de los niveles de fondo y de referencia a través del uso de medidas muestrales empíricas (calculadas) como estimadores estadísticos de parámetros poblacionales. Es frecuente recurrir a parámetros muestrales de centramiento para caracterizar los valores de fondo (Bini *et al.*, 2011; Pérez-Sirvent *et al.*, 2009) y a un percentil elevado de la población muestral (percentiles 90, 95 o 99) (Van der Gaast *et al.*, 1998; Galán *et al.*, 2008) o al valor resultante de añadir un número de desviaciones típicas muestrales (o desviaciones absolutas de la mediana) a la media aritmética/geométrica (o a la mediana) de dichos datos (Herselman *et al.*, 2005; Sanei *et al.*, 2007) para determinar los valores de referencia.

Dada la aleatoriedad intrínseca a los procesos de muestreo y adquisición de datos, y la dependencia espacial y litológica de la muestra, parece más razonable proponer un método de determinación de valores de fondo y referencia basado en la inferencia sobre la distribución poblacional de los datos y que relaje los supuestos sobre la distribución de los datos muestrales (De Miguel *et al.*, 2002; Reimann *et al.*, 2005). Simultáneamente, es necesario identificar los datos anormalmente elevados en la distribución de valores de fondo y discriminar aquellos que constituyen datos extremos de la población natural, de aquellos que, por ser resultado de procesos de contaminación antrópica o de contaminación cruzada en la toma, preparación y análisis de las muestras, deben ser eliminados de la base de datos de trabajo (Tobías, *et al.*, 1997).

En consecuencia con lo expuesto, el objeto de este trabajo es la definición de dos métodos alternativos de estimación de niveles de fondo y de referencia basados en la distribución poblacional de los datos muestrales y su aplicación a la región de Madrid para diecinueve elementos traza (Ag, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, TI, V y Zn) en seis unidades litológicas distintas.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

El supuesto de partida de este trabajo es que el contenido natural en elementos traza de un suelo depende, esencialmente, de la litología precursora del mismo, por lo que los valores de fondo y referencia han de definirse para unidades espaciales homogéneas, en el sentido señalado, y significativamente diferentes entre sí.

### **2.1. Área de estudio y diseño del muestreo**

La metodología que se describe en los siguientes apartados fue aplicada a la definición de valores de fondo y referencia de elementos traza en suelos en la región de Madrid. Este territorio se compone de 179 municipios con una extensión total de 8022 km<sup>2</sup>. El muestreo de los suelos de dicho territorio se llevó a cabo a partir de una malla con celdas cuadradas de 3 km de lado, extendida a toda la región. En cada una de ellas, se recogió una muestra de cam-



po compuesta por cinco testigos (incrementos muestrales) de los 20 cm más superficiales del perfil del suelo, tomados en el centro y los extremos de una cruz griega de 1 m de brazo, mediante una sonda tipo Edelman.

De la relación inicial de celdas de muestreo, se excluyeron todas las que, según las correspondientes capas de información geográfica, intersectaban zonas urbanas e industriales, vertederos y otros puntos potencialmente contaminados, así como las que constituían vecinos de primer o segundo orden de aquellas. Con ello se aseguró, en una primera aproximación, que los valores de fondo se establecen a partir de muestras recogidas a una distancia superior o igual a 1000 m del punto potencialmente afectado más próximo. Tras este proceso, la malla de muestreo definitiva quedó constituida por 349 estaciones.

De acuerdo con los propósitos del trabajo, se definieron seis unidades litológicas (LU) en esta región: rocas metamórficas (LU-1), rocas graníticas (LU-2), arcosas (LU-3), caliza del páramo (LU-4), yesos y margas yesíferas (LU-5) y depósitos aluviales (LU-6). Las principales características de las unidades litológicas y su localización están representadas en la Figura 1.

## 2.2. Preparación y análisis de las muestras

Los cinco incrementos muestrales representativos de cada uno de los puntos definidos en la malla de muestreo fueron, inicialmente, homogeneizados en campo. De esta muestra compuesta homogeneizada, se separaron 0,5 L para determinaciones de materia orgánica, textura, color y pH, y el resto se almacenó para llevar a cabo las determinaciones analíticas de contenidos elementales. A su llegada al laboratorio, las muestras se secaron a temperatura ambiente hasta peso constante, se desagregaron manualmente y se cribaron a 2 mm con un tamiz de malla plástica. Previamente al tamizado de las muestras dedicadas a analíticas elementales, se procedió a una homogeneización y cuarteo, y dos cuartos opuestos se almacenaron como muestra de contraste. La fracción menor de 2 mm se homogeneizó y cuarteó. Dos cuartos opuestos se molieron en mortero de ágata hasta un tamaño de grano inferior a 150  $\mu\text{m}$ , del cual, por sucesivos cuarteos, se obtuvo la muestra para análisis. La fracción menor de 150  $\mu\text{m}$  desechada en los sucesivos cuarteos se almacenó, también, como muestra de contraste.

Las muestras de análisis se digirieron con agua regia según una modificación de la norma ISO 11466 (De Miguel *et al.*, 2002) y las concentraciones de Ag, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Tl, V y Zn (para los que se definieron valores de fondo y referencia), así como de Al, Ca, Fe, Ga, K, La, Mg, Sc, Sr, Th, Ti y U, se determinaron mediante espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS).

## 2.3. Controles de calidad

Con el objeto de cuantificar la precisión de los resultados obtenidos y de detectar posibles anomalías a lo largo de todo el proceso de toma, preparación y análisis de muestras, se procedió a implementar dos niveles de muestras duplicadas: En primer lugar, se duplicó la toma de 26 muestras en el campo, desplazándose la estación de muestreo de la réplica respecto a la

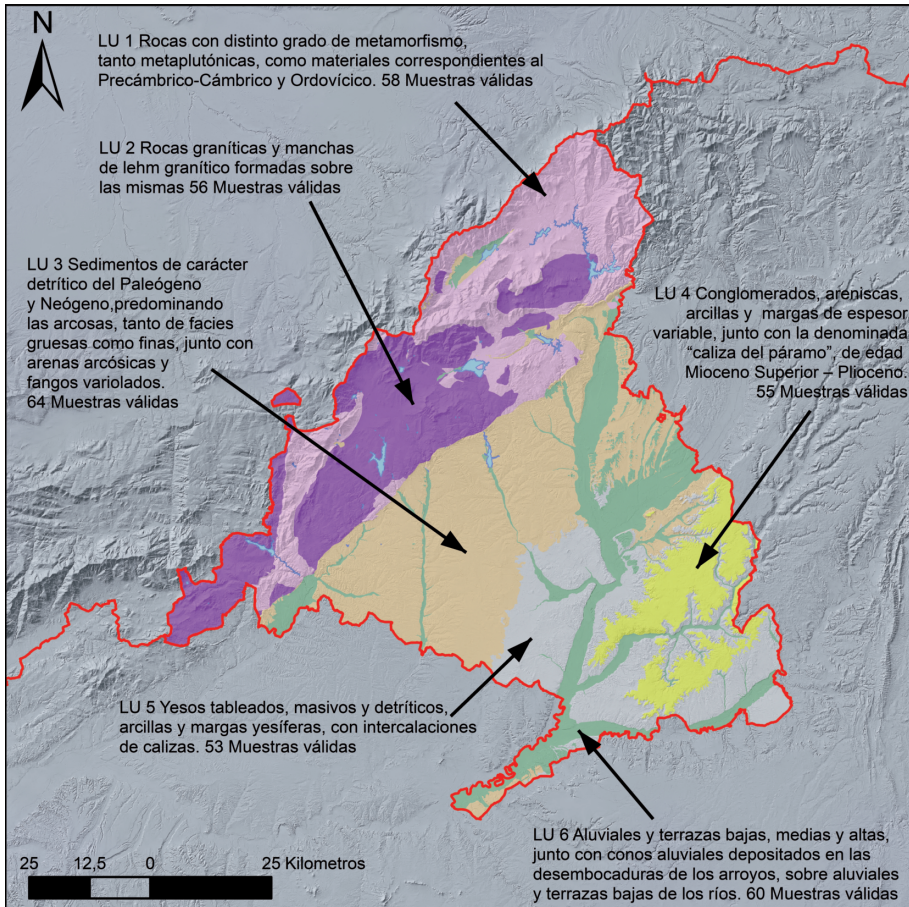


Fig. 1. Unidades Litológicas y sus propiedades

original una distancia aleatoria en longitud y latitud entre 1 y 50 m. En segundo lugar, se procedió a la preparación de 29 dúPLICAS de preparación y análisis, para lo cual se recogieron de cada uno de los extremos y centro de la cruz griega marcada sobre el terreno, dos incrementos muestrales. Los diez incrementos muestrales tomados fueron homogeneizados en el campo y separados en dos mitades, cada una de las cuales se almacenó y etiquetó independientemente. El análisis de los resultados se llevó a cabo mediante un ANOVA desequilibrado de cuatro niveles, en el que, cada uno de ellos representa las contribuciones a la varianza total de, respectivamente, la pertenencia a las distintas unidades litológicas, la localización de la muestra dentro de la unidad litológica, el procedimiento de muestreo, y las operaciones de preparación y análisis en laboratorio.

Como controles de calidad en laboratorio, para cada serie de 34 muestras, se analizaron una dúplica de una de ellas, un patrón certificado DS2 y un blanco de método.

## 2.4. Control estadístico de resultados

La validación de los resultados analíticos, previamente a su utilización en la definición de los correspondientes valores de fondo y referencia, contempló la detección y valoración de dos posibles fuentes de error: La asignación incorrecta de muestras a las unidades litológicas y la inclusión, en la base de datos de resultados, de valores anómalos asociados a la presencia de contaminación no detectada en el punto de muestreo o a contaminación cruzada durante la toma, preparación y análisis de las muestras.

### 2.4.1. Reasignación de muestras entre unidades litológicas

La asignación de una muestra a una unidad litológica, a partir, exclusivamente, de información cartográfica, puede no ser siempre certera, especialmente cuando dos unidades son contiguas y el punto de muestreo está próximo al límite cartográfico asumido entre ambas. A fin de detectar estos posibles errores de asignación, se realizó un análisis discriminante, utilizando, como variables independientes, las concentraciones de los elementos que mejor reflejan la naturaleza no alterada del terreno: Al, Ca, Fe, Ga, K, La, Mg, Sc, Sr, Th, Ti y U. Los resultados del análisis discriminante fueron utilizados para identificar las muestras cuya clasificación en una unidad litológica fue objeto de duda por presentar una probabilidad de pertenencia significativamente mayor a la unidad litológica predicha en el análisis que a la unidad original. En caso de producirse esta circunstancia, se procedió al cambio de asignación siempre que las unidades original y predicha fueran contiguas. En caso contrario (*i. e.* no contigüidad), se clasificó la muestra como posible dato anómalo.

### 2.4.2. Detección de valores anómalos

Tras la reclasificación de muestras, el segundo paso en el control estadístico de los resultados consistió en la detección de datos anómalos. Con el objetivo de identificar valores de concentraciones elementales elevados que pudieran no tener un origen natural, debido a la afección por actividades antrópicas difícilmente reconocibles en campo o a potenciales fenómenos de contaminación cruzada a lo largo del procedimiento experimental de campo y laboratorio, se llevó a cabo un doble análisis: multivariante y univariante. Para el primero, se calculó la distancia de Mahalanobis al cuadrado al centroide de la unidad litológica en que quedó asignada cada muestra según el proceso descrito en el apartado anterior. Los datos con una distancia de Mahalanobis tal que la probabilidad de pertenencia a dicha unidad fuese inferior al 5% fueron señalados como anómalos para su posterior análisis. Adicionalmente, y para cada una de las variables constituidas por las concentraciones químicas elementales analizadas (análisis univariante), se identificó e investigó la serie de valores máximos para el último de los cuales se producía una separación, respecto al siguiente resultado, superior al 25% del valor de este último («interrupciones» en los extremos superiores de la distribución).

## 2.5. Definición de valores de fondo y valores de referencia

Conceptualmente, se entiende por fondo natural una población de valores de concentración de los diferentes elementos químicos en los suelos de una región que no han sido no afectados por actividades antrópicas. La manera natural de describir esta población es mediante la distribución de frecuencias de valores en la población real, la cual queda expresada, de la mejor manera posible, mediante un histograma obtenido a partir de un muestreo adecuado. Sin embargo, el histograma ofrece una información demasiado detallada y, por tanto, difícil de utilizar, y se modificaría si la muestra tomada para caracterizar la población de fondo natural fuese otra. Por ello, en este trabajo se optó por resumir la información obtenida acerca de la población de fondo natural mediante valores estables de centramiento (*i. e.* media, mediana y moda) y de dispersión / ordenación (*i. e.* recorrido, desviación típica/varianza y percentiles) de la distribución.

Para su expresión, se puede recurrir a una estimación puntual de dichos parámetros o a un intervalo de valores entre los cuales se puede afirmar que, excepto para ocurrencias de fenómenos poco frecuentes en el muestreo realizado, está incluido el valor verdadero del estimador en estudio. Este segundo es el enfoque que se adoptó en este estudio y, consecuentemente con él, se definió como *valor de fondo* la cota superior del intervalo que incluye la mediana con un grado de confianza del 95%. Por su parte, se denominó *valor de referencia* a un valor tal que su superación por una unidad muestral de la población actual caracterizada sea poco probable y que, por tanto, si no ha habido modificaciones de las condiciones de muestreo, sea también poco probable su superación por una unidad muestral obtenida posteriormente. En concreto, a efectos de este estudio, se consideró como valor de referencia la cota superior del percentil 95% con un 95% de confianza.

Para una distribución Normal, las expresiones que permiten calcular las cotas mencionadas son las siguientes:

$$C_M = \bar{x} + t_{(1-\alpha;n-1)} \times \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$C_p = \bar{x} + g_{(1-\alpha;p,n)} \times s \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde:

$C_M$ : Cota superior de la media (y de la moda y la mediana en una distribución Normal).

$C_p$ : Cota superior del percentil p-ésimo.

n: tamaño de la muestra.

$\bar{x}$ : Media aritmética de la muestra de n datos.

$t_{(1-\alpha;n-1)}$ : Percentil  $100 \times (1-\alpha)$ -ésimo de la distribución t-Student de n-1 grados de libertad.

s: desviación típica de la muestra de n datos.

$g_{(1-\alpha;p,n)}$ : Factor de Odeh y Owen para la determinación de la cota superior del percentil p-ésimo, a partir de una muestra de n datos, con un grado de confianza de  $1-\alpha$ , basada en la distribución t-Student descentrada.

Bajo el supuesto de normalidad de la distribución, los parámetros de media, mediana y moda son coincidentes, y la Ecuación 1 permite, por tanto, obtener el valor la cota superior de la mediana, propuesto como valor de fondo.

### **3. RESULTADOS**

El análisis de la varianza de los resultados, la reasignación de muestras, la detección y análisis de datos anómalos, y la definición de valores de fondo y de referencia se llevó a cabo, finalmente, a partir de 404 resultados de concentraciones químicas de 31 elementos, incluidas dúplicas, y de 368 determinaciones de pH, materia orgánica y textura.

#### **3.1. Análisis de la varianza, reasignación de muestras y evaluación de resultados anómalos**

Los resultados del ANOVA de cuatro niveles revelaron que la mayor fuente de variabilidad de los datos de concentraciones elementales, entre el 55% y el 90% del total, estaba asociada al cambio de posición de la estación de muestreo dentro de cada unidad litológica. Por el contrario, la varianza asociada a los procesos de toma de muestras y de preparación y análisis rara vez superó el 10% del total. Este resultado permitió validar los protocolos experimentales seguidos en campo y laboratorio.

A su vez, la aplicación del conjunto de criterios expuestos en el apartado anterior condujo a la reasignación de 16 de los 349 valores medios de concentraciones elementales representativos de las cuadrículas incluidas en el estudio (4,6%). Todas ellas, a excepción de una muestra catalogada por error mecano-gráfico como perteneciente a una unidad distinta de la suya real, son muestras situadas en la zona de transición de una unidad litológica a la contigua.

Por último, a pesar de la presencia de un número considerable de valores anómalamente altos, tan solo tres muestras fueron eliminadas de la base de datos geoquímica para la definición de valores de fondo y referencia: dos en las que existían indicios razonables de adición de materiales compostados o de aplicación directa de aguas residuales en dotaciones de riego, y una tercera que se localizaba en las proximidades de una vía de comunicación ya existente y de las obras de preparación de otra nueva. Para el resto de los resultados señalados como anómalos según los criterios antes expuestos, no se detectó ninguna evidencia que permitiera asignar la concentración química determinada a un proceso no natural o a un error en la aplicación de los métodos de campo y laboratorio por lo que se mantuvieron en la base de datos de trabajo. Tras la eliminación de los 3 resultados anómalos, el número total de datos empleados para la definición de valores de fondo y referencia quedó fijado en 346.

#### **3.2. Definición de valores de fondo y de referencia**

Las Ecuaciones 1 y 2 son válidas bajo el supuesto de distribución Normal de los datos. Para la práctica totalidad de los elementos analizados, este supuesto se cumplió en mayor medida tras una transformación logarítmica (T) de los datos originales. En este caso, las expresiones anteriormente indicadas

de las cotas superiores,  $C_M$  y  $C_p$ , se aplicaron a los datos transformados, y las cotas superiores correspondientes para los datos originales se calcularon mediante la transformación inversa de las obtenidas,  $T^{-1}(C_M)$  y  $T^{-1}(C_p)$ . La correspondencia entre cotas de datos transformados y de datos originales es válida, en general, para valores característicos de ordenación en transformaciones monótonas, como son los percentiles y, entre ellos, la mediana. En las ocasiones excepcionales en que los datos originales, según el Test de Normalidad de Kolmogorov-Smirnov, se ajustaron a la normalidad más que sus correspondientes transformados, el cálculo de las cotas se realizó, directamente, con dichos datos originales.

En algunos casos se presentó la aparente paradoja de que la cota superior de la mediana de la población original obtenida a partir de la transformación inversa,  $T^{-1}(C_M)$ , resultó inferior al valor de la mediana obtenida con los datos originales. Ello es debido a la desviación respecto al supuesto de normalidad de los datos transformados. En estos casos, se realizó el cálculo de la cota superior de la mediana de forma no paramétrica, directamente a partir de los datos originales. El mismo criterio se adoptó para aquellos casos en los que, sin llegar a producirse la paradoja anteriormente descrita, la desviación respecto a la normalidad fue lo suficientemente importante como para no poder considerar la distribución como normal según el Test de Normalidad de Kolmogorov-Smirnov ( $p$ -valor  $< 0,001$ ).

De forma general, en estos casos no paramétricos, la cota superior del percentil  $p$  para un nivel de confianza de  $(1-\alpha)$  puede calcularse como el valor correspondiente a la muestra que ocupa la posición  $C$ -ésima mayor, en la serie ordenada de mayor a menor de resultados, despejando de la expresión:

$$1 - B(C-1, n, p) \geq 1-\alpha \quad \text{(Ecuación 3)}$$

donde:

B: Valor de la función de distribución acumulada binomial de parámetros  $n$  y  $p$ .

$n$ : Número de datos.

La Figura 2 presenta tres ejemplos de aplicación de la Ecuación 3 para el cálculo de la cota superior de la mediana (valor de fondo). Esta estimación no paramétrica de la cota superior es perfectamente válida para la mediana ( $p_{50}$ ) pero, al aplicarse a los percentiles superiores, como el  $p_{99}$ , en la mayoría de las ocasiones se obtiene como resultado el valor máximo de la serie de datos, lo cual corresponde, en general, a niveles de confianza muy inferiores al 95%. Por ello, la estimación no paramétrica de las cotas superiores se ha empleado, únicamente, para la definición de los valores de fondo, pero no para la de los valores de referencia.

A partir del conjunto de criterios expuestos y de la aplicación correspondiente de las Ecuaciones 1, 2 o 3, se obtuvieron los Valores de Fondo (cota superior de la mediana) y los Valores de Referencia (cota superior del  $p_{99}$ ) que se presentan en la Tabla 1. Los Valores de Referencia se emplearon como valores de truncamiento para la modificación de aquellos Niveles Genéricos de Referencia, definidos con criterios de riesgo para la salud humana, cuyo valor numérico resultó inferior al correspondiente Valor de Referencia.

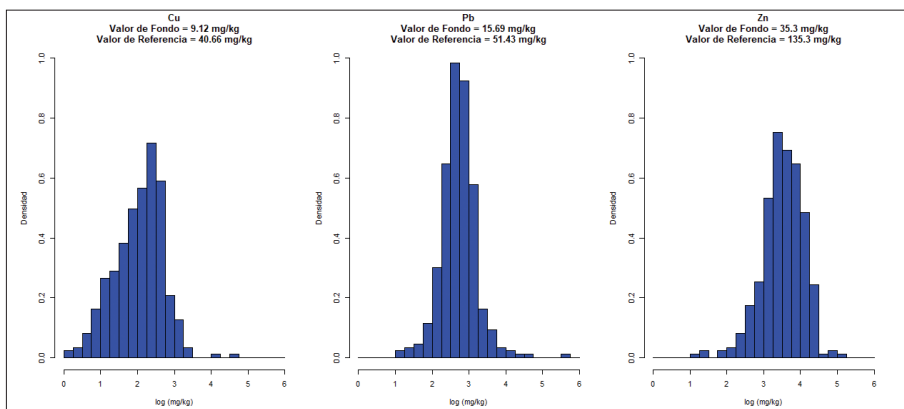


Fig.2. Valores de fondo y referencia para el conjunto total de datos de Cu, Pb y Zn (cota no paramétrica)

Tabla 1: Valores de Fondo (VF) y Valores de Referencia (VR) para cada Unidad Litológica (en mg/kg)

	U. L. 1 (Metam.)		U. L. 2 (Granit.)		U. L. 3 (Arcosas)		U. L. 4 (Caliza)		U. L. 5 (Yesos)		U. L. 6 (Vegas)	
	VF	VR	VF	VR	VF	VR	VF	VR	VF	VR	VF	VR
<b>Ag</b>	0,04	0,38	0,02 <sup>(1)</sup>	0,49	0,02	0,11	0,04	0,10	0,07	0,78	0,06	0,56
<b>As</b>	14	184	3 <sup>(1)</sup>	22	4 <sup>(1)</sup>	50	10	31	10	89	9	56
<b>Cd</b>	0,09	0,32	0,08	0,82	0,05	0,28	0,10	0,29	0,14	1,28	0,10	0,72
<b>Co</b>	9 <sup>(1)</sup>	52	4	20	4	12	7	15	5 <sup>(1)</sup>	40	6	18
<b>Cr</b>	26 <sup>(1)</sup>	175	10	52	10	44	20	47	13 <sup>(1)</sup>	86	15 <sup>(1)</sup>	56
<b>Cu</b>	12	64	6	54	6	27	10	20	9	51	11	42
<b>Hg</b>	0,028	0,108	0,022	0,107	0,018	0,066	0,027	0,086	0,032	0,245	0,049	0,459
<b>Mn</b>	530	2000	460	1340	210	720	280	780	240 <sup>(1)</sup>	1950	300	920
<b>Mo</b>	0,30	1,1	0,20	1,1	0,09	0,5	0,26 <sup>(1)</sup>	1,3	0,46	6,8	0,29	2,3
<b>Ni</b>	17 <sup>(2)</sup>	41 <sup>(2)</sup>	4	13	5	29	12	29	9 <sup>(2)</sup>	22 <sup>(2)</sup>	10	40
<b>Pb</b>	19	41	17 <sup>(1)</sup>	79	13	33	18	50	15	87	18	62
<b>Sb</b>	0,2	1,02	0,1 <sup>(1)</sup>	0,51	0,1	0,62	0,3	0,68	0,3	1,26	0,3	1,48
<b>Tl</b>	0,26	0,95	0,28	0,89	0,18 <sup>(2)</sup>	0,33 <sup>(2)</sup>	0,20 <sup>(2)</sup>	0,35 <sup>(2)</sup>	0,17	1,39	0,19 <sup>(2)</sup>	0,37 <sup>(2)</sup>
<b>V</b>	29 <sup>(2)</sup>	69 <sup>(2)</sup>	24 <sup>(2)</sup>	62 <sup>(2)</sup>	14 <sup>(2)</sup>	33 <sup>(2)</sup>	27 <sup>(2)</sup>	47 <sup>(2)</sup>	22 <sup>(2)</sup>	50 <sup>(2)</sup>	21 <sup>(2)</sup>	45 <sup>(2)</sup>
<b>Zn</b>	56	152	53 <sup>(1)</sup>	119	28	89	32	82	29	207	36	132

<sup>1</sup> Cotas no paramétricas

<sup>2</sup> Sin transformación logarítmica

#### 4. CONCLUSIONES

La metodología desarrollada en este trabajo, junto con su validación a partir de los resultados obtenidos de su aplicación en una región de más de 8000 km<sup>2</sup> de extensión y compuesta por seis unidades diferentes desde el punto de vista de su naturaleza lito-geoquímica, permite solventar dos de los principales problemas encontrados en la definición de valores de fondo y re-

ferencia en suelos: En primer lugar, desarrolla una estrategia eficaz, que combina enfoques uni- y multivariantes, para la detección y análisis de datos anómalos en las poblaciones de datos muestrales. En segundo lugar, plantea una definición de valores de fondo y referencia acorde con la naturaleza conceptual de ambos términos y basada en la inferencia sobre la distribución poblacional de los datos, que permite soslayar las incertidumbres asociadas a las definiciones construidas, directamente, sobre datos muestrales.

Por último, desde el punto de vista administrativo y legal, la definición de los niveles de fondo y referencia para elementos traza, en los términos en que se plantea en este estudio, resuelve, en buena medida, las lagunas legales existentes en la legislación española en materia de suelos contaminados, al tiempo que se ajusta a lo señalado en dicha reglamentación.

## AGRADECIMIENTOS

Nuestro más sincero y emocionado agradecimiento al profesor Enrique Chacón, amigo y maestro del que aprendimos *lo poco* que sabemos.

Este proyecto se realizó gracias a la financiación de la Comunidad de Madrid y del Instituto Geológico y Minero de España.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bini, C., Sartori, G., Wahsha, M., Fontana, S., 2011. Background levels of trace elements and soil geochemistry at regional level in NE Italy. *Journal of Geochemical Exploration*, 109: 125-133.
- Callaba, A., Chacón, E., 2002. Análisis probabilístico de la eficiencia de los niveles de referencia para la evaluación de la contaminación de suelos. *Revista de Salud Ambiental*, 2: 63-69.
- De Miguel, E., Callaba, A., Arranz, J. C., Cala, V., Chacón, E., Gallego, E., Alberruche, E., Alonso, C., Fernández-Canteli, P., Iribarren, I., Palacios, H., 2002. *Determinación de niveles de fondo y niveles de referencia de metales pesados y otros elementos traza en suelos de la Comunidad de Madrid*. Instituto Geológico y Minero de España. Madrid, 172 p.
- España. Real Decreto 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. *Boletín Oficial del Estado*, 18 de enero de 2005, 15: 1833-1843.
- Galán, E., Fernández-Caliani, J. C., González, I., Aparicio, P., Romero, A., 2008. Influence of geological setting on geochemical baselines of trace elements in soils. Application to soils of South-West Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 98: 89-106
- Herselman, J. E., Steyn, C. E., Fey, M. V., 2005. Baseline concentration of Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Ni and Zn in surface soils of South Africa. *South African Journal of Science*, 101: 509-512.
- Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., Maquil, R., 2005. Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. *Catena*, 59: 279-304.
- Payá, A., Rodríguez, N., 2018. *Status of local soil contamination in Europe*. European Commission Joint Research Centre. Disponible online: [https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC107508/jrc107508\\_2018.1264\\_src\\_final\\_progress\\_in\\_the\\_management\\_contaminated\\_sites\\_in\\_europe\\_eur\\_29124\\_en\\_online-final\\_1.pdf](https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC107508/jrc107508_2018.1264_src_final_progress_in_the_management_contaminated_sites_in_europe_eur_29124_en_online-final_1.pdf)



- Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M. J., García-Lorenzo, M. L., Molina, J., Tudela, M. L., 2009. Geochemical background levels of zinc, cadmium and mercury in anthropical influenced soils located in a semi-arid zone (SE, Spain). *Geoderma*, 148: 307 – 317.
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R. G., 2005. Background and threshold: Critical comparison of methods of determination. *The Science of the Total Environment*, 346: 1–16.
- Sanei, H., Goodarzi, F., Hilts, S., 2007. Site-specific natural background concentrations of metals in topsoil from the Trail region, British Columbia, Canada. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 7: 41-48.
- Tobías, F. J., Bech, J., Sánchez, P., 1997. Establishment of the background levels of some trace elements in soils of NE Spain with probability plots. *The Science of the Total Environment*: 206, 255-265.
- Van der Gaast, N., Leenaers, H., Zegwaard, J., 1998. The grey areas in soil pollution risk mapping: The distinction between cases of soil pollution and increased background levels. *Journal of Hazardous Materials*, 61: 249-255.
- Zhao, F. J., McGrath, S. P., Merrington, G., 2007. Estimates of ambient background concentrations of trace metals in soils for risk assessment. *Environmental Pollution*, 148: 221-229.

## **HISTORIA DE LAS AGUAS MINERALES Y TERMALES**

*María del Mar Corral Lledó, María Elena Galindo Rodríguez,  
José Ángel Díaz Muñoz, Carlos Ontiveros Beltranena y  
José Miguel Fernández Portal*

Servicio de Aguas Minerales y Termales del Instituto Geológico y Minero de España

### **RESUMEN**

La enorme relevancia de las aguas minerales se remonta a épocas muy pretéritas, por la creencia en los efectos beneficiosos que estas aguas proporcionan al organismo humano. Este hecho, avalado por reputados médicos del momento, se recoge en casi todos los tratados, escritos y manuales antiguos que versan sobre este tema.

En este trabajo se han recopilado algunas de las citas más interesantes que se han podido encontrar, sobre las bondades del agua mineral y sus efectos beneficiosos. Esos efectos, en los primeros tiempos, dieron lugar a supersticiones y creencias que otorgaban a las aguas minerales un poder milagroso de curación concedido por los dioses.

Posteriormente, los eruditos y estudiosos de las aguas, en función de los avances que iban experimentando ciencias como la medicina, farmacia o hidrogeología, entre otras, proporcionaron una visión más realista y una diversificación en los usos de las aguas minerales, que constituye la principal causa del gran valor que ostentan en la actualidad.

### **1. INTRODUCCIÓN**

Han sido muchas las personalidades ilustres que en la historia han estudiado y escrito sobre las virtudes de las fuentes de aguas minerales. Así, en el siglo IV a. de C., Hipócrates, considerado el padre de la medicina, estudió los beneficios que proveían las aguas minerales y manifestó, «No basta conocer el aire, los lugares y las estaciones; es menester poner el mayor cuidado, en apreciar las facultades de las aguas, que tanto bajo el punto de vista terapéutico, como el higiénico, son un verdadero presente de nuestro criador».

Prestigiosos filósofos y naturalistas de la talla de Seneca y Plinio también se hicieron eco de la importancia de las aguas minerales; tal y como se re-

coge en la obra *Historia universal de las fuentes minerales de España* (1765), del doctor en Medicina y catedrático de Cirugía y Anatomía, D. Pedro Gómez de Bedoya y Paredes: «Tratando Seneca de las aguas dice: vamos a disfrutar de la cosa más seria, inmensa y grave; llamándola Obra insuperable, y grande... Plinio hablando de las virtudes de este ente, exclamo: ¿Quién de los mortales podrá numerar todas las excelencias del agua, fin que al considerarlo deje de temblar? Porque nadie puede alcanzar lo infinito».

De hecho, Plinio, al hablar sobre las fuentes naturales, proclamó el tan conocido axioma de «*In nulla enim parte naturae majora sunt miracula quam in thermis*», que denota el elevado valor que en tiempos pasados se les concedían a estas aguas, al asegurar que constituían el mayor milagro de la naturaleza.

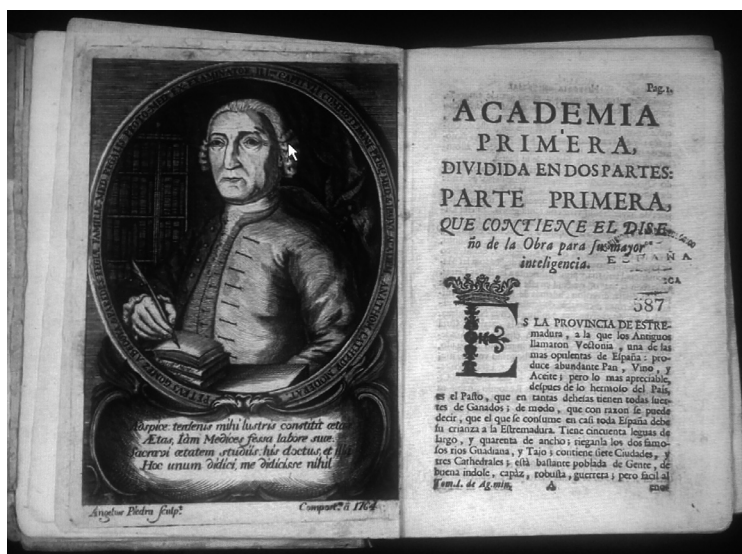


Fig. 1. *Historia Universal de las Fuentes Minerales de España*, cuyo tomo II fue publicado en 1765 y escrito por el doctor en Medicina Pedro Gómez de Bedoya y Paredes

Esta devoción por los atributos, que en épocas remotas se concedían, a los veneros de aguas minerales continuó en el tiempo. Así, en 1847, el Dr. Joaquín Fernández López, en su libro *Opúsculos médicos*, en el artículo I, de título «Apuntaciones históricas para el estudio de las aguas y baños minerales» señala, «Sorprendido el hombre con el aspecto magnífico é imponente de la naturaleza, dá pábulo á sus pensamientos sublimes y el tiempo y el estudio le sugieren ideas útiles, observaciones dignas de general admiracion... Asi que se puede conjeturar que en la primera época que podemos asignar á la medicina, se valieron los enfermos de algunas yerbas ó resinas de árboles, y principalmente de las aguas que encontraban en los rios y fuentes. Con estos medios sencillos restañarian la sangre de sus heridas, lavarían las úlceras y apagarían la sed ardiente en las fiebres».

Años más tarde, en 1851, D. José Pérez de la Flor y D. Manuel González de Jonte, ambos doctores en Medicina y Cirugía, escribían el tratado *Novísimo manual de hidrología médica española*, en el cual apuntaban, «La costumbre de bañarse, ó sea la inmersión y permanencia del cuerpo en el agua, es tan antigua y natural, que debe suponerse nació con el hombre... El agua es tal vez el principal remedio general que se conoce; y debemos admitir este principio sin ningún género de duda, tanto por lo que llevamos espuesto, cuanto porque su acción la dirige á todos los sistemas á un mismo tiempo, cuya propiedad no posee ninguna otra clase de medicación. En efecto, este es un agente de una importancia sin límites, y su utilidad depende, como la de todos los medios de curar, de su juiciosa aplicación, en la cual debe fijarse toda nuestra atención».

## 2. MITOLOGÍA SOBRE LAS AGUAS MINERALES

Existen varias fábulas que conceden propiedades casi milagrosas a las aguas minerales. De hecho, muchas de ellas relatan lances en los cuales se les atribuía a las aguas minerales tales virtudes que eran consideradas como una gracia de los dioses.

El Dr. Joaquín Fernández López en su obra *Opúsculos médicos*, mencionada anteriormente, relata «Sabido es por la historia, que se usaron las aguas minerales desde los primitivos tiempos en baños y bebidas, y que el vulgo supersticioso acriminó de hechicera encantadora á Medea, por suponer que cocía á los hombres vivos, lo que fue debido á ser la primera que usó del baño caliente, para el tratamiento de ciertas enfermedades, imitando tal vez algún baño mineral termal, cuyos buenos efectos habria anteriormente observado».

Por otra parte, el Dr. Pedro María Rubio en su *Tratado completo de las fuentes minerales de España* de 1853, narra la mítica curación de las hijas de Preto, rey de Argos. Sobre estos acontecimientos indica, «... Sin hablar de los fenicios y egipcios, y viniendo a los griegos, cuyos conocimientos en medicina fueron ya mas notables, es sabido que apreciaban las aguas termales como un beneficio debido á los dioses, y que estaban consagradas á Hércules, emblema de la fuerza. En los célebres templos adonde entonces acudían los

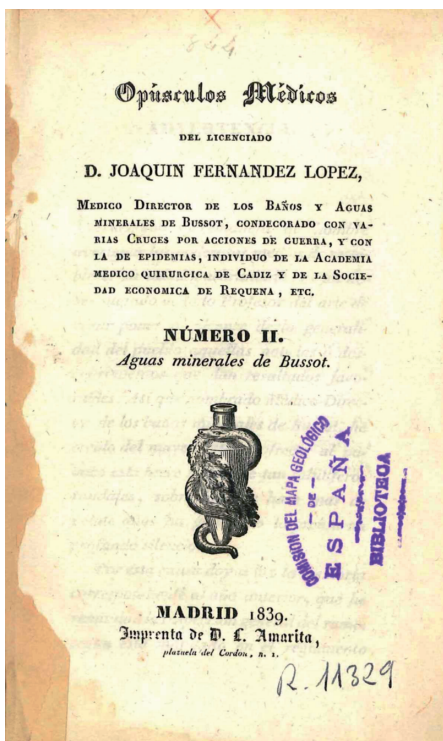


Fig. 2. El Dr. Joaquín Fernández López escribió en 1847 *Opúsculos médicos*. Su artículo I trata sobre las «Apuntaciones históricas para el estudio y baños minerales»

enfermos para sanar de sus males, existían fuentes, arroyos ó rios cuyas aguas gozaban de virtudes medicinales. La curación tan completa que consiguió Melampo de las tres princesas hijas del rey de Argos se atribuyó á haberlas hecho bañar en el manantial Anígrus, tan célebre desde tiempos remotos, según Hesiodo. Los principales templos de Esculapio donde se hacia uso de aquel remedio, eran los establecidos en los jardines de la Tachinia, el de Titana en el Peloponeso, y el de Tithorea en la Fócida, el de Egio, el de Corone, con su famosa fuente llamada Plate, y el de Pérgamo, de cuyo manantial se hizo un pomposo elogio. Según Jenofonte, el templo de Esculapio en Atenas encerraba una fuente termal. En Cenchrea, puerto oriental de Corinto, habia un manantial de agua salada que salía caliente de una roca y corría bañando las paredes del templo del Dios de la Salud. En todos estos sitios se prescribía la dieta más rigorosa antes de oír la voz del oráculo y hacer los remedios; y es bien sabido lo que de estos ayunos, baños y ceremonias religiosas escribió Aristides. Cerca de la ya citada fuente Anigrus, de que habló también Strabon, habia una caverna llamada de las Ninfas Anigrides y aseguran que los atacados de males cutáneos lograban curarse si después de haber hecho sacrificio á aquellas ninfas nadaban en las aguas de la Anigrus. Estas ninfas tenian los nombres de Caliphaé, Sinalaxis, Pegea é Iasis, y llegó después á celebrarse en Roma en su honor la fiesta llamada fontinal (fontinalia) en la puerta de aquella ciudad llamada Fontinalis».

En 1859, el Dr. Carlos Aubán y Bonell en su libro *Tratado de aguas minero-medicinales* reseña «Su historia se pierde en la oscuridad de los tiempos fabulosos; y las crónicas se ven intercaladas de poéticos faunos y hadas, jugueteando en los límpidos y claros lagos de una edad fantástica, pero que no deja por eso de tener analogía con los usos y costumbres de los primeros pobladores de ardorosas comarcas».

Y relata algunas de las leyendas que giran en torno a estas aguas comentando, «Diana, diosa de la caza, se entretenia bañándose con sus ninfas, y los antiguos que divinizaron todo lo que querían establecer como leyes ó costumbres higiénicas, colocaron á la natación como una de las divisas de la castidad... Los griegos les dieron el nombre de Valanion, y les dedicaron al dios Hércules que representaba la restauración de las fuerzas... Luego se aumentó su prestigio y se erigieron gimnasios en los sitios que manaba alguna fuente, cuyas aguas tenían la propiedad de producir curaciones portentosas, recibiendo Esculapio, dios de la medicina, las ofrendas de tan milagrosos hechos: y según el testimonio de Hesiodo, no cabe duda serian aguas minerales las que de este modo obraban... Melampo acompañó su uso á la administración del elévoro, para completar la curación de las hijas del rey Preto, que efecto de un trastorno cerebral, se creían convertidas en vacas...».

### **3. EL PAPEL DE LAS AGUAS MINERALES EN LA HISTORIA**

De todos es conocido que el agua es esencial para la vida, constituyendo un elemento primordial, alrededor del cual se han ido estableciendo las diferentes civilizaciones a lo largo de la historia de la humanidad. De ahí que Tales Milesio, considerado uno de los siete sabios de Grecia, dijese que era «el principio de todo, y que en ella todo se resolvía», y que Lemerí y Bruhier dieran la etimología de «agua á qua vivimos» o «cuasi aqua sunt omitia».

Volviendo a la obra *Apuntaciones históricas para el estudio de las aguas y baños minerales*, el Dr. Joaquín Fernández López argumentó sobre los principios de uso del agua mineral como remedio en algunas dolencias, «Es indudable también, que por recreo y limpieza tomarían baños, y que de este modo encontrando alivio á sus males, mas por casualidad, que por buena direccion, formaron las primeras bases de la medicina empírica... La costumbre de bañarse por recreo, y como un medio de salud, es general en todos los pueblos conocidos del mundo antiguo y moderno, tanto en el estado del hombre salvaje, como en el que disfruta las ventajas de la civilización. El primero nada en los mares, ríos y lagunas; mientras que el segundo suele buscar el mayor goce en los suntuosos edificios defendidos de los agentes atmosféricos».

Este hábito se prolonga y expande con el paso del tiempo, de manera que el Dr. Joaquín Fernández López afirma, «Los restos de las magnificas termas de los Egipcios, Fenicios, Griegos, Cartaginenses, y principalmente de los Romanos y Arabes, son una prueba nada equívoca del aprecio que hacian de los baños. Los habitantes del Norte los usaban muy frios, costumbre que reprueba Galeno porque en ciertas partes sumergían en los rios helados á los niños recién nacidos, con el objeto de hacerles fuertes, y comparaban esta bárbara costumbre á la que tenían los Escitas».

Los autores de los primeros tratados acerca de las aguas minerales coinciden en atribuir a la Antigua Grecia, el preludio del empleo de esta agua de una forma más extendida. Precisamente, el texto *Novísimo manual de hidrología médica española* de 1851, refleja este hecho especificando, «Los orientales fueron los primeros que construyeron edificios para servir de baños públicos; pero bien poco tiempo permanecieron dueños de semejante privilegio, pues los griegos se apresuraron á imitarlos, como nos lo demuestra Homero, quien en su *Divina Ulissea* nos habla ya de estos baños, dando á entender que se hallaban cerca de los gimnasios ó palestras para entrar en ellos al salir del baño; y Vitrubio, que tambien hace mencion de aquellos».

Esta afición de los griegos fue heredada por los romanos, quienes a su vez incrementaron su uso hasta tal extremo que puede considerarse como una de las épocas más doradas de las aguas minerales. La debilidad que sentían los romanos por los baños termales, queda reflejada en la obra *Opúsculos mé-*

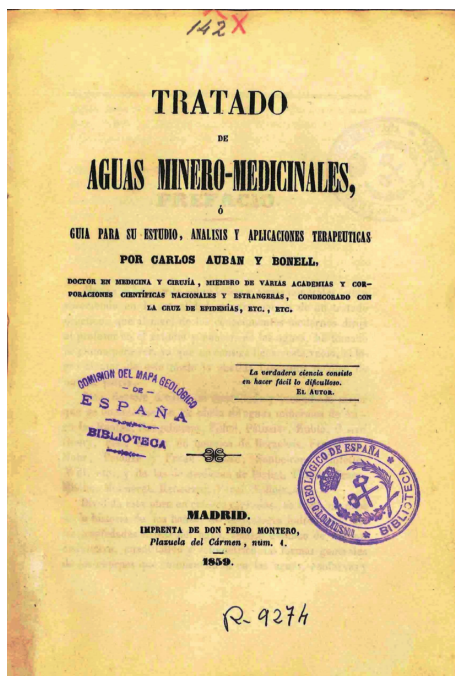


Fig. 3. Tratado de las aguas minero-medicinales o guía para su estudio, análisis y aplicaciones terapéuticas (1859), elaborada por el doctor en Medicina y Cirugía Carlos Aubán y Bonel

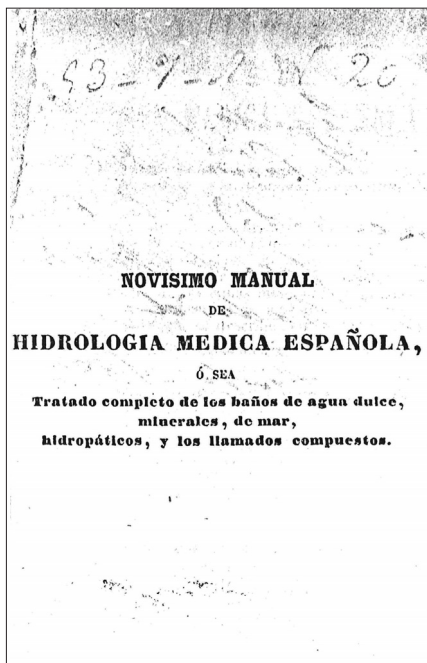


Fig. 4. Novísimo manual de hidrología médica española, fue escrito por D. José Pérez de la Flor y D. Manuel González de Jonte, ambos doctores en Medicina y Cirugía, en 1851

*dicos* de 1847, que relata, «Los romanos, habitantes de un clima meridional, y grandes en todas sus cosas, adoptaron con sublimidad la costumbre de los griegos, empezando á construir baños públicos por toda la ciudad desde el tiempo de Pompeyo, segun asegura Plinio quien dice igualmente que aquellos no tuvieron otra medicina por espacio de seiscientos años. Siguieron su ejemplo Agripa, Nerón, Vespasiano, Tito, Domiciano y casi todos los emperadores. Las dilatadas y estensas conquistas de aquel pueblo guerrero introdujeron sus costumbres en todos los países que llegaron á dominar: y en particular la del baño fue tan generalizada, que se ha dicho que tan luego como conquistaban un país, lo primero en que se ocupaban era en edificar *thermas*».

También el *Tratado completo de las fuentes minerales de España* de 1853, refleja esta devoción, «... de Grecia pasó á Roma la práctica de los baños como recreativa, preservativa y medicinal. Los ediles, cónsules y emperadores se esmeraron en levantar á porfía baños públicos y particu-

lares con una ostentación asombrosa. Las famosas Termas de Nerón, Agripa, Vespasiano, Tito y Aureliano, y las imponentes y asombrosas de Caracalla, en que se bañaban 3000 personas á un mismo tiempo, y cuyas ruinas he admirado, atestiguan por una parte la afición de aquel pueblo á los baños, y por otra el empeño de los emperadores en fomentar una práctica que tenían por tan útil como agradable. Allí se procuraba la comodidad y recreo con la mas exquisita diligencia, siendo los ediles los encargados de vigilar sobre todo lo concerniente al servicio del público, y cuidando los criados inferiores de lo relativo á la cura de las heridas, fracturas y dislocaciones... Los rómicos comenzaron ya á escribir sobre el uso medicinal de las aguas minerales. Vitruvio, que estudió la historia natural además de la arquitectura, dijo que las aguas nitrosas eran purgantes... Distingue ya las aguas en acídulas, sulfurosas, saladas, nitrosas, aluminosas, marciales y bituminosas, añadiendo que las sulfurosas son buenas para los nervios, las aluminosas contra las parálisis, y las de mar para curar los tumores, sobre todo las parótidas... En todas las naciones sujetas á la dominación de los romanos por la fuerza de sus ejércitos triunfantes, se encuentran indudables testimonios del aprecio que hacían los conquistadores de los manantiales de aguas minerales, señaladamente *thermales*, sin duda por los buenos efectos que de ellas obtenían en la curación de las heridas».

Este mismo tratado evidencia, como los excesos cometidos en este periodo en el uso de los baños, provocaron que algunos emperadores se declarasen contrarios a esta práctica y relata, «Se abusó tanto en Roma de los baños públicos, no solo higiénica y médicamente, sino con la introducción en ellos de abusos contrarios á la sana moral y buenas costumbres, que varios emperadores dieron rigurosos decretos para atajar tanto mal, y Heliogábalo, sin embargo de su natural afeminación, ordenó destruir las magnificas termas que acababa de hacer edificar, y en que se bañaba él mismo con tanto aparato y deleite. Alejandro Severo, su sucesor, dictó leyes dirigidas á la reforma de tan perniciosos abusos».

Por otra parte, el Dr. Isaías Bobo-Díez en su libro *Las aguas minerales y las enfermedades*, escrito en 1912, ratifica estos acontecimientos aseverando, «...de todos los pueblos antiguos siempre marchó Roma á la cabeza del progreso, haciendo un uso exagerado de las aguas, especialmente en baño, prefiriendo las minero-medicinales, aunque su objeto fuese más que curativo, el de purificar los espíritus —medio indispensable para la curación de la materia—, y el de preservativo de muchas enfermedades, si no se aplicaba para favorecer el metabolismo nutritivo, previa la reacción que tal uso les proporcionara. Plinio, nos suministra datos muy preciosos sobre las fuentes minerales, y sus indicaciones terapéuticas y medios de emplearlas, y á tal extremo llegó la exageración de la importancia del baño, que hizo dar uno diario de leche á la mujer de Nerón, con el fin de suavizar su piel, á cuyo fin necesitaba ordeñar 500 burras paridas cada vez».

Esta época de esplendor para las aguas minerales, precede al ocaso posterior motivado por el declive del Imperio Romano, originado por la pérdida en el siglo V, de su parte occidental, y que comúnmente se conoce como la «Caída del Imperio Romano».

El *Tratado completo de las fuentes minerales de España* (1853) relata sobre esta época, «Con la caída del imperio romano perdió mucho en todas partes la práctica de los baños, y empezaron á derribarse los soberbios monumentos que para este fin se habían levantado por todas partes. La propagación del cristianismo hizo que se mirasen con repugnancia y aversión las costumbres de los gentiles, perseguidores implacables de los que con fé ar-

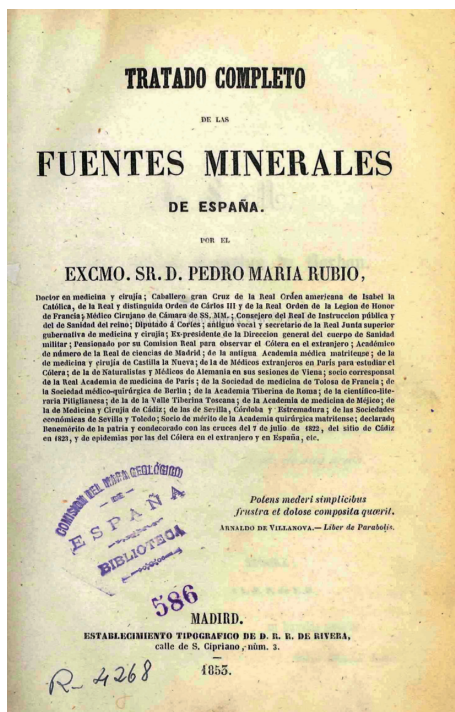
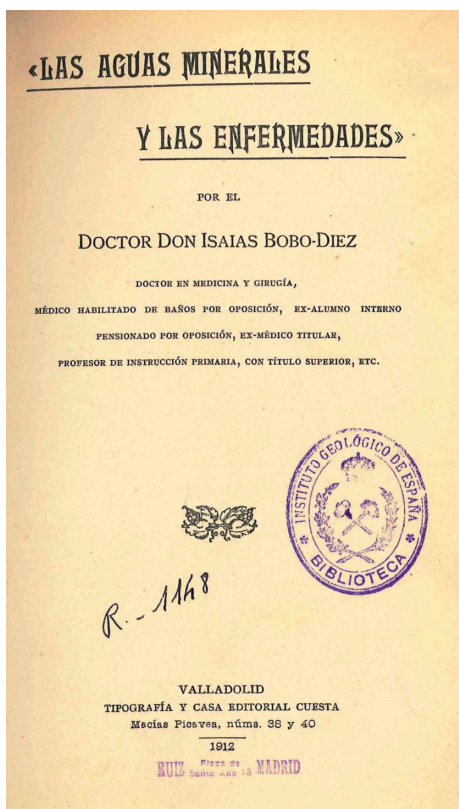


Fig. 5. El Tratado completo de las fuentes Minerales de España de 1853, escrito por D. Pedro María Rubio, hace una recopilación de los primeros tratados históricos





*Fig. 6. El libro Las aguas minerales y las enfermedades, fue escrito en 1912 por el doctor en Medicina y Cirugía, D. Isaias Bobo-Diez, que estudia el origen y formación de las aguas minero-medicinales y su especialización en las enfermedades*

diente habían abrazado los primeros aquella doctrina. Las ideas y deseos de aquel tiempo eran mas favorables al retiro, á la soledad y mortificación que á las grandes reuniones, al bullicio y los goces materiales. Los médicos eclesiásticos y los monjes aconsejaban como medios seguros de lograr la salud y verdadera felicidad el acudir á los claustros y lugares sagrados y hacer piadosas peregrinaciones, dando mas importancia á los remedios morales y prácticas religiosas que á los remedios físicos y farmacéuticos. Se generalizó la opinión de que los baños habian sido una costumbre poco honesta y conforme con la sana moral, incompatible con el espíritu del cristianismo, que repugnaba la molicie y deleite que aquellos ocasionaban y recomendaba la austeridad, el silencio, la soledad y la maceracion; de que los paganos y gentiles usaban de los baños mas por su modo de vestir y sensualidad, que por conservar ó restablecer la salud: y por último, de que los cristianos, vistiendo con mas limpieza y aseo, y debiendo vivir con templanza física y moral no necesitaban de aquella práctica».

No obstante, hace hincapié en el restablecimiento de los hábitos anteriores argumentando, «Sin embargo,

aquella austeridad no tardó en relajarse, y reaparecieron algunas de las costumbres de la época del lujo y afeminación del imperio romano, y con ellas la de los baños. En el siglo IV los emperadores Teodosio, Honorio y Arcadio, se ocuparon con predilección de este particular, y los dos últimos concedieron para restablecer y conservar las termas de las ciudades grandes una parte de las rentas públicas. Entonces, olvidando las divinidades que protegían antes las fuentes de aguas minerales, y considerándolas como beneficios recientes, las pusieron bajo la protección inmediata de los Santos y Santas, cuyos nombres tomaron y aun conservan muchas. Se invocó, no sin razón, la autoridad respetable del Evangelio, y las palabras de Jesucristo al ciego de nacimiento Vade, «lava in natatoria Siloe», y el hecho de su curación, sirvieron de texto á muchos comentaristas en favor de las virtudes de las aguas minerales».

Este texto continúa explicando como con posterioridad siguieron siendo de gran provecho, así expone, «En el siglo VII, convencido Carlo Magno de su

utilidad, hizo construir en Aquisgran sobre los manantiales que después se hicieron tan célebres, un gran estanque donde aquel monarca se bañaba con los oficiales de su corte según la costumbre de aquellos tiempos. En España hubo dos causas para que se conservase más que en otras naciones el uso de los baños y aguas minerales. Por una parte sus reyes dieron bien pronto muestras de protección á aquellos establecimientos, y por otra los sarracenos, dueños de casi toda la Península, en los primeros tiempos de la invasión llegaron á ser activos promovedores de los baños húmedos y aun de los secos... En tiempo de los godos y desde el siglo VII al XII tuvieron los baños la protección de los soberanos».

Y añade sobre la influencia que tuvo el pueblo árabe, «... en la época de su mayor civilización, restablecieron y reedificaron las termas que habían estado en uso en tiempo de la dominación romana. Los árabes, no solo por su modo de vivir, vestidos y prácticas religiosas frecuentaron los baños, sino que procuraron con esmero y diligencia su conservación para alivio de los enfermos, ó su Restablecimiento donde habían sido destruidos. En aquella época se multiplicaron los baños de aguas minerales en España».

Esta influencia es corroborada en el libro *Las aguas minerales y las enfermedades* de 1912, que refiere, «A fines del siglo IX y principios del X, todo el prestigio romanó, pasó á poder de los árabes, que supieron mejor que aquéllos estudiar prácticamente la acción de las aguas minerales y aplicarlas con éxito, consiguiendo en muy poco tiempo un crédito para ellas, como no se hubiesen podido suponer un siglo antes».

Una vez concluida la dominación árabe, el uso del agua mineral vuelve a sufrir una clara decadencia induciendo a que muchos baños fueran abandonados o incluso destruidos.

De nuevo, la trascendencia de estas aguas suscita, con el paso del tiempo, el resurgimiento de las mismas, tal y como se apunta en esta misma obra, que continúa su descripción histórica asegurando, «Pero donde realmente toman impulso y se les concede verdadera atención, dándoles categoría de recurso terapéutico á las aguas minerales, es en la época del Renacimiento. A ello contribuyeron Enrique II... En España, fué sin disputa donde más preocupó á los médicos de aquella época el estudio de las aplicaciones terapéuticas, datando de entonces infinitas memorias, entre ellas la del médico de los Reyes católicos, Dr. Gutiérrez, sobre la acción de las aguas en los cálculos renales; la del Dr. Valles, médico de Felipe II, á quien éste le hizo llamar *el Divino*, por el inmediato alivio que experimentó de una penosa dolencia que aquejaba, á la que aplicó los baños fríos; las variadas y numerosas monografías de otros tantos manantiales, escritas por nuestro paisano y catedrático de la Escuela de Medicina de Valladolid y á la sazón médico de los reyes Felipe II y III, Luis del Mercado; las memorias de Fernando Infante, sobre los baños de Sacedón; la de Gaspar Herrera, sobre los de Tiermas; las de Negrere, Pedro Suárez, y otros muchos, que sería pesado citar... Siguió el mismo entusiasmo por la balneoterapia, durante el siglo XVII, siendo mucho más numerosos los escritos que de entonces se conservan. La creación del Cuerpo de Médicos de Baños, en el año de 1817, fué un paso avanzado, que marca una época de gran reacción, y eleva á gran altura en muy pocos años, el nivel intelectual de los conocimientos hidrológicos».

#### 4. CONCLUSIONES

Como puede apreciarse son innumerables los textos, obras o manuales que se han escrito sobre las aguas minerales y termales, demostrando que ha sido uno de los principales factores en que se basaban las antiguas civilizaciones para su asentamiento.

El efecto beneficioso de las aguas minerales proviene desde tiempos remotos, y si bien han sufrido ciertos altibajos en función del momento histórico, puede considerarse que, hasta el primer tercio del siglo XX, eran un elemento terapéutico de primer orden. Posteriormente, el desarrollo en la investigación y estudio de estas aguas, ha facilitado y permitido el uso de las mismas en diferentes campos e industrias produciéndose una diversificación en su utilización.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Aubán y Bonell, C., 1859. *Tratado de aguas minero-medicinales, o Guía para su estudio, análisis y aplicaciones terapéuticas*. Madrid, 128 p.
- Bobo-Díez, I., 1912. *Las aguas minerales y las enfermedades*. Valladolid, 296 p.
- Fernández López, J., 1847. *Opúsculos médicos*. Alicante.
- Gómez de Bedoya y Paredes, P., 1764. *Historia universal de las fuentes minerales de España*. Tomo I, que comprende las letras A y B. Santiago de Compostela, 435 p.
- Gómez de Bedoya y Paredes, P., 1765. *Historia universal de las fuentes minerales de España*. Tomo II, que comprende las letras C, D, E y F. Santiago de Compostela, 381 p.
- María Rubio, P., 1853. *Tratado completo de las fuentes minerales de España*. Madrid, 740 p.
- Pérez de la Flor, J., González de Jonte, M., 1851. *Novísimo manual de hidrología médica española*. Madrid, 658 p.

# MOBILITY OF THALLIUM AND OTHER TRACE ELEMENTS IN MINE DRAINAGE WATERS FROM TWO CARBONATE-HOSTED LEAD-ZINC ORE DEPOSITS IN THE NORTHEASTERN ITALIAN ALPS

*Stefano Covelli,<sup>1</sup> Elena Pavoni,<sup>1,3</sup> Nicolò Barago,<sup>1</sup> Federico Floreani,<sup>1</sup>  
<sup>2</sup> Elisa Petranich,<sup>1</sup> Matteo Crosera,<sup>3</sup> Gianpiero Adami<sup>3</sup> &  
Davide Lenaz<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Department of Mathematics and Geosciences, University of Trieste, Italy

<sup>2</sup> Department of Life Sciences, University of Trieste, Italy

<sup>3</sup> Department of Chemical and Pharmaceutical Sciences, University of Trieste, Italy

## ABSTRACT

The ore deposits mined at Salafossa and Raibl (northeastern Italian Alps) were two of the largest Pb-Zn mineral deposits in Europe where the two metals were mainly present as sulphides (sphalerite and galena). Currently, the two mining districts are decommissioned and their galleries were partially flooded after the mine closure. In this context, water-rock interaction and the oxidation of sulphides are often responsible for increasing the mobility and dispersion of potentially toxic trace elements in the surrounding environment. Among minor constituents of sulphides, Tl is one of the most toxic elements and there is great concern regarding its occurrence, behaviour and fate in areas affected by both active and decommissioned mining activity. The geochemistry of the mine drainage waters was investigated at the two mining districts with the final aim of providing further information regarding their chemical composition, highlighting anomalous Tl and other trace element concentrations. In spite of the oxidation of sulphides which appears to occur, the buffering effect related to carbonate host rocks prevents the formation of acid mine drainage at both the investigated sites. Drainage waters were, however, found to be enriched in Zn, Pb and Tl (maximum of 16204, 80.1 and 261  $\mu\text{g L}^{-1}$  at Salafossa and 5243, 70.1 and 80.1  $\mu\text{g L}^{-1}$  at Raibl, respectively). Although drainage waters are diluted after being discharged into their respective riverine systems, Tl still remained at high levels in the freshwater downstream from the mines, especially at Raibl. There, the Tl-enriched

groundwater flowing into the tailing ponds appears to affect the chemical composition of the freshwater of the Rio del Lago stream.

## 1. INTRODUCTION

Decommissioned mining sites are globally recognised as one of the major anthropogenic sources of potentially toxic elements (PTEs) in the environment (e.g. Zhang *et al.*, 1998; Rodríguez *et al.*, 2009; Cidu *et al.*, 2012). Indeed, the extraction activity of Zn and Pb from sulphides have often led to the accumulation of extended tailing deposits found to be enriched in other PTEs (such as As, Cd, Hg and Tl) which can be minor constituents of sulphides. Natural weathering of these deposits can promote PTE dispersion and the subsequent contamination of various environmental compartments including soils, sediments, water and vegetation (Zhao *et al.*, 2003; Xiao *et al.*, 2004a; Rodríguez *et al.*, 2009; Fellet *et al.*, 2012; Campanella *et al.*, 2016; Petrini *et al.*, 2016; Pavoni *et al.*, 2017, 2018).

Water draining from abandoned mine tailing deposits commonly represents the most effective vehicle for PTE mobility and adverse effects on the environment as a result of acid mine drainage (AMD) have been reported in several studies (e.g. Xiao *et al.*, 2003; Concas *et al.*, 2006; Lecomte *et al.*, 2017). However, near-neutral and alkaline conditions might also occur when the dissolution of carbonatic host rocks promotes neutralisation processes driven by carbonates in solution (e.g. Cidu *et al.*, 2012; Petrini *et al.*, 2016; Pavoni *et al.*, 2018).

There is a growing interest on the part of the scientific community with regards to the occurrence, mobility and behaviour of Tl in water systems affected by abandoned mining activity, where elevated concentrations of Tl (1-88 mg L<sup>-1</sup>) have been measured (Peter and Viraraghavan, 2005). Due to its extremely high toxicity (Xiao *et al.*, 2003; Peter and Viraraghavan, 2005; Cvjetko *et al.*, 2010), Tl has been included among the USEPA priority pollutants (USEPA, 2014) and its presence in the environment is of great concern. Thallium compounds generally show high solubility in water and the element can naturally occur as Tl(I) and Tl(III). According to Vink (1993), Tl(I) is very mobile, stable in solution form over a wide range of pH and predominates in natural water systems (Belzile and Chen, 2017). On the other hand, the behaviour of Tl(III) is similar to Al and its occurrence in solution is observed at high pH values when the formation of oxy-hydroxide complexes is favoured (Vink, 1993).

Thallium poisoning was found to be mainly related to elevated concentrations of Tl in drinking water and/or in water supplied for agricultural activities (Zhang *et al.*, 1998; Xiao *et al.*, 2004b, 2007; Campanella *et al.*, 2016; D'Orazio *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2020). Even at low doses, Tl can cause serious health problems, as Tl(I) can easily interfere with K-dependent processes (Campanella *et al.*, 2019; Duan *et al.*, 2020). Although Tl is usually excreted through the urine, it can accumulate in the human body and chronic intoxication has been reported in China (SW Guizhou Province) and Italy (northern Tuscany) where elevated concentrations of Tl have been measured in the urine of the local inhabitants (153-2668 µg L<sup>-1</sup>, Xiao *et al.*, 2007; 0.046-5.44 µg L<sup>-1</sup>, Campanella *et al.*, 2016).

The goal of this work is to make a preliminary comparison of the occurrence, distribution and mobility of Tl and other PTEs in the drainage waters at the two Pb-Zn decommissioned mining districts of Salafossa (Pavoni *et al.*, 2018) and Raibl. Future investigation will be conducted at Raibl as a part of a doctoral research Project. Knowledge of the geochemical properties of the water draining these mine deposits is fundamental in order to provide further information on the general status of the environment and scientific support for environmental management, risk assessment and mitigation strategies.

## 2. MATERIALS AND METHODS

### 2.1. Study area

The early Mesozoic Pb-Zn mining district of the Eastern Alps represents one of the most historical and studied metallogenic provinces in Europe. These four Pb-Zn mines in Bleiberg (Austria), Raibl and Salafossa (Italy) and Mežica (Slovenia) produced more than 75% of the total Pb and Zn extracted from the Alps (Brigo *et al.*, 1977) (Table 1). Currently, these deposits are of subeconomic interest and the mines have been decommissioned.

*Table 1 - The four main carbonate-hosted Pb-Zn ore deposits in Europe*

Location	Original resource (estimate) – tons (Melcher and Onuk, 2019)	Ore grade Pb/Zn (Brigo <i>et al.</i> , 1977)
Bleiberg (Austria)	43 x 10 <sup>7</sup>	Pb = 1%; Zn = 5%
Mezica (Slovenia)	34 x 10 <sup>7</sup>	Pb = 1÷3%; Zn = 1%
Raibl (Italy)	18 x 10 <sup>7</sup>	Pb = 1%; Zn = 5%
Salafossa (Italy)	10 x 10 <sup>7</sup>	Pb = 1%, Zn = 6%

This study is focused on the Mid-Late Triassic strata-bound ore deposits of Salafossa and Raibl, which are located in the northeastern Italian Alps, near the villages of Sappada and Cave del Predil, respectively, southward with respect to the “Periadriatic/Insubric Lineament”, a regional W-E trending fault which divides the Adriatic plate from the European plate (Fig.1 and Fig.2).

The Pb-Zn ore deposits of Salafossa and Raibl are hosted in thick, Ladinian to Lower Carnian, massive dolomitic reefs located on the Adriatic passive continental margin. Structurally, the Pb-Zn ore deposits of Salafossa (Lagny, 1975; Assereto *et al.*, 1977 and references therein) and Raibl (Doglioni, 1988) are similarly controlled by the Triassic to Early Jurassic extensional fault activity associated with the Pangea breakup. Due to the similarities among the four mines (Brigo *et al.*, 1977), and assuming that the interpretation of Henjes-Kunst *et al.* (2017) on the Bleiberg ore deposit is also valid for Raibl and Salafossa ores, the ore deposits from our studied sites may have originated from a mixing between a poorly characterised hydrothermal base metal-bearing fluid and low temperature seawater with a high content of bacteriogenic sulphur.

The paragenesis of the primary ore deposits is mainly composed of sphalerite, galena and iron sulphides (mainly pyrite, marcasite and

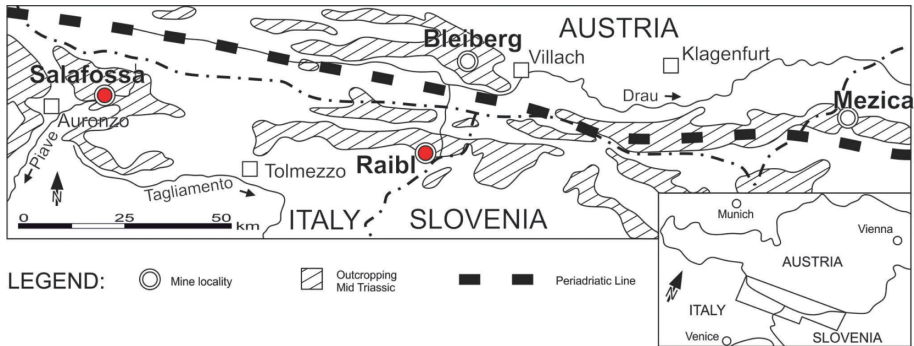


Fig. 1. Location of the four main Pb-Zn carbonate hosted ore deposits in the SE Alps domain, after Brigo et al. (1977)

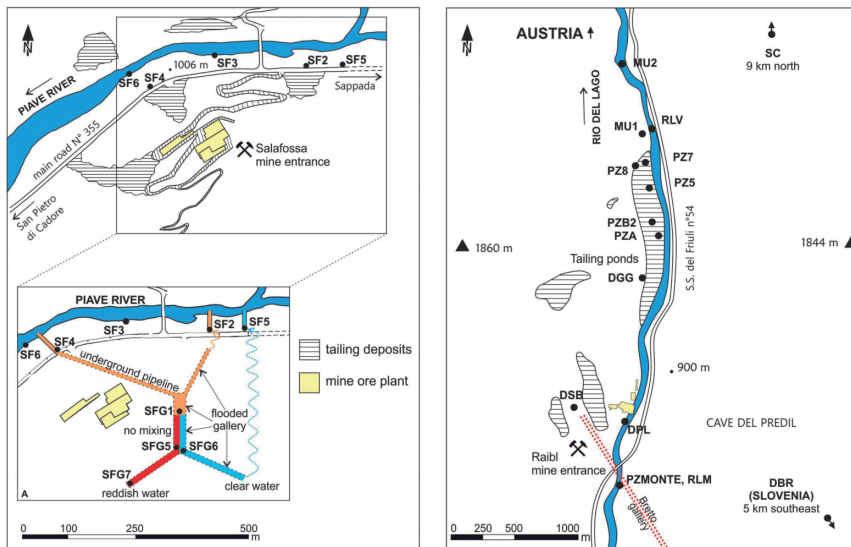


Fig. 2. Index map of the Salafossa (left) and Raibl (right) decommissioned mining districts along with the location of the sampling stations where various types of water samples were collected

melnikovite). Thallium appears to be preferentially hosted in sphalerite, and likely to a lesser extent, in galena (Schroll *et al.*, 1994; Melcher and Onuk, 2019). An upper oxidized zone, usually constituted by secondary minerals such as hydrated iron oxide, is present at Raibl and almost entirely lacking at Salafossa. Lower zones of both mines are enriched in secondary carbonatic minerals (e.g. smithsonite) formed by leaching of the Pb-Zn ore body.

Sulphosalts are rare and the probable presence of Tl-bearing jordanite and gratonite can be found in Raibl ore deposits (Pimminger *et al.*, 1985), whereas

geocronite can be found as an inclusion in galena at Salafossa (Lagny *et al.*, 1974). Among the “gangue” minerals, dolomite and barite prevail. Traces of detrital quartz, alkali feldspar, clay and tuffaceous fragments can be found in “gangue” minerals only at Salafossa, where the ore body is tectonically in contact with the basement and Permian units (Brigo, 1977 and references therein).

Although the Raibl mining district was likely in use from the pre-Roman Epoch, the first documented activity dates from the fourteenth century and the mine ceased all activity in 1991. The mining district is located in a narrow N-S valley dipping northward. The Rio del Lago stream flows from south to north and, after the confluence with the Rio Freddo stream, it becomes a tributary of the Slizza River which conveys into the Austrian Gail–Drava–Danube river system. The Raibl mine extends for approximately 110 km of galleries which were partially flooded when the dewatering system was interrupted (in 2008–2009). The water circulation is governed by mine voids of high porosity and hydraulic conductivity. The main water outflow is the Bretto gallery (DBR; 250–300 L s<sup>-1</sup>, Petrini *et al.*, 2016) which connects a 5 km underground gallery to the lower level of the mine drainage system discharging directly into the Koritnica River which flows in the Isonzo/Soča River, in Slovenia.

Information concerning the decommissioned mining district of Salafossa has been reported elsewhere (Pavoni *et al.*, 2017, 2018). Heterogeneous deposits with mineralised tailings are present in the external area both at Raibl and Salafossa. Unlike Salafossa, where the residual sludge enriched in PTEs was usually discharged into the Piave River, at Raibl, during the period from 1976 to 1991, this material accumulated in tailing ponds set up on the western bank of the Rio del Lago stream. Those impoundments are located 1.5 km north with respect to the mine entrance. They are characterised by the following dimensions: 1200 m in length, 100 m width and a maximum height of 25 m and they store up to 2 million m<sup>3</sup> of flotation mill tailings. Currently, they represent the principal source of release and transport of dissolved PTEs in the Rio del Lago stream.

## 2.2. Sampling strategy

Several water samples were collected both at Raibl and Salafossa (Pavoni *et al.*, 2018). The following samples were recovered at the Raibl district: mine drainage waters (DPL and DBR outflowing into the Rio del Lago stream and in the Koritnica River, in Slovenia, respectively), waters from abandoned mine galleries (DSB and DGG) and surface freshwaters from Rio del Lago, upstream (RLM) and downstream from the mine and the tailing ponds (RLV) and in the Slizza River (SC) near the border with Austria, 9 km further north from the mining area. Groundwater samples were collected in dynamic mode from piezometers upstream from the mine (PZM), within the impoundments (PZA, PZB2, PZ5, PZ7 and PZ8) and outside these tailing ponds (MU1 and MU2). At Salafossa, water samples were collected from the main drainage points of the mine outflowing into the Piave River (SF2, SF4 and SF5), whereas a second group of waters were sampled in two galleries (referred to the letter “G” in the labels): the SFG6 sample was clear whereas the SFG5 sample appeared intensively reddish. A further water sample (SFG1) was collected along the so-called “mixing zone” between the two types of water. The last water sample (SFG7) was collected at the head of the gallery, the source point for the reddish stream.



Water samples were immediately filtered (syringe filters Millipore Millex HA, 0.45 µm) and several aliquots were collected for different chemical analyses. Water samples for trace element determination were acidified (1% v/v) with ultrapure HNO<sub>3</sub> (69% v/v, VWR). In addition, the main physico-chemical parameters (temperature, pH, Eh and EC) were measured *in situ* using portable probes (pH-meter PH25 and Conductivity-meter CM 35 from Crison Instruments). The same procedures were followed for the Salafossa mine (Pavoni *et al.*, 2018).

### 2.3. Analytical measurements

Details on the analytical determination of major ions and trace elements in the water samples collected at Salafossa were previously reported in Pavoni *et al.* (2018). Regarding the water samples from Raibl, the concentrations of Ca, Mg, K, Na and Zn were determined using an Optima 8000 ICP-OES Spectrometer (PerkinElmer, USA). Concentrations of Fe, Mn, Pb and Tl were quantified using a NexION 350x ICP-MS Spectrometer (PerkinElmer, USA). The analysis was performed in KED mode (Kinetic Energy Discrimination) to avoid and minimise cell-formed polyatomic ion interferences. Potential matrix effects were evaluated by the analysis of laboratory-fortified samples obtained by spiking 1 or 10 µg L<sup>-1</sup> of trace elements in water samples collected in the field and acceptable recoveries were obtained (99-102%). The precision of the ICP-OES and ICP-MS analyses expressed as RSD% was always <5% and <3%, respectively.

Anions were determined by Ion Chromatography (IC) using a Metrohm 883 Basic IC Plus equipped with a Metrohm 863 Compact autosampler and a Metrosep A Supp 5-250/4.0 anionic column. The precision of the IC analysis expressed as RSD% was <10%. Regarding CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> and HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, the determination was performed using potentiometric titration (APAT CNR IRSA, 2003).

### 2.4. Exploratory multivariate data analysis

Experimental data were analysed by principal component analysis (PCA) for both the Salafossa and Raibl mining sites in order to identify the relationships within samples, variables and between samples and variables (biplots) (Oliveri *et al.*, 2019). Multivariate data processing was performed after column autoscaling using the CAT package (Chemometric Agile Tool, based on the R platform and freely distributed by Gruppo Italiano di Chemiometria, Italy, (Leardi *et al.*, 2019).

## 3. RESULTS AND DISCUSSION

### 3.1. Major ions and trace elements

Water samples collected at the Salafossa and Raibl mining districts generally showed elevated concentrations of Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (Table 2) most likely due to the dissolution of carbonatic rocks and oxidation processes involving sphalerite, galena and iron sulphides, respectively (Liu *et al.*, 2017). Water sample compositions both from Salafossa and Raibl were plotted in the Piper diagram (Fig. 3, Piper, 1944) and belong to the Ca-HCO<sub>3</sub> and Ca-SO<sub>4</sub> groups. Although the oxidation of sulphides can lead to the formation of AMD (e.g. Concas *et al.*, 2006; Campanella *et al.*, 2017), water samples exhibited alkaline pH values (Table 2) as a result of the buffering effect supplied by

carbonates in solution (Banks *et al.*, 2002; Navarro and Sola, 2010; Navarro *et al.*, 2015). Regarding PTEs, significant amounts of dissolved Pb, Tl and Zn were detected especially in the groundwater collected from the tailing ponds at Raibl and in the samples from the mine galleries at Salafossa where the water flows directly in contact with the mineralised rock (Table 2). Due to a lack of appropriate guidelines for water draining mineral deposits, a comparison was provided with the Italian regulatory threshold limits for groundwater (Italian Legislative Decree 152/2006 according to EU Directive 2000/60/EC) (Fig. 4). Zinc was found to be notably present at both sites, exceeding the limit value (3000  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) in one of the piezometers in the tailing ponds at Raibl (PZ5, 5243  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) and at the source of the reddish water (SFG7, 16204  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) representing the main pathway of transport and diffusion of PTEs at Salafossa (Pavoni *et al.*, 2018).

Thallium also exceeded the threshold limit value of 2  $\mu\text{g L}^{-1}$  in all the sampling sites at Salafossa with the only exception being the Piave River freshwater collected upstream from the mining district (SF3, Tl <LOD). As already pointed out in previous research (Petrini *et al.*, 2016), equally elevated concentrations of Tl were found at Raibl, where Tl systematically exceeded the threshold limit with the lone exception being the water samples collected upstream from the mining district (PZM and RLM) and one of the freshwater samples collected downstream (SC), most likely due to intense dilution effects.

Major differences between the two investigated sites were found for dissolved Pb, which is subjected to intense dilution effects at Salafossa (Pavoni *et al.*, 2018). Conversely, notably high concentrations of Pb were found at Raibl, where the element often exceeded the threshold limit of 10  $\mu\text{g L}^{-1}$ , especially in the tailing ponds.

Table 2. Physico-chemical parameters and concentrations of the major ions and trace elements in the water samples collected at the Salafossa and Raibl decommissioned mining districts (LOD: limit of detection, n.d.: not determined).

		freshwater		mine drainage		mine gallery		groundwater
		Salafossa	Raibl	Salafossa	Raibl	Salafossa	Raibl	Raibl
T	°C	5.30 - 5.80	6.30 - 7.90	6.50 - 8.00	9.90 - 10.5	7.20 - 8.70	7.80 - 8.10	7.40 - 8.90
pH		8.15 - 8.26	7.74 - 8.16	7.20 - 8.06	8.29 - 8.75	7.15 - 8.00	8.07 - 8.69	7.30 - 7.86
Eb	mV	291 - 312	159 - 171	305 - 326	162 - 175	-76 - 390	190 - 218	152 - 193
EC	$\mu\text{S cm}^{-1}$	406 - 520	187 - 327	464 - 489	294 - 410	420 - 1335	419 - 625	195 - 297
Ca <sup>2+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	45.1 - 47.0	32.9 - 56.5	38.9 - 40.4	38.8 - 50.9	34.8 - 122	37.6 - 80.4	32.4 - 55.5
Mg <sup>2+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	14.2 - 17.2	9.65 - 16.5	27.1 - 29.1	14.1 - 22.0	24.8 - 89.7	12.5 - 35.1	10.3 - 12.7
Na <sup>+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	1.42 - 1.75	1.03 - 4.40	0.30 - 0.38	0.96 - 1.51	0.26 - 0.88	0.45 - 0.65	1.17 - 1.85
K <sup>+</sup>	mg L <sup>-1</sup>	0.40 - 0.47	1.04 - 2.09	0.14 - 0.25	0.40 - 0.67	0.11 - 1.69	0.17 - 0.44	0.81 - 21.1
Cl <sup>-</sup>	mg L <sup>-1</sup>	<LOD	2.77 - 6.90	<LOD - 0.48	0.94 - 1.19	2.20 - 2.70	0.73 - 12.1	2.08 - 15.5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg L <sup>-1</sup>	58.0 - 68.0	1.24 - 22.5	90.0 - 104	25.2 - 63.2	71.0 - 532	7.38 - 178	2.78 - 50.4
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	mg L <sup>-1</sup>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg L <sup>-1</sup>	168 - 168	134 - 211	166 - 179	97.0 - 111	163 - 173	167 - 168	110 - 164
Fe	$\mu\text{g L}^{-1}$	5.50 - 10.1	2.88 - 4.40	<LOD - 27.6	1.62 - 22.8	<LOD - 5843	2.44 - 14.6	2.65 - 73.7
Mn	$\mu\text{g L}^{-1}$	<LOD	0.27 - 0.40	<LOD - 3.56	0.37 - 0.80	<LOD - 344	0.17 - 1.02	0.10 - 2.36
Pb	$\mu\text{g L}^{-1}$	<LOD	3.67 - 27.6	<LOD	7.79 - 8.87	<LOD - 80.1	10.2 - 21.3	1.10 - 70.1
Tl	$\mu\text{g L}^{-1}$	<LOD - 6.06	0.02 - 10.6	17.3 - 29.6	8.06 - 11.3	16.3 - 261	3.20 - 43.3	0.01 - 80.1
Zn	$\mu\text{g L}^{-1}$	2.84 - 179	2.80 - 632	501 - 843	712 - 866	465 - 16204	344 - 2508	1.10 - 5243

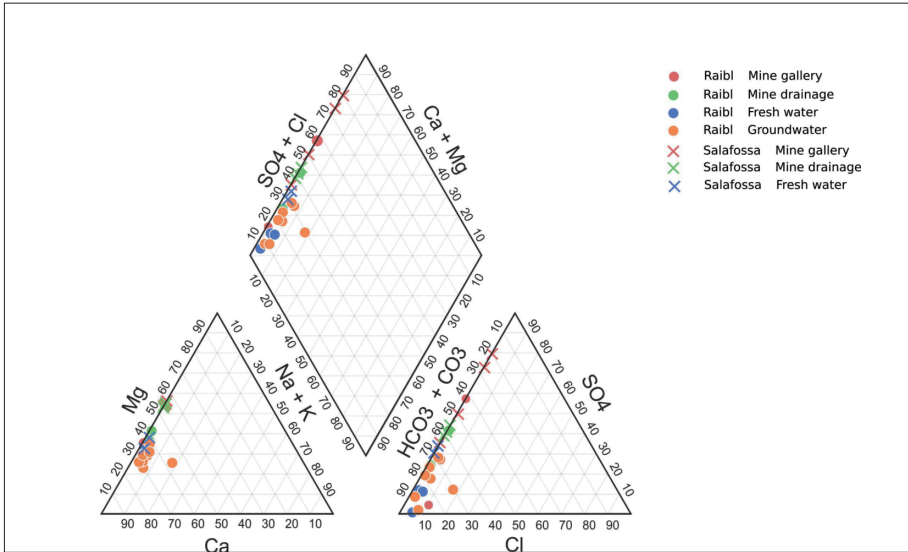


Fig. 3. Piper diagram showing the hydrochemical facies of all water samples collected from the mine galleries, the drainage outflow and the river freshwater at the Salafossa and Raibl mining districts

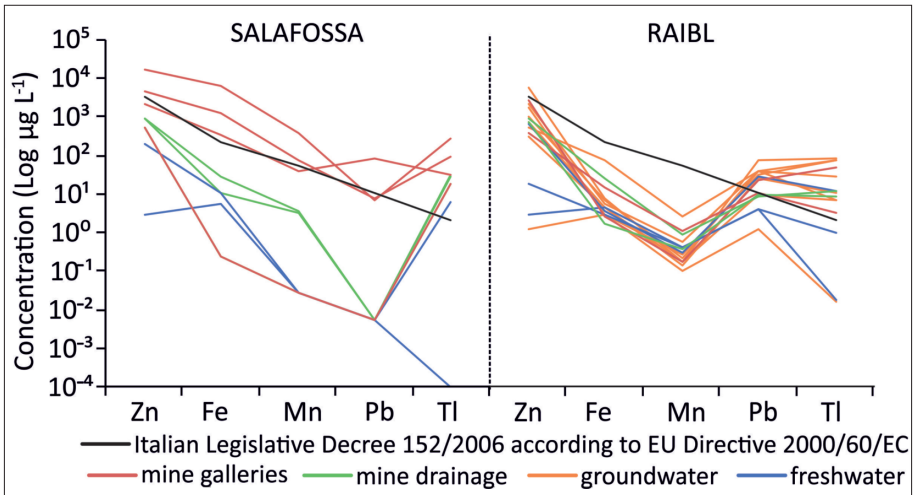


Fig. 4. Trace element patterns for all water samples collected at the investigated mine sites with respect to the Italian regulatory threshold limits (Italian Legislative Decree 152/2006 according to EU Directive 2000/60/EC).

### 3.2. Water-rock interactions and dilution processes

As an additional chemometric tool to the traditional evaluation of single parameters, a PCA was employed to depict major ion and PTE behaviour in the water samples collected from the two investigated mining sites, highlighting the relationships and differences among different types of water (Fig. 5). At Salafossa, the source of the reddish water (SFG7) displayed the highest PTE,  $\text{SO}_4^{2-}$  and EC levels since water-rock interactions under reductive conditions ( $E_h = -76$  mV) may promote PTE dissolution and/or desorption processes (Xiao *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2017). The PCA output clearly denotes the influence of dilution responsible for the decrease in PTE concentrations from the inner part of the galleries to the external area at Salafossa (Pavoni *et al.*, 2018). Indeed, natural mitigation was provided by mixing processes involving the clear water in the mine galleries (SFG6) which appeared chemically comparable to the external drainage water (SF2, SF4 and SF5) and further dilution of the external drainage water into the Piave River freshwater, although dissolved Zn ( $179 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and Tl ( $6.06 \mu\text{g L}^{-1}$ ) still remained elevated.

Regarding Raibl, the different types of water are not particularly well distinguished in the PCA output, most likely due to a more complex water circulation system. However, the distribution of the water samples in the plot reflects their chemical composition. Zinc and Tl displayed a similar behaviour and were notably present in solution as well as  $\text{SO}_4^{2-}$  and Pb, especially in the mine galleries (2508, 43.3,  $21.3 \mu\text{g L}^{-1}$  of Zn, Tl and Pb and  $178 \text{ mg L}^{-1}$  of  $\text{SO}_4^{2-}$  in sample DSB) which also showed high EC values ( $625 \mu\text{S cm}^{-1}$  in sample DSB). On the contrary, extremely low concentrations were found upstream from the mine both in the Rio del Lago stream freshwater (RLM) and groundwater (PZM) which showed a very similar chemical composition, as also highlighted in the PCA output. In the tailing ponds, the highest concentrations of Zn ( $5243 \mu\text{g L}^{-1}$ ), Tl ( $80.1 \mu\text{g L}^{-1}$ ) and Pb ( $70.1 \mu\text{g L}^{-1}$ ) were found at PZ5. Although decreasing, concentrations of Zn, Pb and Tl were still found to be very high in the sampling stations located downstream from the

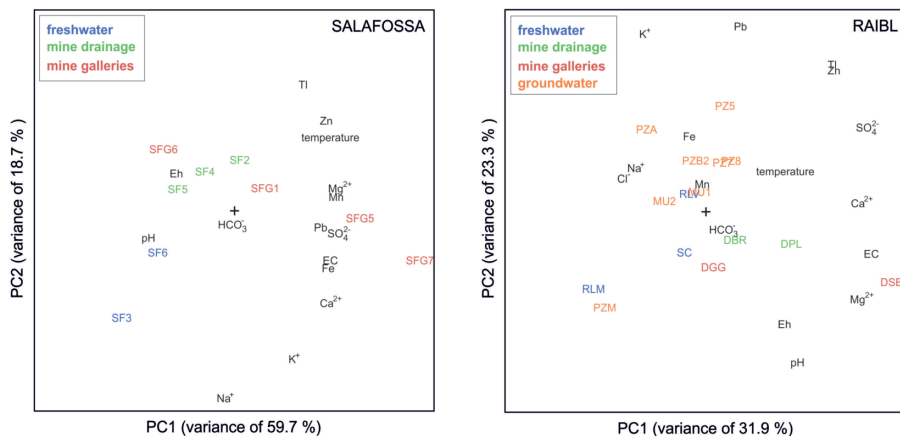


Fig. 5. Biplots summarising the results of PCA performed on different types of water samples collected at the Salafossa and Raibl decommissioned mining districts

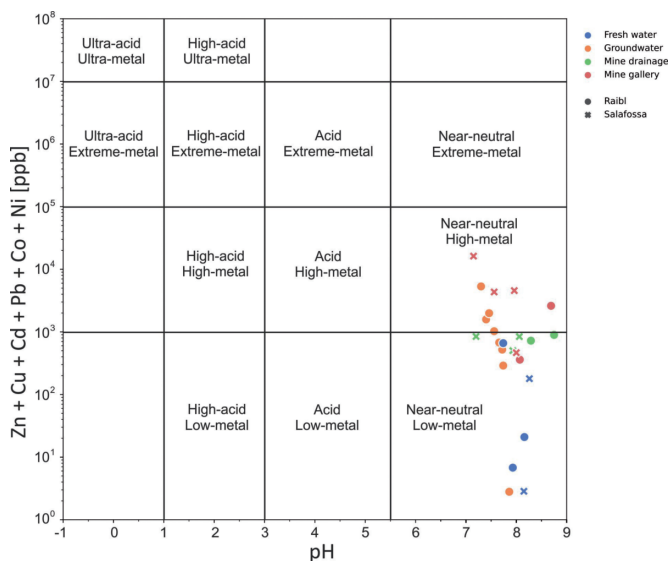


Fig. 6. Ficklin diagram of different water samples collected at the two investigated mining sites showing the sum of dissolved trace elements (Cd, Co, Cu, Ni, Pb and Zn) plotted against pH values. Fig. 7. Impacto en la producción de crudo, como consecuencia de la reducción de inversiones en 2020 (Rystad Energy, 2020)

tailing ponds (MU1 and MU2). This is especially evident at site MU1 where the chemical composition was similar to RLV, suggesting that the lack of impermeabilisation systems of the impoundments and the diffuse presence of mineral wastes allows for mixing processes between PTE-enriched groundwater and the Rio del Lago stream waters.

The Ficklin diagram (Ficklin *et al.*, 1992; Plumlee, 1999) illustrates the PTE content of different water samples collected at the two investigated mining districts which were classified as “near-neutral, high metal” and “near-neutral, low metal” water (Fig. 6).

The distribution of the water samples in the Ficklin diagram confirms the dilution processes, especially with regard to Salafossa. Indeed, the water samples collected in the mine galleries (SFG5 and SFG7) fall into the category of “high-metal” water, whereas the clear water at the confluence zone (SFG6), the external drainage water (SF2, SF4 and SF5) and the Piave River freshwater (SF3 and SF6) move to the field of “low-metal”. This is similar to the water samples collected at Raibl. There, the water samples from the mine galleries (DSB and DGG) and some of the water samples collected from the piezometers in the tailing ponds fall into the category of “high-metal”, whereas the external drainage water (DPL and DBR) and the Rio del Lago stream and Slizza River freshwater (RLM, RLV and SC) move to the field of “low-metal”.

With the exclusion of the source of the reddish water in the mine galleries at Salafossa, which is considered an outlier since its extremely high concentrations of Zn (16204  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), Tl (261  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) and  $\text{SO}_4^{2-}$  (532  $\text{mg L}^{-1}$ ), Zn

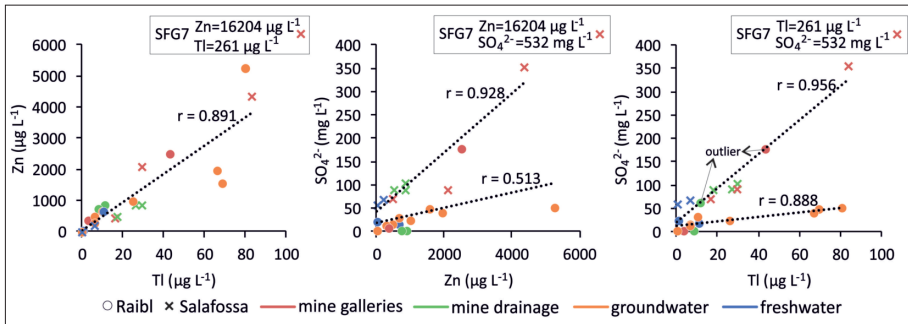


Fig. 7. Correlations between Zn, Tl and  $\text{SO}_4^{2-}$  in the water samples collected at the investigated mine sites

and Tl increase proportionally with the increase of  $\text{SO}_4^{2-}$  both at Salafossa ( $r=0.928$  and  $r=0.956$  for Zn and Tl, respectively) and Raibl ( $r=0.513$  and  $r=0.888$  for Zn and Tl respectively) (Fig. 7).

Significant correlations were also found between Zn, Tl and Ca ( $r=0.658$  and  $r=0.647$  for Zn and Tl respectively). These correlations testify to the contribution of the water-rock interactions since the oxidation of sulphides could explain the elevated concentrations of  $\text{SO}_4^{2-}$  (Xiao *et al.*, 2003; Liu *et al.*, 2017) which were found to be higher in the water samples collected in the mine galleries rather than those from the external area at the investigated mine sites. Most likely due to sphalerite being the common mineral source, dissolved Zn and Tl were found to be significantly correlated ( $r=0.891$ , Fig. 7) thus testifying to the mutual availability of these elements in solution.

#### 4. CONCLUSIONS

Despite no evidence of AMD due to the buffering effect promoted by the dissolution of carbonatic host rocks, dissolved Zn, Pb and Tl reached high concentrations in the water draining the Pb-Zn orebodies and associated tailing deposits at the Raibl and Salafossa mining districts. This suggests that weathering and oxidation of sulphides in mine tailings, as well as water-rock interaction processes are occurring in the abandoned mine galleries at both mining districts and in the tailing ponds at Raibl. Intense dilution and mixing processes effectively mitigate PTE concentrations which notably decreased after outflowing into the Piave River and Rio del Lago stream freshwaters. However, Tl still remained at concentrations of concern ( $> 2 \mu\text{g L}^{-1}$ ) in the freshwater downstream from both the mining districts. Moreover, quite high concentrations of Zn, Pb and Tl persisting in the groundwater, downstream from the tailing ponds (MU1) as well as in the freshwater collected downstream from the mine (RLV) at Raibl, suggest the groundwater is a passive contamination source for fluvial waters. Currently, dilution in the fluvial waters seems to be the only natural process able to mitigate the possible negative impact of these potentially toxic metals within the drainage basin downstream from the mine.

## Acknowledgments

This study was partially co-supported by the *Direzione Regionale Ambiente ed Energia* of Friuli Venezia Giulia, *Servizio disciplina gestione rifiuti e siti inquinati*. Karry Close is warmly acknowledged for proofreading the manuscript.

## REFERENCES

- APAT CNR IRSA, 2003. *Manuale 29/2003, metodi analitici per le acque*. Vol. 3: 118-122.
- Assereto, R., Brusca, C., Gaetani, M., Jadoul, F., 1977. Le mineralizzazioni Pb-Zn delle dolomiti. Quadro geologico ed interpretazione genetica. *L'industria mineraria*, year 28: 367-401.
- Banks, D., Parnachev, V. P., Frengstad, B., Holden, W., Vedernikov, A. A., Karnachuk, O.V., 2002. Alkaline mine drainage from metal sulphide and coal mines: examples from Svalbard and Siberia. In: Younger, P., Robins, N.S. (Eds.), *Mine Water Hydrogeology and Geochemistry*. 198. Geological Society, Special Publication, London, pp. 287-296.
- Belzile, N., Chen, Y. W., 2017. Thallium in the environment: a critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles. *Applied Geochemistry*, 84: 218-243.
- Brigo, L., Kostelka, L., Omenetto, P., Schneider, H. J., Schroll, E., Schulz, O., Štrucl, I., 1977. Comparative reflections on four Alpine Pb-Zn deposits. *Time-and Strata-Bound Deposits*, 273-293.
- Campanella, B., Onor, M., D'Ulivo, A., Giannecchini, R., D'Orazio, M., Petrini, R., Bramanti, E., 2016. Human exposure to thallium through tap water: A study from Valdicastello Carducci and Pietrasanta (northern Tuscany, Italy). *Science of the Total Environment*, 548-549: 33-42.
- Campanella, B., Casiot, C., Onor, M., Perotti, M., Petrini, R., Bramanti, E., 2017. Thallium release from acid mine drainages: Speciation in river and tap water from Valdicastello mining district (northwest Tuscany). *Talanta*, 171: 255-261.
- Campanella, B., Colombaioni, L., Benedetti, E., Di Ciaula, A., Ghezzi, L., Onor, M., D'Orazio, M., Giannecchini, R., Petrini, R., Bramanti, E., 2019. Toxicity of Thallium at low doses: A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16: 4732.
- Cidu, R., Dadea, C., Desogus, P., Fanfani, L., Manca, P.P., Orrù, G., 2012. Assessment of environmental hazards at abandoned mining sites: A case study in Sardinia, Italy. *Applied Geochemistry*, 27: 1795-1806.
- Concas, A., Ardau, C., Cristini, A., Zuddas, P., Cao, G., 2006. Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminated site. *Chemosphere*, 63:244-253.
- Cvjetko, P., Cvjetko, I., Pavlica, M., 2010. Thallium toxicity in humans. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 61: 111-119.
- D'Orazio, M., Campanella, B., Bramanti, E., Ghezzi, L., Onor, M., Vianello, G., Vittori-Antisari, L., Petrini, R., 2020. Thallium pollution in water, soils and plants from a past-mining site of Tuscany: Sources, transfer processes and toxicity. *Journal of Geochemical Exploration*, 209: 106434.
- Doglioni, C., 1988. *Note sull'evoluzione strutturale della zona di Raibl*. Studi stratigrafici e strutturali nell'area mineraria di Raibl. Società Italiana Miniere S.p.A.
- Duan, W., Wang, Y., Li, Z., Fu, G., Mao, L., Song, Y., Qu, Y., Ye, L., Zhou, Q., Yang, F., Hu, Z., Xu, S., 2020. Thallium exposure at low concentration leads to early damage on multiple organs in children: A case study followed-up for four years. *Environmental Pollution*, 258: 113319.





- Pimminger, M., Grasserbauer, M., Schroll, E., Cerny, I., 1985. Trace element distribution in Sphalerite from Pb-Zn-ore occurrences of the Eastern Alps. *Tschermaks mineralogische und petrographische Mitteilungen*, 34: 131-141.
- Piper, A. M., 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Transactions of the American Geophysical Union*, 25: 914-923.
- Plumlee, G. S., 1999. The environmental geology of mineral deposits. In: G. S., Plumlee, M.J., Longsdon, (Eds.). *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques and health Issues. Review in Economic Geology*, 6A: 71-116.
- Rodríguez, L., Ruiz, E., Alonso-Azcárate, J., Rincón, J., 2009. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90: 1106-1116.
- Schroll, E., Kürzl, H., Weinzierl, O., 1994. *Geochemometrical studies applied to the Pb-Zn deposit Bleiberg/Austria*. Sediment-Hosted Zn-Pb Ores, Fontboné, L., Boni, M., Ed., Springer, Berlin, Heidelberg, 228-245.
- United States Environmental Protection Agency, 2014. *Priority pollutant list*. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>.
- Vink, B. W., 1993. The behavior of thallium in the (sub) surface environment in terms of Eh and pH. *Chemical Geology*, 109: 119-23.
- Xiao, T., Boyle, D., Guha, J., Rouleau, A., Hong, Y., Zheng, B., 2003. Groundwater-related thallium transfer processes and their impacts on the ecosystem: southwest Guizhou Province, China. *Applied Geochemistry*, 18: 675-691.
- Xiao, T., Guha, J., Boyle, D., Liu, C. Q., Chen, J., 2004a. Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China. *Science of the Total Environment*, 318: 223-244.
- Xiao, T., Guha, J., Boyle, D., Liu, C. Q., Zheng, B., Wilson, G.C., Rouleau, A., Chen, J., 2004b. Naturally occurring thallium: a hidden geoenvironmental health hazard? *Environment International*, 30: 501-507.
- Xiao, T., Guha, J., Liu, C. Q., Zheng, B., Wilson, G., Ning, Z., He, L., 2007. Potential health risk in areas of high natural concentrations of thallium and importance of urine screening. *Applied Geochemistry*, 22: 919-929.
- Zhang, Z., Zhang, B., Long, J., Zhang, X., Chen, G., 1998. Thallium pollution associated with mining of thallium deposits. *Science in China (Series D)*, 41:75-81.
- Zhao, F. J., Lombi, E., McGrath, S.P., 2003. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Soil*, 249: 37-43.

# COMENTARIOS HETERODOXOS SOBRE EL CAMBIO CLIMÁTICO

*José Ramón Fernández González*

Doctor ingeniero de minas

## RESUMEN

El cambio climático es un asunto preocupante. Tanto, que los medios de comunicación y también los políticos han conseguido que todo el mundo tenga opinión sobre esta cuestión.

Es indudable que existe el efecto invernadero. Es indudable que la actividad humana es responsable de parte de las emisiones de CO<sub>2</sub> y de la mayor parte de las emisiones de cuatro de los seis gases que favorecen ese efecto. Y también es indudable que el planeta está pasando por un periodo cálido. Sin embargo, el análisis de esta situación objetiva, tal como lo hacen los defensores dogmáticos del calentamiento global, es profundamente sesgado. Acuden siempre a planteamientos catastrofistas y parecen haberse enterado ahora de que el clima de la Tierra cambia.

La presión para que se adopten medidas correctoras es enorme, aunque muchas de las personas que más empujan en esa dirección no basen sus ideas en criterios científicos. Creen en el calentamiento global con la fe de un prosélito, como si fuera una religión, porque su pensamiento está más influenciado por sus ideas políticas que por la ciencia y por la información veraz. Actuar con esos fundamentos tan endebles y frívolos traerá consecuencias perjudiciales porque, con esos mimbres, algunos gobernantes están dispuestos a alterar radicalmente la vida de las personas para corregir algo que quizá no esté en su mano corregir.

En este trabajo se cuestiona la doctrina oficial sobre el cambio climático. Tal y como están las cosas, este simple planteamiento convierte a su contenido y a su autor en sospechosos.

## 1. INTRODUCCIÓN

El clima de la Tierra empezó a cambiar desde el momento mismo de la formación del planeta como prueba la Geología Histórica. Los especialistas en esa disciplina han estudiado los cambios físicos y químicos de la atmósfera y han descrito con fundamento episodios climáticos muy antiguos y continuados en el tiempo.

Quien necesite pruebas puede acudir a los libros. Resulta ilustrativo releer los comentarios sobre la composición de la atmósfera de William L. Stokes en su clásico *Historia de la Tierra* (1969). Este autor hace pocas concesiones a la poesía y puede resultar anticuado, duro o aburrido para un lector profano. En ese caso sería preferible leer, entre otros, al profesor Francisco Anguita. Su actualísima, chispeante y acertada *Biografía de la Tierra. Historia de un planeta singular* (2002), de acceso libre en la red, o su más académica *Origen e Historia de la Tierra* (1988) permitirán a cualquier lector comprender que el cambio climático global es una continua evidencia geológica.

Quienes hoy se sorprenden de que el clima cambie deberían saber que tal hecho ha sido constante y consustancial con la existencia del planeta.

## 2. LOS MEDIOS DE COMUNICACIÓN

Existe unanimidad en todos los medios de comunicación: el planeta se calienta y la culpa es de la actividad humana.

Como el calentamiento global parece una verdad absoluta, debería ser fácil de defender. Sin embargo, se fuerzan y se manipulan las noticias, mostrando falta manifiesta de seriedad periodística en gran parte de los artículos dedicados a este tema. Para desmontar esos argumentos basta leer con algo de espíritu crítico y profundizar un poco en lo que dicen.

Entre las aficciones potenciales al medioambiente causadas por el calentamiento global, los medios de comunicación sienten especial predilección por el aumento de la aridez. El diario *El Mundo*, de Madrid, publicó en su suplemento *Magazine* del domingo 18 de febrero de 2007, un artículo titulado «Así será el mundo» firmado por Paco Rego. Auguraba todo tipo de catástrofes para los años venideros. Una de ellas era el aumento de la aridez, que traería consigo la pérdida del 52% del suelo fértil español en el año 2050. Al lado de un montaje fotográfico del centro de Madrid cubierto de arena del desierto, decía textualmente que «la pérdida de suelo fértil en España equivale a más de 300 millones de euros por año». La falta de rigor es evidente. Sin entrar todavía a rebatir la cuestión de fondo, esa cifra de 300 millones de euros es disparatadamente baja. El sector agrario español supuso en 2018 el 2,8% del PIB del país. En valores absolutos ese sector contribuyó al PIB nacional con más de 36600 millones de euros. La pérdida del 52% de la superficie cultivable debería ocasionar pérdidas de, aproximadamente, el 52% en la aportación agrícola al PIB. Esas pérdidas serían de 17500 millones de euros anuales y no de 300 millones como inexplicablemente defiende Paco Rego, que suele estar bien documentado.

La cuestión de fondo, el aumento de la aridez, puede rebatirse con idéntico rigor. El periódico asturiano *La Nueva España* publicó el día 8 de septiembre de 2019 un artículo titulado «España, a las puertas del desierto», de Luis Mario Arce, periodista de reconocida trayectoria, buen divulgador especializado en naturaleza y medioambiente. Entrevistaba en ese artículo a un ingeniero agrónomo experto en suelos y Arce glosaba sus comentarios de la siguiente manera: «En España, la mayoría del territorio es de clima semiárido o subhúmedo seco, con precipitaciones de 300 o 400 mm, que no son condiciones de desierto, pero la degradación del suelo afecta a la estabilidad, a

la productividad y a las funciones ecológicas. *El calentamiento del clima ha venido a empeorar las cosas, a potenciar esos procesos*».

Esta tesis choca contra un hecho objetivo: el crecimiento continuo de la superficie forestal en el territorio español durante los últimos veintiséis años. La sección de periodismo ambiental de la Agencia EFE publicó el 1 de diciembre de 2016 la noticia siguiente: «La superficie forestal de España ha aumentado durante los últimos 25 años a un ritmo de 180000 hectáreas (ha) por año –el equivalente a otros tantos campos de fútbol– y en la actualidad ocupa el 54% de la superficie nacional, según un informe presentado hoy en el Congreso de los Diputados». Se referían a un informe presentado por la organización Juntos por los Bosques que agrupa a entidades públicas y privadas interesadas en defender la riqueza que proporciona el monte. Esas 180 000 hectáreas de crecimiento neto anual de la superficie forestal son aproximadamente diez veces la superficie de los términos municipales de Oviedo o de Gijón. Además, la información de EFE puede ser contrastada en el Banco Mundial. Los datos de esta institución indican que la superficie forestal en España ha aumentado un 33,6% entre 1990 y 2016.

A la vista de todos estos números, resulta lógico concluir que el contenido del artículo de Luis Mario Arce es poco realista. La superficie de bosque no aumenta en territorios de aridez creciente o con riesgo de desertización. En esos sitios pasa exactamente todo lo contrario.

Otro de los temas favoritos de los medios de comunicación son los icebergs de gran tamaño desprendidos del casquete polar sur o la supuesta y acelerada pérdida de hielo en la Antártida. Tienen verdadera pasión por este tipo de noticia y la repiten sin cesar. Sin embargo, la información sobre el verdadero comportamiento del hielo antártico no se transmite a los lectores salvo en rarísimas ocasiones. El diario *La Nueva España*, ya citado, hizo una de esas escasas excepciones el 24 de diciembre de 2016 y publicó la noticia siguiente, firmada por Mónica G. Salas: «La península Antártica se enfría, revela un estudio con participación asturiana. La investigación detecta más hielo en la región del continente y refuta la tesis de que el cambio climático implica un calentamiento continuo». El artículo hacía referencia a los resultados del trabajo de un equipo internacional de investigación en el que participaba el geógrafo Jesús Ruiz, de la Universidad de Oviedo.

Desgraciadamente, la noticia pasó sin pena ni gloria porque en medios científicos solventes el crecimiento del hielo antártico es conocido desde bastantes años antes de la publicación de ese estudio y porque, en esto del clima, los creadores de opinión llevan años instalados en el catastrofismo. Están otra vez al nivel científico que había a principios del siglo XIX. El Actualismo no vende periódicos ni abre telediarios. Es más comercial la erupción de un volcán en las antípodas que el lento y maravilloso suceder de las estaciones. Además ¿Quién es el valiente que se atreve a llevar la contraria a la gran masa de partidarios de que el hielo antártico se está fundiendo?

Los medios de comunicación han tomado para sí mismos el papel de árbitros de la verdad. Responden airadamente a las críticas o hacen mutis por el foro cuando las cosas no son como aseguran. Por eso deben considerarse en lo que valen. Recuérdese el «efecto 2000», aquella invención milenarista y cara anunciada a bombo y platillo por tierra, mar y aire, que se deshizo, como el azúcar en el agua, a los pocos segundos de empezar el año. Fue una

estafa para quien creyó en ella y actuó en consecuencia. Iba a caerse el mundo y, tras el fiasco, ningún medio de comunicación se ocupó más del asunto a partir de las cero horas del uno de enero de 2000.

### **3. LOS POLÍTICOS**

La inmensa mayoría de los políticos de todo el mundo admitieron sin pestañear la versión radical del cambio climático y la adoptaron enseguida para uso y provecho personal. Como salvar los polos es progresista, el *marketing* ya estaba hecho. Bastaba subirse a la ola informativa y multiplicar anuncios e iniciativas de eficacia dudosa para ganar el voto de quienes piensan así.

Llegan a ser peligrosos. El peligro procede de los temerarios que han convertido esa doctrina en dogma y, utilizando este asunto como pretexto, quieren hacer ingeniería social y forzar cambios tecnológicos profundos y precipitados en tiempo record. Esas actuaciones pueden convertir las desgracias meteorológicas que auguran los catastrofistas en poco más que turbonadas de verano, comparadas con la concreta y destructora tormenta perfecta que algunos parecen estar preparando.

Además, en España, da la sensación de que ese hipotético problema mundial debe resolverse en cabeza de carrera, hablando en términos ciclistas, y se suceden anuncios irresponsables, amparados en las intenciones visionarias de algunos dirigentes. Por eso el gasoil tiene los días contados, se liquida la minería del carbón, se cierran las centrales térmicas de carbón mientras se abren en Alemania, van a prohibirse los coches no eléctricos, no se prorrogan los derechos mineros para seguir extrayendo petróleo en La Lora y muchas otras cosas más que afectan a la economía y a la vida de las personas.

Hace años, el prestigioso oculista Barraquer dijo en una entrevista en televisión que él no operaba con la última técnica, que operaba con la penúltima. Los dirigentes políticos deberían ser, al menos, igual de precavidos cuando tocan las cosas que pueden dañar gravemente a los ciudadanos.

### **4. LOS CIENTÍFICOS**

En el mundo científico hay una mayoría de defensores de la visión radical del cambio climático. Existen también muchas voces discrepantes de esa doctrina oficial pero hacen poco ruido. Probablemente la razón última de la ausencia de controversia sea que, en este asunto, se machaca al discrepante. Y es que algunas opiniones de defensores a ultranza del calentamiento global trascienden a lo meramente científico. Gentes que solo discrepan de ellos en el funcionamiento del planeta son acusados virulentamente de negacionistas, con el sentido negativo que acompaña al término. Incluso se atreven a adjudicarles determinadas maneras de pensar en asuntos completamente ajenos a la geología y a las demás ciencias aplicadas. Las ideas, todas las ideas y las científicas entre ellas, deben defenderse con argumentos y no con la descalificación personal de quien no piensa igual.

En medio de este hábitat hostil, hay que agradecer la valentía de quienes contradicen el dogma y se atreven a decir que la Antártida se enfría, como el geógrafo Jesús Ruiz, ya citado, y sus compañeros de investigación. Tienen razón.

En lo relativo a la presencia de los científicos en los medios de comunicación, la ciencia ha cambiado para mal. En este sentido, es lamentable la prisa de algunos investigadores por generar noticias de impacto. Pasó hace ya tiempo con un experimento del CERN sobre la medida de la velocidad de los neutrinos. Sus responsables tenían tanta gana de hacerse célebres que divulgaron resultados precipitadamente, sin considerar que una diferencia de tiempo de unas pocas cienmillonésimas de segundo bien podría deberse a falta de precisión suficiente en sus complejÍsimos equipos de medida. Con el cambio climático pasa algo parecido. A los científicos les va el asunto. Además, hay mucho dinero en juego. Por eso se exagera tanto y se desautoriza al heterodoxo, no sea que el pastel se acabe anticipadamente.

## 5. LOS INTERESES ECONÓMICOS

Tras el cambio climático existen grandes intereses económicos. Las compañías eléctricas ven al alcance de la mano la posibilidad de mejorar sustancialmente su facturación y su margen comercial y están apostando por llevar a la opinión pública la necesidad de acabar con los combustibles fósiles. Es tan claro el negocio que algunas compañías petrolÍferas ya han tomado participaciones importantes en el accionariado de las eléctricas, anticipándose a algo que entienden va a suceder a medio plazo.

En este campo, la interacción entre las empresas y los políticos es más intensa que nunca. Por eso sientan en los consejos de administración a exministros y a personajes legos en cuestiones energéticas, a los que les suponen capacidad de influencia política.

Los medios de comunicación, que son negocios y que, por tanto, tienen como fin último ganar dinero, están actuando como propagandistas en este proceso. Es posible que esa sea la razón de su unanimidad en la defensa monolítica del dogma climático.

Hablando de dinero, probablemente nadie se haya ocupado de valorar los costes ocultos y las afecciones ambientales globales de este proceso alocado de transición energética. Tampoco hay información suficiente sobre la necesidad de regulación en un mercado de energía eléctrica que contará con clientes aún más cautivos que en la actualidad. Cuando llegue el momento, la situación será mala para el consumidor y generará tensiones.

## 6. LA FORMACIÓN DE UNA OPINIÓN PROPIA. LO QUE DICE LA CIENCIA

La abundancia de noticias sobre el calentamiento global da lugar a que la mayor parte de la gente tenga opinión. Sin embargo, salvo en personas bien informadas y con formación científica o técnica, esa opinión no es realmente de cada individuo: es de otros. Cada persona la adopta después de leer la prensa, de escuchar la radio o de ver la televisión y, con esos prescriptores, la convierte en propia de manera involuntariamente acrítica.

Por eso, con el sesgo que caracteriza a las noticias sobre el tema, la mayor parte de la población cree: (a) que es anómalo que el clima de la Tierra cambie (b) que el planeta se calienta debido a la emisión de gases de efecto invernadero procedentes de la actividad humana (c) que la Antártida se está

descongelando (d) que es necesario adoptar medidas drásticas para corregir esa situación porque, de lo contrario, las consecuencias serían dramáticas.

Adquirir una opinión verdaderamente propia requiere examinar lo que dice la ciencia, sin intermediarios ni demagogia. Ello puede hacerse acudiendo directamente a las fuentes primarias de investigación científica.

El mejor lugar donde buscar información es el NATIONAL SNOW AND ICE DATA CENTER (NSIDC), de la Universidad de Colorado en Boulder. Es un centro investigador de referencia mundial en casquetes polares. Trabaja en colaboración con la NASA y con otras agencias federales del Gobierno de Estados Unidos. Estudia el hielo en los polos y en los océanos Ártico y Antártico y mide diariamente su superficie a partir de datos obtenidos desde satélite mediante procedimientos normalizados y precisos. Los resultados de sus trabajos se exponen en su página web ([nsidc.org/data/seaice\\_index](http://nsidc.org/data/seaice_index)) y están al alcance de todo el mundo. Los gráficos y los valores numéricos que siguen están tomados de esa página web.

### 6.1. El comportamiento del hielo en el Ártico

Existe una clara pérdida de hielo. En el periodo comprendido entre los años 1979 y 2019 la superficie de la banquisa ártica se redujo a un ritmo medio de 82400 km<sup>2</sup> por año. La pérdida no se produjo de manera uniforme. Aumentó mucho entre los años 1999 y 2012, con un ratio medio de pérdida de 203000 km<sup>2</sup> por año. El mínimo histórico se alcanzó el 17 de septiembre de 2012. Ese día el hielo ocupaba solamente 3,39 millones de km<sup>2</sup> (Fig. 1).

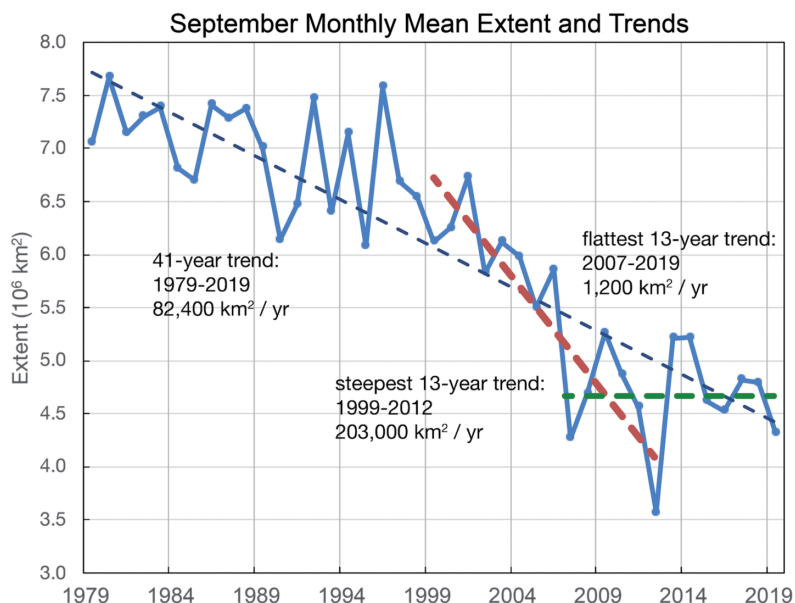


Fig. 1. Superficie de hielo en septiembre entre los años 1979 y 2019 en el Océano Glaciar Ártico (Meier, 2020)

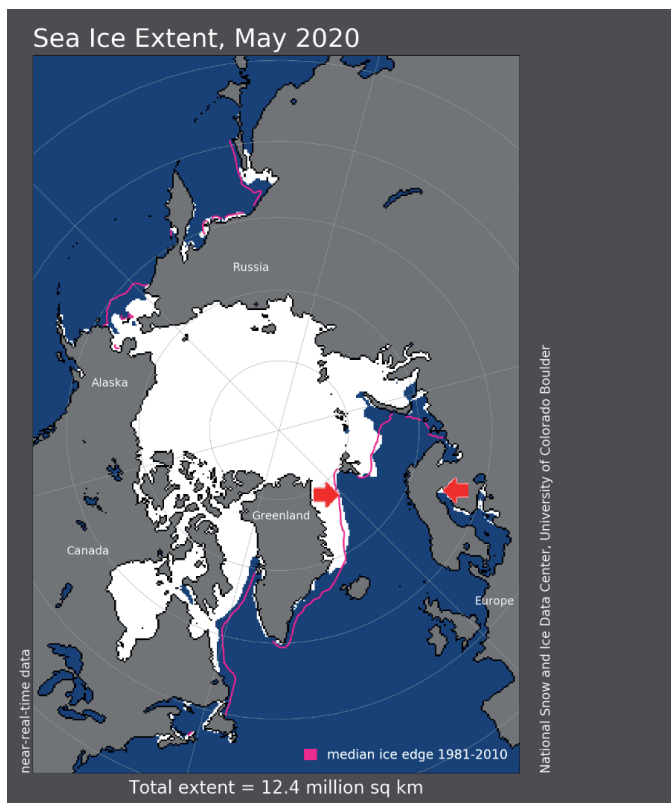


Fig. 2. Superficie de hielo en mayo de 2020. Anomalía en los mares de Barents y Pechora (NSIDC, 2020)

A partir de ese momento se modifica la pendiente negativa de la curva, recuperándose relativamente la superficie de hielo. El 17 de septiembre de 2019 la banquisa medía 4,17 millones de  $\text{km}^2$ . Ese valor representa un aumento del 23,0% y la recuperación de 0,77 millones de  $\text{km}^2$  de hielo en relación con los valores de la misma fecha de 2012, en un periodo de siete años.

En los mares de Barents y Pechora, al oeste y al suroeste del archipiélago ruso de Nueva Zembla se observa un déficit de hielo que suele repetirse año tras año. Las zonas se han marcado en la Fig. 2 con dos flechas de color rojo. En ellas el hielo o no se forma, o tarda en formarse, o bien, si se forma, se funde muy pronto.

## 6.2. El comportamiento del hielo en la Antártida

A diferencia de lo que sucede en el Océano Glaciar Ártico, la superficie de hielo antártica crece desde hace más de cuarenta años. La tendencia es alcista tanto en invierno como en verano. En la Fig. 3 puede verse el creci-



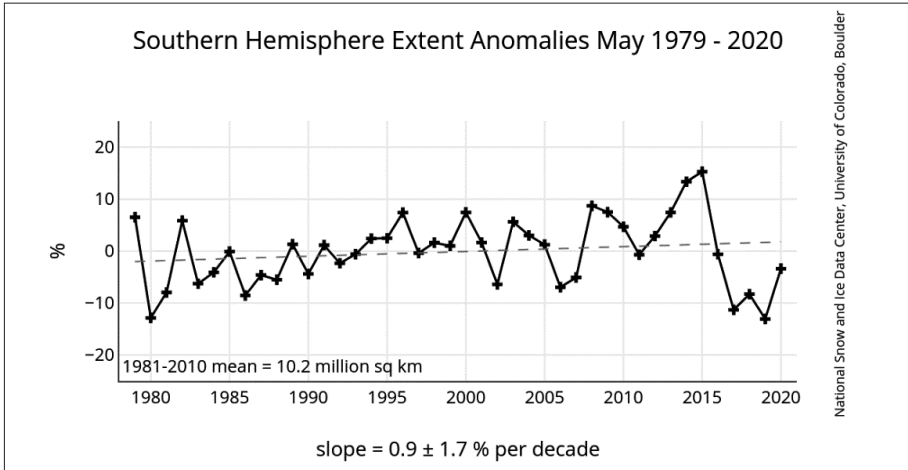


Fig. 3. Variación de la extensión del hielo en la Antártida en mayo de 2020 (NSIDC, 2020)

miento del hielo en el mes de mayo entre los años 1979 y 2020. Su ratio de crecimiento es del 0,9% por década (unos 18000 km<sup>2</sup> por año).

Además, el 21 de septiembre de 2014 la superficie de hielo alcanzó un máximo histórico de 20,15 millones de km<sup>2</sup>, superior en 1,57 millones de km<sup>2</sup> al valor máximo medio (18,58 millones de km<sup>2</sup>) registrado en esa fecha. Supone un aumento del 8,45% respecto a este último valor.

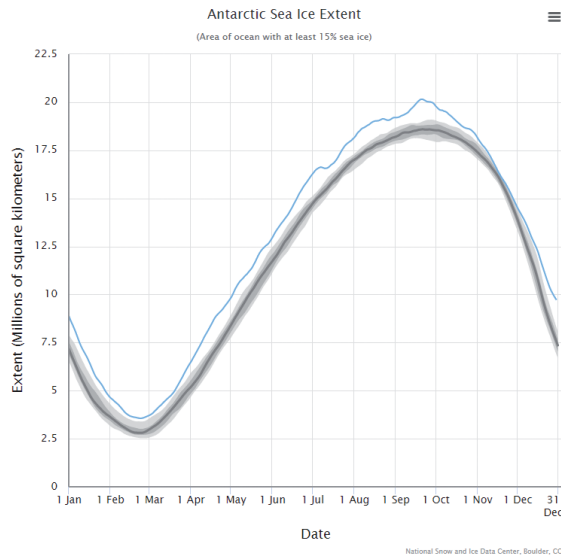


Fig. 4. Máximo histórico de la superficie de hielo en la Antártida, en el invierno austral de 2014 (20,15 millones de km<sup>2</sup>) (NSIDC, 2020)

Tras una caída importante en 2017 la superficie de hielo ha vuelto a recuperarse y el 11 de junio de 2020 se encuentra ya solo ligeramente por debajo de la media según se muestra en la tabla siguiente.

*Tabla 1. Variación del hielo en la Antártida el 11 de junio de 2020; Valores medios de 2017 y 2020 (NSIDC, 2020)*

FECHA	Superficie (millones de km <sup>2</sup> )	Diferencia (millones de km <sup>2</sup> )	Diferencia (%)
Media 11 de junio	12,81	-	-
11/06/2017	11,88	-0,93	-7,26
11/06/2020	12,60	-0,21	-1,63

### 6.3. Comentarios al comportamiento del hielo en los polos

Revisado en los dos apartados anteriores el comportamiento del hielo en los polos, resultan lógicas las conclusiones siguientes:

1.- El polo norte pierde hielo al menos desde hace 40 años. El ritmo de pérdida ha variado a lo largo de los años. Fue máximo entre 1999 y 2012, con un ratio medio de 203000 km<sup>2</sup> por año. Entre 2012 y 2020 la pérdida media parece haberse reducido significativamente hasta alcanzar un ratio de 1200 km<sup>2</sup> por año.

2.- El polo sur gana hielo al menos desde hace 40 años con un crecimiento medio de unos 18000 km<sup>2</sup> por año. En el invierno austral de 2014 (17 de septiembre) se registró un máximo histórico en el crecimiento de la superficie de hielo.

3.- El calentamiento no es, por tanto, global. Se produce en el polo norte y no en el polo sur, que se está enfriando. Esta circunstancia podría indicar la existencia de causas locales que justifiquen la reducción de la extensión de la banquisa ártica.

4.- Existe una anomalía en la formación de hielo al oeste y suroeste del archipiélago ruso de Nueva Zembla. Tras el final de la Segunda Guerra Mundial, la Unión Soviética llevó a cabo en ese lugar numerosos ensayos nucleares en los que se liberó cerca de 16000 veces la energía liberada por la bomba atómica detonada en Hiroshima el 6 de agosto de 1945.

### 6.4. Algunas precisiones históricas

Los medios de comunicación suelen dar información frecuente sobre enormes icebergs separados de la Antártida. Aunque son hechos que llaman la atención, debe tenerse presente que en la actualidad se dispone de medios de observación únicos en la historia de la Humanidad. Probablemente fenómenos como los descritos podrían haberse observado en épocas anteriores si se hubiera dispuesto de satélites o de aviones que volaran sobre el polo sur.

En este mismo sentido, resultan alarmistas las informaciones sobre la apertura al tráfico marítimo de los Pasos del Noreste y del Noroeste como consecuencia del cambio climático. Esas noticias suelen repetirse todos los años,

cada primavera. Para esquivar el sensacionalismo periodístico y centrarse en la verdad es necesario hacer las precisiones siguientes:

**1.- El Paso del Noreste** fue atravesado por primera vez en 1878 por el barco sueco *Vega* al mando del explorador finlandés Nordenskiöld. Quince años después, el paso fue cruzado otra vez por la expedición de Nansen a bordo del barco noruego Fram. Este barco navegó de oeste a este y, tras doblar el cabo Cheliuskin que es el sitio más septentrional de Eurasia, alcanzó las islas de Nueva Siberia. La intención de Nansen era dejarse arrastrar por la corriente transpolar que estaban estudiando y su fin último era alcanzar el polo norte. Resulta lógico pensar que, durante esos años, el paso del noreste estaba abierto al paso de barcos de vela, como los citados, que iban también equipados con pequeños motores auxiliares.

**2.- El Paso del Noroeste** fue atravesado por Roald Amundsen a bordo del barco de vela noruego *Gjøa* entre los años 1903 y 1905. No dispuso de cartografía suficiente, lo que le obligó a explorar por tierra para saber cuál de los múltiples estrechos debía elegir de entre los posibles. Su barco tenía 21 metros de eslora y disponía de un motor auxiliar de muy poca potencia. Nuevamente parece razonable pensar que entre 1903 y 1905 el paso estaba abierto al paso de barcos de vela como el de Amundsen.

## 6.5. Modelos matemáticos

La elaboración de modelos matemáticos es la única herramienta válida para prever fenómenos como el cambio climático. Sin embargo el uso de esta técnica presenta limitaciones que es necesario tener en cuenta para dar a los resultados el valor real que tienen.

La *primera dificultad* que se presenta es la imposibilidad de calibrar el modelo. Para saber si un modelo funciona bien, es decir, para saber si representa fielmente al fenómeno que modeliza, es necesario comparar las previsiones con los resultados. Hablando de cambio climático eso es extremadamente difícil porque la validez de los cálculos hechos hoy solo va a poder comprobarse dentro de muchos años.

Este comentario remite a un problema antiguo. La Ecole Polytechnique de París, fundada por Napoleón en 1794, desarrolló métodos matemáticos de cálculo de puentes y pusieron las bases para el cálculo matemático de estructuras, de tanta importancia en la ingeniería actual. Esos métodos tardaron cincuenta años en ser aceptados por los ingenieros ingleses y norteamericanos, de formación experimental, porque los primeros calculistas «estaban con demasiada frecuencia tan cegados por la elegancia de sus métodos que descuidaban la exactitud de sus hipótesis de partida, por lo que daban una respuesta exacta a un planteamiento equivocado» (Gordon, 2004).

La *segunda dificultad* es la consecución de una parametrización adecuada de los factores terrestres intervinientes. Piénsese que una parte importante de los agentes del cambio climático son naturales y que las mediciones de parámetros físicos y químicos que hay que realizar para obtener valores que necesariamente deben intervenir en el modelo, son difíciles de llevar a cabo de manera fiable. No son mediciones de laboratorio. Por ejemplo las relativas a parámetros derivados de la geodinámica interna del planeta. Deben

ser globales y simultáneas y ello genera una dificultad extrema ¿Cómo medir las emisiones de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y vapor de agua de origen natural en todo el mundo? ¿Cómo se hace eso, por ejemplo, en el Teide o en la totalidad de las islas Canarias? ¿Cómo se miden las variaciones en los contenidos atmosféricos de esos tres gases en periodos de mucha actividad volcánica planetaria? ¿Cómo se sabe que las muestras son representativas? Las plantas compiten entre ellas por la luz y por el CO<sub>2</sub> con su enorme diversidad de hojas. Si hay más CO<sub>2</sub> disponible en el aire también hay posibilidad de que las especies crezcan más, igual que pasa en los invernaderos donde se enriquece la atmósfera con ese gas o como sucedía en el Carbonífero con helechos de cincuenta metros de altura ¿Cómo se incorpora al modelo la mayor posibilidad de fijación de CO<sub>2</sub> por las plantas y su potencial de crecimiento? Finalmente, ¿Cómo se modeliza el efecto albedo?

La *tercera dificultad* procede de la previsión de la actividad solar. El sol tiene ciclos de once años pero las manchas solares, indicadoras de actividad, no se ajustan bien a esos ciclos. El paso del Pleistoceno al Holoceno, hace 11 700 años, es el paso de un periodo glacial a un periodo templado. ¿Qué sucedió? ¿Cómo fue el deshielo? ¿Por qué se templó la Tierra? ¿Qué parte del contenido de CO<sub>2</sub> en la atmósfera procede del calentamiento natural del planeta en esa transición? ¿El aumento de CO<sub>2</sub> es causa o es consecuencia del calentamiento global? La evolución de las manchas solares en los últimos años, hacen del presente un tiempo excepcionalmente bueno para estudiar la teoría de Maunder sobre los enfriamientos y calentamientos terrestres. Si fuera cierta, a la vista de la actual evolución del sol, el planeta iría camino de una glaciación y no de calentarse más.

## 6.6. Actualismo

Como se ha comentado al principio de este escrito, es indudable que la actividad humana es responsable de parte de las emisiones de CO<sub>2</sub> y de la mayor parte de las emisiones de cuatro de los seis gases que favorecen ese efecto. No cabe ninguna duda de que tras la Revolución Industrial se han devuelto a la atmósfera millones de toneladas de CO<sub>2</sub> que fueron captadas y fijadas por organismos vivos pretéritos durante millones y millones de años. Sin restar ni un ápice de importancia a esa situación cierta, el cambio del clima debería afrontarse con mayor amplitud de miras. Se sugiere que desde el Actualismo.

Déjense a un lado, por un momento, los datos sobre la extensión del hielo en los polos y admítase, contra la evidencia, que la totalidad del planeta se está calentando. ¿Por qué ha de ser el hombre el único causante? ¿No estarán concurriendo las mismas causas que lo hicieron en el pasado? Profundizar aquí y entrar a discutir sobre las cuestiones planteadas anteriormente excedería la extensión requerida para este artículo y superaría con creces lo que se pretende con él, pero es necesario señalar que la causa de este problema no puede investigarse estableciéndola de antemano, como está sucediendo. Eso no es hacer ciencia. Antes de que pueda llegarse a una conclusión rigurosa sobre si el planeta se calienta o se enfría y sobre las causas reales de estos procesos, serán necesarios más años de observación y trabajo. Hasta entonces no deberíamos perder de vista, como decía Lyell, que los

fenómenos geológicos se producen en el presente de una manera parecida a como se produjeron en el pasado. Si no percibimos sus efectos, se debe a que los cambios son tan lentos y nuestra vida tan corta, en términos geológicos, que nos resulta difícil apreciarlos. En este contexto, hay que recordar, por último y una vez más, que el cambio climático ha sido constante desde la formación de la Tierra. Lo que resultaría verdaderamente anómalo sería que el clima no cambiase. Por eso a lo largo de la historia geológica se sucedieron periodos fríos y cálidos que no pudieron ser causados por el hombre. Con perdón.

## 7. CONCLUSIONES

1.- El clima de la Tierra cambia. El planeta ha pasado por periodos fríos extremos y cálidos extremos, sin intervención humana.

2.- La Antártida se está enfriando. El Ártico se está calentando.

3.- Las medidas a adoptar para frenar la emisión de gases de efecto invernadero deberían ser razonables ante las dudas que suscita la fiabilidad de las previsiones climáticas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anguita, F., 1988. *Origen e Historia de la Tierra*. Editorial Rueda, Madrid, 525 p.
- Anguita, F., 2002. *Biografía de la Tierra: Historia de un Planeta Singular*. Editorial Aguilar, Madrid, 300 p.
- Gordon, J. E., 2004. *Estructuras o por qué las cosas no se caen*. Calamar Ediciones, Madrid, 396 p.
- Lyell, Ch., 1860. *Principles of Geology*. D. Appleton & Co., Nueva York.
- Meier, W., 2020. *September monthly mean trends for 1979-2019, showing overall trend and trends for the most recent 13 years, and the steepest 13 years in the 41-year record*. National Snow & Ice data Center (NSIDC). Disponible online: <http://nsidc.org/arcticseaicenews/category/analysis/>
- National Snow & Ice data Center (NSIDC), 2020. *Sea Ice Index*; Arctic- and Antarctic-wide changes in sea ice. Disponible online: [https://nsidc.org/data/seoice\\_index/](https://nsidc.org/data/seoice_index/)
- Stokes, W. L., 1969. *Historia de la Tierra*. Aguilar Ediciones, Madrid, 575 p.

# **THE INCHAPA PROJECT: METHODOLOGY FOR THE STUDY OF HISTORIC QUARRIES ASSOCIATED WITH THE ARCHITECTURAL HERITAGE**

*Jorge Fernández Suárez, Enrique Álvarez Areces,  
José Manuel Baltuille Martín & Javier Martínez-Martínez*

Instituto Geológico y Minero de España, España  
CONSTRUROCK Network

## **ABSTRACT**

In this paper, the Geological Survey of Spain (Instituto Geológico y Minero de España, IGME) is carrying out the INCHaPA project: National Inventory of Historical Quarries associated with the Architectural Heritage (Inventario Nacional de Canteras Históricas asociadas al Patrimonio Arquitectónico). The main purposes of this project are: i) the identification of natural Stone used in buildings listed on the National Register of Historic Places; ii) the localization and inventory of historical quarries and exploitation areas associated with this architectural heritage; and iii) the detailed mapping of extraction areas to establish the strategies for preservation.

During the development of the first part of this national inventory, several risks were detected affecting to a significant number of historical quarries. For this reason, it is necessary their inventory and cataloguing, being the methodology presented in this paper a tool of great help for their knowledge and promotion in order to create a future Protection Authority in those quarries of special value.

## **1. INTRODUCTION**

Natural stone is valuable raw material used in most historic constructions to raise buildings of civil and religious nature as well as infrastructure of defence, communication, etc. The study and characterization of the building stones used in the construction and localization of their historical quarries and extraction areas is essential in order to obtain a detailed analysis of the architectural heritage (Příkryl, 2007; Török and Příkryl, 2010). This task requires necessarily the collaborative work with other additional disciplines.

Spain has a large architectural heritage with different cultures that have inhabited the Iberian Peninsula over the centuries, from prehistory to the present. Its territory was influenced by many cultures throughout its history: Celts, Phoenicians, Romans, Arabs, Jews, Christians, etc. This fusion of cultures produces a great variety of architectural styles, materials and construction techniques (Fig. 1). Many of these monuments are declared as Asset of Cultural Interest, a National Monument or a World Heritage Site, with Spain being the second country, after Italy, with the highest number of testimonies included in the list of World Heritage Sites, amounting to a total of 44 examples.

In order to conserve this heritage, it is necessary to accomplish a work of analysis and evaluation. In this sense, geology, through the study and characterization of rocks and materials used in architectural construction, allows the identification and interpretation of the processes of degradation suffered and the study of pathologies and damages, as well as the suggestion of the adequate measurements of protection.

Being aware of the importance of the study of construction materials, the Geological Survey of Spain (Instituto Geológico y Minero de España, IGME) has developed the Project National Inventory of Historical Quarries associated with the Architectural Heritage (INCHaPA, acronym from project title in Spanish) since 2014 with the aim of localizing the historical quarries and characterize the stone materials used in construction (Baltuille *et al.*, 2016). The localization of quarries allows to obtain samples of the original rock to be used in future works on the architectural heritage. Furthermore, it offers data for the study of the building, its construction process, the planning of works and the relationship with the physical surrounding, which constitutes an essential information to get in order to know the construction of historical buildings.



Fig. 1 General view of the Cathedral of Seville, built with sandstones of San Cristóbal (Cádiz)

## **2. ELEMENTS OF THE ARCHITECTURAL MONUMENTAL HERITAGE INCLUDED WITHIN THIS STUDY**

As for the Assets of Cultural Interest (BICs), Extremadura has declared, in September 2017, a total of 257 BICs, as reflected in the database of the Ministry of Education, Culture and Sports (available from: <http://www.mecd.gob.es>), although after reviewing this list, some of them have been ruled out for several reasons (disappearance of the rocks of the element, non-use of these in its construction, etc.). The rich defensive architecture of Badajoz, considered under the heading of defensive architectural heritage (PNAD), comprises all those constructions that have been erected over the centuries for the defence and control of the territory, of which they form an indissoluble part. Not only castles are considered, but other elements such as watch towers, walled towns or fortified churches appear, so it happens in many cases, that the constituent elements of this group are also protected under the protection of BIC: this is the case of the Atalaya del Hacho, in Barcarrota, the Pedrosillo Camp, in Casas de Reina or the Church of Nuestra Señora del Camino, in Atalaya.

Thus, with all this data and initial information, 492 constructive elements (203 defence structures, 166 religious buildings, 82 civil buildings and 41 other structures) have been studied at the moment in Extremadura (254 in province of Badajoz, 238 on province of Cáceres), a number that will increase in the coming years, since one of the most important characteristics of the Database of the National Inventory of Historical Quarries Associated with Architectural Heritage is not closed, allowing the continuous updating of the information as new quarries are located or new monuments are studied.

The variety of existing buildings have allowed the establishment of four typologies, without taking into account the wide temporal range of construction or their inclusion within protection figures such as BIC or PNAD. The defence buildings constitute the majority of the elements included in this study, with a total of 203 (96 in Cáceres and 107 in Badajoz), representing more than 40% of the total. Within this set, medieval castles predominate, although there are also examples of pre-Roman and Roman fortified settlements, towers or walls.

The fortified churches have been included in the category of “religious buildings” along with the rest of Christian temples, composed of churches, cathedrals, monasteries, convents or hermitages. This set involves a total of 166 buildings (76 in Cáceres and 90 in Badajoz), which represents more than 35% of the total properties studied.

Within the “civil constructions” typology, palaces, private houses and consistorial houses are included, as long as they do not include defensive elements. It is within this group that other constructions are included, that although they are not related to the previous ones, they cannot be included in other groups, such as dolmens (Toriónuelo, Lácara or Magacela) or Roman constructions (theatres, amphitheatre, circus, spas or villas). They represent 13% of the total, with 82 elements studied (49 in Cáceres and 33 in Badajoz). In the set of “public works” are the bridges and reservoirs that predominate, although squares, aqueducts or snow wells have also been studied, which altogether add 41 constructions (17 in Cáceres and 24 in Badajoz), which constitute approximately 10% of the total of elements studied.



### **3. METHODOLOGY FOR THE LOCALIZATION OF HISTORICAL QUARRIES USED IN THE INCaHPA PROJECT**

Through a systematic work methodology, created by the IGME, it is possible to follow a process that ranges from the documentary and geological study of monuments and extractive areas, through technological tests on collected samples, the comparison of results looking for the correlation of the same and their “source areas”, until the integration of the information in the National Archive of Historical Quarries Associated with the Architectural Heritage (Fig. 2).

#### **3.1. Query of historical documentation**

One of the first steps to determine the areas of origin is to know the reason that led to the construction of the monument in that place, the geopolitical factors, the materials used and the use to which it was intended. There are differences between the construction of a castle in times of war, whose construction must be done quickly, and the building of a church, whose purpose is ornamentation and ostentation, highlighting in an important way the carving of many of its parts.

Situations of economic crisis or decreased interest in the work may force to select new quarries, looking for cheaper and easier to work materials. As an example, we can mention the church of La Granada, in Llerena, whose construction was started using Alconera marble, which later, after the budget reduction, was replaced by sandstones of San Nicolás del Puerto.

Generally, information on the situation of historical quarries can be obtained by consulting the following documentation:

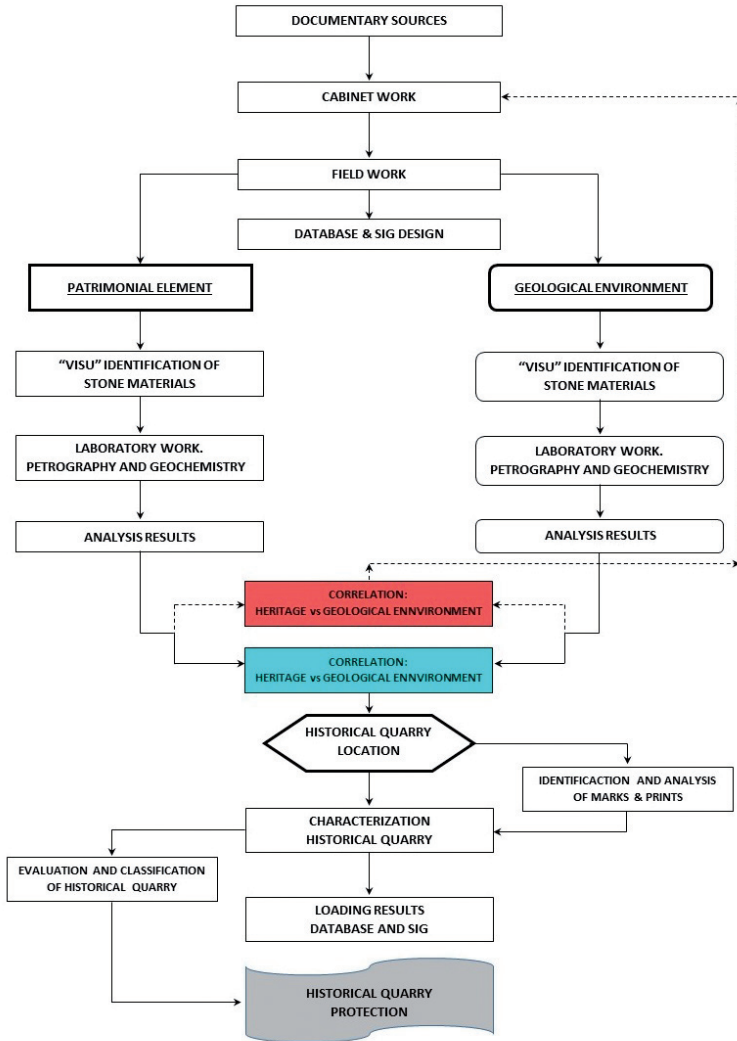
- Historical archive of the town.
- Construction factory books.
- Old maps.
- Historical aerial photography.
- Memories of intervention projects in the building, or master plans if the building has a certain entity (cathedrals, colleges, monasteries, etc.).
- Maps of industrial and geological rocks and minerals.
- Institutional databases (BDMIN, ANARMIN...).
- Mining Headquarters.

Oral sources such as the following can also be consulted:

- Official village chroniclers.
- Historians and archaeologists.
- Shining groups and forest guards.
- Neighbours of the localities, especially those of advanced age.

The supply of materials for ancient monuments was limited to their proximity, especially in the monument factory, although this factor has some exceptions. In Roman times, the communication routes (Roman roads) allowed the hauling of materials over a greater distance than in the Middle Ages, while at this time the reuse of materials, as in Visigothic ages, was very frequent. From the beginning of the 7<sup>th</sup> century, the tools for the preparation of columns and stylistic patterns are lost, reducing the extraction of new

THE INCHAPA PROJECT: METHODOLOGY FOR THE STUDY OF HISTORIC QUARRIES ASSOCIATED WITH THE ARCHITECTURAL HERITAGE



*Fig. 2 Methodological scheme developed by the Natural Stone and Monumental Heritage Unit of the Geological Survey of Spain used during the development of the INCHAPA project*

materials and re-using those used by Rome. Another circumstance to consider is the use of ornamental rocks, specifically marbles, which were transported over long distances.

Even so, the regionalization of materials must be taken into account. Characteristic raw materials are the sandstones of Villamayor in Salamanca, the stone of Marés in Palma de Mallorca, the dolostone of Bustiello in Avilés,

the limestone of Colmenar in Madrid or the granite of Padrón in the Cathedral of Santiago de Compostela.

Until the nineteenth century, the monumental heritage of Spain is characterized by a very limited series of stone materials, especially as far as construction rocks are concerned. We must also take into account the communication and transport routes existing at the time the work was executed. Generally, the transport was carried out by terrestrial means, with the load of the ashlar in carts of animal traction. The use of fluvial and maritime transport (Ardila or Guadiana River) has also been documented. The new railway communication routes established during that century allowed the entry of new materials, different from the traditional ones, and the export of national products. Its ignorance can give rise to problems in the location of the quarries from the second half of the 19<sup>th</sup> century.

### **3.2. Sampling in the architectural-artistic heritage**

The sampling campaign should be focused on the analyses and tests that will be carried out on the materials. This is a very complicated phase, since the sampling means, in some cases, aggressions to the patrimony that must be planned and justified. As a general rule, the samples will be taken in areas where they do not affect the visual value of the work, trying to do it on the interior faces of the blocks and in areas with less aesthetic value. The quantity of sample taken must be adjusted to the analyses and tests that will be necessary for the characterization of the materials, avoiding, whenever possible, the alteration of the stone material.

### **3.3. Petrological characterization of materials**

To locate the quarries, it is essential to have a thorough knowledge of the materials used in the construction of the monument. The characterization of the materials is done both in situ and in the laboratory. The tests and analyses to be carried out will depend on the types of materials used, especially trying not to damage the monument during the sampling, collecting the samples in those areas that have already been damaged. Generally, the studies to be carried out are:

- Petrographic, including rock fabric characterization.
- Mineralogical.
- Identification of paleontological content.
- Geochemical characterization: Major and trace elements and rare earth elements.
- Petrophysical characterization: apparent and real density, porosity, size and distribution of pores, mechanical behaviour, chromatic properties and alterability tests. The determination of the ultrasound speed provides good results and it is a non-destructive test.

### **3.4. Regional geological documentation**

Firstly, the geological formations with characteristics similar to those identified in the monument should be located. This initial location must be

carried out progressively, considering the most likely areas (closest to the monument), especially in the oldest times, always depending on its history.

In this phase, the cartographic work of the Geological Survey of Spain, with its geoscientific information, is particularly important, especially with two of its major projects: The Geological Map of Spain at a scale of 1: 50.000 (2<sup>nd</sup> Series) and the GEODE (1:50.000 continuous digital geological mapping).

- The National Geological Map (MAGNA), made between 1972 and 2003 by the Geological Survey of Spain, is distributed in 1:50,000 sheets (1: 25,000 in the particular cases of the Canary Islands, Ibiza-Formentera, Menorca, Ceuta and Melilla). The Geological Map shows the nature of the materials (rocks and sediments) that appear on the Earth's surface, their spatial distribution and the geometric relationships between the different cartographic units. A geological unit is the grouping of one or more lithologies with a common age range, which has representation on the map at the previously defined scale.
- 1: 50,000 continuous digital geological mapping (GEODE): this map represents the result of the homogenization of the MAGNA geological map series.
- In addition, the Geological Survey of Spain has a wide infrastructure as a Geological Service, with information that can be consulted in several other projects, among which are the following:
- Industrial Rocks Map (1:200,000). Spatial distribution of deposits and exploitations of rocks and industrial minerals on a simplified geological basis and adequate to the objectives of the map.
- Database of Industrial Rocks and Minerals (BDMIN). Database where the natural stone and construction exploitations are integrated, among other substances, with geological, petrological, location, historical data, etc.

### **3.5. Outcrop selection**

Once located in the map the formations that may have similar characteristics to those used in the construction of the Historical-Artistic Heritage, the outcrops should be selected on the basis of:

- Geographical characteristics: the proximity of the outcrops, as well as the proximity of the formations, especially in old buildings, due to the high cost of transport.
- Topographic characteristics: especially in the oldest quarries, the topographic factor plays a very important role, due to the difficulty of movement of the materials.
- Aerial photo recognition. Today, updated series of aerial photographs are available and be useful in the search of outcrops.

### **3.6. Recognition of outcrops**

Once the formations and the outcrops of interest have been selected, field recognition is carried out. In this phase, it is necessary to carry out a classical methodology for the study of materials, with specific geological mapping and sampling... It also involves an important expense in time and money, which must be taken into account.

### **3.7. Specific geological mapping**

The detailed geological mapping is of great importance for the location of quarries, because it allows the differentiation of certain formations or facies. Particularly, in marbles, it allows the delimitation of the different types of materials, depending on the colorations. As an example, we can mention the marble of Alconera, where there are several colours that have been used in different monuments, differentiating the extraction areas. The red variety is located to the S of the deposit, the grey and white in the central and northern zone, while the green variety, used in the courtyard of the Ducal Palace of Zafra, appears in the western zone.

In granites, it allows the differentiation of facies within the same granitic massif. An example can be the hill of Burguillos del Cerro, where a detailed geological mapping allows the differentiation of up to three granitic facies, and the delimitation of its extensions, which were used in the construction of the castle.

In sedimentary rocks, it must be taken into account that they can present compositional and textural variations both laterally and vertically.

In this methodological scheme, one of the most important stages, after the location of the extraction areas, is the one referred to the characterization of the historical quarries. To do so, it is essential to identify and document the marks and prints located in the quarry faces, as well as the study of their spatial distribution within the exploitation area.

Once the area of extraction of the stone materials has been identified, several vestiges of the extractive work can generally be found: we will highlight a series of elements, traces or imprints that, broadly speaking, can be included within the following categories.

#### **3.7.1. Quarry face**

It is usually represented by a surface of vertical component, composed by the aggregation of the different benches and whose maximum height is variable, although the majority of the historical quarries present less than 5 m of height.

#### **3.7.2. Bench of exploitation**

Surface from which the material is extracted: its shape and extension is very conditioned by the geometric and structural characteristics of the massif.

In deposits of stratified rocks (sedimentary -sandstones, limestones-or metamorphic-marbles, slates), the height of these benches and, therefore, that of the extracted ashlar, is determined by the thickness of the layers. In the granitic plutons, it is mainly conditioned by two factors: the presence of the fracturing network, which is very important when extracting the ashlar and the standardization of the size of the blocks by the stonemasons, depending on their destination.

#### **3.7.3. Ashlar fragments**

Sometimes the existence of certain elements, preferably ashlar, is observed in an advanced state of work that, for some reason, has not been

finished. These ashlar attached to the massif provide important information about the time of extraction, thanks to its size and shape, and the extractive techniques and tools used. If the ashlar has already been extracted, negative marks of block extraction usually appear, where the exploitation works can be noticed, differentiating them from the natural fracturing processes of the rocks.

#### 3.7.4. Marks on the rock massif

Wedges marks can be occasionally found in quarry faces. These are very basic tools that have been used classically to divide large stone blocks. They are usually aligned at regular distances and have different shapes, depending on the material they are made up with.

"Hole marks" are circular marks, with variable depths, produced by large bars frequently for the insertion of explosive charges. Hole marks indicate modern mining.

#### 3.7.5. Marks on ashlar

Tool marks are common in softer lithologies that allow the use of hand tools for their extraction, such as spades, hammers, bars, clubs and picks. These marks can be found both in the rock mass and in the ashlar. Stonecutter marks are a series of signs and symbols printed on the ashlar, usually on a single face. The typology of these signs is very diverse: letters, different types of crosses, geometric symbols, etc. and its function is not clear enough.

### **3.8. Database and INCHaPA geographic information system**

The data set is included in a database that stores patrimonial, geological and technological information, as well as a geographical information system where extraction marks, exploitation areas and quarries are georeferenced. These two instruments will be technically very useful for professionals in the field of natural stone and preservation of architectural heritage.

## **4. A STEP AHEAD OF THE LOCALIZATION OF HISTORICAL QUARRIES**

During the development of the first part of this national inventory, several risks were detected that affected a significant number of historical quarries. Some of these risks are related to their anthropization or the threat to be buried by future urban expansion areas. Due to these problems, the creation of a specific protection for the historic quarries is also proposed in order to facilitate their correct preservation.

Maintenance of historic quarries and historic extractive areas is very important because: i) they allow obtaining original building materials for replacement works (Přikryl, 2007; Přikryl and Török, 2010; Dino and Cavallo, 2015); ii) they constitute archaeological sites (Bloxam, 2011); we can quantify the total extracted volume as well as their real economic potential (Pensabene, 2012; Uhlir *et al.*, 2013); and, finally, iii) historic quarries

constitute valuable elements for the touristic and socio-economic development of the geographic area (Přikryl and Siegl, 2004; Chang and Chiou, 2007; Fernández Suárez *et al.*, 2017) where they are located. Currently, there are many examples of this type of use for historical quarries in the world of music, being used as a tourist attraction of great importance. Such is the case of the quarries in the town of Trujillo (Cáceres, Extremadura), where the urban quarries complement the monumental routes of the town.

## 5. CONCLUSIONS

A working methodology has been developed for the localization and study of the quarry spaces: the National Inventory of Historical Quarries associated with Architectural Heritage (INCHaPA). During the realization of this project, managed by the Natural Stone and Monumental Heritage Unit of the Geological Survey of Spain, a total of 492 monuments have been studied, including military, civil and religious architecture throughout the Extremadura territory.

The methodology encompasses review of historical and geological documentation as well as aerial photographs and sampling the building stone in the monument for chemical analysis and petrographic study. Later, a geological exploration should be accomplished in the search for rock outcrops. Detailed mapping of the historical extraction areas will allow for the differentiation and georeferencing of the most outstanding features.

Through the systematic application of this methodology, 292 historical exploitation areas associated with the architectural heritage of Extremadura have been located and characterized.

Delimitation of extraction areas could allow their conservation. In this sense, a figure of protection that would allow its conservation and punctual extraction of material for restorations would be desirable.

The INCHaPA Database (including historical exploitation areas, petrographic characterization and geochemistry of selected samples) is free accessible through the IGME website. On the other hand, a Geographical Information System has been developed to manage all the information generated in the INCHaPA Badajoz project.

Taking advantage of the growing tourist interest of Extremadura, its Monumental Heritage and the proximity of the areas of extraction to the buildings, the INCHaPA project outputs value is proposed through the creation of didactic routes.

## BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

- Baltuille, J. M., Álvarez Areces E., Fernández Suárez, J., 2016. Spanish inventory of historic quarries used in architectural heritage (INCHaPA). *Abstracts Book, 5th International Conference Youth in Conservation of Cultural Heritage YOCOCU 2016*, Museo Reina Sofía's Department of Conservation-Restoration.
- Bloxam, E., 2011. Ancient quarries in mind: pathways to a more accessible significance. *World Archaeology*, 43(2): 149–166.
- Chang, C. Y., Chiou, S.C., 2007. Environmental sustainability and the rebirth of a cultural heritage: a case study of the Old Neihu Quarry in Taipei, Taiwan. *Journal of Asian Architecture and Building Engineering*, 6(1): 17–24.

- Fernández Suárez, J., Álvarez Areces, E., Baltuille Martín, J.M., Martínez-Martínez, J., 2017. Identificación, estudio preliminar y puesta en valor de las canteras históricas de San Ciprián (Lugo). *Boletín Geológico y Minero*, 128(2): 485–498.
- Dino, G.A., Cavallo, A., 2015. Ornamental stones of the Verbano Cusio Ossola quarry district: characterization of materials, quarrying techniques and history and relevance to local and national heritage. In: Pereira, D., Marker, B.R., Kramar, S., Cooper, B.J., Schouenborg, B.E. (Eds), *Global Heritage Stone: Towards International Recognition of Building and Ornamental Stones*. The Geological Society Special Publications, 407, p. 187–200.
- Pensabene, P., 2012. The quarries at Luni in the 1<sup>st</sup> century AD: final considerations on some aspects of production, diffusion and costs. In: Gutiérrez García, M.A., Lapuente, P., Roda, I. (Eds), *Interdisciplinary Studies on Ancient Stone. Proceedings of the IX ASMOSIA Conference*. Institut Catala d'Arqueologia Clàssica, p. 731-743.
- Přikryl, R., 2007. Understanding the earth scientist's role in the pre-restoration research of monuments: an overview. In: Přikryl, R., Smith, B.J. (Eds), *Building Stone Decay: From Diagnosis to Conservation*. The Geological Society, Special Publications, 271, p. 9-21.
- Přikryl, R., Siegl, P. (Eds), 2004. Architectural and sculptural stone in cultural landscape. *Karolinum*, Praha.
- Přikryl, R., Török, Á., 2010. Natural stones for monuments: their availability for restoration and evaluation. In: Přikryl, R., Török, Á. (Eds), *Natural stone resources for historical monuments*. The Geological Society, Special Publications, 333, p. 1-9.
- Török, Á., Přikryl, R., 2010. Current methods and future trends in testing, durability analyses and provenance studies of natural stones used in historical monuments. *Engineering Geology*, 115(3-4): 139–142.
- Uhlir, C. F., Schaller, K., Unterwurzacher, M., Uhlir, C., 2013. Historic quarries: case studies. In: Bock, H.G., Jäger, W., Winckler, M.J. (Eds). *Scientific Computing and Cultural Heritage. Contributions in Computational Humanities. Contributions in Mathematical and Computational Sciences, vol. 3*. Springer, Berlin, p. 245-253.
- The MECD website, 2020. Available online: <http://www.mecd.gob.es/cultura-mecd/areas-cultura/patrimonio/bienes-culturales-protegidos.html>





# **METODOLOGÍAS DE FRACCIONAMIENTO SECUENCIAL COMO HERRAMIENTA ÚTIL PARA LA EVALUACIÓN DE LA MOVILIDAD DE MERCURIO Y ARSÉNICO Y SU IMPACTO EN LA CUENCA MINERA DE ASTURIAS**

*Rodolfo Fernández Martínez,<sup>1</sup> Almudena Ordóñez Alonso,<sup>2</sup> Rodrigo  
Álvarez García<sup>2</sup> e Isabel Rucandio<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas  
(CIEMAT), Madrid, España

<sup>2</sup> Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales,  
Universidad de Oviedo, España

## **RESUMEN**

El legado de la minería de mercurio en la cuenca carbonífera central asturiana constituye una fuente persistente de mercurio, arsénico y otros elementos para el medioambiente. Las escombreras, residuos y restos de las actividades mineras presentan elevadas concentraciones de estos elementos. Sin embargo, la potencial ecotoxicidad de los mismos no puede determinarse meramente por su concentración total, sino que depende de su movilidad y biodisponibilidad, lo que en último término viene determinado por la asociación de los elementos con las diferentes fases constituyentes de los suelos. La evaluación de la movilidad y disponibilidad de mercurio y arsénico es fundamental para poder determinar el impacto de estos elementos en las antiguas áreas mineras de mercurio en Asturias, donde habitualmente aparecen en las fases minerales de su paragénesis. Las metodologías basadas en extracciones secuenciales selectivas constituyen una herramienta útil para poder determinar los contenidos de elementos potencialmente tóxicos y establecer una escala de movilidad basada en su asociación con fases constituyentes que son extraídas selectivamente. Sin embargo, dada la naturaleza operacionalmente definida de estas metodologías, las conclusiones que se pueden extraer acerca de la movilidad y disponibilidad a menudo dependen del método seleccionado. En el presente trabajo se hace una revisión de la aplicación de métodos de fraccionamiento secuencial para evaluar la movili-

dad de mercurio y arsénico en suelos y sedimentos de antiguas áreas mineras de Asturias, discutiendo la idoneidad de las metodologías utilizadas para establecer adecuadamente el riesgo potencial del mercurio y arsénico presente en las diferentes áreas estudiadas.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las antiguas minas de mercurio representan una fuente persistente de este metal (Hg) y otros elementos contaminantes para el medioambiente. Estas incluyen las fuentes asociadas a los trabajos subterráneos de minería, así como fuentes superficiales relacionadas con el tratamiento del mineral extraído y los depósitos de los residuos minerales (balsas y escombreras). Desde estas fuentes, el mercurio y otros elementos concomitantes, pueden ser movilizados bajo una variedad de cambios medioambientales que puedan alterar la estabilidad de los materiales depositados. En el caso de los depósitos de mercurio asturianos, estos están asociados a minerales ricos en arsénico (As) y otros metales pesados. La lixiviación de estos, especialmente en condiciones de pH bajo, así como la erosión severa por el viento pueden producir el transporte de minerales de Hg y As, presentes en los residuos depositados, hacia los suelos y sedimentos cercanos, pudiendo llegar algunas especies a incorporarse a aguas superficiales y plantas del entorno. Adicionalmente, la percolación de agua de lluvia desde las escombreras puede movilizar las especies más reactivas de Hg y otros elementos, liberándolos en forma soluble y pudiendo incorporarse a las vías de agua (Fernández-Martínez *et al.*, 2014, Larios *et al.*, 2012a).

El impacto del Hg y el As como contaminantes no puede ser evaluado únicamente en términos de concentración total. La movilidad, disponibilidad y toxicidad de ambos elementos depende de su especiación, formas químicas presentes y sus interacciones con las fases principales constituyentes de suelos y sedimentos. Aniones como los sulfatos, las superficies cargadas negativamente como oxihidróxidos de Fe, Al y Mn o distintos compuestos orgánicos pueden formar complejos estables con el Hg y el As mediante interacciones electrostáticas (Coston *et al.*, 1995). Además, la concentración de Hg y As en suelos y sedimentos está estrechamente relacionada con el tamaño de grano, siendo superior generalmente, en las fracciones más finas, aunque en suelos arenosos, con bajo contenido de materia orgánica, el cuarzo y feldespato presentes retienen especies catiónicas de Hg que se encuentran predominantemente en las partículas de tamaño medio o grueso (Wiese *et al.*, 1995). Dado que el Hg y el As, presentes en suelos y sedimentos, pueden ser movilizados debido a diferentes factores y cambios físico-químicos como los mencionados más arriba, para estimar de forma adecuada el impacto medioambiental de estos elementos, se hace necesario tener información detallada acerca de sus interacciones con la matriz de los suelos o sedimentos.

La distribución de un elemento entre las distintas fases sólidas de suelos y sedimentos se conoce como fraccionamiento, de acuerdo con el criterio establecido por la IUPAC (Templeton *et al.*, 2000). Para obtener información sobre el fraccionamiento y por tanto sobre la movilidad y disponibilidad de un elemento, se pueden emplear los llamados métodos de fraccionamiento secuencial. Están basados en la aplicación de sucesivas extracciones de una

muestra aplicando agentes extractantes selectivos de diferente reactividad y fuerza creciente para extraer las fases principales constituyentes de suelos y sedimentos y los elementos asociados a ellas. De esta forma, las diferentes etapas de extracción tratan de simular cambios en las condiciones medioambientales que pudieran conducir a la movilización de los elementos asociados, tales como acidificación, oxidación o reducción (Bacon y Davidson, 2008). Así, los llamados protocolos de fraccionamiento secuencial constituyen una herramienta muy útil y ampliamente utilizada para tareas de evaluación de impacto ambiental de metales pesados y otros elementos contaminantes por su relativa simplicidad de aplicación y su innegable utilidad, pues permiten establecer una escala de movilidad de un elemento de acuerdo con las diferentes fracciones extraídas.

La mayoría de métodos de fraccionamiento secuencial que suelen aplicarse para el estudio de los diferentes metales pesados, tales como el método de la Bureau Community of Reference (BCR) no resultan adecuados para estudiar el fraccionamiento del Hg o As, ya que estos elementos presentan particularidades que hacen necesario la aplicación de protocolos específicos para estudiar su comportamiento. En el caso del Hg, este, al contrario de otros elementos, puede encontrarse en concentraciones significativas en forma de Hg metálico (O'Connor *et al.*, 2019). Y en el caso del As, se trata de un semimetal que suele encontrarse en suelos y sedimentos en forma de oxoaniones, al contrario que la mayoría de metales que tienen una naturaleza catiónica (Larios *et al.*, 2013a).

El presente trabajo pretende revisar los diferentes estudios realizados sobre movilidad de Hg y As en el distrito minero de mercurio de Asturias y destacar la utilidad de los mismos para la evaluación de la movilidad y disponibilidad de estos elementos, así como del riesgo que representan para el medioambiente circundante.

## 2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en Asturias, donde se encuentran abundantes depósitos de Hg. La minería de Hg tuvo gran importancia en Asturias durante la década de los 60 y comienzo de los 70 (Gutiérrez-Claverol y Luque-Cabal, 1994). En las áreas de mayor actividad minera, donde también existían plantas metalúrgicas para la recuperación del Hg («La Peña-El Terronal» y «Muñón-Cimero»), se da una dispersión geoquímica de elementos como Hg y As, que en algunos casos pueden llegar a adquirir niveles significativos en los suelos, por movilización a partir de las labores mineras, abandonadas desde comienzo de los años 70, y de sus residuos almacenados en escombreras (Loredo *et al.*, 2003a).

Las mineralizaciones de Hg en Asturias muestran una morfología lenticular y están a menudo distribuidas en brechas y conglomerados constituidos por clastos de naturaleza silíceo de edad carbonífera. El Hg generalmente aparece en forma de cinabrio aunque el metacinabrio y el Hg nativo también se encuentran ocasionalmente en las asociaciones minerales. Otros minerales metálicos presentes en la paragénesis del depósito mineral son la pirita, esfalerita, marcasita, calcopirita, galena, estibina, rejalgar y, excepcionalmente, oro nativo (Loredo *et al.*, 1999).

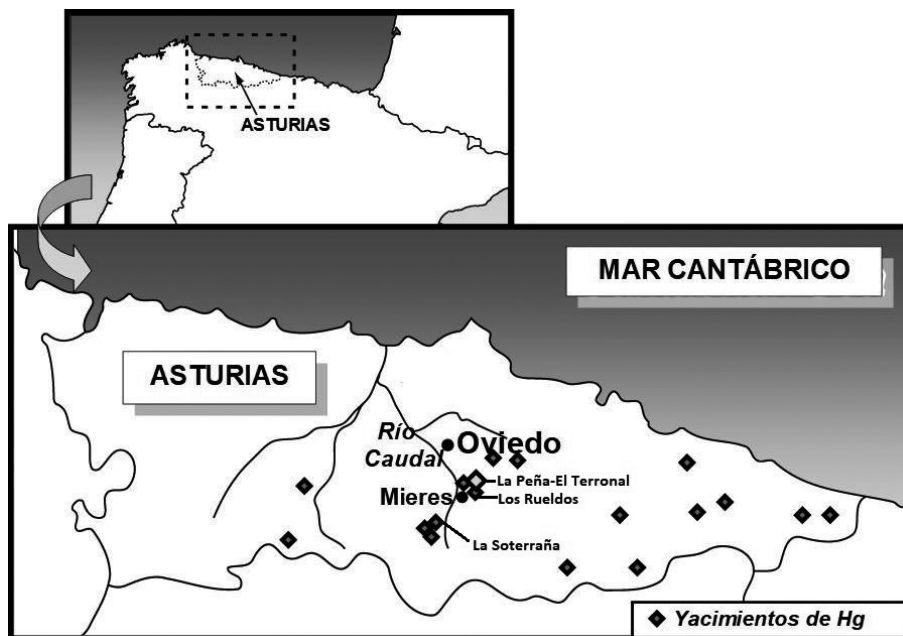


Fig. 1. Localización de las principales áreas mineras de Hg en Asturias.

Respecto a la climatología de la zona, en contraste con otras regiones de España, Asturias se caracteriza por presentar un clima húmedo con abundantes precipitaciones y temperaturas suaves (Loredo *et al.*, 2003b). La combinación de los factores de lluvia y temperatura influyen de manera fundamental en la cantidad de agua percolada a través de las escombreras de residuos, material minado y subsuelo y en el grado de evaporación de los materiales de que están compuestos (Loredo *et al.*, 2005).

Dos fueron las zonas mineras escogidas para realizar este estudio: La Soterraña y Los Rueldos (Figura 1).

La Soterraña se encuentra en la proximidad del pequeño pueblo de Muñón-Cimero, en la ladera sudoeste del Monte Campusas, término municipal de Pola de Lena, unos 40 Km al sur de Oviedo. El yacimiento encaja en niveles calcáreos, pertenecientes a los tramos inferiores del Carbonífero de la Cuenca Central Asturiana (Grupo Lena), que en esta zona se disponen formando, a grandes rasgos, una estructura anticlinal (Anticlinal de Muñón) (Luque, 1992). El Hg generalmente aparece principalmente en forma de cinabrio. La mineralización se presenta en forma de masas lenticulares ricas en cinabrio y rejalgar, o bien como pequeños filones asociados a planos de fractura que en ocasiones constituyen un verdadero *stockwork*. La paragénesis está constituida por cinabrio, rejalgar, oropimente (en mucha menor proporción), pirita y marcasita. Las instalaciones mineras y metalúrgicas se encuentran en una zona de ladera de bastante pendiente, por encima del pueblo de Muñón – Cimero. La explotación se realizó mediante minería sub-

terránea, por el método de cámaras y pilares. Las escombreras se encuentran actualmente en las inmediaciones de las instalaciones mineras, en la ladera de un valle, lo que favorece el transporte y dispersión de contaminantes. Los hornos para la concentración de Hg se encontraban igualmente en las inmediaciones del pozo de extracción, donde también existían chimeneas para la evacuación de humos (Loredo *et al.*, 2006).

La mina de Los Ruedos y las escombreras asociadas se localizan en la ladera noroeste del valle de Morgao, unos 2 kilómetros al noreste de la ciudad de Mieres y a 20 kilómetros de Oviedo. El área se incluye en el margen noroeste de la Cuenca Carbonífera Central Asturiana, en una zona de intensa deformación tectónica; la altitud no excede los 500 metros sobre el nivel del mar. La excesiva pendiente de la escombrera favorece el transporte de partículas finas de los residuos mineros en suspensión por las aguas superficiales (Loredo *et al.*, 1999).

### **3. APLICACIÓN DE ESTUDIOS DE FRACCIONAMIENTO SECUENCIAL EN LA CUENCA MINERA ASTURIANA**

#### **3.1. Fraccionamiento de mercurio**

Los diversos trabajos realizados para el estudio de la movilidad de Hg en las áreas mineras asturianas se han llevado a cabo en muestras de suelos y residuos de minería. Los suelos permiten evaluar el impacto de este elemento en la zona, mientras que los residuos constituyen la principal fuente de Hg en las áreas de estudio. El Hg además de su movilización por los diferentes fenómenos de meteorización anteriormente citados, también es emitido a la atmósfera bien como Hg gaseoso (elemental e inorgánico) o como Hg en forma de partículas, pudiendo ser transportado y depositado en zonas próximas o incluso en puntos muy lejanos a la fuente emisora. Por ello, es fundamental estudiar la distribución de Hg en los residuos de minería, especialmente residuos de calcinación, y en los suelos para evaluar apropiadamente el riesgo asociado a su presencia.

El primer estudio realizado sobre la movilidad y fraccionamiento de Hg en la cuenca minera asturiana corresponde a Fernández-Martínez y col. (Fernández-Martínez *et al.*, 2005). En este, se evaluó la movilidad del Hg en muestras de suelos, y sus correspondientes fracciones granulométricas, del área minera de *El Terronal*, próximas a una antigua chimenea empleada para la evacuación de gases procedentes del tratamiento pirometalúrgico del mineral extraído. En este estudio se aplicó como protocolo de fraccionamiento secuencial el llamado método Kingston (Han *et al.*, 2003) que es un método específico para el estudio del Hg y que subdivide el contenido del mismo en tres fracciones principales en orden de movilidad decreciente, asignando compuestos individuales de Hg a las diferentes fracciones extraídas (Tabla 1). A su vez incluye un subfraccionamiento de la fracción de Hg móvil para diferenciar entre el Hg móvil inorgánico y el Hg móvil orgánico que incluiría a la especie altamente tóxica de metil mercurio (MeHgCl).

La aplicación de este método y su relación con los diferentes parámetros físico-químicos previamente determinados de las muestras (Figura 2), permitió detectar que, a pesar de que la mayoría del Hg se encuentra en la frac-

Tabla 1. Fracciones definidas operacionalmente en el método Kingston

Fracciones operacionalmente definidas	Especies individuales de mercurio
Mercurio Móvil (M)	MeHgCl, EtHgCl, HgCl <sub>2</sub> , Hg(OH) <sub>2</sub> , Hg(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> , HgSO <sub>4</sub> , HgO, Complejos de Hg <sup>2+</sup> <sup>a</sup>
Mercurio Semimóvil (SM)	Complejos de Hg <sup>2+</sup> <sup>a</sup> , Hg(0) y amalgamas, Hg <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> (minoritario)
Mercurio No Móvil (NM)	Hg <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> (mayoritario), HgS, HgSe

<sup>a</sup>Ciertos complejos pueden existir en ambas fracciones

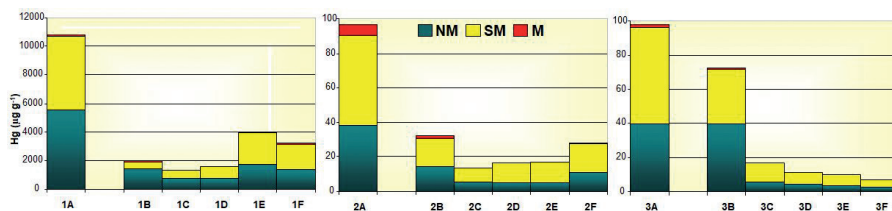


Fig. 2. Fraccionamiento de muestras 1A (chimenea), 2A (suelos aguas abajo) y 3A (suelos aguas arriba) y sus fracciones granulométricas (B a F siendo B la más gruesa y F la más fina)

ción No Móvil (NM) como consecuencia de su presencia como cinabrio o su asociación a esferas de silicatos, aparecen cantidades apreciables de Hg en las fracciones Móvil (M) y Semimóvil (SM), debidas principalmente a la condensación de vapores de Hg y deposición ácida que se producen en ese punto. Este efecto es más acusado en la muestra recogida aguas abajo de la chimenea, que a su vez presenta un menor contenido de materia orgánica. Además, el porcentaje de las fracciones más movilizables (M y SM) es mayor en las fracciones más finas para todas las muestras estudiadas.

En la misma zona de estudio se llevó a cabo una investigación posterior mediante la aplicación de un método optimizado de extracción secuencial (Fernández-Martínez *et al.*, 2014), desarrollado específicamente para este elemento, que considera un fraccionamiento más profundo del Hg asignando las fracciones extraídas no a especies individuales sino a fases constituyentes de los suelos que determinan en último término la movilidad de los metales asociados (Tabla 2). Los resultados del estudio demostraron que existe una diferenciación clara en el comportamiento del Hg entre la muestra recogida en la propia fuente del Hg (chimenea) y las de los suelos próximos aguas arriba y aguas abajo de la chimenea (Figura 3). En la primera aparecían concentraciones muy altas de Hg en la fracción lábil, la más peligrosa, especialmente en las fracciones más finas, como consecuencia de la formación de especies altamente móviles durante los procesos de calcinación del cinabrio y que constituyen un alto riesgo potencial para el medioambiente circundante. Además, aparecían elevadas concentraciones de Hg en la fracción de Hg elemental debido a la condensación de gotas de Hg nativo observables a simple vista en el punto de muestreo. Por el contrario, en las muestras a cier-

Tabla 2. Método CIEMAT de extracción selectiva de Hg (Fernández-Martínez et al., 2014)

Fracción	Condiciones de extracción
Especies Lábilés de Hg	20mL de HNO <sub>3</sub> 0,2M, 50 °C, 2h
Hg asociado a ácidos húmicos y fúlvicos	10mL de Na <sub>2</sub> P <sub>2</sub> O <sub>7</sub> 0,1M, T. <sup>a</sup> ambiente, agitación rotatoria, 18h
Hg Elemental y asociado a óxidos cristalinos de Fe	20mL de HNO <sub>3</sub> 50% v/v, T. <sup>a</sup> ambiente, agitación rotatoria, 21h
Hg asociado a sulfuro y otras fases refractarias	10mL de KI 0,03M en HCl, 50% v/v, agitación ultrasónica ocasional

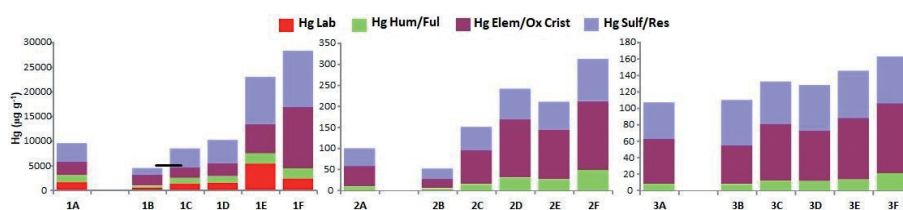


Fig. 3. Fraccionamiento de Hg de acuerdo con el método CIEMAT (Fernández-Martínez et al., 2014) en las muestras 1A (chimenea), 2A (suelos aguas abajo) y 3A (suelos aguas arriba)

ta distancia de la chimenea, que corresponden a suelos bien desarrollados, el fraccionamiento mostró una menor movilidad de Hg como consecuencia de la presencia de ligandos que pueden retenerlo como complejos orgánicos u oxihidróxidos de Fe y Mn. En estos, la fracción predominante se asocia a la deposición de vapores de Hg y la asociación con los ligandos mencionados.

En un estudio más reciente se evaluó la movilidad del Hg en suelos procedentes del área minera de *La Soterraña* y de nuevo de *La Peña-El Terronal* (Fernández-Martínez et al., 2019) mediante la aplicación del método específico comentado anteriormente (Figura 4).

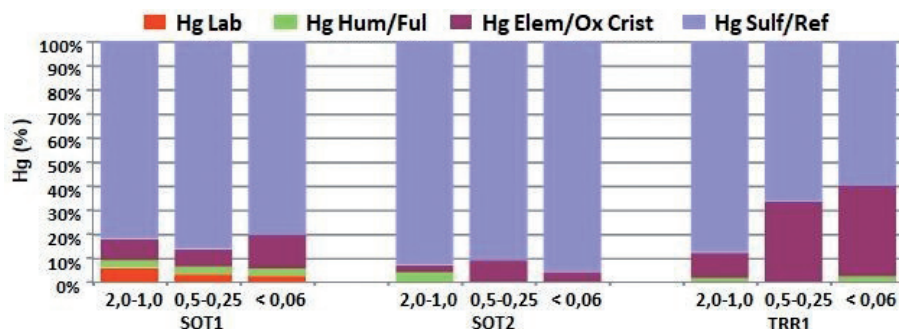


Fig. 4. Fraccionamiento de Hg en muestras de suelos de *La Soterraña* (SOT1 y SOT2) y *El Terronal* (TRR1)



El fraccionamiento de Hg mostró que la fracción predominante para ambas zonas es la fracción de Hg asociado a sulfuros. Esto significa Hg aparece fundamentalmente como sulfuros, cinabrio o metacinabrio, lo cual es esperable tratándose de muestras procedentes de distritos mineros de Hg que contendrán fundamentalmente residuos de estos minerales. Además se observó la presencia de concentraciones significativas de Hg en la fracción de Hg Lábil en muestras de La Soterraña, con contenidos 2,7-5,9% del Hg total, como consecuencia de las actividades de tratamiento del mineral, donde la conversión ineficiente del cinabrio da lugar a la aparición de especies reactivas como  $\text{HgCl}_2$ ,  $\text{HgO}$ ,  $\text{HgSO}_4$  o Hg asociado a carbonatos. Se encontraron contenidos bajos de Hg unido a sustancias húmicas y fúlvicas, siendo mayor en las fracciones granulométricas más finas, lo cual es típico de las áreas históricas de cinabrio (Kocman *et al.*, 2004). En ambas zonas, la fracción de Hg elemental fue la segunda en importancia, estando relacionado su contenido a la condensación de vapores en forma de Hg elemental. La mayor proporción de Hg en las muestras de El Terronal se asocia a su vez a la contribución de otras especies secundarias como calomelanos u organosulfuros de Hg que se pudieran haber formado como consecuencia de las temperaturas relativamente bajas empleadas en los hornos de tostación de esta área minera.

### 3.2. Fraccionamiento de Arsénico

Los estudios de fraccionamiento de As realizados en el distrito minero de mercurio de Asturias se han centrado en el estudio de la distribución de este elemento en sedimentos, principalmente procedentes de las áreas de La Soterraña y Los Ruedos (Larios *et al.*, 2013b, 2012a,b; Silva *et al.*, 2014). La razón de estudiar en este caso muestras de sedimentos es que, al contrario de lo que ocurre con el Hg, el As suele encontrarse en forma de oxoaniones (arsenitos y arseniatos) altamente solubles en agua y que pueden ser fácilmente movilizables desde los sedimentos, especialmente en aquellas zonas donde se produce drenaje ácido de minas, como es el caso de alguna de las zonas estudiadas. La liberación de As desde los sedimentos en forma de oxoaniones altamente tóxicos representa pues, un riesgo para la biota y en último término para la salud humana. Es pues, fundamental determinar la movilidad y disponibilidad del As en los sedimentos para poder evaluar el riesgo medioambiental asociado a su presencia en los mismos.

La distribución de As fue estudiada a través de la aplicación del método BCR (Tabla 3), que es un método general, empleado usualmente para la evaluación de la movilidad de metales di o trivalentes. Dado el carácter general de este método analítico, se aplicó también al estudio de distribución de otros metales que pudieran estar en paragénesis con el As para estudiar posibles correlaciones.

Si bien este método, en el caso del As, no permite establecer sus asociaciones principales con oxihidróxidos de Fe o Al que gobiernan su movilidad, sí que sirvió para mostrar un comportamiento muy diferente entre las muestras de La Soterraña y las de Los Ruedos (Figura 5A). En las primeras, el As aparecía principalmente en las fracciones no residuales como consecuencia de la deposición en los mismos de restos de mineral calcinado. Además, se pudo establecer una correlación con la distribución del Ca y Mn, lo que in-

Tabla 3. Método BCR

Fracción	Condiciones de extracción
As intercambiables, soluble en agua y ácido (asociado a carbonatos)	20mL CH <sub>3</sub> COOH 0,11M, 20h
Reducible (asociado a óxidos de Fe y Mn débilmente cristalinos)	20mL NH <sub>2</sub> OH·HCl 0,1M (pH=2), 20h
Oxidable (asociada a sulfuros y material orgánica)	1) 5mL 8,8M H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (pH=2-3). 85°C, 2h 2) 25mL 1M CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub> , 20h
As coprecipitado con minerales refractarios	Digestión ácida en horno microondas: 2,5mL HCl + 7,5mL HNO <sub>3</sub> + 6mL HF

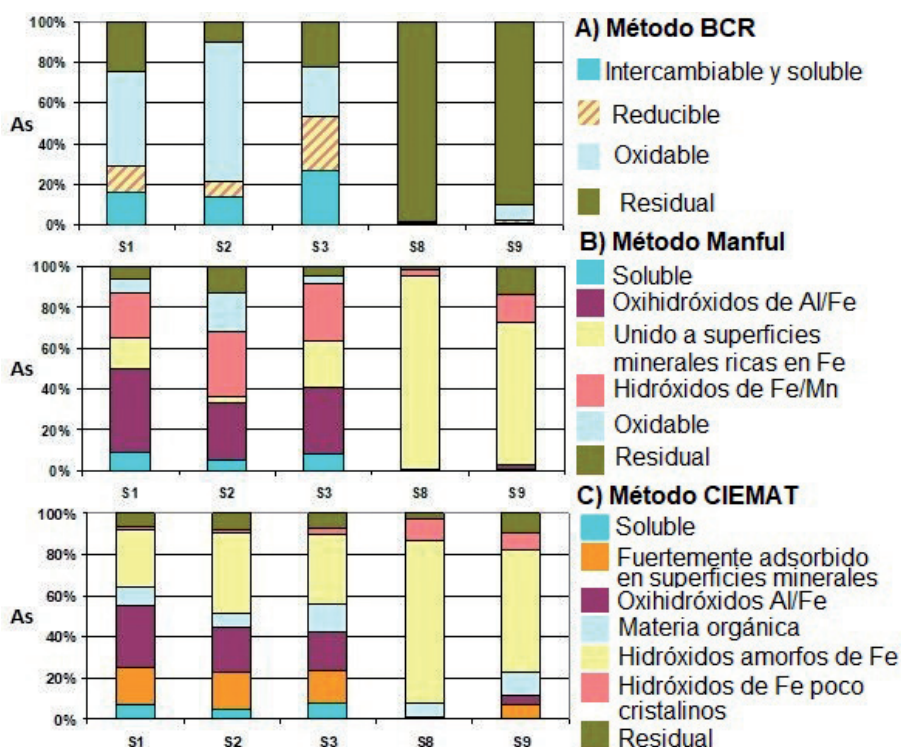


Fig. 5. Aplicación de los esquemas BCR, Manful y CIEMAT a sedimentos de La Soterraña (S1, S2 y S3) y Los Ruedos (S8 y S9)

dica la asociación de las especies de As con los minerales de Ca como carbonatos y de oxihidróxidos de Mn, ambos relativamente movilizables.

La aplicación de una metodología secuencial desarrollada para el estudio del fraccionamiento de P (Manful, 1992), de química muy similar al As, permitió obtener una imagen más detallada de la distribución de As los sedimentos estudiados (Tabla 4).

Tabla 4. Esquema Manful (Manful, 1992)

Fracción	Condiciones de extracción
As fácilmente soluble	30mL H <sub>2</sub> O, 12h
As asociado con oxihidróxidos de Al	30mL NH <sub>4</sub> F 0,5M (pH=8,2), 12h
Arseniato no ocluido asociado a superficies de minerales de Fe	NaOH 0,1M, 30mL, 12 h
As ocluido en oxihidróxidos de Fe y Mn	30mL citrato sódico 0,5M y 2,5mL NaHCO <sub>3</sub> 1M con adición de 0,5g Na <sub>2</sub> S <sub>2</sub> O <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O, 15 min., 85 °C
Oxidable: asociada a material orgánica y sulfuros	20mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 8,8M (to pH 2 with HNO <sub>3</sub> ), 85 °C redissolver con 30mL HNO <sub>3</sub> 0,02M, 12h
As coprecipitado con minerales refractarios	Digestión ácida en horno microondas: 2,5mL HCl + 7,5mL HNO <sub>3</sub> + 6mL HF

Coincidiendo con el estudio BCR, se observó una mayor movilidad en las muestras de La Soterraña, pero la mayor especificidad permitió detectar la posible presencia de arseniatos de calcio en la fracción más móvil (Figura 5B). Además, demostró la predominancia de asociaciones de As con oxihidróxidos de Fe y Al en La Soterraña, lo que no ocurre en la zona de Los Ruedos. Sin embargo, este método emplea algunos agentes extractantes poco selectivos como el NaOH, incapaz de extraer totalmente el As asociado a superficies de minerales de Fe (fase objetivo), produciéndose además la coextracción de otras fracciones extraíbles a alto pH como oxihidróxidos de Al y la materia húmica y fúlvica que pueden contener concentraciones apreciables de As. La incapacidad de la anterior extracción conduce a una sobreestimación del contenido de As asociado a óxidos cristalinos de Fe en la etapa posterior. Finalmente, la fracción oxidable que emplea H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> que adolece igualmente de selectividad, condujo a resultados contradictorios cuando se comparaban con los obtenidos en la fracción equivalente del método BCR.

Finalmente estos mismos sedimentos fueron sometidos a un esquema desarrollado específicamente para estudiar el contenido de As en áreas mineras (Larios *et al.*, 2013a). Este método somete la muestra a un subfraccionamiento más profundo, aplicando extracciones selectivas a las principales fases que determinan las asociaciones de As en los sedimentos estudiados (Tabla 5).

Este método coincidió en la mayor movilidad encontrada de As en las muestras de La Soterraña pero además, al contrario que las metodologías anteriores, permitió diferenciar entre el As inmediatamente disponible y el As potencialmente movilizable por procesos competitivos de desorción, siendo mayoritario el encontrado en esta última fracción (Figura 5C). Además se hallaron contenidos apreciables de As asociado a materia húmica, lo que no pudo detectarse con el método Manful. En el caso de Los Ruedos, la fracción asociada a oxihidróxidos amorfos de Fe fue mayoritaria, al igual que ocurre con el método anterior, pero los contenidos de As fueron menores al no producirse la coextracción que ocurría con la extracción con NaOH. Igualmente, la alta especificidad permitió determinar de forma apropiada el contenido de As asociado a óxidos cristalinos de Fe, que resultó ser mayor para las muestras de Los Ruedos, lo que es coherente con la mayor presencia de especies cristalinas de Fe en esta área minera.

Tabla 5. Método CIEMAT de extracción selectiva de As (Larios et al., 2013<sup>a</sup>)

Fracción	Condiciones de extracción
As fácilmente soluble	30mL H <sub>2</sub> O, 24h
As fuertemente adsorbido en superficies minerales	40mL Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> 0,5M (pH=8), 8h
As asociado con oxihidróxidos de Al	30mL NH <sub>4</sub> F 0,5M (pH=8,2), 15h
As asociado a materia húmica y fúlvica	10mL Na <sub>4</sub> P <sub>2</sub> O <sub>7</sub> 0,1M, 16h
As incorporado a oxihidróxidos amorfos de Fe	20mL oxalato amónico/ácido oxálico 0,2M (pH=3), oscuridad, 2h + 2h
As asociado a oxihidróxidos de Fe débilmente cristalinos	Citrato sódico 0,2M + bicarbonato sódico 0,6M + ácido ascórbico 0,4M (pH=8), 40mL, 21h
As coprecipitado con minerales refractarios	Digestión ácida en horno microondas: 2,5mL HCl + 7,5mL HNO <sub>3</sub> + 6mL HF

#### 4. CONCLUSIONES

Si bien los estudios de aplicación de metodologías de fraccionamiento secuencial desarrollados en los distritos mineros de mercurio de Asturias han sido limitados en cuanto a número y zonas estudiadas, han demostrado ser útiles para poder evaluar la movilidad del Hg y As en dichas áreas. En general se observa una mayor movilidad y disponibilidad en aquellas áreas donde se ha llevado a cabo el tratamiento del mineral, como ocurre en el área minera de La Soterraña o en El Terronal, ya que la tostación de los minerales conduce a la formación de especies secundarias altamente movilizables, tanto de Hg como de As. Además para ambos elementos se obtiene una información más completa de la situación real cuando se aplican metodologías específicas que conllevan un mayor subfraccionamiento del contenido de estos elementos. Con estas metodologías es posible establecer las asociaciones de Hg y As de forma detallada pudiendo identificar las áreas donde hay un mayor riesgo potencial de liberación y movilización de Hg y As. Esto resulta útil no solo para evaluar de forma apropiada el impacto en el medioambiente circundante, sino también a la hora de plantear actuaciones que pretendan controlar y reducir la liberación de elementos tóxicos al medioambiente, como pueden ser planes de recuperación o encapsulación de los residuos de minería.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bacon, J. R., Davidson, C. M., 2008. Is there a future for sequential chemical extraction? *Analyst*, 133: 25-46.
- Coston, J. A., Fuller, C. C., Davis, J. A., 1995. Pb<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> adsorption by a natural aluminum- and iron-bearing surface coating on an aquifer sand. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(17): 3535-3547.
- Fernández-Martínez, R., Esbrí, J. M., Higuera, P., Rucandio, I., 2019. Comparison of mercury distribution and mobility in soils affected by anthropogenic pollution around chloralkali plants and ancient mining sites. *Science of the Total Environment*, 671: 1066-1076.
- Fernández-Martínez, R., Loredó, J., Ordóñez, A., Rucandio, I., 2014. Mercury availability by operationally defined fractionation in granulometric distributions of soils

- and mine wastes from an abandoned cinnabar mine. *Environmental Science.: Processes & Impacts*, 16(5): 1069-1075.
- Fernández-Martínez, R., Loredó, J., Ordóñez, A., Rucandio, I., 2005. Distribution and mobility of mercury in soils from an old mining area in Mieres, Asturias (Spain). *Science of the Total Environment*, 346: 200-212.
- Gutiérrez Claverol, M., Luque Cabal, C., 1994. *Recursos del subsuelo de Asturias*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo, 374 p.
- Han, Y., Kingston, H. M., Boylan, H. M., Rahman, G. M., Shah, S., Richter, R. C., Link, D. D., Bhandari, S., 2003. Speciation of mercury in soil and sediment by selective solvent and acid extraction. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 375(3): 428-436.
- Kocman, D., Horvat, M., Kotnik, J., 2004. Mercury fractionation in contaminated soils from the Idrija mercury mine region. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(8): 696-703.
- Larios, R., Fernández-Martínez, R., Rucandio, I., 2013a. Assessment of a sequential extraction procedure for arsenic partitioning and application to samples from different pollution sources. *Analytical Methods*, 5(16): 4096-4104.
- Larios, R., Fernández-Martínez, R., Silva, V., Rucandio, I., 2013b. Chemical availability of arsenic and heavy metals in sediments from abandoned cinnabar mine tailings. *Environmental Earth Sciences*, 68(2): 535-546.
- Larios, R., Fernández-Martínez, R., Álvarez, R., Rucandio, I., 2012a. Arsenic pollution and fractionation in sediments and mine waste samples from different mine sites. *Science of the Total Environment*, 431: 426-435.
- Larios, R., Fernández-Martínez, R., Rucandio, I., 2012b. Comparison of three sequential extraction procedures for fractionation of arsenic from highly polluted mining sediments. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 402(9): 2909-2921.
- Loredó J., Ordóñez, A., Álvarez, R., 2006. Environmental impact of toxic metals and metalloids from the Muñon Cimero mercury-mining area (Asturias, Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 136(3): 455-467.
- Loredó, J., Álvarez, R., Ordóñez, A., 2005. Release of toxic metals and metalloids from Los Rueldos mercury mine (Asturias, Spain). *Science of the Total Environment*, 340(1-3): 247-260.
- Loredó, J., Ordóñez, A., Baldo, C., García-Iglesias, C. 2003a. Arsenic mobilization from waste piles of the El Terronal mine, Asturias, Spain. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 3(3): 229-237.
- Loredó, J., Pereira, A., Ordóñez, A., 2003b. Untreated abandoned mercury mining works in a scenic area of Asturias (Spain). *Environmental International*, 29(4): 481-491.
- Loredó, J., Ordóñez, A., Rodríguez, J. R., Baldo, C., García-Iglesias, J. 1999. Geochemical characterisation of mercury mining spoil heaps in the area of Mieres (Asturias, northern Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 67(1-3): 377-390.
- Luque, C., 1992. El mercurio en la Cordillera Cantábrica. En: *Recursos minerales de España. García Guinea, J. y Martínez Frías, J.* (Coords.). C.S.I.C. Textos Universitarios n.º 15, pp. 803-826. Madrid.
- Manful, G., 1992. *Occurrence and ecochemical behavior of arsenic in a gold melter impacted area in Ghana*. Tesis doctoral inédita. Centrum voor milieusaneringen aan du RUG, Universidad de Gante, Bélgica, 172 p.
- O'Connor, D., Hou, D., Ok, Y. S., Mulder, J., Luan, L., Wu, Q., Wang, S., Tack, F.M.G., Rinklebe, J., 2019. Mercury speciation, transformation, and transportation in soils, atmospheric flux, and implications for risk management: A critical review. *Environmental International*, 146: 747-761.
- Silva, V., Loredó, J., Fernández-Martínez, R., Larios, R., Ordóñez, A., Gómez, B., Rucandio, I., 2014. Arsenic partitioning among particle-size fractions of mine wastes

- and stream sediments from cinnabar mining districts. *Environmental Geochemistry and Health*, 36(5): 831-843.
- Templeton, D. M., Ariese, F., Cornelis, R., Dinellsson L. G., Muntau, H., Van Leeuwen, H.P., 2000 Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). *Pure and Applied Chemistry*, 72(8): 1453-1470.
- Wiese, S. B. O., Bubb, J. M., Lester, J. M., 1995. The significance of sediment metal concentrations in two eroding Essex salt marshes. *Marine Pollution Bulletin*, 30(3): 190-199.



# RECURSOS GEOTÉRMICOS EN ASTURIAS

*Celestino García de la Noceda Márquez*

IGME (Instituto Geológico y Minero de España)

GEOPLAT – Plataforma Tecnológica y de Innovación Española en Geotermia

## RESUMEN

Se podría concluir que, en cuanto a recursos geotérmicos convencionales, Asturias presenta un bajo potencial; los estudios y reconocimientos efectuados en las manifestaciones geotérmicas y los estudios de sus aguas minerales y termales así lo atestiguan. La escasez de perforaciones profundas en el área y la complejidad geológica en ciertas zonas tampoco permiten mantener expectativas de existencia de almacenes geotérmicos profundos capaces de albergar recursos geotérmicos de cierta entidad.

Es, sin embargo, en el campo de la geotermia somera donde Asturias tiene un elevado potencial. Aunque el desarrollo de iniciativas de aprovechamiento de esta geotermia superficial fue ligeramente posterior al de otras áreas en España, el empuje de algunos proyectos ha catapultado a esta fuente energética y se plantea como una solución de futuro para la climatización de edificios y locales.

Mejorar la garantía de calidad de las nuevas instalaciones de geotermia somera y evitar el uso de los derechos mineros con fines especulativos son tareas inexcusables para mejorar la confianza de los usuarios de esta fuente energética autóctona renovable e impulsar el crecimiento de estas tecnologías.

## 1. INTRODUCCIÓN

Se aborda en este trabajo una síntesis de la información disponible sobre el potencial de los recursos geotérmicos del Principado de Asturias basada en los trabajos realizados en ese campo y en el de las aguas minerales y termales para reconocer las posibilidades de existencia de recursos geotérmicos convencionales y se analiza posteriormente el potencial de la geotermia somera para la climatización y otros usos térmicos de dichos recursos de bajamuy baja temperatura.



## 2. LOS ESTUDIOS DE RECONOCIMIENTO GEOTÉRMICO

La investigación de recursos geotérmicos convencionales en Asturias fue inicialmente abordada en el primer estudio geotérmico realizado a nivel de toda España, el *Inventario General de Manifestaciones Geotérmicas en el Territorio Nacional*, realizado por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) en 1975 y posteriormente en un trabajo de mayor detalle realizado igualmente por el IGME en 1982.

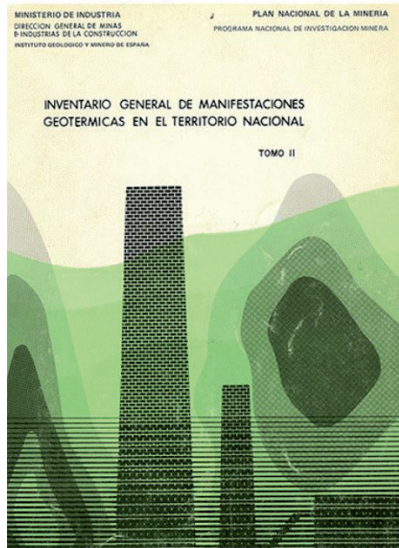


Fig. 1. *Inventario de Manifestaciones Geotérmicas (IGME, 1975)*

Los estudios de evaluación de los recursos geotérmicos convencionales, entendiéndolos como tales aquellos en los que el origen de su mayor nivel térmico está relacionado con la estructura y dinámica de la corteza terrestre y del interior de la tierra y en los que la presencia de fluido geotérmico en fase líquida o gaseosa por debajo del punto crítico posibilita la extracción de energía térmica del subsuelo en forma viable, se basan en el conocimiento geológico que permite reconocer las zonas y estructuras más favorables para la existencia de este tipo de recursos y en el análisis y estudio de los indicios geotérmicos (surgencias termales, sismicidad, volcanismo...) y del flujo de calor en la corteza terrestre y permiten reconocer las áreas con mayor potencialidad para la presencia de estos recursos.

Como se suele hacer en el reconocimiento de los recursos minerales, las fases en el proceso de investigación se realizan sobre áreas extensas de territorio con técnicas de estudio que impliquen costes más bien bajos. A medida que se delimitan zonas de interés, se aplican técnicas de investigación de mayor resolución, aunque de mayores costes, sobre superficies de menor extensión. La confirmación de expectativas adecuadas en cuanto a potenciales recursos permite reducir el área de investigación y aplicar técnicas aún más resolutivas aunque impliquen costes notablemente más elevados.

Esta sistemática de investigación aplicada a los recursos geotérmicos en España fue la que llevó a cabo el IGME básicamente en las décadas de los 70 a los 90 del pasado siglo XX y esta fue la razón de los dos trabajos antes citados que se llevaron a cabo para el reconocimiento del potencial geotérmico en Asturias: un primer trabajo a nivel nacional y un segundo estudio a nivel regional que se refería a Asturias y Cantabria.

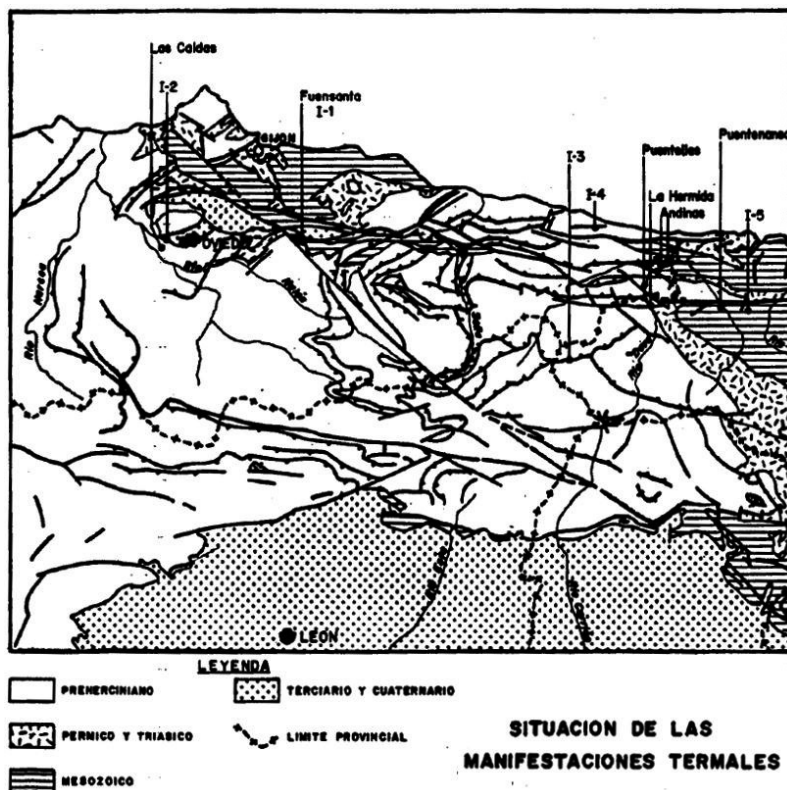


Fig. 2. Estudio geotérmico preliminar de Asturias y Cantabria (IGME, 1982)

Tras estos dos trabajos, no se acometieron nuevos estudios, excepto algún estudio específico a nivel de alguna surgencia termal que no aporta mayor interés a nivel del potencial regional, dado que fue descartado como territorio de elevado potencial.

De hecho, los trabajos realizados estudian con detalle los posibles indicios geotérmicos centrándose en el análisis de la información de varias surgencias termales con temperaturas del orden de entre los 20 y los 26 °C (y con una surgencia a temperatura del orden de 40 °C).

Las manifestaciones termales de Asturias que tienen interés geotérmico se sitúan sobre los materiales paleozoicos fuertemente tectonizados que integran el macizo hercínico del norte peninsular. Todas ellas están relacionadas con las calizas carboníferas y, en su mayor parte, están emplazadas en el

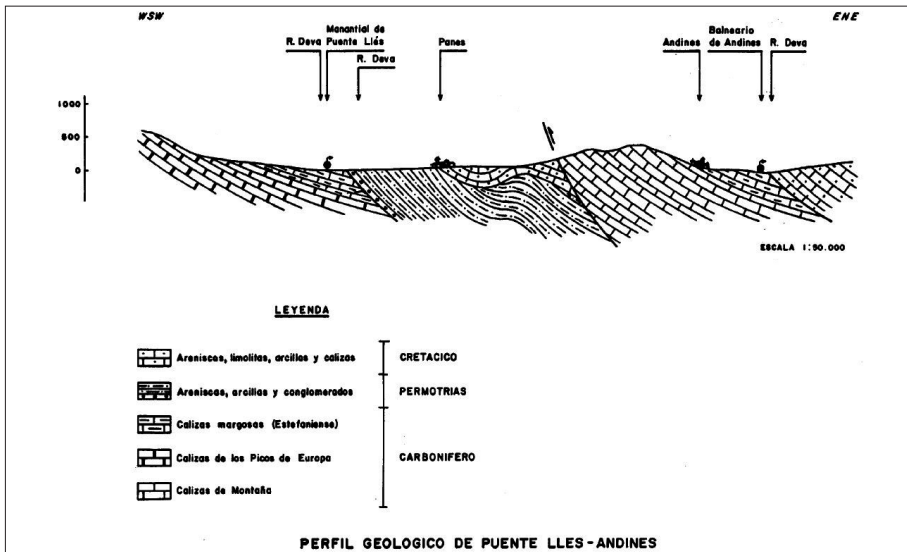


Fig. 3. Estudio geotérmico preliminar de Asturias y Cantabria (IGME, 1982)

contacto entre las calizas y la serie mesozoica. Básicamente no pueden relacionarse directamente con líneas de falla, a pesar de la intensa fracturación de estos materiales, pero se sitúan en las proximidades de accidentes tectónicos importantes. En principio parecen responder a un modelo hidráulico relativamente sencillo. Se presentan en relación con alguna de las innumerables fracturas que afectan al sector, y están asociadas a materiales de la máxima permeabilidad de la zona, las calizas carboníferas, sobre las que se desarrolla el circuito de entrada y probablemente el almacén.

La buena permeabilidad de estos materiales provoca, por un lado, la dispersión de las surgencias respecto de los accidentes tectónicos que posibilitan su génesis; por ello resulta generalmente difícil asociar estas manifestaciones a un accidente en concreto (muchas manifestaciones surgen en áreas relativamente tranquilas desde el punto de vista estructural local). El afloramiento en superficie de las aguas termales se produce generalmente cuando las calizas permeables entran en contacto con materiales más impermeables (mesozoicos casi siempre) que impiden su circulación.

Por otro lado, el importante desarrollo de la karstificación producida por la elevada pluviometría de la zona, facilita los fenómenos de mezcla entre el agua termal y las aguas frías de infiltración. La dispersión de los circuitos de salida, unida a los fenómenos de mezcla, hacen que el termalismo se presente muy atenuado. Es probable que muchos fenómenos termales generados en la región queden de esta forma diluidos antes de manifestarse en superficie.

Desde el punto de vista geoquímico, resalta el carácter poco salino del termalismo asturiano de tipo bicarbonatado en la mayor parte de las surgencias como resulta lógico tratándose de circuitos termales desarrollados exclusi-

vamente a favor de las calizas del Carbonífero, y de tipo mixto, bicarbonatado-clorurado cálcico-sódico en aquellos casos en que la surgencia se produce como consecuencia del contacto de los materiales carbonatados del carbonífero con las facies salinas de los materiales mesoterciarios.

Dado que varios de los manantiales termales estudiados resultan de la interacción entre un acuífero calcáreo y los materiales permotriásicos en facies detríticas y evaporíticas, se producen efectos que no solo condicionan el sistema hidráulico de las surgencias y el quimismo del agua, sino que, en algunos casos, puede justificar también sus características térmicas, dada la elevada conductividad de los materiales evaporíticos.

Los indicadores geotérmicos relacionados con datos geoquímicos (flúor, boro) no aportan interés ya que sus concentraciones son muy poco superiores a las de otras aguas. En cuanto a la sílice tan solo en alguna manifestación presenta valores más significativos, sin que aporten información relevante.

Aunque hay pocos datos, el flujo térmico regional es más bien bajo, por lo que el termalismo se asocia más a circulación a cierta profundidad que a anomalías térmicas, por lo que finalmente se establece que nada indica que pudiesen localizarse almacenes con temperaturas superiores a los 100 °C.

### 3. LOS ESTUDIOS DE AGUAS MINERALES Y TERMALES

Unos trabajos fechados en 1985 y 1987, promovidos por el Gobierno del Principado de Asturias, de Inventario y Caracterización de aguas termales y minero-medicinales en el Principado de Asturias son la base de conocimiento de existencia de surgencias de posible interés que complementan los trabajos geotérmicos anteriores.



Fig. 4. Aplicación web Aguas Minerales de Asturias; inicio (Gobierno de Asturias-IGME, 2003)

Con posterioridad a estos estudios, en 1996 y en 2003, el IGME, en el marco del Convenio Marco de Asistencia Técnica existente entre este organismo y el Gobierno del Principado de Asturias, realizó sendos trabajos de evaluación del potencial de las aguas minerales y termales del Principado de Asturias, el primero en relación con las surgencias que contaban con declaración (aguas minero-medicinales) y el segundo de aquellas que pudieran resultar de interés para su posterior aprovechamiento. Se estudiaron entre ambos trabajos más de 150 puntos de agua sobre un total de más de 200 indicios localizados a través de bibliografía y otras referencias.



Fig. 5. Aplicación web Aguas Minerales de Asturias; ejemplo para un concejo (Gobierno de Asturias-IGME, 2003)

En cuanto a temperatura de las aguas son tan solo 5 surgencias (ya consideradas en los anteriores estudios geotérmicos) y 2 sondeos los que superan los 20 °C. Otros 6 puntos tienen temperatura de surgencia de sus aguas entre los 15 y los 20 °C, 130 puntos alcanzan temperaturas del agua entre los 10 y los 15 °C y en 21 puntos la temperatura de surgencia del agua no alcanza los 10 °C, sin que otros indicios geotérmicos se puedan observar en los manantiales fríos.

Los manantiales que, con cierta temperatura de surgencia, se añaden en el último de estos trabajos, se sitúan en contextos muy similares a los considerados en los primeros estudios geotérmicos, si bien permiten reconocer nuevos puntos en que afloran estas aguas y en localizaciones ligeramente distintas a las inicialmente conocidas.

La mayor parte de los puntos de cierto interés desde el punto de vista geotérmico se localizan, en cualquier caso, entre la zona central y el límite oriental de Asturias y asociados a materiales carbonatados, si bien aparecen surgencias singulares en cuanto a indicadores geotérmicos en base a la geoquímica en algunos manantiales de la zona occidental de Asturias.

**Estudio del potencial de aguas minerales y termales del Principado de Asturias**

**Identificación**

Denominación:  Código:

Naturaleza:

**Localización**


T. Municipal:  Hoja topográfica:

Localidad:  Coordenada X:  Coordenada Y:

Cuenca Hidrográfica:  Huso:  Cota:

Subcuenca:

Acceso:



Imágenes 1 de 2

Fig. 6. Aplicación web *Aguas Minerales de Asturias*; ficha de un punto de agua (Gobierno de Asturias-IGME, 2003)

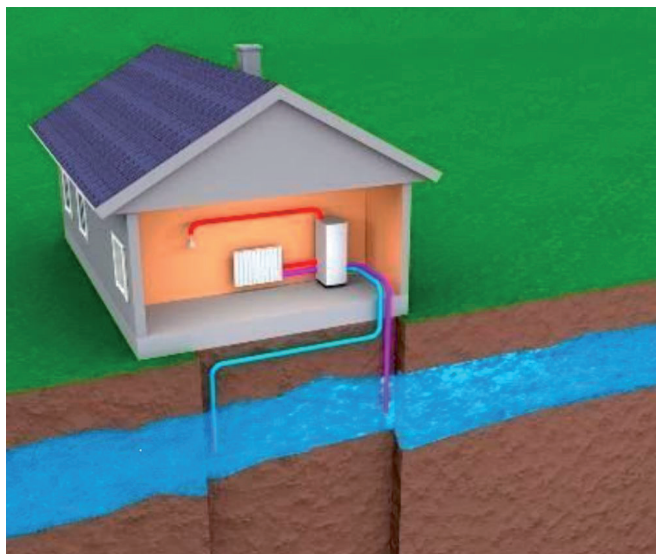
Estos estudios relativos a las aguas minerales y termales confirman las conclusiones obtenidas con anterioridad en los estudios geotérmicos, aunque permiten avanzar en el conocimiento y expectativas a nivel muy local de algunas áreas en torno a ciertas surgencias de posible interés, pero desde el punto de vista regional no modifican las observaciones previas.

#### 4. LA GEOTERMIA SOMERA

Aunque ya existían algunas instalaciones que aprovechaban la capacidad calorífica de las aguas subterráneas para suministrar calefacción a edificaciones mediante la utilización de bomba de calor en España, es en la primera década del siglo actual cuando se produce un cierto despegue de esta tecnología que aprovecha la estabilidad térmica del subsuelo poco profundo (o de las aguas subterráneas u otras estructuras del subsuelo) para, mediante el uso de la bomba de calor en la inmensa mayoría de los casos, suministrar la climatización a edificios de viviendas y otros usos o aporte de calor a procesos de una forma altamente eficiente.

Este tipo de instalaciones se comienza a implantar casi con la entrada del siglo en algunas zonas de España y en Asturias el inicio se produce poco después, con la creación de distintas empresas que comienzan a instalar estos sistemas para edificios de oficinas en zonas favorables por existencia de aguas subterráneas a poca profundidad y en viviendas unifamiliares con intercambiadores geotérmicos cerrados verticales fundamentalmente.

Como ocurrió en otras zonas de España, parte de estas nuevas empresas provenían de sectores cercanos (geotecnia, captación de aguas...) con escasa formación y experiencia en la geotermia somera, lo que condujo en cier-



*Fig. 7. Sistema abierto de geotermia somera usando aguas subterráneas (tomado de <https://instalacionesyeficienciaenergetica.com>)*

tos casos a instalaciones no adecuadamente diseñadas y con algunos problemas de funcionamiento. Es el mercado el que suele «cribar» este tipo de situaciones, aunque en ocasiones produce efectos no deseados con respecto a la credibilidad de la tecnología.

Sin embargo, siguiendo el consejo que Fernando Pendás (auténtico entusiasta de la geotermia desde sus inicios en España y del potencial de Asturias desde su cátedra en la entonces Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Oviedo y desde su posición posterior tras su jubilación) les dio a los técnicos de la empresa minera Hunosa, la geotermia ha tenido un impacto no solo mediático sino real en Asturias, al decidir aprovechar el potencial térmico contenido en el agua que rellena el hueco minero tras el cierre de las explotaciones, en este caso de la minería del carbón en la zona central de Asturias, y transformar un residuo ambiental con un coste nada despreciable (el drenaje del agua de las minas que se tenía que mantener para evitar problemas de saturación de agua en el subsuelo y por tanto inundación de sótanos en las cercanías de los pozos mineros) en un recurso energético capaz de suministrar climatización (calefacción y refrigeración) de viviendas y edificios así como agua caliente sanitaria (acs) con unos beneficios ambientales de elevado valor.

El interés de Hunosa por la geotermia comienza a mediados de la primera década del siglo actual orientándose fundamentalmente al aprovechamiento geotérmico en Mieres a partir de las aguas del pozo Barredo y para su uso inicial en la climatización del Edificio de Investigación del Campus Universitario de Mieres (Universidad de Oviedo), que posteriormente se amplió al Hospital Vital Álvarez-Buylla, la sede de la Fundación Asturiana de la Energía y el IES Bernaldo de Quirós y que más recientemente se ha exten-

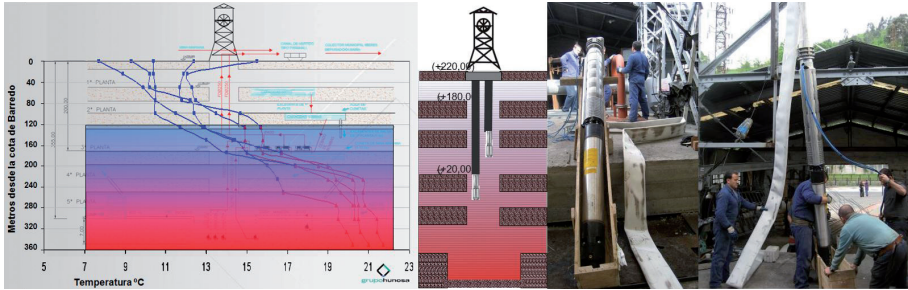


Fig. 8. Proyecto geotérmico desde el pozo Barredo (tomado de Garzón (2014) y Cordero et al., (2010))

dido a dos edificios de viviendas de la zona residencial de Vasco Mayacina, situada en el centro de la población. La red de calor del pozo Barredo recibió el pasado año uno de los premios Global District Energy Climate Awards, galardones que concede la Agencia Internacional de la Energía.

Actualmente Hunosa prosigue su actividad en la geotermia a partir de agua de mina en Langreo. La red de geotermia del pozo Fondón se prevé poner en marcha en corto espacio de tiempo para climatizar diversos edificios en el centro urbano de La Felguera, incluyendo un grupo de viviendas, un centro deportivo, un centro de salud y una residencia de personas mayores en una primera etapa que podrá ser ampliada en un futuro.

La elaboración por parte del Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE) del Plan de Energías Renovables 2011-2020 requirió la preparación de varios estudios de apoyo entre los que hay que destacar el realizado sobre Evaluación del potencial de energía geotérmica.

Este trabajo, que realmente sintetiza la información obtenida principalmente por el IGME durante las décadas anteriores de investigación y por parte de las empresas que ejecutaron trabajos de prospección y aprovechamiento de recursos geotérmicos, incluye sendos mapas a nivel de comunidades autónomas sobre las posibilidades de utilización de los acuíferos para su apro-

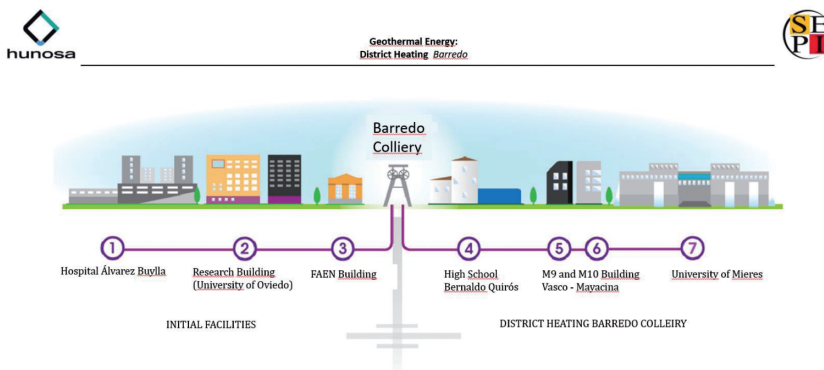
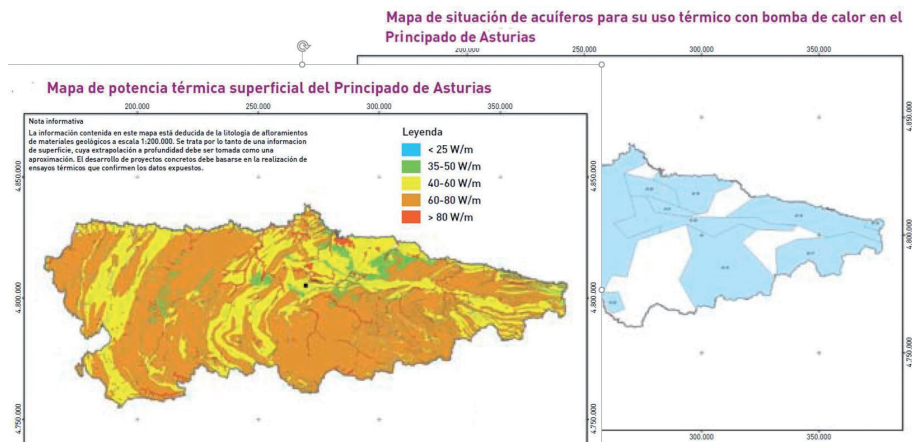


Fig. 9. Red de climatización del pozo Barredo (Hunosa, 2019)





*Fig. 10. Mapas de geotermia somera en Asturias (IDAE, 2011)*

vechamiento térmico con bomba de calor y de potencia térmica superficial para la implantación de sistemas geotérmicos someros de circuito cerrado vertical. Estos mapas, que deben ser utilizados con las precauciones que en ellos se indican ya que no reflejan los datos del subsuelo, sino únicamente se refieren a los materiales aflorantes en superficie, permiten una primera aproximación grosera para la estimación de las posibilidades de aplicación de la geotermia somera.

## 5. CONSIDERACIONES NORMATIVAS

Los recursos geotérmicos están sujetos a la normativa minera. La autorización de permisos de exploración, investigación y de concesión de aprovechamientos de Recursos Geotérmicos se rige por las normas aplicables a los recursos de la sección D (minerales energéticos) de la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas, modificada por la Ley 54/1980, de 5 de noviembre y es competencia de la Comunidad Autónoma.

Esta normativa fue desarrollada cuando únicamente se pensaba en recursos geotérmicos convencionales y, básicamente, sería adecuada para este tipo de recursos (aunque cabría señalar ciertas mejoras convenientes en la ley diferenciando recursos profundos de baja temperatura y de alta temperatura cuya explotación debería ser compatible incluso con diferentes permisos sobre áreas coincidentes).

Sin embargo, la normativa no resulta en absoluto adecuada para los recursos geotérmicos someros que responden a un tratamiento completamente diferente y cuyo aprovechamiento claramente debería ser compatible con la investigación y aprovechamiento de recursos geotérmicos profundos. Por otra parte, en la mayor parte de las instalaciones de aprovechamiento de geotermia somera, las figuras de los diferentes derechos mineros no resultan

adecuadas para este tipo de recursos que, claramente, no responden al modelo de yacimiento mineral (acumulación anómala de un determinado recurso mineral).

Figuras similares a las aplicables a las aguas termales (sección B) como son los perímetros de protección, parecen más adaptadas para este tipo de recursos geotérmicos, aunque cabría señalar que en el aprovechamiento de geotermia somera a partir de agua de mina y algunos casos similares, podrían ser adecuados los derechos mineros convencionales. En todo caso, lo que es realmente importante es que no se utilicen este tipo de figuras con motivos especulativos, para lo que las autoridades mineras deberán ser exigentes en cuanto al cumplimiento de los plazos y programas de trabajo que los titulares de permisos planteen.

En cualquier caso, no hay que olvidar que, en ciertos casos, la autoridad hidráulica puede tener competencia en cierto tipo de aprovechamientos geotérmicos, como también ocurre con otras autoridades como es la ambiental, energética, local...

## 6. CONCLUSIONES

Asturias no cuenta con un potencial significativo de recursos geotérmicos convencionales, si bien a nivel muy local y ligado a los accidentes geológicos que posibilitan la salida de fluidos geotérmicos y su surgencia en áreas próximas a dichos accidentes, se podría aprovechar recursos geotérmicos de baja temperatura para uso directo del calor.

Tampoco se presentan características favorables para la existencia de estructuras profundas de interés para la implantación de sistemas geotérmicos estimulados (EGS) y mucho menos para la existencia de otros recursos geotérmicos profundos no convencionales como yacimientos geopresurizados, supercríticos, etc.

Las posibilidades de aprovechamiento de geotermia somera son notablemente favorables tanto con sistemas de intercambio geotérmico en circuito cerrado vertical (los más comunes en el mundo y en España), con valores muy aceptables de conductividad térmica de los distintos materiales, como en circuito abierto usando las aguas subterráneas como fuente energética, dada la presencia de acuíferos someros en amplias zonas del territorio.

Los posibles «problemas de crecimiento» de un sector novedoso como es el de las empresas dedicadas a la implantación de estos sistemas de geotermia somera deberán ser subsanados mediante «certificados de calidad» o sistemas equivalentes para lo que la Norma UNE 100715-1 puede ser de gran utilidad. No debe olvidarse en este sentido que la geotermia somera conlleva el impulso y creación de empleo autóctono de calidad con formación específica en diferentes especialidades (perforación, diseño de sistemas...).

Por otra parte, evitar los posibles «usos especulativos» de los derechos mineros en este campo debe ser una exigencia clara para que el sector pueda desarrollarse con garantías.

La experiencia desarrollada en el aprovechamiento del agua de drenaje de las antiguas explotaciones mineras de carbón, no solo contribuye de forma altamente eficiente a disminuir los consumos energéticos de recursos fósiles, sino que aporta un elevado valor ambiental de un residuo derivado de la ex-

plotación minera con resultados técnicos y económicos claramente favorables.

Finalmente, la preparación y formación de técnicos especialistas en diseño e implantación de sistemas de intercambio geotérmicos y en aspectos específicos de este tipo de instalaciones (perforación, equipamiento, monitorización...), permitirá ofrecer criterios de calidad para este tipo de instalaciones. En ese sentido la tarea que con relación a los aspectos formativos ha venido desarrollando Jorge Loredó –a quien corresponde un *celebrado agradecimiento y homenaje*– a través de la Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales de Oviedo durante estos años, permite ir avanzando en este campo, así como el apoyo de la Plataforma Tecnológica y de Innovación Española en Geotermia (GeoPlat) a través de su colaboración con la Asociación Internacional de Geo-educación por un Mercado de Climatización Geotérmica Sostenible, GEOTRAINET y de la colaboración con el Instituto Nacional de Cualificaciones (INCUAL), permitirán formar a los técnicos de las empresas y de las instituciones para crear un sólido mercado geotérmico, aumentar la confianza de los futuros usuarios de esta fuente energética y contribuir al incremento de instalaciones de aprovechamiento de la energía geotérmica somera, una energía renovable, autóctona, y altamente eficiente.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Cordero, C., Garzón, M. B., Álvarez, C. J., 2010. Aprovechamiento geotérmico de las aguas de mina. Universidad de Oviedo: Campus geotérmico. *Proceedings del congreso GeoEner II*.
- Garzón, B., 2014. *Aprovechamiento geotérmico de aguas de mina*. Jornada Agua y Minería. Club del Agua Subterránea (CAS).
- HUNOSA, 2019. *Geothermal Energy: Barredo Colliery District heating*. IEA. Global District Energy Climate Adwards. Reykjavik, Islandia.
- IDAE, 2011. *Evaluación del potencial de energía geotérmica*. Estudio técnico PER 2011-2020. Madrid, 232 p.
- IGME, 1975. *Inventario General de Manifestaciones Geotérmicas en el Territorio Nacional*. Documento inédito del IGME.
- IGME, 1982. *Estudio geotérmico preliminar de Asturias y Cantabria*. Documento inédito del IGME.
- IGME, 2003. *Estudio del potencial de aguas minerales y termales del Principado de Asturias*. Documento inédito del IGME.
- IGME, 2020. *Aguas minerales y termales del Principado de Asturias*. Disponible online: [http://www.igme.es/aguas\\_minerales/inventarios/asturias/index.htm](http://www.igme.es/aguas_minerales/inventarios/asturias/index.htm).
- Jardón, J. S., Pendás, F., Ordóñez, A., Cordero, C., Álvarez, C. J., Garzón, B., 2008. Aguas de mina en la Cuenca Central Asturiana: un recurso geotérmico. *Proceedings del congreso GeoEner I*, 1: 369-375.
- Meléndez, M., Nuño, C., 2006. Principales características de las aguas termales en acuíferos carbonatados en el Principado de Asturias. *Geogaceta*, 39: 87-90.

# ANÁLISIS DE LA PRESENCIA DE MERCURIO EN DIFERENTES COMPARTIMENTOS AMBIENTALES DEL ESTUARIO DEL RÍO NALÓN COMO CONSECUENCIA DE LA MINERÍA

*Efrén García-Ordiales,<sup>1</sup> Nieves Roqueñí,<sup>1</sup> Pablo Cienfuegos,<sup>1</sup> Stefano  
Covelli<sup>2</sup> y Lorena Sanz-Prada<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales, Universidad de Oviedo, España.

<sup>2</sup>Departamento de Matemáticas y Geociencias, Universidad de Trieste, Italia.

## RESUMEN

La minería del mercurio en Asturias ha sido la segunda más importante en España, localizándose en la cuenca alta del río Nalón. Las actividades mineras y metalúrgicas que se llevaron a cabo durante más de 100 años han sido la causa de que importantes cantidades de mercurio hayan afectado al medioambiente próximo a las minas. El mercurio presente en labores mineras, escombreras, y otras instalaciones clausuradas, ha sido dispersado principalmente en forma particulada, a través de los cauces fluviales de la región y transportado lejos de las fuentes, alcanzando el estuario del río Nalón y el medio costero. El estuario del Nalón, como zona de transición del sistema fluvial más importante del norte de España, es un ecosistema de gran valor ecológico el cual, ha sido el receptor final de gran parte de la contaminación minera. En el medio estuarino, diferentes compartimentos ambientales muestran concentraciones anómalas de mercurio lo que refleja la capacidad de transporte del medio fluvial y la baja degradación de este elemento, cuya permanencia temporal y extensión geográfica ha afectado a zonas alejadas de las áreas mineras. De entre los diferentes compartimentos ambientales, el medio sedimentario es el más afectado, mostrando importantes anomalías en las concentraciones del elemento, tanto en superficie como en profundidad. La afección sufrida a lo largo de décadas ha quedado registrada en la secuencia sedimentaria y ha permitido identificar la importante contribución de la minería de mercurio. Actualmente, a pesar de que las actividades mineras cesaron hace más de 60 años, la atenuación natural no ha sido suficiente pa-

ra disminuir la afección sobre el medio. Por otra parte, los estudios sobre biota han detectado la presencia de mercurio, demostrando que se ha producido una transferencia de este elemento entre diferentes compartimentos ambientales, convirtiendo al mercurio en un contaminante global en el estuario.

## 1. INTRODUCCIÓN

Asturias ha sido una de las regiones más prolíficas en la historia de la minería de España. La región se destacó de manera muy notable por los grandes yacimientos de carbón que comenzaron a explotarse desde el siglo XVIII hasta principio del siglo XXI, siendo el mayor productor de este recurso energético de España. Junto con la minería del carbón, Asturias también se ha caracterizado por ser una región donde la explotación de minerales metálicos y no metálicos ha estado siempre muy presente en su historia. En la extracción histórica de recursos, destacan a lo largo del periodo comprendido entre los siglos XIX y mediados del siglo XX la explotación de diferentes yacimientos de hierro, cobre y mercurio (Hg), entre otros. En esta minería histórica, destaca sobre las demás, la minería de mercurio, la cual, tomó gran importancia en la región por la presencia de numerosos criaderos de cinabrio, convirtiendo a la región a nivel histórico en el segundo productor a nivel nacional, solamente superado por el distrito minero de Almadén (Luque y Gutiérrez-Claverol, 2006). Ya en la actualidad, destacan en el contexto minero asturiano las diferentes explotaciones focalizadas en la extracción de oro y de fluorita.

Dentro de Asturias, la cuenca del río Nalón ha destacado históricamente por albergar los mayores yacimientos tanto de carbón, como de oro y mercurio de la región. Desde un punto de vista fisiográfico, la cuenca hidrográfica del Nalón es el principal hidrosistema del norte de España. A escala regional, la cuenca hidrográfica del río Nalón cubre el 60% de todo el territorio asturiano, englobando en este territorio a más de la mitad de la población de la región. Como consecuencia de la importante actividad minera desarrollada a lo largo de la cuenca, y que gran parte de la misma se desarrolló y clausuró previamente a la aparición de legislaciones ambientales que obligaban a la recuperación de los terrenos afectados, las actividades mineras abandonadas han producido importantes impactos sobre los cauces hídricos. Asimismo, estos cauces han actuado como vías de dispersión de estos impactos alcanzando las afecciones de los mismos al ecosistema costero del estuario del Nalón (García-Ordiales *et al.*, 2019*a*). Además de una importante contaminación sólida producida por los aportes de partículas carbonosas desde los yacimientos y lavaderos de carbón, las labores abandonadas donde se producía el beneficio del mercurio, han sido los principales focos de emisión de contaminación hacia los ecosistemas cercanos, afectando no solamente al medio hídrico (Loredo *et al.*, 2010; Silva, 2011; Larios *et al.*, 2012; Ordóñez *et al.*, 2014*a*) sino también al medio edáfico (Loredo *et al.*, 2006; Ordóñez *et al.*, 2014*b*; Fernández-Martínez *et al.*, 2015), biótico (Ordóñez *et al.*, 2013; Mantanzas *et al.*, 2017) y atmosférico (Loredo *et al.*, 2007).

## 2. EL ESTUARIO DEL NALÓN

El estuario de Nalón se sitúa en la zona centro-occidental de la franja costera asturiana, desarrollándose en una escarpada costa rocosa que alcanza alturas de hasta 400 m (Flor y Peón, 2004). El área donde se encuentra el estuario está dominada por rasas costeras que enlazan hacia el S con acantilados antiguos (sierras), adoptando en conjunto una alineación principal E-O. El estuario incide en la franja costera con una dirección N-S, prácticamente perpendicular a la costa acantilada que lo rodea. Geológicamente, el estuario se encuentra en el límite de dos zonas geológicas: la Zona Asturoccidental-Leonesa en la parte O del mismo y la Zona Cantábrica en la parte E del mismo, que se encuentran separadas por la presencia de una superficie de cabalgamiento de dirección NE-SO que aparece en diferentes partes del estuario como consecuencia de la presencia de fallas de dirección ONO-ESE.

El estuario se caracteriza por ser poco profundo, estrecho y serpenteante, con una longitud ligeramente superior a 12,5 km (límite marcado por la marea equinoccial). El mismo corresponde a un modelo de meandros intrustados en su parte más alta, estando la parte más baja fuertemente antropizada desde principios del siglo XX (López, 2015) por las construcciones portuarias en las localidades de San Esteban de Pravia y de San Juan de la Arena.

El régimen de mareas del estuario es mesotidal, con mareas semi-diurnas anuales que varían entre 1,0 y 4,6 m, siendo en general las mareas de más de 2 m durante más del 70% del año. Las mezclas de agua predominantes se llevan a cabo según un modelo verticalmente homogéneo y un tipo dinámico sincrónico. El aumento de las corrientes de marea tiende a ocupar los márgenes occidentales, mientras que el vaciado drena hacia el lado oriental (Flor *et al.*, 1998).

## 3. PROBLEMÁTICA DE LA CONTAMINACIÓN POR MERCURIO

El mercurio es considerado actualmente como un contaminante global ya que su dispersión desde las fuentes de emisión a lo largo de la superficie terrestre, ha llegado a lugares aislados sin la presencia de focos de emisión como por ejemplo la Antártida. El mercurio es un metal pesado que presenta un importante número de compuestos o especies que son tóxicas en bajas concentraciones. El elemento no presenta ningún papel biológico conocido por lo que la asimilación de sus especies por los organismos es innecesaria y a partir de ciertas dosis, pueden producir efectos adversos para el organismo receptor. Una característica importante del mercurio es su elevado carácter «orgánico» ya que por una parte aparece de forma natural en compuestos organometálicos y por otra, tiene una importante afinidad por diferentes tipos de materia orgánica lo que es de vital importancia para comprender su afección hacia los organismos.

Atendiendo a su ciclo global, la liberación de este elemento al medioambiente se produce bien por fuentes naturales (incendios, erupciones volcánicas, meteorización de formaciones geológicas ricas en el elemento, emisiones de suelos, etc.) o por fuentes antrópicas (minería, combustión de combustibles fósiles, vertidos industriales, etc.). Una vez liberado el elemen-

to al medio y dependiendo de sobre qué compartimento ambiental, el mercurio puede sufrir una serie de transformaciones ambientales que incluyen a modo resumen: reacciones fotoquímicas, oxidación y reducción química, transformaciones microbianas, etc. Centrándonos en los ecosistemas acuáticos, la principal especie introducida a estos medios es la forma soluble  $\text{Hg}^{2+}$  la cual, es depositada desde la atmosfera por la lluvia o introducida por la lixiviación de suelos y rocas. Una vez esta especie es introducida en el medio, puede ser captada por los organismos y rápidamente absorbida por los tejidos. La principal problemática de su aporte a los ecosistemas acuáticos es que las bacterias realizan procesos de detoxificación para autoprotegerse de este elemento no esencial. Estos mecanismos naturales se producen bien reduciendo la especie  $\text{Hg}^{2+}$  a  $\text{Hg}^0$  (menos asimilable y por tanto menos tóxica) o bien transformando el  $\text{Hg}^{2+}$  a una molécula orgánica mediante un proceso de metilación, lo que da lugar a una especie organometálica catiónica denominada metilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ), la cual es mucho mejor asimilada por los organismos y por tanto más perjudicial. Este último proceso, es el que mayor problemática ambiental plantea. El metilmercurio al ser una especie fácilmente asimilable por los organismos y no tener un papel biológico por lo que es persistente en los organismos, es bioacumulado y transferido entre organismos a través de la cadena trófica, biomagnificándose su problemática y llegando al ser humano. Debido al riesgo de su presencia en los ecosistemas y a la conciencia tomada sobre su afección al medio y a los organismos, en las últimas décadas este elemento se ha convertido en un objetivo ambiental prioritario, abandonado su producción y uso a nivel global. Sin embargo, debido a su persistencia en el medioambiente, este elemento sigue siendo unos de los principales contaminantes a escala global.

#### 4. MERCURIO EN EL MEDIOAMBIENTE LOCAL DEL ESTUARIO DEL NALÓN

La dispersión de mercurio en el estuario del río Nalón es el resultado evidente del desarrollo de los procesos de alteración supergénica en los yacimientos y en los residuos generados por las actividades mineras. Los productos de proceso son, tanto partículas sólidas que contienen mineralización como productos asociados y que son dispersadas por el viento y las aguas, como iones y complejos de metal disueltos en las aguas. Afectan, por tanto, a todos los compartimentos ambientales del estuario tanto inorgánicos (aguas, sedimentos de canal y marisma), como orgánicos (vegetación y organismos). Estos últimos, además de bioacumular este elemento, pueden transferirlo y biomagnificarlo a otros organismos que, *a priori*, no estarían directamente impactados, como, por ejemplo, los herbívoros a los carnívoros que se alimentan de los mismos. En definitiva, se ha producido una afección generalizada de medioambiente local con una extensión e intensidad que es dependiente de diferentes parámetros, tanto propios de las mineralizaciones de las áreas mineras y los residuos en ellas depositados (movilidades de los elementos, asociaciones geoquímicas, etc.), como externos (topografía, climatología, tipo de vegetación, tipo de organismo, etc.). Basándose en esto, se describen a continuación los principales datos recabados en investigaciones del grupo de Investigación del Subsuelo y Medioambiente (ISYMA) en los

últimos años en diferentes compartimentos ambientales del estuario del río Nalón.

#### 4.1. Marismas

Las marismas del estuario del río Nalón cubren una superficie total aproximada de 34 ha, de las cuales, aproximadamente 27 ha corresponden a áreas de marismas activas sometidas a procesos de crecimiento y decrecimiento topográfico por la acción de cauce principal, y 7 ha corresponden a áreas de marismas inactivas las cuales, solamente sufren aportes o erosiones en momentos de avenidas extraordinarias. Las marismas son un ecosistema clave en el funcionamiento del estuario pudiendo actuar como sumidero o foco de emisión de contaminantes hacia en canal principal u otros compartimentos ambientales. En los siguientes subapartados se presentan los resultados de los últimos estudios realizados sobre estas áreas.

##### *Mercurio en los sedimentos de las marismas*

Los sedimentos que conforman las marismas, que mayoritariamente se presentan en tamaños limo-arcilla, constituyen un medio ideal para la deposición y atrapamiento del Hg durante los ciclos tidales del estuario. Asimismo, su colonización por parte de especies vegetales como el *Scirpus maritimus* var. *compactus*, *Phragmites australis* y *el Juncus maritimus* origina que estas especies vegetales también puedan acumular mercurio en sus tejidos y ser fuente de aporte de Hg hacia los sedimentos a través de sus residuos. De acuerdo a García-Ordiales *et al.* (2020a) las concentraciones del Hg total en los sedimentos superficiales varían entre 0,380 to 6,650  $\mu\text{g g}^{-1}$ , y aproximadamente las concentraciones de Metilmercurio (MeHg) en los mismos sedimentos se encuentra entre <5 a 37,7  $\text{ng g}^{-1}$  representando menos del 1% del Hg total.

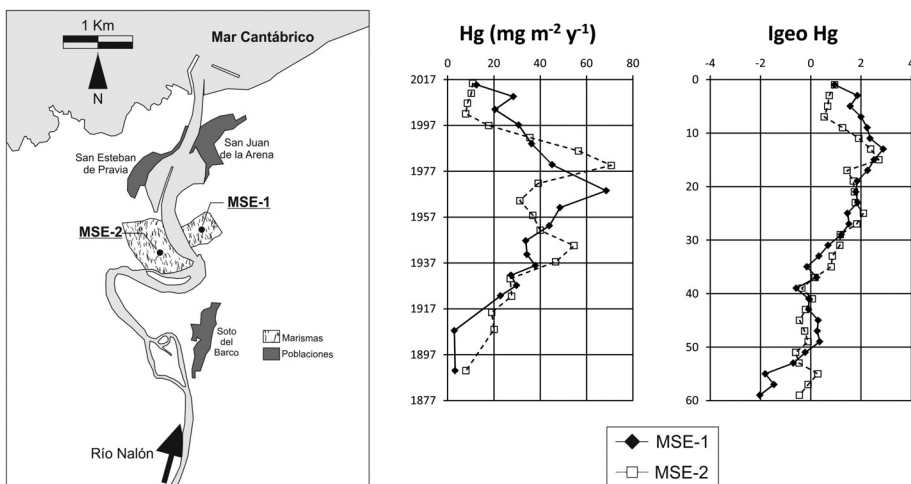


Fig. 1. Dataciones y enriquecimiento de las concentraciones de Hg en dos «corer» de las marismas del estuario del río Nalón (García-Ordiales et al., 2019)



Por otra parte, las marismas representan un elemento muy importante para la reconstrucción histórica de la contaminación recibida por el estuario ya que son un medio no sometido a gran variabilidad espaciotemporal. Mediante el empleo de «corers» de 60 cm de profundidad, García-Ordiales *et al.* (2019a) realizaron una reconstrucción histórica de la contaminación sufrida por el estuario (Fig. 1). En este estudio, se relacionaron las edades de los sedimentos mediante técnicas de datación de Cs<sup>137</sup> y Pb<sup>210</sup>, las concentraciones de Hg total a lo largo de los perfiles de sedimento y la producción histórica de las minerías de carbón y Hg como potenciales fuentes de aporte del elemento. Los resultados mostraron que el Hg acumulado en las marismas procedía mayoritariamente de las minas de Hg de la cuenca, descartando un aporte importante del elemento por parte de la minería de carbón. Por otra parte, con los datos de este estudio junto con los de otro estudio previo (García-Ordiales *et al.*, 2015) se estimó que en la actualidad 1 t de Hg se encuentra almacenada en los sedimentos de las marismas y que este Hg solamente representa el 1% del Hg que ha fluido hacia el medio estuario y costero.

#### *Mercurio en la biota de las marismas*

De las especies vegetales que han colonizado las marismas, la halófito *Juncus maritimus* es la de mayor biomasa y representatividad cubriendo más del 60% del área de marismas. Las concentraciones de Hg en diferentes partes de esta especie (Fig. 2) fueron analizadas por García-Ordiales *et al.* (2020b). En general, la concentración total de Hg en los *Juncus maritimus* analizados varió entre 0,12 a 3,32 µg g<sup>-1</sup>, lo que muestra una importante bioacumulación del elemento por parte de esta especie. Mayoritariamente el mercurio captado por la planta queda inmovilizado en las raíces (72%) y rizomas (17%) enterrados en el sedimento, siendo la parte aérea la que presenta las menores concentraciones (11%). Esto implica un potencial inmovilizador de esta especie sobre el Hg transferible a la misma y que parece especialmente efectivo sobre el Hg inorgánico, de acuerdo a los resultados reportados en este estudio. Sin embargo, a pesar de no haberse realizado determinaciones de MeHg en las diferentes partes del *Juncus maritimus* analizadas, los autores sí que observaron que el MeHg presente en los sedimentos presentó correlaciones significativas ( $p < 0,05$ ) superiores a 0,6 con el Hg presente en las partes aéreas. Esto sugiere una movilización de esta especie tóxica desde el sedimento hacia la parte aérea e implica un potencial riesgo de transferencia hacia la cadena trófica por parte de animales herbívoros los cuales pueden biomagnificarlo hacia depredadores carnívoros.

#### **4.2. Canal principal**

El canal del estuario es la zona por donde discurre el flujo principal, abarcando más del 80% de la superficie estuarina. Debido a su gran sección hídrica y a su mayor caudal, esta parte del estuario tiene la mayor capacidad de transporte y por tanto el material particulado influenciado por la contaminación fluye a través de él, quedando parte retenido en los sedimentos del canal y otra desembocando en el medio marino inmediato. Debido a ello, es la parte del estuario que mayor número de estudios ha sufrido y cuyos resultados más relevantes se exponen en los siguientes subapartados.

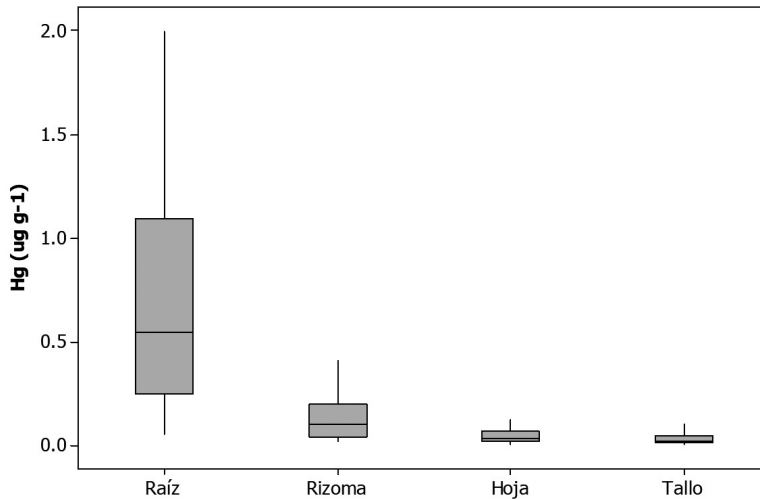


Fig. 2. Concentraciones de Hg en diferentes órganos de la especie *Juncus maritimus* en las marismas del estuario del río Nalón

#### *Mercurio en la columna de agua del canal del estuario*

La concentración de Hg disuelto en las aguas de estuario es dependiente del flujo del río y, por tanto, de la estación del año. En general, las concentraciones de Hg son mayores durante los periodos de estiaje cuando el caudal del río es mínimo, estando en torno a  $4 \text{ ng l}^{-1}$  (García-Ordiales *et al.* 2019b). Por el contrario, las concentraciones de Hg disuelto son mínimas durante el periodo de lluvias con el máximo caudal del río, reduciéndose a aproximadamente la mitad que en el periodo de menor flujo hidrológico ( $2 \text{ ng l}^{-1}$ ). Mayoritariamente, el mercurio disuelto se encuentra en forma de mercurio inorgánico ( $\text{Hg}^{2+}$ ), siendo la especie orgánica, el MeHg, de escasa presencia con concentraciones que representan de manera general menos del 1% del Hg total disuelto. Por otro lado, la mayor parte el Hg en las aguas se encuentra en forma particulada que en general presentan coeficientes de reparto ( $K_d$ ) superiores a 5. Al contrario que en la fase disuelta, durante los periodos de mayor caudal las concentraciones de Hg en el material particulado son mayores (aprox.  $8 \text{ ng l}^{-1}$ ) como consecuencia de arrastres sólidos producidos por las precipitaciones. Similar a lo que ocurre en la fase disuelta, la mayor parte del mercurio particulado corresponde a Hg inorgánico, aunque en este caso, las concentraciones de MeHg ganan más protagonismo representando en algunas muestras hasta un 3% del total de Hg particulado (Tabla 1).

#### *Hg en los sedimentos del canal del estuario*

El medio sedimentario del canal principal del estuario ha sido uno de los compartimentos que más ha sido estudiado debido a su gran importancia dentro del estuario del río Nalón. Los estudios realizados por el Servicio Regional de Puertos del Principado de Asturias entre 2003-2011 mostraron que las concentraciones de Hg total en las áreas portuarias del estuario variaron entre 0,15

Tabla 1. Concentraciones de Hg inorgánico (Hg(II)) y Metilmercurio (MeHg) en la fase disuelta (D) y particulada (P) de la columna de agua del estuario del río Nalón en diferentes regímenes de caudal

	General	DHg (II) (ng l <sup>-1</sup> )	DMeHg (pg l <sup>-1</sup> )	TDHg (ng l <sup>-1</sup> )	PHg(II) (ng l <sup>-1</sup> )	PMeHg (pg l <sup>-1</sup> )	TPHg (ng l <sup>-1</sup> )
Caudal medio (n=17)	Media	3,54	7,73	3,54	5,23	19,21	5,25
	Mediana	3,67	7,25	3,67	5,56	20,96	5,58
	SD	0,95	3,67	0,96	1,30	11,20	1,31
	Min.	1,97	3,01	1,98	2,89	4,31	2,90
	Max.	5,09	15,25	5,10	7,64	42,75	7,68
Caudal estiaje (n=17)	Media	4,02	18,13	4,04	5,04	25,82	5,07
	Mediana	3,88	16,82	3,89	5,00	14,54	5,03
	SD	1,33	6,84	1,33	1,84	19,13	1,84
	Min.	2,36	2,95	2,37	2,59	7,85	2,62
	Max.	7,73	34,52	7,75	9,03	55,70	9,04
Caudal avenida (n=17)	Media	2,13	5,68	2,14	8,37	18,14	8,39
	Mediana	2,18	5,11	2,19	9,09	21,64	9,11
	SD	0,70	2,09	0,70	4,20	11,05	4,21
	Min.	0,74	2,48	0,75	2,98	2,78	2,98
	Max.	3,48	9,71	3,48	15,59	36,96	15,63

y 1,56  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Posteriormente, García-Ordiales *et al.* (2018) reportan valores muy similares a los históricos del Servicio Regional de Puertos, pero en este caso, para todo el estuario, estando las concentraciones de Hg total entre 0,10 y 1,33  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Fig. 3). En este estudio se muestra la importante dependencia de las concentraciones de Hg con respecto a la granulometría del sedimento, siendo las zonas con granulometrías más finas, como es el caso del puerto de San Esteban de Pravia, donde se detectaron las mayores concentraciones del elemento. En el mismo estudio, se reporta que las concentraciones de MeHg en los sedimentos se encuentran entre 0,30 y 0,86  $\text{ng g}^{-1}$  (Fig. 3), representando menos del 0,1% del Hg total. Esta baja metilación del mercurio se asocia a la presencia de azufre en los sedimentos el cual, parece ser el factor limitante de los procesos de metilación, debido a su abundancia.

Por otra parte, García-Ordiales *et al.* (2019c) estudiaron mediante el empleo de la bacteria bioluminiscente *vibrio fischeri* la toxicidad de los sedimentos. En el estudio se reporta que la toxicidad media de los sedimentos del estuario es de 499 TU  $\text{g}^{-1}$ , muy por encima de las 100 TU  $\text{g}^{-1}$  consideradas como umbral para la no existencia de toxicidad, alcanzándose en áreas concretas, como el puerto de San Esteban de Pravia, valores de 1470 TU  $\text{g}^{-1}$ . En el mismo estudio, se analizó la influencia de las diferentes concentraciones biodisponibles de cinco elementos (As, Hg, Ni, Pb y Zn) sobre la toxicidad determinada en los sedimentos. La conclusión fue que el Hg y el As, elementos relacionados con la minería de Hg en la región, fueron los elementos que más influyen en la toxicidad de los sedimentos y que, por tanto, son los de mayor preocupación medioambiental en los sedimentos del estuario.

Por otro lado, García-Ordiales *et al.* (2020a) estudiaron la secuencia sedimentaria del canal principal mediante sondeos profundos de entre 9 a 27 m de

ANÁLISIS DE LA PRESENCIA DE MERCURIO EN DIFERENTES COMPARTIMENTOS AMBIENTALES DEL ESTUARIO DEL RÍO NALÓN COMO CONSECUENCIA DE LA MINERÍA

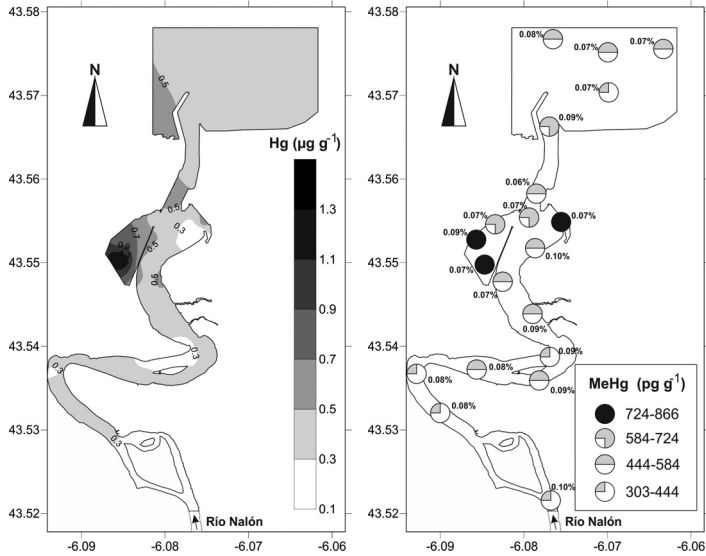


Fig. 3. Concentraciones de Hg y MeHg en los sedimentos superficiales del estuario del río Nalón (García-Ordiales et al., 2018)

longitud (Fig. 4). En los cuatro sondeos analizados, los perfiles de concentración de Hg en los sedimentos mostraron una gran similitud con los estudiados en las marismas, con picos bien definidos en áreas concretas de la columna sedimentaria. A pesar de no haber sido datados, la similitud de los perfiles entre ambas áreas permitió realizar cálculos para la reconstrucción de la secuencia cronológica de los sedimentos. Mediante los mismos, se determinó que las zonas donde se encontraban las máximas concentraciones parecían tener una edad similar a la de los sedimentos de las marismas, por lo que, la minería de Hg fue la causa del enriquecimiento de este elemento en el canal principal.

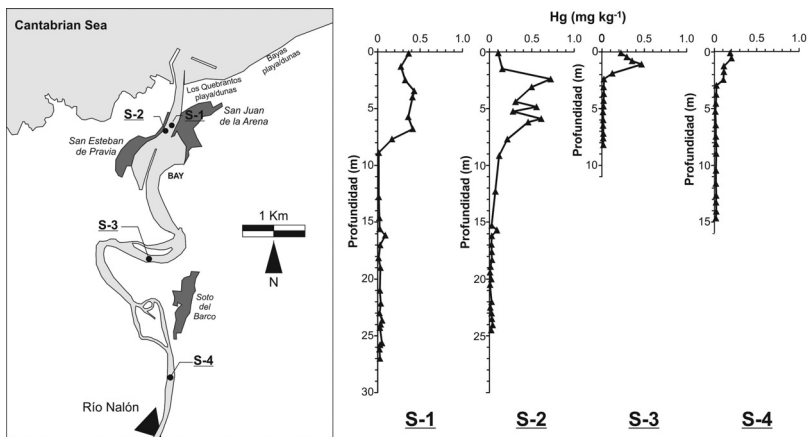


Fig. 4. Concentraciones de Hg en la columna sedimentario de 4 sondeos realizados en el canal principal del estuario del río Nalón (García-Ordiales et al., 2020a)

### *Mercurio en la biota del canal del estuario*

Contrariamente a lo que sucede en el medio sedimentario, el compartimento biológico ha sido el menos estudiado en el canal principal del estuario. Solamente se han realizado algunas medidas puntuales sobre diferentes especies de organismos, no pudiendo obtener conclusiones precisas debido al bajo número de muestras analizadas. Los resultados disponibles y el número de muestras de cada especie analizada se presentan en la Tabla 2.

*Tabla 2. Concentraciones de Hg en diferentes organismos en el canal principal del estuario del río Nalón*

Especie	N	Hg ( $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco)
Crassostrea gigas	5	0,87 $\pm$ 0,33
Ruditapes decussatus	3	1,19 $\pm$ 0,27
Procambarus clarkii	2	0,19 $\pm$ 0,012
Patella vulgata	8	0,26 $\pm$ 0,09

### **4.3. Área costera próxima**

Debido a que el río Nalón es el principal proveedor de nutrientes y otros elementos disueltos en la columna de agua, así como de material sedimentario a la zona costera central del Principado de Asturias, en los últimos años se han realizados diferentes investigaciones para conocer el impacto ocasionado por la contaminación que fluye desde la desembocadura del río Nalón hacia el medio costero inmediato. En los siguientes párrafos se presentan los resultados más relevantes obtenidos hasta la fecha.

### *Mercurio en los sedimentos del área costera*

La geoquímica de los sedimentos costeros, más concretamente, de los presentes en los principales arenales de la región ha sido estudiada recientemente por Sanz-Prada *et al.* (2020). Anteriormente, García-Ordiales *et al.* (2017) presentaron concentraciones de diferentes elementos en las fracciones finas (<63 $\mu\text{m}$ ) de los sedimentos de playas al este de la desembocadura del río Nalón hasta el Cabo Peñas. En este primer trabajo, debido a que solamente se analizó la fracción donde predominantemente se acumulan los metales pesados, y de entre ellos el Hg, las concentraciones presentadas difieren bastante de las recientemente presentadas por Sanz-Prada *et al.* (2020). De acuerdo a este primer trabajo, la concentración total de Hg en la fracción fina varía entre 4,56 a 36,50  $\mu\text{g g}^{-1}$ , siendo la playa de los Quebrantos, localizada en la desembocadura del Nalón, la que mayor concentración promedio de Hg presentaba. En el caso del estudio de Sanz-Prada *et al.* (2020), en el cual se analizaron las fracciones generales del sedimento (< 2mm), las concentraciones de Hg en los sedimentos de las playas son muy inferiores a lo anteriormente reportado debido a la dilución que sufren las concentraciones por la presencia mayoritariamente de arenas silíceas en las muestras. De acuerdo a los resultados reportados, la mediana de la concentración de Hg en los arenales del litoral asturiano es de 0,07  $\mu\text{g g}^{-1}$ , y en el caso de los arenales que también analizaron García-Ordiales *et al.* (2017), la mediana de la concentración de Hg es de 0,10  $\mu\text{g g}^{-1}$ , lo que denota

un ligero enriquecimiento de las concentraciones de Hg debido a los aportes del río Nalón. Para soportar esta afirmación de enriquecimiento, Sanz-Prada *et al.* (2020) realizaron un análisis de conglomerados de las muestras analizadas, mostrando que las muestras de estos arenales se diferencian de los del resto de la región, y que, en su caso, las concentraciones de Hg son un factor clave para su diferenciación.

#### *Mercurio en la biota costera*

La biota en el área costera de influencia del río Nalón apenas ha sido estudiada. Solamente algunos ejemplares de mejillones de esta zona han sido analizados en términos de su concentración de Hg. De acuerdo a la Tabla 3, a pesar de que como se ha mostrado en los párrafos anteriores el estuario es un ambiente importantemente impactado por el Hg, en las áreas de influencia los organismos no muestran *a priori* una bioacumulación significativa de este elemento.

*Tabla 3. Concentraciones de Hg en muestras de mejillón en el área costera de influencia del estuario del río Nalón*

Localización	Hg ( $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco)
Playa San Pedro	0,13
Playa El Aguilar	0,17
Playa Garrincha	0,17
Playa Bayas	0,16
Playa Sta. María del Mar	0,36
Playa Xagó	0,14
Media Costa Asturias	0,54

## 5. CONCLUSIONES

Las labores mineras abandonadas en la cuenca del río Nalón han producido un importante impacto ambiental que ha alcanzado a los ecosistemas de transición fluvio-costera e incluso a áreas marinas próximas a la desembocadura. Las concentraciones de Hg detectadas en diferentes medios y organismos del área estuarina y costera sugieren que el Hg es un contaminante global en esta zona y que el mismo ha sido trasferido a los diferentes compartimentos ambientales, agua, sedimento y biota, generando una importante afección ambiental.

La presencia de mercurio disuelto en las aguas del estuario es escasa debido a su insolubilidad, siendo mayoritaria su presencia en la fase particulada de la columna de agua. Esta predominancia en forma sólida condiciona su mayor presencia y dispersión en los sedimentos del canal y de las marismas, siendo mayoritarias sus concentraciones en zonas de depósito de materiales finos donde la capacidad de transporte fluvial es menor. En el caso de las marismas, la transferencia del mercurio hacia las plantas halófitas puede producir la emisión del contaminante desde las plantas afectadas hacia la atmósfera por los procesos de respiración de las mismas, transfiriendo la problemática a otro compartimento ambiental.

Por otro lado, la presencia, aunque escasa de MeHg, pone de relieve la problemática de este elemento, ya que su fácil transferencia hacia los organismos puede iniciar el proceso de biomagnificación, alcanzando niveles de la cadena trófica que de otra forma no deberían estar afectados por la presencia de este elemento. A pesar de que la minería fue clausurada hace más de 50 años, la persistencia de este elemento en el medioambiente hace que aun hoy en día, a pesar de la atenuación natural de los medios, este contaminante siga siendo fuente de problemas en el área estuarina y costera inmediata. Esto pone de relevancia la necesidad de actuar en primer término sobre los focos de emisión para eliminar los aportes y así poder en un futuro desarrollar medidas de gestión encaminadas a reducir en la medida de lo posible su incidencia sobre el medio. Las concentraciones actuales de mercurio en el estuario, condicionan la gestión de este espacio pues su presencia junto con las de otros contaminantes asociados como el arsénico, hacen que su manejo ambiental sea de especial dificultad. La removilización de los sedimentos para su gestión, puede dar lugar a liberaciones de especies de mercurio que pueden ser fácilmente biodisponibles para los organismos, afectando de manera significativa a la calidad ambiental del estuario. Las investigaciones realizadas por el grupo de investigación liderado por el profesor Jorge Loredó han permitido conocer más en profundidad las transferencias existentes entre diferentes vectores ambientales del estuario, siendo esta información de vital importancia para la correcta interpretación y gestión de esta área de gran valor ecológico.

## AGRADECIMIENTOS

Los diferentes estudios sobre el estuario del Nalón han sido financiados mediante los proyectos del Plan Nacional de Ministerio de Economía, Industria y Competitividad METRAMER [MINECO-13-CGL2013-44980-R] y ECOMER [MINECO-18-CGL2017-84268-R], y los del Plan Regional del Ministerio de Educación y Ciencia del Principado de Asturias [FC-15-GRUPIN14-067 y FC-GRUPIN-IDI/2018/000196] cuyo investigador principal ha sido Jorge Loredó.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Fernández-Martínez, R., Larios, R., Gómez-Pinilla, I., Gómez-Mancebo, B., López-Andrés, S., Loredó, J., Ordóñez, A., Rucandio, I., 2015. Mercury accumulation and speciation in plants and soils from abandoned cinnabar mines. *Geoderma*, 253: 30-38.
- Flor, G., Ceñal, R. C., González, M. S., Ortega, M. I., 1998. Aspectos morfológicos, dinámicos y sedimentológicos del estuario del Nalón (Asturias, noroeste de España). *Trabajos de Geología*, 20(20): 3-39.
- Flor, G., Peón, A., 2004. Rasas y superficies de erosión continental en el relieve alpídico del noroeste peninsular y los depósitos terciarios. *Geomorfología do NW da península ibérica*, 13-31.
- García-Ordiales, E., Flor-Blanco, G., Roqueñí, N., Covelli, S., Cienfuegos, P., Álvarez, R., Fontolan, G., Loredó, J., 2020a. Anthropocene footprint in the Nalón estuarine sediments (northern Spain). *Marine Geology*, 106167.
- García-Ordiales, E., Roqueñí, N., Loredó, J., 2020b. Mercury bioaccumulation by *Juncus maritimus* grown in a Hg contaminated salt marsh (northern Spain). *Marine Chemistry* (En revisión)

- García-Ordiales, E., Cienfuegos, P., Roqueñí, N., Covelli, S., Flor-Blanco, G., Fontolan, G., Loredó, J., 2019a. Historical accumulation of potentially toxic trace elements resulting from mining activities in estuarine salt marshes sediments of the Asturias coastline (northern Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4): 3115-3128.
- García-Ordiales, E., Roqueñí, N., Loredó, J., Covelli, S., Cienfuegos, P., Fontolan, G., Sanz-Prada, L., 2019b. Behaviour of Hg species in the mesotidal zone of the Nalón estuary (Asturias, northern Spain). *EGU2019*, Vol. 21: EGU2019-13400
- García-Ordiales, E., Roqueñí, N., Rico, J. M., Cienfuegos, P., Álvarez, R., Ordoñez, A., 2019c. Assessment of the toxicity toward *Vibrio fischeri* in sediments of a mining impacted estuary in the north of Spain. *Science of the Total Environment*, 660: 826-833.
- García-Ordiales, E., Covelli, S., Rico, J. M., Roqueñí, N., Fontolan, G., Flor-Blanco, G., Cienfuegos, P., Loredó, J., 2018. Occurrence and speciation of arsenic and mercury in estuarine sediments affected by mining activities (Asturias, northern Spain). *Chemosphere*, 19: 281-289.
- García-Ordiales, E., Alonso-Fernández, D., Cienfuegos, P., Roqueñí, N., 2017. Análisis geoquímico de los arenales de la región central de Asturias (Norte de España). *XII Congreso Nacional de Geoquímica XI Congreso Ibérico de Geoquímica*, 1:
- García-Ordiales, E., Loredó, J., Cienfuegos, P., Covelli, S., Flor-Blanco, G., Fontolan, G., Roqueñí, N., Ordoñez, A., Flor, G., 2015. Metales pesados y metaloides en sedimentos de las Marismas del Estuario del río Nalón (Norte de España). *Comunicações Geológicas*, 102: 69-72.
- Larios, R., Fernández-Martínez, R., Silva, V., Loredó, J., Rucandio, I., 2012. Arsenic contamination and speciation in surrounding waters of three old cinnabar mines. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(2): 531-542.
- López, J., 2015. Evolución morfosedimentaria e histórica de los estuarios asturianos Navia, Nalón, Avilés, Villaviciosa, Ribadesella. *Tesis doctoral del Departamento de Geología*. Universidad de Oviedo, España.
- Loredó, J., Ordoñez, A., Álvarez, R., 2006. Environmental impact of toxic metals and metalloids from the Muñón Cimero mercury-mining area (Asturias, Spain). *Journal of Hazardous Materials*, 136(3): 455-467.
- Loredó, J., Soto, J., Álvarez, R., Ordoñez, A., 2007. Atmospheric monitoring at abandoned mercury mine sites in Asturias (NW Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 130: 201-214.
- Loredó, J., Petit-Domínguez, M. D., Ordoñez, A., Galán, M. P., Fernández-Martínez, R., Alvarez, R., Rucandio, M.I., 2010. Surface water monitoring in the mercury mining district of Asturias (Spain). *Journal of hazardous materials*, 176(1-3): 323-332.
- Luque, C., Gutiérrez Claverol, M., 2006. *La minería del mercurio en Asturias. Rasgos históricos*. Ed. Eujoa, Mieres, España.
- Matanzas, N., Sierra, M. J., Afif, E., Díaz, T. E., Gallego, J. R., Millán, R., 2017. Geochemical study of a mining-metallurgy site polluted with As and Hg and the transfer of these contaminants to equisetum sp. *Journal of Geochemical Exploration*, 182: 1-9.
- Ordoñez, A., Silva, V., Galán, P., Loredó, J., Rucandio, I., 2014a. Arsenic input into the catchment of the River Caudal (Northwestern Spain) from abandoned Hg mining works: effect on water quality. *Environmental geochemistry and health*, 36(2): 271-284.
- Ordoñez, A., Álvarez, R., Loredó, J., 2014b. Soil pollution related to the mercury mining legacy at Asturias (Northern Spain). *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 28(6): 389-396.
- Ordoñez, A., Álvarez, R., Loredó, J., 2013. Asturian mercury mining district (Spain) and the environment: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(11): 7490-7508.



- Sanz-Prada, L., Garcia-Ordiales, E., Roqueñí, N., Gil, J.A.G., Loredo, J., 2020. Geochemical distribution of selected heavy metals in the Asturian coastline sediments (North of Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 156: 111263.
- Silva, V., 2011. *Incidencia de la minería abandonada de mercurio sobre las aguas y sedimentos de la cuenca del río Caudal*. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo, Oviedo, España.

# CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA GEOLOGÍA ECONÓMICA EN LA CUENCA DEL RÍO ESVA

*Santiago González-Nistal,<sup>1</sup> Rodrigo Álvarez<sup>2</sup> y Francisco Ruiz<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Geólogo Senior. Consultor.

<sup>2</sup> Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales,  
Universidad de Oviedo, España

## RESUMEN

En este trabajo se describen los principales resultados de una investigación en marcha sobre los recursos minerales metálicos existentes en el marco geográfico que corresponde a la cuenca hidrográfica del río Esva. Para ello, se utilizan las observaciones de campo, combinadas con técnicas de laboratorio (análisis de texturas y fases, geoquímica de detalle...). Se presentan nuevos datos sobre indicios ya conocidos de Mn y Au –con especial atención a la mineralización de Navelgas– y se citan otros potenciales recursos, hasta el momento no recogidos en la bibliografía existente.

## 1. INTRODUCCIÓN

Durante los últimos 25 años se ha venido realizado una exploración minera relativamente importante en el Principado de Asturias, siendo diversas las sustancias buscadas y generalmente centrada en áreas con indicios ya conocidos o con minería antigua. Destacan, sin lugar a dudas, las campañas realizadas para la prospección de Au, que permitieron, ya desde 1998, la puesta en producción de los yacimientos de El Valle-Boinás y Carlés por parte de la empresa Río Narcea Gold Mines S. A. En la actualidad, y en lo referente a minería metálica, existen permisos de investigación en vigor para la búsqueda de Co, Ni, Zn, Mo o W, además de Au, siendo el mejor ejemplo de este último el ya clásico proyecto de Salave, donde han sido cubicadas 8,2 Mt de reservas (medidas+indicadas) con una ley media de 4,6 g Au/t (CSA Global, 2018).

Debido a la importancia singular que ha tenido el Au, ya desde las etapas tempranas de su prospección en la parte final del siglo pasado, se han definido tres grandes lineamientos de indicios que, siguiendo la terminología in-

glesa, se conocen como *cinturones auríferos*. Estos son, de este a oeste (Spie-ring *et al.*, 2000), el cinturón del río Narcea, el cinturón de Navelgas y el cinturón de Ibias-Los Oscos. El primero de ellos es, hasta el momento, el único que cuenta con explotaciones activas. En el cinturón de Ibias-Los Oscos existen en marcha algunas actividades de investigación minera (el ya citado proyecto de Salave, Penedela...) más o menos prometedoras. Finalmente, el cinturón de Navelgas ha sido el menos explorado, a pesar de que contiene la mayor densidad de indicios de Au (tanto primario como secundario) y de restos de minería romana.

Por otra parte, y además de lo anterior, el reciente descubrimiento de la presencia de monacita (González-Nistal *et al.*, 2020) en las arenas de la playa de Cueva (desembocadura del río Esva) ha despertado cierto interés –por el momento, exclusivamente académico– que se traducido en la puesta en marcha de la tesis doctoral del primer autor de este trabajo sobre el conjunto de la cuenca del río Esva con objeto de mejorar el conocimiento sobre los recursos minerales de este sector. Además de ser un área infra-explorada, existe un número limitado de publicaciones que describan, todas ellas parcialmente, los recursos de este sector; así, únicamente se pueden citar algunos trabajos relativos a las mineralizaciones de Mn del sector de Trevías (González-Castro *et al.*, 1985), algunos otros sobre unos niveles de albita masiva que aparecen en la parte media de la cuenca (Roel, 1994; García-Arias *et al.*, 2006, 2007), también sobre la mineralización primaria de Navelgas (Álvarez, 2003; Álvarez y Ordóñez, 2010) y, finalmente, algunas observaciones y resultados de prospección geoquímica realizada sobre niveles calcáreos del Cámbrico Inferior (Asenjo *et al.*, 1984a, 1984b). Una síntesis resumida de todo lo anterior se puede consultar en el trabajo de Ruiz y Luque (1988).

## 2. LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO ESVAS

El Esva es un río costero cuya cuenca hidrográfica ocupa una extensión de 461 km<sup>2</sup>: la práctica totalidad de la misma se extiende por los términos municipales de Tineo y Valdés, a excepción de un pequeño sector en la parte oriental (parte de la sub-cuenca del río Mallene), que pertenece al concejo de Salas. Su caudal medio, según Confederación Hidrográfica del Cantábrico, se sitúa en torno a los 10 m<sup>3</sup>/s en la desembocadura. Geológicamente, forma parte del Dominio del Navia-Alto Sil (DNAS), dentro de la Zona Asturoccidental-Leonesa (ZAOL). Tal y como se puede ver en la figura siguiente, la cuenca del Esva (señalada en trazado discontinuo) comprende cinco hojas del mapa geológico nacional (1: 50000, serie MAGNA), si bien dos de ellas (Cangas del Narcea, 50 y Belmonte de Miranda, 51) contribuyen con áreas muy modestas. La mayor parte del área de estudio se reparte entre las hojas de Tineo (27) y Boal (26), estando el curso bajo del río representado en la hoja 12 (Busto). A continuación, se describen de forma breve las principales características geológicas de la zona de estudio.

### 2.1. Estratigrafía

Tal y como se aprecia en la Fig. 1b, el zócalo de la zona de estudio está formado por cinco unidades: la serie precámbrica del Narcea y las cuatro for-

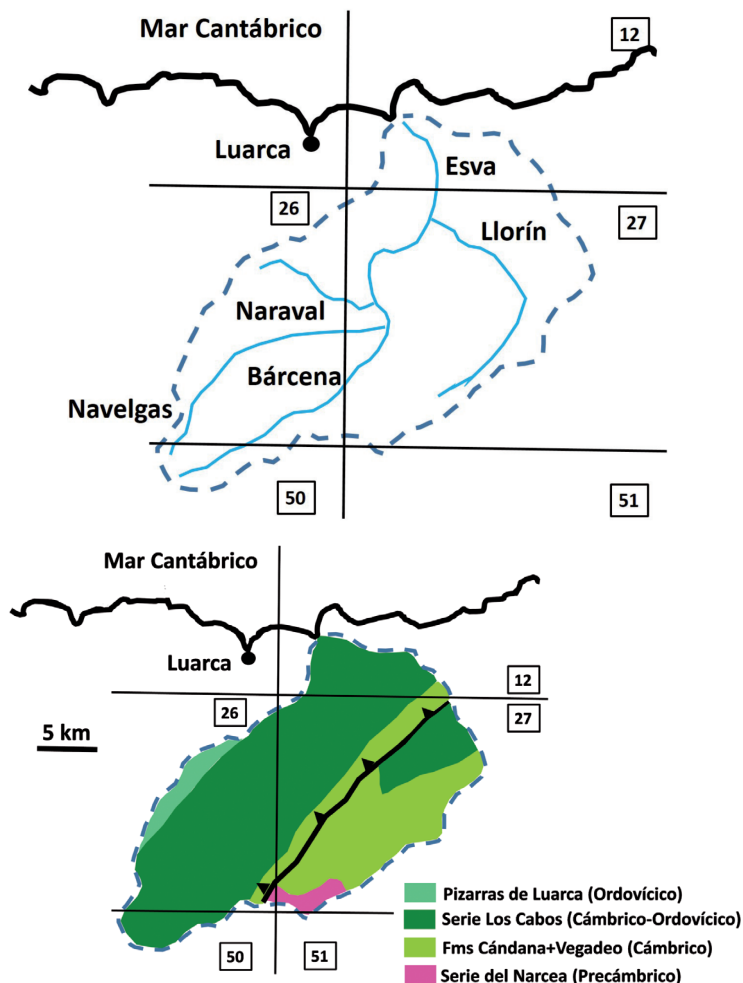


Fig. 1. (a) Delimitación de la cuenca hidrográfica del río Esva con indicación de los principales tributarios. (b) Mapa geológico simplificado del área representada en la primera figura (se omite la representación, por efecto de escala, de las rocas ígneas y de los recubrimientos terciarios y cuaternarios)

maciones que constituyen la base del Paleozoico en el DNAS (formaciones Cándana, Vegadeo, Serie Los Cabos y pizarras de Luarca). Seguidamente, se comentan sus principales características. El lector interesado puede consultar datos adicionales en los trabajos de Marcos *et al.* (2004) y Pérez-Estaún *et al.* (1990).

- Precámbrico del Narcea: aparece en la cabecera de la cuenca, en un área relativamente pequeña entre Navelgas, Fastias y Tineo. Se trata de pizarras y areniscas con cuerpos de rocas volcánicas y volcanoclásticas interestratificadas cuya potencia real no es posible estimar.

- Fm Cándana: potente unidad (hasta 2000 m) formada por areniscas (arcosas) y microconglomerados de ambiente marino somero y de transición. Se apoya de forma discordante sobre el conjunto precámbrico. Cuenta con un nivel dolomítico, de cierta importancia económica, de unos 25 m de espesor, que en la zona de estudio se ha reconocido por el corredor Muñalén-Calleras-Ayones.
- Fm Vegadeo: es un nivel guía característico en la ZAOL. Únicamente se han podido reconocer buenos afloramientos (en todo caso, parciales) en el entorno de Navelgas, pudiendo seguirse su trazado hacia el NE por las zonas deprimidas y con pradería. Su potencia media puede estimarse en 150 m. Son calizas y dolomías recristalizadas y muy tectonizadas, con algo de cuarzo. Su edad es Cámbrico Inferior-Medio.
- Serie Los Cabos: aflora en una amplia banda de trazado NE-SW, con varios miles de metros de potencia. Litológicamente, esta unidad está formada por pizarras y cuarcitas de ambiente marino somero. Dado que no presenta indicios de interés económico, no se le prestará más atención en este trabajo.
- Pizarras de Luarca: aparecen en la terminación SW de la cuenca del Esva, en una franja de unos 300 m de potencia (muy exagerada en la Fig. 1b) que sigue la traza de un cabalgamiento en virtud del cual se encuentran superpuestas por la serie Los Cabos. Esta unidad se puede reconocer en el límite con la cuenca del río Cabornel, entre las localidades de Burgazal y Bullacente, en la parte alta de la sub-cuenca del río Navelgas. Son pizarras oscuras, con piritita dispersa y que a techo cuentan con un nivel de (meta)diabasas cuyas características se citan en el epígrafe que sigue.

## 2.2. Rocas ígneas

En la cartografía existente se representa la existencia de tres tipos diferentes de rocas ígneas sobre la superficie ocupada por la cuenca del río Esva. Son las siguientes:

- Tobas basálticas: se encuentran representados dos pequeños cuerpos, ambos en el sector de Trevías. Uno de ellos se sitúa entre las dos minas de Mn más importantes de la zona de estudio (ver apartado siguiente), en las inmediaciones de las localidades de Munás de Abajo y Ore; el otro, al W de Trevías, sobre la margen izquierda del río Xanteiro. Estos dos sectores se han recorrido con minuciosidad y no se ha podido verificar, en ninguno de los dos casos, la presencia de estos cuerpos.
- Pórfidos riolíticos: son pequeñas manifestaciones interestratificadas en el conjunto precámbrico del Narcea. Rubio-Ordóñez (2010) diferencia, en un trabajo de gran detalle, varios tipos de diques, sills y rocas piroclásticas: este autor propone una cartografía en la que sitúa, en el contacto entre la Fm Vegadeo y la serie Los Cabos en el entorno de Navelgas, un nivel concordante de 150 m de potencia de (lit.) «sills y diques gabroicos con anfíbol y plagioclasa» cuya presencia tampoco ha podido ser verificada.
- Metadiabasas de Tejedal-Burgazal. Únicamente se representa la presencia de estas rocas en la cartografía de la serie MAGNA (hoja 26), indi-

cando que se trata de rocas basálticas con ¿albita?, anfíbol, clorita y otros minerales accesorios. En muestra de mano son rocas duras, cristalinas, con disyunción bolar en afloramiento y mineralización metálica dispersa, como se verá más adelante.

### **2.3. Configuración estructural**

La estructura de la zona de estudio queda definida por el emplazamiento del cabalgamiento de Allande, que la atraviesa de SW a NE (ver Fig. 1b). El buzamiento de las series resulta de unos 45° al W en el bloque cabalgante, mientras que el bloque cabalgado se encuentra plegado siguiendo una estructura sinclinal, más o menos suave, de eje paralelo al trazado del cabalgamiento. Como estructura secundaria y paralela a la anterior encontraríamos, en el sector SW, la terminación septentrional del cabalgamiento de Montefurado, relacionado con algunos indicios auríferos al S de la cuenca del Esva (fuera de la misma) y responsable, en parte, de la aparición de los diques de metadiabasas que se citan en el apartado anterior.

## **3. RECURSOS MINERALES**

En el área de estudio existen interesantes indicios de recursos minerales, tanto de rocas y minerales industriales (minas de barita de Muñalén, albitas de San Pedro de Paredes...) como de minería metálica. Debido a las limitaciones de extensión, en este trabajo únicamente se hará referencia a estos últimos.

### **3.1. Mn**

Tal y como se adelantaba en la introducción, existen labores inactivas de minería de Mn en diversas localidades del sector norte de la zona de estudio. Un inventario exhaustivo de estas minas se puede consultar en IGME (1977). En este trabajo únicamente se han estudiado muestras de las dos minas de mayor tamaño, que son las de Muñás de Abajo (mina Paulina) y Ore (mina Mercedes), que posiblemente compartan la misma mineralización. El resto fueron labores de poca entidad y escaso interés, abandonadas todas ellas hace más de 50 años y hoy absolutamente irreconocibles. Las labores de las minas de Muñás de Abajo y Ore son inaccesibles, por lo que las muestras que se han recuperado se han tomado de las escombreras. Las masas mineralizadas tienen en general un aspecto terroso, muy alterado, y la distribución de las sustancias útiles en el seno de las mismas es muy irregular. En la escala microscópica, las texturas más abundantes –aunque no exclusivas– son las propias del ambiente supergénico (ver Fig. 2): precipitados en forma de franjas coliformes, concreciones, relleno de espacios vacíos, reemplazamiento parcial de los granos de la roca encajante, etc. Existen dos variedades fundamentales de minerales de Mn, ambos óxidos, y que llegan a superar el mm de tamaño: mediante estudio por SEM-EDS se ha determinado que uno de ellos es rico en Ba y el otro, rico en Fe. González-Castro *et al.* (1985) citan, basándose en observaciones mediante microscopía óptica de polarización en modo reflexión, la presencia de jacobsita, pirolusita, manganita y psi-

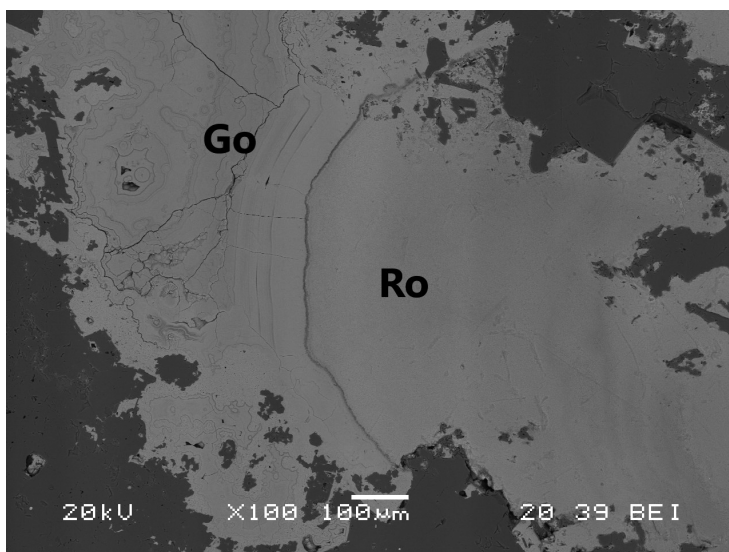


Fig. 2. Textura típica de las mineralizaciones de Mn de Muñás-Ore (Go: goethita; Ro: óxido de Mn-Ba  $\zeta$ romanechita?). Imagen tomada con microscopio electrónico

lomelana. En las muestras microanalizadas en este trabajo encontramos poco probable la presencia de óxidos/hidróxidos puros de Mn, lo cual lleva a pensar en que la paragénesis podría estar dominada por romanechita y jacobscita. En cualquier caso, la cristalinidad de las especies de Mn es muy reducida, dado que el análisis mediante DRX de una muestra muy rica (en torno a un 30% de Mn metal) únicamente confirmó la presencia de cuarzo y goethita. Los óxidos y oxi-hidróxidos de Fe, con texturas similares a las descritas para las fases manganesíferas, están también muy presentes, principalmente como goethita y limonita.

Por la calidad de las muestras recuperadas en los restos de escombreras, creemos que estas mineralizaciones formaban acumulaciones de distribución espacial impredecible, posiblemente combinando zonas muy ricas con otras prácticamente estériles. No se ha podido verificar su presunta relación con manifestaciones volcánicas, pero su génesis supergénica resulta evidente, lo cual hace pensar que su evolución en profundidad es limitada, independiente de su presunta afinidad volcánica.

### 3.2. Au

Existen abundantes restos de trabajos romanos para la búsqueda de Au en la zona de estudio, principalmente sobre acumulaciones de carácter secundario. En este sentido, cabe citar el conocido carácter aurífero de los ríos Bárcena y Navelgas que, en su confluencia en Ese de Calleras, forman el Esva. La mayor corta romana que se conoce en la región (Freitarbosa) se sitúa sobre la divisoria que separa las cuencas del río Navelgas y río del Oro, si bien ya sobre la vertiente de este último (cuenca del Navia). Algunos lugares con

evidencias de trabajos romanos sobre depósitos secundarios en la cuenca del Esva son La Cabuérniga, Naraval o Ranón.

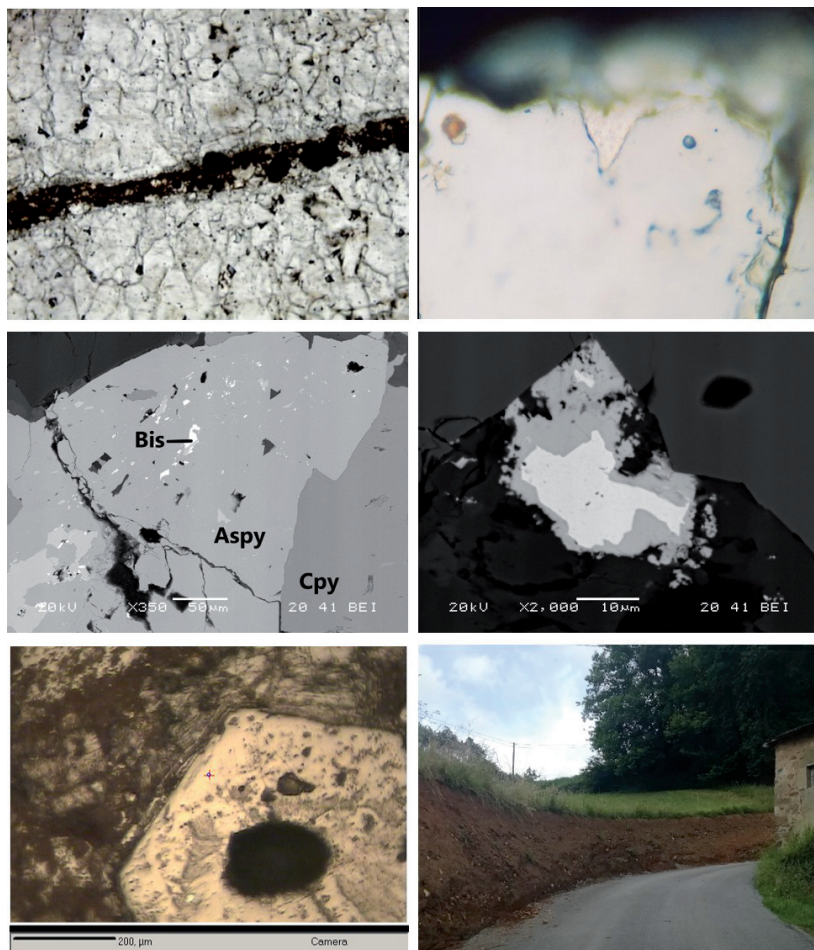
De mayor interés a efectos económicos son las mineralizaciones primarias, pudiendo citarse en este caso la corta romana de Los Fornones y la antigua mina Luarquesa, en Navelgas. La primera se sitúa sobre el nivel dolomítico basal del grupo Cándana, mientras que la segunda encaja en las calizas de la Fm Vegadeo. Debido a su mayor interés y potencial, únicamente se describirá esta última.

El trazado cartográfico de la Fm Vegadeo engloba un número importante de indicios que, salvo el caso de Navelgas, no han sido hasta el momento objeto de atención especial. Este hecho indica que esta unidad litoestratigráfica es un metalotecto en la búsqueda de acumulaciones metálicas en el sector considerado. Un hándicap importante en las fases iniciales de la prospección, en este caso en particular, es la calidad de los afloramientos, muy deficiente en líneas generales. Cabe poner de manifiesto que, si bien la Fm Vegadeo es prioritaria como objetivo en la búsqueda de Au primario, no es el único encajante en el que aparece este metal: los ríos Navelgas y Bárcena ya presentan carácter aurífero aguas arriba de su intersección con la barra de calizas, lo cual indica la existencia de mineralizaciones primarias sobre la serie Los Cabos.

En Navelgas se puede reconocer relativamente bien la Fm Vegadeo (sus partes altas) en las proximidades de la antigua mina y en los taludes de la gasolinera ( $X_{UTM}=698971$ ;  $Y_{UTM}=4809153$ , Datum ETRS89, Huso 29). Se trata de una caliza gris, intensamente silicificada y recristalizada, con fracturas rellenas de cuarzo y con frecuencia mineralizadas. También existe cierto desarrollo de cavidades kársticas rellenas, parcial o totalmente, con arcillas que ya fueron explotadas por los romanos. La mineralización metálica que se emplaza en esta unidad lo hace tanto en las venas de cuarzo como en el seno de la propia roca (Fig. 3, fila superior). Álvarez (2003) cita una paragénesis simple de pirita-calcopirita-pirrotina, acompañada de óxidos de Ti, que se ha podido verificar durante el desarrollo de este trabajo, pero que debe ser completada con la presencia de tres especies nuevas: arsenopirita, bismuto nativo y bismutina (ver figura siguiente, fila intermedia). Mediante microsonda electrónica se ha podido comprobar que tanto la pirita como sus minerales de alteración (fundamentalmente goethita) presentan cantidades notables de Au refractario (invisible), siendo el Au nativo, siempre en forma de electrum, escaso y de pequeño tamaño (ver figura siguiente, fila superior).

Una aportación original a la prospección de Au en este sector es el hallazgo, en los suelos del entorno de la localidad de San Feliz (12,5 km al NE de Navelgas, siguiendo el nivel de calizas) de goethita subidiomorfa (a menudo pseudomorfa de pirita) que presenta, según los microanálisis sobre 48 partículas realizados con microsonda electrónica, cantidades de Au análogas a las citadas en las piritas en el entorno de la antigua de Navelgas (700 mg/kg). Estos suelos son potentes, eluvionares, y las muestras se tomaron sobre el horizonte B (o «de acumulación») no siendo posible llegar a verificar la presencia de la caliza en los taludes, aunque sí coincide espacialmente con la situación que en los distintos mapas se propone para la Fm Vegadeo. Este es, sin duda, un indicio interesante que invita a una investigación más detallada.





*Fig. 3. Fila superior (imágenes de microscopio óptico): a la izquierda, textura de la Fm Vegadeo en el entorno de la antigua mina de Navelgas; nótese que los opacos se alinean en las fracturas, pero también se difunden en el encajante (encuadre: 1,3 mm). A la derecha, inclusión de Au en pirita (encuadre: 120  $\mu\text{m}$ ). Fila intermedia (imágenes de microscopio electrónico): a la izquierda, arsenopirita (Aspy), Calcopirita (Cpy) y Bi nativo (Bis). A la derecha, bismutina englobando un núcleo de Bi nativo. Fila inferior: a la izquierda (imagen de microsonda), aspecto de las goethitas auríferas de San Feliz. A la derecha, aspecto del eluvión que contiene la goethita anterior*

### 3.3. Tierras Raras

Recientemente, durante el desarrollo de una investigación académica sobre minerales densos en arenas de playa, se constató la presencia de monacita en las arenas de la desembocadura de los ríos Esva, Navia y Eo. A pesar de que el primero de ellos cuenta con la menor superficie de cuenca, siendo en los tres

casos el contexto geológico análogo, es dónde mayor proporción de este fosfato aparece. En este momento (junio de 2020) no se encuentra determinada su concentración media, pero el interés que despiertan actualmente las tierras raras (incluidas en la lista europea de materias primas críticas) justifica que se haya estudiado en detalle su composición y que se haya tratado de datar. La monacita en las arenas del curso bajo del río Esva aparecen en dos formas principales (ver Fig. 4): a) granos subredondeados, de hasta 100  $\mu\text{m}$  de diámetro mayor, libres o no y b) pequeñas (5-20  $\mu\text{m}$ ) inclusiones minerales en fragmentos de rocas silíceas. Nunca aparece zonada, lo que hace pensar en una composición más o menos homogénea: la monacita es rica en tierras raras ligeras, por orden de importancia Ce-La y Nd. Según se puede apreciar en la Tabla 1, el Sm, Pr y Gd sobrepasan, en valores medios, el 1% en peso. Si se comparan estos datos con las composiciones normativas de monacitas de otros orígenes, se puede observar que la monacita del Esva se encuentra enriquecida en Nd y Pr, mientras que, en compensación, los niveles medios de Ce y La están algo por debajo de lo habitual. Expresados como los óxidos correspondientes, el contenido total en tierras raras excede el 70%.

Tabla 1. Contenido medio ( $n=10$ ) de Y y tierras raras en la monacita del Esva (%). Se destacan los valores comentados en el texto

	Y	Sm	Tb	Dy	Pr	Gd	Ho	La	Ce	Nd
Max.	0,481	4,156	0,097	0,257	3,652	2,136	0,003	14,880	31,046	17,992
Min.	0,380	0,840	0,060	0,202	1,310	0,720	0,000	4,622	20,378	7,860
Media	0,442	1,826	0,081	0,225	<b>2,540</b>	1,340	0,001	<b>12,176</b>	<b>26,830</b>	<b>10,868</b>
Desv. est.	0,045	1,162	0,016	0,024	0,934	0,591	0,001	3,310	3,203	3,471

Con objeto de poder situar o mejor su área fuente, se realizaron una serie de análisis mediante microsonda electrónica empleando una rutina que permite realizar la datación por el método del U-Th-Pb (según se describe en Montel *et al.*, 1996). Los 4 resultados válidos indican una edad bastante superior a la correspondiente a las rocas más antiguas conocidas en la cuenca (Neoproterozoico de la serie del antiformal del Narcea) lo cual indica que, o bien el método no es válido (fallaría la asunción del origen radiogénico para el isótopo hijo, en este caso el Pb) o episodios sucesivos de removilización de la monacita.

### 3.4. Cu

Las metadiabasas del sector Tejedal-Burgazal son rocas cristalinas de grano grueso, duras, que tienen como minerales esenciales plagioclasa y anfíbol, comúnmente cloritizado. Se trata de alineaciones relativamente poco potentes, pero repetidas en el espacio, apareciendo en ocasiones más al S de lo que están representadas en el mapa geológico nacional. Lo destacable de estas rocas es que en corte fresco presentan mineralización metálica de sulfuros. Se han estudiado por técnicas microscópicas estas diseminaciones de sulfuros, evidenciándose la presencia, por orden de importancia, de pirita y calcopiri-

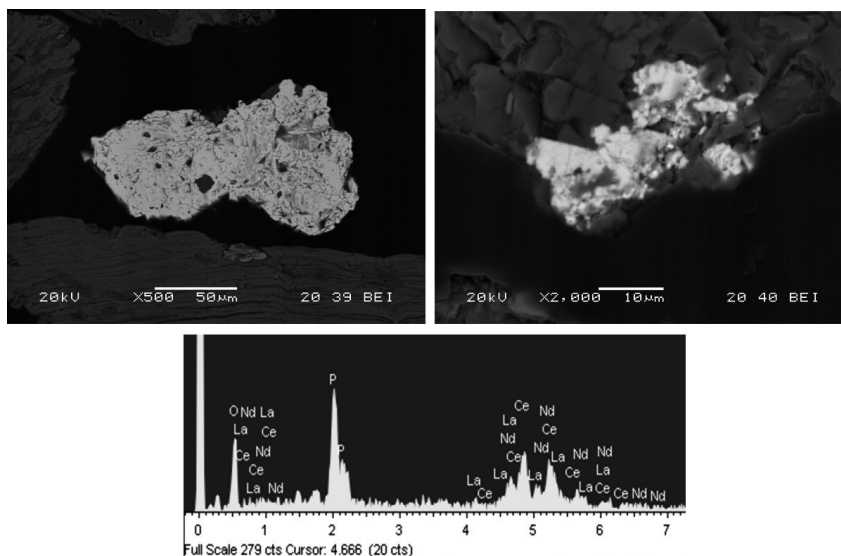


Fig. 4. Formas de ocurrencia de la monacita del Esva (imágenes de microscopio electrónico). En la parte inferior se muestra un diagrama de energía, que indica la predominancia de las tierras raras ligeras

ta (en ocasiones, también bornita). Por el momento se trata solamente de un indicio y aunque en las pocas muestras que se han estudiado, debemos citar leyes pobres, está previsto realizar unos análisis geoquímicos de elementos traza en la calcopirita (para dilucidar su origen, ver George *et al.*, 2018) y una valoración del carácter aurífero de la pirita.

#### 4. CONCLUSIONES

La cuenca hidrográfica del río Esva es un sector relativamente poco explorado que forma parte del denominado *cinturón aurífero de Navelgas*. En este contexto aparecen algunas acumulaciones de sustancias metálicas que se repasan en el presente trabajo. A modo de resumen, los aspectos originales más relevantes son los siguientes:

Las mineralizaciones de Mn (o Mn-Fe) Muñás y Ore están ligadas a una génesis supergénica que juega en contra de las reservas en cualquier caso, desconocidas que puedan albergar. Se pone en entredicho su asociación con rocas volcánicas y, entre los óxidos de Mn, las variedades dominantes son las ricas en Ba y Fe.

La mineralización aurífera de Navelgas presenta la mayor parte de su Au en forma refractaria (asociado a la pirita). Se trata de Au invisible, cuya presencia se ha localizado en la prolongación al NE de la banda de caliza cámblica que lo alberga. Se deben añadir a la paragénesis del depósito de Navelgas la arsenopirita, el Bi nativo y la bismutina.

En la desembocadura del río Esva existen indicios de monacita, en granos de hasta 100 μm de diámetro, que cuenta con una composición bastante ho-

mogénea, con un 70% de óxidos de tierras raras, principalmente Ce, La y Nd. Se desconoce(n) el(las) área(s) fuente.

Las metadiabasas asociadas al cabalgamiento de Montefurado presentan una mineralización metálica dispersa de sulfuros, con piritita, calcopiritita y, ocasionalmente, bornita.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar su agradecimiento a los profesores Jesús García Iglesias y Jorge Loredó por sus notables aportaciones al conocimiento de los yacimientos minerales de nuestra región y por haber sido pioneros en la Universidad de Oviedo en esta línea de investigación aplicada.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez, R., 2003. Mineralogical and geochemical characterization of an epithermal gold Deposit in northwestern Spain. *Memorias e Noticias*, 2 (Nova Série): 195-204.
- Álvarez, R., Ordóñez, A., 2010. La mineralización aurífera de Navelgas. El modelo Carlin de la zona Astur-Occidental Leonesa. En: Loredó, J. (Ed), *Nuevos retos en la prospección e investigación de los recursos minerales. Libro homenaje al profesor Jesús García Iglesias*, p. 53-80.
- CSA Global, 2018. *NI 43-101 Technical Report. Salave Gold Project Mineral Resource Update for Black Dragon Gold Corp.* Disponible on-line: <https://www.blackdragongold.com/our-projects/resource-statements/>
- Díaz Asenjo, J., Loredó Pérez, J., García Iglesias, J., 1984a. Algunos aspectos de interés metalogénico en el nivel carbonatado de la formación Cándana-Herrería. *Boletín de Ciencias Naturales del Instituto de Estudios Asturianos*, 34: 115-120.
- Díaz Asenjo, J., Loredó Pérez, J., García Iglesias, J., 1984b. Investigaciones geoquímicas de zonas auríferas potencialmente interesantes en niveles dolomíticos del Cámbrico Inferior en Asturias. *Boletín de Ciencias Naturales del Instituto de Estudios Asturianos*, 35: 157-168.
- García-Arias, M., Corretgé, L. G., Castro, A., 2006. Las albititas del Paleozoico Inferior del occidente de Asturias: ¿Posible fuente de leucogranitos? *Geogaceta*, 40: 147-150.
- García-Arias, M., Corretgé, L. G., Castro, A., 2007. Fusión y cristalización de las albititas de San Pedro de Paredes (Asturias): modelos teóricos y experimentales. *Geogaceta*, 41: 83-86.
- George, L. L., Cook, N. J., Crowe, B. B. P., Ciobanu, C. L., 2018. Trace elements in hydrothermal chalcopyrite. *Mineralogical Magazine*, 82(1): 59-88.
- González-Castro, G., Loredó, J., García-Iglesias, J., 1985. Datos sobre mineralizaciones de manganeso en Asturias. *Boletín de la Sociedad Española de Mineralogía*, 8: 173-179.
- González-Nistal, S., Álvarez, R., Ordóñez, A., Loredó, J., 2020. Occurrence of detrital monazite within the Esva watershed (NW Spain): EPMA dating and REE geochemistry. *Goldschmidt2020 Abstracts*.
- IGME, 1977. *Investigación minera en la zona de Trevías-Sierra de los Vientos (Oviedo)*. Informe interno inédito, 62 p.
- Marcos, A., Pérez-Estaún, A., Martínez-Catalán, J. R., Gutiérrez-Marco, J. C., 2004. Zona Asturoccidental-Leonesa. Estratigrafía y Paleogeografía. En: Vera (Ed.), *Geología de España*. Sociedad Geológica de España e Instituto Geológico y Minero de España, p. 49-51.
- Montel, J. M., Foret, S., Veschambre, M., Nicollet, C., Provost, A., 1996. Electron microprobe dating of monazite. *Chemical Geology*, 131: 37-53.

- Pérez-Estaún, A., Bastida, F., Martínez-Catalán, J. R., Gutiérrez-Marco, J. C., Marcos, A., Pulgar, J., 1990. West Asturian-Leonese Zone: Stratigraphy. En: Dallmeyer, R.D., Martínez-García (Eds.), *Pre-Mesozoic Geology of Iberia*. Springer-Verlag, p. 92-102.
- Roel, J., 1994. Las rocas albíticas (albititas) del Norte de Lugo y Asturias (Zona Asturoccidental-Leonesa). *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 19: 347-378.
- Rubio-Ordóñez, A., 2010. *Magmatismo Neoproterozoico en el antiformal del Narcea*. Tesis Doctoral inédita. Universidad de Oviedo, 306 p.
- Ruiz, F., Luque, C., 1988. Metalogenia de la Zona Asturoccidental-Leonesa. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 1(11-2): 239-247.
- Spiering, E. D., Pevida, L. R., Maldonado, C., González, S., García, J., Varela, A., Arias, D., Martín-Izard, A., 2000. The gold belts of western Asturias and Galicia (NW Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 71: 89-101.

# ESCOMBRERAS ASOCIADAS A MINERÍA DE SULFUROS: PASIVO AMBIENTAL Y POTENCIAL ACTIVO ECONÓMICO DESDE UNA PERSPECTIVA DE MINERÍA CIRCULAR

*J. A. Grande,<sup>1</sup> J. M. Dávila, J. C. Fortes,<sup>1</sup> M. Santisteban,<sup>1</sup>  
A. M. Sarmiento,<sup>1</sup> F. Córdoba,<sup>2</sup> M. Leiva,<sup>2</sup> M. L. de la Torre,<sup>1</sup>  
A. Jiménez,<sup>5</sup> J. Díaz-Curiel,<sup>4</sup> B. Biosca,<sup>4</sup> A. T. Luís,<sup>3</sup> N. Durães,<sup>3</sup>  
E. A. Ferreira da Silva,<sup>3</sup> M. J. Rivera,<sup>1</sup> J. Aroba,<sup>1</sup> B. Carro,<sup>2</sup> J. Borrego<sup>2</sup>  
y J. A. Morales<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad de Huelva. España

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva. España.

<sup>3</sup> GeoBioTec Research Unit, Department of Geosciences. Aveiro, Portugal.

<sup>4</sup> Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas y Energía. UPM. Madrid

<sup>5</sup> Cobre Las Cruces. Sevilla. España

## RESUMEN

El aprovechamiento de residuos mineros no es una práctica novedosa: desde tiempo inmemorial se vienen utilizando partes de escombreras para diferentes usos, generalmente asociados a obras menores y con escaso rendimiento económico. Numerosas edificaciones, carreteras y vías férreas las han empleado históricamente como materiales base para su construcción.

En el caso de las escombreras asociadas a minería de sulfuros, esta práctica presenta como inconveniente la alta capacidad de oxidación de los estos, lo que provoca el deterioro inmediato del medio al aparecer los sulfatos como respuesta a la oxidación de sulfuros, tornándose además altamente incompetentes desde el punto de vista mecánico. Al mismo tiempo, como algo positivo y de oportunidad estratégica, el precio actual del cobre alcanza valores que superan los 5500 \$/t, lo que abre posibilidades de aprovechamiento de estas escombreras transformado un pasivo ambiental en activo económico.

La «Minería Circular» no es más que una derivada del concepto de economía circular considerada como una estrategia que tiene por objetivo reducir tanto la entrada de los materiales como la producción de desechos, cerrando los flujos económicos y ecológicos de los recursos.



capaz de gestionar con fondos públicos. El tratamiento y rehabilitación de estas áreas degradadas es una tarea de evidente interés socio-ambiental, pero el coste económico en las áreas mineras ya degradadas históricamente es muy alto: basta con observar las aguas de cauces como el Tinto, el Odiel y otros muchos para formular esta aseveración (Grande, 2015).

Este escenario nos lleva a plantear como primera disyuntiva si es o no viable la reconversión del sistema, o dicho de otra forma, si el binomio minería-ambiente es reconciliable dentro del marco normativo ambiental en vigor. La respuesta está en la propia concepción actual de la viabilidad de cualquier proyecto, que en minería habrá de cumplir tres premisas fundamentales: deberá ser técnicamente viable, económicamente rentable y ambientalmente sostenible (Grande *et al.*, 2018).

En este contexto, las escombreras como principal foco generador de contaminación minera, podemos observarlas también como una potencial fuente de recursos recuperables. En efecto, la mayor parte de los residuos mineros depositados en los cinco continentes antes de la entrada en vigor de normativas reguladoras de estos vertidos, siguen emitiendo a la red fluvial lixiviados altamente contaminantes pero que, al mismo tiempo, transportan en disolución concentraciones de metales, o mejor «sustancias», muy elevadas que sugieren posibilidades de intervención para recuperar esos elementos de interés económico mejorando así la calidad de las aguas y recuperando para su reintroducción en el ciclo productivo todo lo rentable. El cobre disuelto en las aguas de mina es evaluado en este trabajo como potencial elemento a recuperar desde una perspectiva de Minería Circular.

### 1.1. Escombreras y drenaje ácido de mina

La extracción de minerales que contienen sulfuros, ya sean como mena o como simple elemento accesorio o impureza, conlleva un tipo de contaminación hidrogeoquímica denominada *Drenaje Ácido de Mina* o *AMD* (*Acid Mine Drainage*). Esta contaminación modifica las características químicas de las aguas del entorno, llegando a tornarlas inservibles para su uso e incluso para el sostenimiento de la vida en su hábitat. Numerosos autores han trabajado en esta línea tanto en minería de sulfuros como en carbón (Kleinmann *et al.*, 1981, Nordstrom y Alpers, 1999, Leblanc *et al.*, 2000, Elbaz-Poulichet *et al.*, 2001, Loredó *et al.*, 2002, Lottermoser *et al.*, 2003, López Pamo *et al.*, 2009, Ordóñez, *et al.*, 2013, Luís *et al.*, 2018, 2019)

Este proceso hidrogeoquímico, se origina cuando un mineral sulfuroso se encuentra en presencia de oxígeno y humedad atmosférica, condiciones diferentes a su ambiente de formación y estabilidad. Esencialmente esta exposición se debe a la extracción, tratamiento y acopio de material sulfuroso durante las labores mineras. En ese momento, se produce en la superficie del mineral un complejo mecanismo que comienza con la oxidación de sulfuros, liberándose metales pesados (Fe, Cu, Zn...) y generando sulfatos e hidrogeniones lo que provoca un violento descenso del pH, llegando a alcanzarse valores extremadamente bajos de este parámetro: incluso se han citado recientemente valores de pH negativos en medios AMD (Sarmiento *et al.*, 2018).

También es posible encontrar sulfuros en exposición de un modo natural, debido a diferentes procesos geológicos como erosión, fracturación, plega-



miento o meteorización, incluso retracción glaciaria y exposición reciente de las monteras de los yacimientos. En este caso, se podría hablar del mismo proceso geoquímico pero de índole natural, no inducida por el hombre, pasando a denominarse *Drenaje Ácido de Roca* o *ARD (Acid Rock Drainage)*. La menor ocurrencia de este fenómeno natural y la mínima cuantía en que lo hace en relación a los procesos inducidos antrópicamente, hace que este término quede en un segundo plano, hablándose generalmente de AMD. Una comparación a nivel global de las diferentes magnitudes de ambos procesos quedan descritos en el trabajo de Grande *et al.* (2019).

Desde un punto de vista químico, hay varias reacciones que representan la alteración de los sulfuros, responsables de la génesis de AMD (Sasaki *et al.*, 1998) y una precisa definición de los procesos que gobiernan quedan recogidos y ampliamente descritas en Younger *et al.* (2002).

Cuando un mineral sulfuroso entra en contacto con el oxígeno y la humedad atmosférica, en la superficie del mineral comienza un complejo mecanismo que se inicia con la oxidación de los sulfuros, muy insolubles, transformándolos en sulfatos con producción de ácido. La cinética de esta oxidación por oxígeno es muy lenta, pudiendo aumentar su velocidad hasta cien veces por la presencia de ion férrico (Paktunc, 1999) y por la actuación de bacterias catalizadoras (Nicholson, 1994). Junto a la oxidación de la pirita, finalmente se producen reacciones secundarias entre los productos de las reacciones anteriores y los restantes minerales presentes en la roca (Förstner y Wittmann, 1983), siendo el resultado final un conjunto de contaminantes solubles depositados sobre el mineral, que posteriormente son disueltos y arrastrados por el agua de lluvia o de escorrentía, produciéndose un caudal líquido contaminante que lleva su acidez, sus sulfatos y metales pesados hasta los cursos de agua.

El AMD es el principal problema al que tienen que enfrentarse las explotaciones mineras, no solo por sus efectos ecológicos, sino porque una vez aparecido es virtualmente imposible dar marcha atrás, ya que con la tecnología actual, cuesta millones de dólares su tratamiento y puede continuar a lo largo de muchos siglos (EMCBC, 1996). Los costes de restauración de los daños producidos se estiman entre dos y cinco billones de dólares para Canadá (Feasby *et al.*, 1997), siendo esta última cantidad lo estimado para la remediación de solo el estado de Pennsylvania (Commonwealth of Pennsylvania, 1994); los costes mundiales se estiman que son superiores a los diez billones de dólares (Weatherell *et al.*, 1997), aunque para esta fecha en EE. UU., la minería gasta cada día más de un millón de dólares en el tratamiento de estos efluentes ácidos, debido a que según datos del US Bureau of Mines, la pasada actividad minera había ya afectado a más de 20000 kilómetros de cursos de agua en este país.

Una escombrera es asimilable a un sistema contaminador compuesto por dos subsistemas: el subsistema generador, encargado de producir contaminantes lixiviables y el subsistema transportador, que conduce estos contaminantes hasta el exterior de la escombrera (Sainz *et al.*, 2000, Santisteban *et al.*, 2019, Sarmiento *et al.*, 2018, Grande, 2016). Mediante el primer subsistema, los materiales piríticos que acompañan a las rocas de estériles, muy insolubles, se transforman en sulfatos, con producción de acidez. El proceso se inicia mediante la oxidación directa de la pirita y posteriormente se propaga por

oxidación indirecta, mediante el ión férrico. Los procesos de oxidación química pueden ser biológicamente «catalizados» por algunas bacterias (Nicholson, 1994). Junto a las reacciones en torno a la pirita, pueden aparecer otras muchas reacciones asociadas, producidas por la presencia de los restantes metales que, en forma de sulfuro, acompañan a la pirita. Como resultado de estas reacciones, numerosos elementos contaminantes, en forma soluble, son almacenados sobre las superficies piríticas. El funcionamiento de este proceso está afectado por numerosos factores como tipo, abundancia y distribución de sulfuros y mineral con capacidad neutralizadora, concentración de oxígeno, humedad, temperatura, área de superficie expuesta de pirita, bacterias, etc. (Paktunc, 1999, Sáinz *et al.*, 2000). Incluso en una misma escombrera pueden existir variaciones espaciales, al diferenciarse hasta tres regiones: una zona insaturada exterior, una insaturada interior y una zona inferior saturada. Las características muy diferentes de oxígeno, humedad, temperatura, etc., de estas zonas hacen que los tipos y parámetros de las reacciones producidas sean diferentes.

El sistema transportador es función de las características estructurales de la escombrera e independiente de su potencialidad contaminante. Conceptualmente, el flujo de agua en el interior de la escombrera puede en general explicarse mediante un modelo de doble porosidad (dual porosity model), que considera dos zonas dentro de la escombrera, el bloque poroso y las fracturas o canales, con características hidráulicas muy diferentes; el primero tiene una alta porosidad primaria y una baja conductividad hidráulica, mientras que el segundo posee una alta conductividad hidráulica y una baja capacidad de almacenamiento (Hawkins, 1998; Singhal y Gupta, 1999).

Este modelo general varía de unas escombreras a otras debido a la multiplicidad de factores que influyen en sus características hidráulicas: morfometría de los poros y su interconexión, volumen de la escombrera, homogeneidad y litología de los componentes sólidos, grado de compactación, método de explotación minera, topografía, edad, etc. (Hawkins, 1998, Paktunc, 1999). Incluso para una misma escombrera, las características del flujo, del transporte de solutos y de la calidad del agua producida es diferente en el sistema poroso que en el preferencial o de fisuras, siendo las interconexiones entre ambos sistemas extremadamente complicadas y temporalmente variables. (Evangelou, 1998; Singhal y Gupta, 1999). Por todo esto, parece lógico pensar que las características de los lixiviados de las escombreras dependerán de la precipitación recibida, de las características del sistema generador y transportador de la escombrera, así como de la interacción entre ambos subsistemas; sin embargo existe una gran escasez de estudios «de campo» acerca de la magnitud, duración y evolución temporal de la respuesta de la escombrera frente a episodios lluviosos. Los resultados obtenidos mediante la aplicación de test cinéticos son válidos como acercamiento al fenómeno, pero las secuencias temporales no son extrapolables a las condiciones naturales de campo, (Price y Errington, 1998). Por ello se requiere que los progresos continúen especialmente en la calidad y cantidad de agua, bajo variables estacionales y meteorológicas (Sainz *et al.*, 2002; Grande, 2016).

## **1.2. Las escombreras como foco productor de contaminación y potencial fuente de recuperación de metales**

El objetivo de este trabajo se concreta en la determinación de las cargas transportadas desde las escombreras hasta la red fluvial como respuesta al proceso AMD en la Faja Pirítica Ibérica (Figura 1); en este escenario emblemático de afección, tras una dilatada historia minera que ha provocado la presencia de un total de 88 minas de sulfuros polimetálicos solo en la parte española, la mayor parte de ellas ya cerradas y sin restaurar. Nos centramos para ello en el cobre disuelto por el alto valor que este metal alcanza hoy en el mercado (Grande, 2016). Existen diferentes trabajos sobre el funcionamiento de escombreras en medios AMD como medio generador de aportes contaminantes, (Loredo *et al.*, 2002, Sainz *et al.*, 2002, Santisteban *et al.*, 2019).

## **1.3. El medio generador: la faja pirítica ibérica**

La grave contaminación por AMD que sufren los ríos Tinto y Odiel es debida a que sus cuencas están atravesadas por la Faja Pirítica Ibérica. Esta formación geológica, de dirección aproximada este-oeste, con una longitud de 230 Km y una anchura media de 50 Km, constituye uno de los mayores depósitos mundiales de sulfuros (Leistel *et al.*, 1998). Se cifran las reservas por encima de 1500 Mt, distribuidas en ocho depósitos supergigantes (>100 Mt) y un número indeterminado de otros depósitos más pequeños, comúnmente asociados a mineralizaciones tipo *stocworck* y *footwall alteration halo*s. Los cuerpos de sulfuros masivos contienen pirita, a la que se asocian esfalerita, galena y calcopirita y otras muchas fases menores.

Su riqueza metalogénica ha motivado que fuese explotada desde hace 5000 años (Davis *et al.*, 2000). A consecuencia de la prolongada e intensa actividad minera, en las cuencas de los ríos Tinto y Odiel han quedado más de 80 minas de sulfuros abandonadas, y más de 200 millones de m<sup>3</sup> de residuos dispersos en escombreras, cortas y balsas mineras sin restaurar en su mayor parte, con medidas correctoras insuficientes. Las escorrentías de estos focos constituyen una perpetua maquinaria de contaminación que conducen hasta el Tinto y el Odiel, acidez, sulfatos y metales pesados. Calificados como *ríos vertederos* (Pinedo Vara, 1963), su altísima contaminación motivó que en 1987, el Ministerio responsable del Medioambiente en España llegase a clasificar al Tinto y al Odiel como *ríos industriales*, permitiendo arrojar a sus cauces vertidos de cualquier naturaleza (MOPU, 1987).

## **1.4. La red fluvial afectada**

Las explotaciones mineras presentes a lo largo de la Faja Pirítica Ibérica se han agrupado en este trabajo, para su mejor definición y comprensión del alcance de las implicaciones ambientales asociadas a procesos los AMD, en función de la cuenca vertiente en la que cada mina descarga sus efluentes ácidos. Así, hemos considerado cuatro cuencas principales correspondientes a los ríos Chanza, Odiel, Tinto y Guadamar (figura 2), en lugar de tres como viene siendo habitual en otros trabajos de síntesis hidroquímica sobre la red fluvial afectada por la presencia de la Faja Pirítica (Nieto *et al.*, 2007; Olías *et*

*al.*, 2006), y dentro de cada una de ellas hemos procedido a la división en subcuencas hidrográficas.

Las diferencias entre cuencas, aunque notables, presentan como denominador común paragénesis minerales semejantes y climatología similar, además de la ausencia en todas ellas de macizos carbonatados que pudieran provocar efecto tampón tras el paso de los cauces por las áreas mineras. Odiel y Chanza nacen en medios carbonatados, pero para ambas cuencas los aportes contaminantes se incorporan «aguas abajo» de las calizas y mármoles, lo que impide la neutralización de las mismas.

Diferencias notables, dentro de una misma cuenca, sí que encontramos al comparar aguas en medio generador, cerca de las áreas mineras respecto al medio receptor (Ría de Huelva o embalses). A medida que el río descende se producen numerosos fenómenos de hidrólisis, precipitación, disolución, redisolución de precipitados, etc., además de la incorporación de aguas limpias que elevan el valor del pH. Basándose en ello, para este trabajo serán utilizados datos de un punto altamente representativo del río Tinto como es el área de Naya, al final de las últimas escombreras del complejo minero Riotinto que fue monitorizado diariamente a lo largo de todo un año hidrológico (de la Torre *et al.*, 2013).

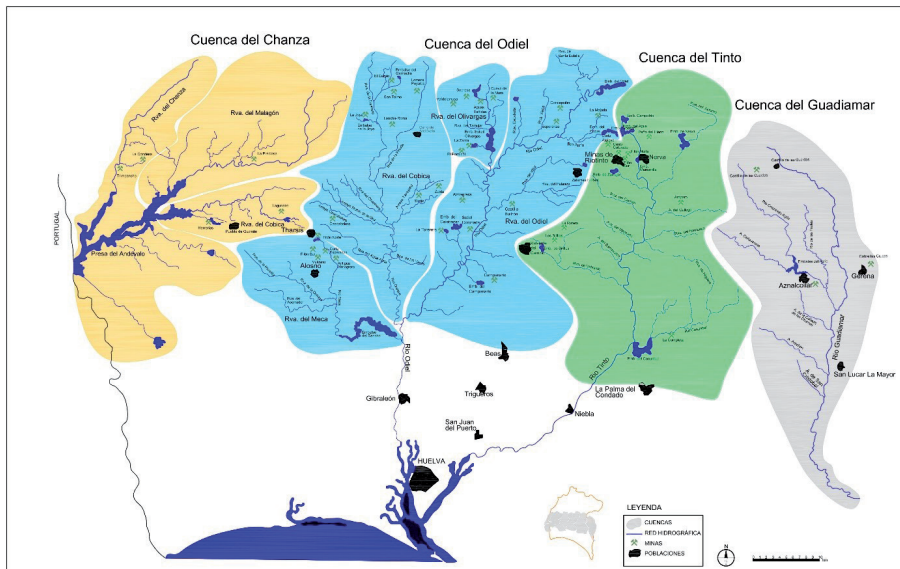


Fig. 2. La red fluvial afectada. (Modificado de Grande, 2016)

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para la determinación de las cargas anuales de cobre transportadas desde las escombreras hasta la red fluvial como respuesta al proceso AMD en la Faja Pirítica Ibérica, partimos de la base de que son las escombreras las prin-

cipales responsables de la contaminación fluvial por AMD en la zona de estudio debido al carácter endorreico de las cortas, y al hecho de que las surgencias procedentes de antiguas minas subterráneas han sido ya selladas. Por otro lado, las cortas fueron diseñadas ya desde antiguo de forma que no almacenaran aguas en el fondo de obra, no por fines de preservación ambiental sino puramente económicas para tener que bombear lo menos posible. Para ello, y desde época romana, se construían canales perimetrales al objeto de impedir la entrada de las escorrentías superficiales. Con ello, nos atrevemos a afirmar que la práctica totalidad de la carga contaminante en la FPI procede de las escombreras (Grande, 2016).

El planteamiento del cálculo es simple: conocida la lluvia media anual en la región, conocida la superficie total de escombreras y conocida la concentración de cobre a la salida de estas, podemos fácilmente determinar con bastante aproximación las cargas de cobre bajo las siguientes premisas de restricción:

-Entendemos que las escombreras son las generadoras casi exclusivas de AMD al ser las cortas endorreicas y estar selladas las antiguas surgencias de galerías y pozos y al estar perfectamente impermeabilizadas las balsas de residuos por imperativo legal. La tabla 1 (Grande *et al.*, 2014) muestra los valores de referencia para las superficies generadoras de afección.

-Aceptamos como lluvia media anual para toda la FPI la que nos ofrecen los datos del Instituto Meteorológico Nacional, asumiendo pequeñas variaciones de una estación a otra. El valor de referencia es 650 mm, (Grande, 2016).

-Aceptamos como valor de concentración de cobre representativo de la totalidad (Tabla 2) el correspondiente a la cabecera del río Tinto tras las últimas escombreras y determinado mediante muestras diarias a lo largo de todo un año hidrológico (de la Torre *et al.*, 2013, Grande *et al.*, 2010).

-Entendemos que los valores de ETP en la escombrera son nulos al comportarse estas como acuíferos de origen antrópico y gran transmisividad (Sainz *et al.*, 2002).

-Asumimos como coeficiente de infiltración cero, ya que todos los cauces contaminados tras el paso por las áreas mineras discurren por terrenos altamente impermeables.

*Tabla 1. Áreas afectadas por la actividad minera en la FPI (Modificada de Grande et al., 2014)*

Cuenca	Cortas (ha)	Escombreras (ha)	Presas de residuos (ha)	Instalaciones (ha)	Subtotal (ha)
Chanza	15,39	96,53	5,35	4,14	121,41
Odiel	258,39	1299,33	600,7	144,05	2302,47
Tinto	197,22	822,62	14,74	44,28	1078,86
Guadamar	235,88	822,73	198,7	86,67	1343,98
Total	706,88	3041,21	819,49	279,14	4846,72

Tabla 2. Parámetros físico-químicos en la cabecera del río Tinto.  
(de la Torre et al., 2011)

		Media	Mediana	Desv. estándar	Varianza	Mín.	Máx.	Cuartil inferior	Cuartil superior
pH		2,5	2,5	0,13	0,018	1,82	2,7	2,5	2,6
CE	mS/cm	12,76	12,78	1,91	3,62	2, 3	17,95	12,1	13,75
Eh	mV	433,01	432,5	12,53	157,10	405	468	424,5	440
As	mg/L	0,64	0,78	280,5	78686,9	0,23	1,54	0,51	0,90
Cd	mg/L	2	2,22	463,13	214489	1,02	2,86	1,74	2,35
Cu	mg/L	329,5	335,2	105,87	11209,4	84,42	643,3	274,01	401,75
Fe	mg/L	2352,77	2540,5	487,13	237297	1129	3100	2049	2821
Zn	mg/L	494,55	517,90	184,52	34046,6	50,9	1494	422,45	612,10
Mn	mg/L	141,55	146,72	31,79	1011,13	51,6	219,1	123,62	166,40
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/L	8256,8	9500	3628,52	1,3 E7	1040	16000	6721,5	12250

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 2 muestra valores representativos del Tinto como cauce típico con afección por AMD; de hecho, el río Tinto es uno de los más citados a nivel mundial como cauce afectado por AMD en la literatura científica.

Nótese como los valores medios de Fe (2352 mg/L) son los habituales en estas zonas del río donde aún están por desarrollarse totalmente los procesos de precipitación ya descritos, llegando este metal a alcanzar máximos de 3100 mg/L.

Mucho más espectaculares son por su magnitud las concentraciones de sulfatos, con un valor medio de 8257 mg/L y alcanzando máximos de 16000 mg/L. Dentro de ello, nada tan llamativo como otras escombreras «menores» situadas en la Faja Pirítica, donde ante un estímulo de lluvia tras el estiaje, se llegan a alcanzar máximos próximos a 140000 mg/L de sulfatos al disolverse las costras de meteorización generadas en verano (Sarmiento *et al.*, 2018). Este fenómeno tiene carácter efímero y con ello poco representativo de la carga total anual emitida por la escombrera. Basándose en ello se ha elegido una escombrera mucho más grande, con una mayor «inercia» hidroquímica (de la Torre *et al.*, 2017) para que sea representativa de todo el escenario en estudio.

Por tanto, encontramos una superficie total de escombreras de 3041 ha (Tabla 1), un valor de precipitación media de 650 mm (Grande, 2016) y una concentración media de cobre de 329,5 mg/L (Tabla 2).

Con ello, multiplicando la lluvia por la superficie total de escombreras sabemos el caudal de entrada anual: (3041 x 10000) m<sup>2</sup> x 650 L/m<sup>2</sup> año = (1 97665)<sup>10</sup> L/año.

Tras un tiempo de residencia en las escombreras, ese mismo caudal de entrada anual lo asumimos como caudal de salida, pero ya cargado de acidez, sulfatos y metales. Multiplicando por la concentración media de cobre obtenemos la carga total emitida por la escombrera:

$$(197665)^{10} \text{ L/año} \times 329,5 \text{ mg/L} = 6513 \text{ t de cobre al año}$$

La cifra es realmente espectacular, similar a las de Sainz *et al.* (2004) y superior a las de (Nieto *et al.*, 2007 y Olías *et al.*, 2006) y hemos de admitir que con el precio actual del cobre se obtienen cifras que justificarían sobradamente una inversión en esta línea de trabajo para el beneficio del cobre además de otros metales en disolución y con un beneficio ambiental añadido que sería la recuperación de la calidad de las aguas de la red fluvial.

#### 4. CONCLUSIONES

Los residuos mineros constituyen un gigantesco pasivo ambiental en continuo crecimiento. Uno de los mayores impactos negativos provocados por la actividad extractiva de sulfuros y carbón viene asociado a estos residuos, especialmente a las escombreras, que en caso de no estar restauradas provocan la aparición de Drenaje Ácido de Mina, un problema global que afecta a los cinco continentes y para el que hasta ahora no se dispone de una solución estándar.

Partimos de la base de dos tipos de residuos mineros en forma de escombreras. En el caso de Europa tenemos, por un lado, aquellas estructuras más modernas construidas después de la entrada en vigor de las diferentes normativas ambientales de cada país miembro: en ese caso se trata de estructuras no contaminantes. Por otro lado, ocupando superficies mucho mayores, encontramos escombreras construidas sin medidas preventivas ni correctoras antes de la entrada en vigor de las normativas citadas. En ese caso, estos residuos continúan emitiendo lixiviados contaminantes centenares o miles de años después del cierre de las instalaciones como respuesta a las lluvias.

La búsqueda de soluciones que hagan compatible la minería con el respeto a las normativas ambientales es un reto para las empresas y para los órganos responsables de la gestión del territorio. Hasta hoy, las soluciones posibles presentan grandes limitaciones, o son muy caras o no resuelven definitivamente el problema de la contaminación fluvial asociada al Drenaje Ácido de Mina.

Una intervención asociada al beneficio de diferentes sustancias de carácter estratégico, es hoy posible ya que se encuentran presentes en las escombreras, bien porque durante la construcción de las mismas esos metales, metaloides y tierras raras no alcanzaban el precio que hoy tienen en los mercados, bien porque actualmente se dispone de herramientas y técnicas más novedosas para la recuperación de las mismas, o porque las leyes de corte de diferentes menas han evolucionado con el tiempo, etc. En todo caso, se trata de una cuestión de oportunidad para dar cobertura a las necesidades derivadas de la entrada en vigor de medidas de protección ambiental cada vez más restrictivas. Como ejemplo, en minería de sulfuros y en Europa, la autorización de apertura de una explotación minera queda estrictamente condicionada al «vertido cero» de efluentes ácidos a la red fluvial.

En este escenario, entendemos que solo una nueva minería de intervención sobre esas sustancias de interés es la llave de acceso a los inversores que pretenden abrir «nuevas» explotaciones asociadas o sobre antiguas minas de sulfuros. En efecto, la Administración obliga a estas empresas a «hacerse cargo» del vertido cero de todas las estructuras, antiguas o nuevas presentes en la concesión minera a reexplotar. El precio actual del cobre entendemos que permi-

te la intervención. La demanda de cobre y otros metales básicos de países emergentes, junto con el alto valor de mercado de otras sustancias presentes en los basureros de desecho, entendemos que justifica inversiones en esta dirección.

En el caso de la Faja Pirítica Ibérica, la presencia de miles de hectáreas escombreras es la principal fuente de contaminación de la red fluvial, como resultado de 5000 años de minería sin la aplicación de normas de vertido. Estos resultados son de aplicación a otras provincias metalogenéticas en el mundo con afecciones similares.

Hemos centrado los cálculos de beneficios brutos en el caso del cobre para simplificar el planteamiento y las cifras obtenidas tan solo para este metal superan las 6500 t/año, que con un precio de 5800 \$/t arrojan una cifra anual que supera los 37 M\$/año. Esta cifra es referida exclusivamente al cobre disuelto, a lo que podría sumarse el valor de otros elementos de interés presentes en las aguas.

Cabe concluir que la reintroducción en los ciclos de producción de elementos de interés disueltos en las aguas de mina constituyen hoy una alternativa no solo viable, sino en muchos casos rentable desde el punto de vista económico, al tiempo que viene a dar respuesta a un gigantesco problema ambiental asociado a la contaminación de redes fluviales. El desarrollo de técnicas de recuperación de materiales disueltos a bajo pH no es una tarea sencilla, pero es sin duda un campo abierto al desarrollo de líneas de investigación orientadas a ello.

## BIBLIOGRAFÍA

- Commonwealth of Pennsylvania. 1994. *Water Quality Assessment in Western Pennsylvania Watershed*.
- Davis, R. A. Jr., Welty, A. T., Borrego, J., Morales, J.A., Pendón, J. G., Ryan, J. G., 2000. Río Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology*, 39: 1107-1116.
- De la Torre, M. L., Grande, J. A., Graiño, J., Gómez, T., Céron, J.C. 2011. Characterization of AMD Pollution in the River Tinto (SW Spain). Geochemical Comparison Between Generating Source and Receiving Environment. *Water, Air and Soil Pollution*, 216(1): 3-19.
- De la Torre, M. L., Grande, J. A., Santisteban, M., Valente, T., Borrego, J., Salguero, F. 2013. Statistical contrast analysis of hydrochemical parameters upstream of the tidal influence in two AMD affected rivers. *Mine Water and the Environment*, 33: 217-227.
- De la Torre, M. L., Grande, J. A., Valente, T., Santisteban, M., Pérez-Ostalé, E., Sánchez-Rodas, D., 2017. A Statistical Determination of the Transit Speed of Pollutants in a Water Reservoir Affected by Acid Mine Drainage from the Iberian Pyrite Belt. *Mine Water and the Environment*, 36: 34-38.
- Elbaz-Poulichet, F., Braungardt, C., Achterberg, E., Morley, N., Cossa, D., Beckers, J., Nomérange, P., Cruzado, A., Leblanc, M., 2001. Metal biogeochemistry in the Tinto-Odiel rivers (Southern Spain) and in the Gulf of Cadiz: a synthesis of the results of TOROS project. *Continental Shelf Research*, 21(18-19): 1961-1973.
- EMCBC. 1996. The perpetual pollution machine Acid Mine Drainage. BC Mining Control, Canada, p. 1-6.
- Evangelou, V.P., 1998. Pyrite Chemistry: The Key for Abatement of Acid Mine Drainage. En: Geller W., Klapper H., Salomons W. (Eds.), *Acidic Mining Lakes. Environmental Science*. Springer, p. 197-222.



- Feasby, D.G., Tremblay, G. A., Weatherell, C.J., 1997. A decade of technology improvement to the challenge of acid mine drainage- a Canadian perspective. *Proceedings of the Fourth international conference on acid rock drainage*, pp. 1-9.
- Förstner, U., Wittmann, G. T. W., 1983. Metal Pollution in the Aquatic Environment. *Springer-Verlag*, 485 p.
- Grande, J. A., Jiménez, A., Romero, S., de la Torre, M.L., Gómez-Oliveira, T., 2010. Quantification of heavy metals from AMD discharge into a public water supply dam in the Iberian pyrite belt (SW Spain) using centered moving average. *Water, Air and Soil Pollution*, 212: 299-307.
- Grande, J. A., Valente, T., de la Torre, M. L., Santisteban, M., Céron, J. C., Pérez-Ostalé, E., 2014. Characterization of acid mine drainage sources in the Iberian Pyrite Belt: base methodology for quantifying affected areas and for environmental management. *Environmental Earth Sciences*, 71(6): 2729-2738.
- Grande, J. A. 2015. Innovación y minería sostenible en Andalucía. Ed. *Corporación Tecnológica Andalucía*, 174 p.
- Grande, J. A., 2016 (Ed.). Drenaje Ácido de Mina en la Faja Pirítica Ibérica. Técnicas de Estudio e Inventario de Explotaciones. *Servicio de Publicaciones de la Universidad de Huelva*, 348 p.
- Grande, J. A., Santisteban, M., de la Torre, M.L., Fortes, J.C., de Miguel, E., Curiel, J., Dávila, J.M., Biosca, B., 2018. The paradigm of Circular Mining in the world: the Iberian Pyrite Belt as a potential scenario of interaction. *Environmental Earth Sciences*, 77(10): 391.
- Grande, J. A., Loayza-Muro, R., Alonso-Chaves, F. M., Fortes, J. C., Willems, B., Sarmiento, A. M., Santisteban, M., Dávila, J.M., de la Torre, M. L., Durães, N., Alonso-Chaves, F. M., Luís A. T., 2019. The Negro River (Ancash-Peru): A unique case of water pollution, three environmental scenarios and an unresolved issue. *Science of the Total Environment*, 648: 398-407.
- Hawkins, J. W., 1998. Hydrogeologic Characteristics of Surface-Mine Spoil. En: Brady, K. B. C., Smith, M. W., Schueck, J. (Eds.), *Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania*, p. 3.1-3.11.
- Kleinmann, R. L. P., Crerar, D. A., Pacelli, R. R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Mining Engineering*, 33: 300-306.
- Leblanc, M., Morales, J. A., Borrego, J., Elbaz-Poulichet, F., 2000. 4,500-year-old mining pollution in southwestern Spain: Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology*, 95(3): 655-662.
- Leistel, J. M., Marcoux, E., Thieblemont, D., Quesada, C., Sánchez, A., Almodóvar, G. R., Pascual, E., Sáez, R., 1998. The volcanic hosted massive sulphide deposits of the Iberian Pyrite Belt. Review and preface to the special issue. *Mineralium Deposita*, 33: 2-30.
- Loredo, J., Ordóñez, A., Pendás, F. 2002. Hydrogeological and geochemical interactions of adjoining mercury and coal mine spoil heaps in the Morgao catchment (Mieres, NW Spain). Geological Society Special Publications: *Mine water hydrogeology and geochemistry*. Younger, P.L., Robins, N.S. (Eds.), 198: 327-336.
- López-Pamo E., Sanchez España J., Diez Ercilla M., Santofimia Pastor E., Reyes Andrés, J., 2009. Cortas mineras inundadas de la Faja Pirítica: inventario e hidroquímica. *Instituto Geológico y Minero de España*, Serie: Medioambiente, 13, 279 p.
- Lottermoser, B., 2003. Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts. *Springer*, 277 p.
- Luís, A. T., Grande, J. A., Dávila, J. M., Aroba, J., Durães, N., Almeida, S. F. P., de la Torre, M. L., Sarmiento, A. M., Fortes, J. C., Ferreira da Silva, E., Santisteban, M., 2018. Application of fuzzy logic tools for the biogeochemical characterisation of

- (un)contaminated waters from Aljustrel mining area (South Portugal). *Chemosphere*, 211: 736-744.
- Luís, A. T., Grande, J. A., Durães, N., Dávila J. M., Santisteban, M., Almeida, S. F. P., Sarmiento, A. M., de la Torre, M. L., Fortes, J. C., Ferreira da Silva, E. 2019. Biochemical characterization of surface waters in the Aljustrel mining area (South Portugal). *Environmental Geochemistry and Health*, 211: 736-744.
- MOPU, 1987. Medioambiente en España, 1986. *Dirección General de Medioambiente*, 352 p.
- Nicholson, R.V., 1994. Iron-sulfide oxidation mechanism. En: White, A.F., Brantley, R.J. (Eds), *Chemical weathering rates of silicate minerals*. Mineralogical Society of America, Reviews in Mineralogy, 31, p. 173-225.
- Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., Olías, M., Cánovas, C. R., Riba, I., Kalman, J., Delvalls, T. A., 2007. Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. *Environment International*, 33(4): 445-455.
- Nordstrom D. K., Alpers C. N., 1999. Geochemistry of acid mine waters. En: Plumlee G. S., Logsdon, M. J. (Eds), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, Reviews in Economic Geology, 6A, p. 133-160.
- Olías, M., Cánovas, C. R., Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., 2006. Evaluation of the dissolved contaminant load transported by the Tinto and Odiel rivers (South West Spain). *Applied Geochemistry*, 21: 1733-1749
- Ordóñez, A., Álvarez, R., Loredó, J. 2013. Asturian mercury mining district (Spain) and the environment: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(11): 7490-7508.
- Paktunc, A. D., 1999. Characterization of mine waste for prediction of acid mine drainage. En: Azcue, J. M. (Ed.), *Environmental impacts of mining activities*. Springer, p. 19-40.
- Pearce, D. W., Turner, R. K., 1990. Economics of natural resources and the environment. *Johns Hopkins University Press*, 378 p.
- Pinedo Vara, I., 1963. Piritas de Huelva. Su historia, minería y aprovechamiento. Ed. *Summa*, 1003 p.
- Price, W. A., Errington, J., 1998. Guidelines for Metal Leaching and Acid Rock Drainage at Minesites in British Columbia. *British Columbia Ministry of Energy and Mines*, 86 p.
- Sáinz, A., Grande, J. A., de la Torre, M. L., 2000. El Tinto y el Odiel: dos ríos para una reflexión. *Tecnología del agua*, 207: 28-35.
- Sáinz, A., Grande, J. A., de la Torre M. L., Sánchez-Rodas., D., 2002. Characterisation of sequential leachate discharges of mining waste rock dumps in the Tinto and Odiel rivers. *Journal of Environmental Management*, 64(4): 345-353.
- Sáinz, A., Grande, J. A., de la Torre M. L., 2004. Characterisation of heavy metal discharge into the Ria of Huelva. *Environment International*, 30 (4): 557-566.
- Santisteban, M., Viers, J., Sarmiento, A. M., Grande, J. A., Luís, A. T., de la Torre, M. L., Fortes, J. C., Dávila, J. M., 2019. Proposal of precipitation-dissolution models in a channel affected by Acid Mine Drainage in the Iberian Pyritic Belt during torrential rain regimes. *SN Applied Sciences*, 1: 824.
- Sarmiento, A. M., Grande, J. A., Luís, A. T., Dávila, J. M., Fortes, J. C., Santisteban, M., Curiel, J., de la Torre, M. L., Ferreira da Silva, E., 2018. Negative pH values in an open-air radical environment affected by acid mine drainage. Characterization and proposal of a hydrogeochemical model. *Science of the Total Environment*, 644: 1244-1253.
- Sasaki, K., Tsunekawa, M., Ohtsuka, T., Konno, H., 1998. The role of sulfur-oxidizing bacteria *Thiobacillus thiooxidans* in pyrite weathering. *Colloids and Surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 133: 269-278.

J. A. GRANDE; J. M. DÁVILA; J. C. FORTES; M. SANTISTEBAN; A. M. SARMIENTO; F. CÓRDOBA; M. LEIVA; M. L. DE LA TORRE; A. JIMÉNEZ;  
J. DÍAZ-CURIEL; B. BIOSCA; A. T. LUÍS; N. DURÃES; E. A. FERREIRA DA SILVA; M. J. RIVERA; J. AROBA; B. CARRO; J. BORREGO Y J. A. MORALES

- Singhal, B. B. S., Gupta, R. P., 1999. Applied Hydrogeology of Fractured Rocks. *Kluwer Academic Publishers*, 400 p.
- Weatherell, C. J., Feasby, D. G., Tremblay, G. A., 1997. The mine environment natural drainage program. *Proceedings of the PMI 97, 28<sup>th</sup> Annual Seminars and Symposium*, Chicago.
- Younger, P. L., Banwart, S. A., Hedin R.S., 2002. Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation. *Kluwer Academic Pubs*, 442 p.

# **MERCURIO EN ALMADÉN – DATOS RECIENTES (2000-2020) SOBRE SU PRESENCIA EN EL MEDIOAMBIENTE Y SUS IMPLICACIONES**

*Pablo L. Higuera<sup>1</sup>, José M. Esbrí<sup>1</sup>, Efrén García Ordiales<sup>2</sup>  
y Jesús D. Peco<sup>3</sup>*

<sup>1</sup>Instituto de Geología Aplicada, Universidad de Castilla-La Mancha, Almadén  
(Ciudad Real), España

<sup>2</sup>Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales, Universidad de Oviedo, España

<sup>3</sup>Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Ciudad Real, UCLM.

## **RESUMEN**

El presente trabajo sintetiza los datos aportados sobre la afectación del mercurio al medioambiente en el distrito minero de Almadén en los últimos 20 años (2000-2020). El año 2000 marca un significativo incremento de este tipo de estudios, que se refieren a los diferentes compartimentos ambientales del área, y suponen un importantísimo incremento del conocimiento sobre el origen, transporte y destino del mercurio y sus diferentes especies químicas en aire, suelo y seres vivos, que se traducen tanto en un mejor conocimiento de la capacidad de este elemento por producir efectos indeseados, como en la posibilidad de establecer de forma realista los riesgos concretos que estos efectos pueden suponer para la salud de los habitantes de las poblaciones del distrito. Estos trabajos han sido realizados y publicados por diversos equipos de investigadores, tanto nacionales como internacionales, a menudo como colaboraciones que han permitido obtener e interpretar un colosal volumen de datos.

## **1. INTRODUCCIÓN**

Almadén, como es de todos conocido, es el centro del mayor distrito minero de mercurio del mundo, a gran distancia del resto. Está conformado por una mina enorme, la de Almadén, que concentra más del 95% de las reservas del distrito, y una serie de yacimientos menores, explotados de forma intermitente a lo largo de la historia, como complemento a la producción del principal yacimiento.

A la vista de la consideración del mercurio como uno de los metales con mayor potencial de toxicidad de la Tabla Periódica, la mina y su entorno deberían suponer un foco de toxicidad para todos los seres vivos de la zona. Sin embargo, esto no es así: ni el medioambiente muestra indicios de la presencia y acción de un contaminante tan peligroso, ni hay una afectación notable a las cadenas tróficas que supongan intoxicación conspicua de los habitantes del entorno.

También es cierto que la toxicidad del mercurio está de alguna forma sobreestimada como consecuencia de lo ocurrido en la bahía de Minamata (Japón); en aquella área, cientos de miles de personas sufrieron gravísimos efectos relacionados con el mercurio, en concreto con la ingestión de pescado con muy altas concentraciones de metilmercurio. Este metilmercurio procedía, según la empresa responsable del problema, de la transformación en la bahía del mercurio inorgánico que supuestamente ellos vertían en el complejo orgánico cuya toxicidad generó el problema, a través de los procesos de bioacumulación y biomagnificación. Esta interpretación generó la idea de que el mercurio era una bomba de tiempo química, ya que su presencia en el medioambiente en formas inorgánicas, de toxicidad mucho menor, supondría un altísimo riesgo de que se formase metilmercurio, en todos los lugares del mundo en que existiesen fuentes de este elemento al medioambiente. Esto generó una gran alarma en la comunidad científica internacional, conocedora de que existen un gran número de focos posibles de este elemento: minas, plantas clorocásticas, fábricas de termómetros, de lámparas fluorescentes, etc., a lo que se une el hecho de que el mercurio pasa a la atmósfera con gran facilidad y se dispersa en el entorno mediante los procesos de deposición seca y húmeda. Por ejemplo, el distrito minero de Almadén sería, de haber sido cierta la interpretación de la empresa responsable del problema en Minamata, un área en la que la presencia del mercurio en el medioambiente desde antes de los 2000 años de historia minera del distrito, y en particular durante todo el periodo de esta actividad minera, un lugar donde inevitablemente el mercurio inorgánico presente en el medioambiente se debería haber transformado en metilmercurio en alguno de los diferentes compartimentos ambientales existentes en el distrito. Pero esto no ha sido así y, si hay formación de metilmercurio en el distrito, esta formación debe ser muy minoritaria, sin que haya llegado a producir ningún efecto apreciable ni sobre el medio, ni sobre la fauna, ni sobre la población humana de la zona. Volviendo a Minamata, lo cierto es que en el año 2014 los jueces que valoraban penalmente el proceso a la empresa responsable de los vertidos dictaminaron que esta había vertido directamente metilmercurio a la bahía, y no mercurio inorgánico, mintiendo para reducir su responsabilidad penal por los efectos producidos en la población.

En el presente trabajo se sintetizan los datos más recientes que han sido aportados en relación con la posible toxicidad del mercurio sobre el medioambiente y la población del área de Almadén en los últimos 20 años (2000-2020).

## 2. LA TOXICIDAD DEL METAL

El mercurio tiene la consideración de Contaminante Global (Driscoll *et al.*, 2013). Esta consideración afecta solamente a otros elementos o com-

puestos gaseosos, tales como el ozono o el dióxido de carbono; y es que solo este tipo de compuestos se pueden considerar como «globales», puesto que su dispersión y distribución en la atmósfera suponen su posibilidad de alcanzar áreas remotas respecto a su área fuente. Esto, a su vez, nos lleva a la consideración de que ciertos compuestos o especies de mercurio presentan mayor toxicidad que otros, en función de diferentes cuestiones. Algunos compuestos minerales como el cinabrio se pueden considerar inocuos, al no ser biodisponibles: aunque sea ingerido, este mineral no se descompone por los fluidos gástricos, y no libera ninguno de sus dos componentes elementales (mercurio y azufre) en su paso por el sistema digestivo. Lo mismo se puede decir del mercurio metálico (el metal líquido) en este tipo de exposición por ingestión: en esta forma su solubilidad es muy baja, incluso frente a la acción de los ácidos gastrointestinales, y, por tanto, el metal no se incorpora al organismo. Es algo conocido que el metal se utilizaba hace no muchos años como laxante doméstico por sus propiedades físicas (alta densidad), ya que no produce ningún efecto químico o bioquímico. Sin embargo, es bien conocido que trabajar dentro de una mina de mercurio, o en el procesado metalúrgico del mineral, produce graves efectos sobre la salud, en particular del sistema nervioso central, que producía que los trabajadores más expuestos se considerasen «azogados», al apreciarse pérdidas de su capacidad de raciocinio y otros efectos relacionados; la enfermedad reconocida como relacionada con este trabajo en las minas, o en otros trabajos con exposición al mercurio metálico (por ejemplo, los antiguos protésicos dentales, que utilizaban la amalgama de oro y mercurio para su trabajo de reconstrucción dental) recibe el nombre de hidrargirismo o mercurialismo. Es la enfermedad que afectaba a los «sombrereros locos» retratados en el libro *Alicia en el País de las Maravillas* de Lewis Carroll, debido a que los sombrereros utilizaban compuestos de mercurio volátiles al confeccionar el fieltro utilizado en la fabricación de sombreros, en particular durante el siglo xix y primera mitad del siglo xx.

Otro compuesto (o grupo de compuestos) de mercurio de reconocida toxicidad es el metilmercurio. No se trata en realidad de un compuesto en sentido estricto, sino de un «complejo», es decir un ion organometálico de fórmula  $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$ , que debe formar compuestos tipo sales con aniones tales como sulfatos, cloruros, etc. También pertenece al grupo el dimetilmercurio, de fórmula  $((\text{CH}_3)_2\text{Hg})$ , y que sí es un compuesto estable químicamente y no un ion complejo como el metilmercurio. La toxicidad del dimetilmercurio es extrema, incluso por contacto dérmico, siendo muy conocido el caso de la intoxicación letal por esta vía de la investigadora estadounidense Karen Wetterhahn (1948-1997), fallecida tras atravesar unas gotas de dimetilmercurio sus guantes protectores mientras usaba este reactivo en unos experimentos (ver, por ejemplo: <https://mujeresconciencia.com/2016/06/08/karen-wetterhahn-y-el-dimetilsulfuro/>). Pero, sin duda, el caso más conocido de intoxicación por mercurio, en su forma de metilmercurio, es el ya mencionado de la Bahía de Minamata (Japón) en los años 1950, debido al vertido directo de este complejo a la bahía, bastante cerrada, y que proveía de pesca a los habitantes de la zona, muy empobrecida como consecuencia de la reciente finalización de la Segunda Guerra Mundial. El metilmercurio se bioacumuló en los peces de la zona, y empezó a producir problemas de salud que no se in-

terpretaron correctamente hasta tiempo más tarde, lo que supuso una larga exposición de los habitantes de la zona a este tóxico. Los efectos están descritos por Harada (1995), y se pueden subdividir en dos aspectos: efectos directos sobre los consumidores del pescado contaminado, con efectos neurológicos importantísimos, incluyendo temblores generalizados; y efectos teratogénicos, debidos a la transmisión intraplacentaria del tóxico a los fetos de las mujeres embarazadas, que se tradujeron en malformaciones y efectos negativos sobre el desarrollo cognoscitivo. Como se menciona antes, muchos investigadores creyeron la versión de la empresa, y establecieron como muy probable que esta intoxicación se repitiese en muchos otros lugares con presencia de mercurio en el medioambiente, ya fuera en el ámbito marino u otros. Afortunadamente eso no fue así, y el caso de la bahía de Minamata no se ha vuelto a producir ni a aquella escala ni a otras menores.

### 3. ANTECEDENTES

Los efectos del mercurio sobre la salud de las personas que lo manejaban de una forma u otra en Almadén son conocidos desde la antigüedad. No obstante, quizás el antecedente escrito mejor conocido sea el llamado *Informe secreto* sobre el trabajo forzoso en las minas de Almadén, redactado por Mateo Alemán tras ser «Juez visitador» de la mina en el año 1593 (Bleiberg, 1985), y en el que se describen los efectos sobre la salud de los trabajadores forzados en relación con el trabajo en la mina. Otros documentos históricos describen estos efectos, entre los que destaca el manuscrito titulado *Catástrofe morbosa de las Minas Mercuriales de la Villa de Almadén del Azogue*, compuesto en torno a 1778 por el médico catalán José Parés y Franqués (Menéndez, 1998). Ya en el siglo xx el doctor en medicina de la empresa minera, Guillermo Sánchez Martín, en su trabajo *El hidrargirismo en las Minas de Almadén* reportaba en 1923 que alrededor de un 36% de los trabajadores de la mina estaban afectados en mayor o menor grado por intoxicación por mercurio (Sánchez, 1923; referido en Tejero y Montes, 2011). Son todos trabajos referidos exclusivamente a la afectación local a la salud de los trabajadores de la mina.

No es hasta finales de los años setenta – inicios de los ochenta, que se aprecia un interés por las consecuencias medioambientales de la presencia del mercurio. En concreto, García Frades (1979) describe las actividades de la empresa minera para reducir el impacto ambiental del elemento; Lindberg *et al.* (1979) describen concentraciones de mercurio en los suelos del entorno del área minera, y sugieren que este mercurio se incorpora a las plantas locales por dos mecanismos: se incorporaría a las raíces directamente desde el suelo, mientras que la incorporación a la parte aérea se produciría por emisión del suelo a la atmósfera y captación foliar de este mercurio gaseoso; Huckabee *et al.* (1983) describen en mayor detalle la presencia de mercurio en las plantas del distrito, encontrando que las plantas más próximas a la mina alcanzan concentraciones en el elemento superiores a los 100  $\mu\text{g g}^{-1}$ , mientras que a distancias superiores a los 20 km estas concentraciones promedio son del orden de 0,20  $\mu\text{g g}^{-1}$ . También establecen que diferentes especies de plantas muestran diferentes concentraciones de mercurio, y que en particular los líquenes presentan concentraciones superiores a las encontradas en las

plantas vasculares; y Ferrara *et al.* (1998) analizan concentraciones de mercurio en la atmósfera mediante la tecnología Lidar, encontrando valores muy superiores a los máximos recomendados por la OMS y otras instituciones reguladoras para entornos urbanos.

#### 4. TRABAJOS MÁS RECIENTES (2000-2020)

A partir del año 2000, la investigación sobre las consecuencias medioambientales de la presencia de mercurio en Almadén se amplía y diversifica, atendiendo a los diversos compartimentos ambientales. En concreto, los estudios realizados durante este periodo se pueden agrupar, de acuerdo con el compartimento ambiental al que se refieren, en los siguientes:

- Estudios relacionados con la presencia y dinámica del mercurio en la atmósfera.
- Estudios relacionados con la presencia de mercurio en los suelos, incluyendo la afectación de esta presencia a la microbiota.
- Estudios relacionados con la presencia de mercurio en sistemas acuáticos, incluidos los sedimentos fluviales o de embalses.
- Estudios relacionados con la presencia de mercurio en plantas y líquenes y su captación desde el suelo o la atmósfera.
- Estudios relacionados con la presencia de mercurio en fauna, terrestre o acuática.
- Estudios relacionados con análisis de riesgos para la población general.
- Estudios relacionados con la afectación a la salud de los trabajadores de la empresa minera.
- Estudios encaminados a buscar soluciones para la problemática que representa la presencia de mercurio en el medio local.

##### 4.1. Mercurio en la atmósfera

La presencia de mercurio en la atmósfera es una consecuencia directa de la alta presión de vapor del elemento, que tiende a pasar directamente desde el estado líquido al gaseoso, incluso a temperatura ambiente. Como consecuencia, el área minera de Almadén inevitablemente producía, particularmente durante la actividad metalúrgica, una importante presencia de mercurio atmosférico, tanto emitido por la calcinación metalúrgica del cinabrio, como liberado a la atmósfera desde las escombreras que rodean la mina y el complejo metalúrgico. Como se menciona en el apartado de Antecedentes, el trabajo de Ferrara *et al.* (1998) es el primero que cuantifica esta presencia de mercurio gaseoso, encontrando en el área urbana concentraciones de hasta 18000 ng m<sup>-3</sup>, muy superiores a las máximas recomendadas tanto como indicación general por la OMS (1000 ng m<sup>-3</sup>) como los 300 ng m<sup>-3</sup> recomendados como máximo por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA) para áreas urbanas. Higuera *et al.* (2006) confirman la existencia de concentraciones de este orden de magnitud en los años previos al cierre de la mina y complejo metalúrgico, utilizando analizadores portátiles LUMEX, e Higuera *et al.* (2013) verifican que, tras el cese de actividades, y en particular tras la restauración de las escombreras de la mina, estos valores decrecen drásticamente, alcanzando concentraciones habituales



por debajo de los 300 ng m<sup>-3</sup>. Por su parte, Tejero *et al.* (2015) realizan una estimación de las concentraciones de mercurio atmosférico que se habrían registrado en el área urbana durante la actividad metalúrgica anterior a la posibilidad de su registro; la estimación se basó en establecer una relación entre la producción de mercurio y las emisiones durante los últimos años de producción, y extrapolarla a producciones pasadas; de acuerdo con estas estimaciones, en las épocas de mayor producción de mercurio se pudieron alcanzar concentraciones atmosféricas promedio de unos 600 ng m<sup>-3</sup> y nocturnas de unos 1200 ng m<sup>-3</sup>, con picos de unos 1200 y 2400 ng m<sup>-3</sup> respectivamente, muy por encima de todos los umbrales actualmente considerados. Con anterioridad al trabajo de Esbrí *et al.* (2016), poco se sabía sobre las variaciones seculares en la concentración de mercurio atmosférico, más allá de que los factores que favorecen la emisión del mercurio desde suelos contaminados son la temperatura y la radiación solar (Llanos *et al.*, 2011; Carmona *et al.*, 2013); el trabajo de Esbrí *et al.* (2016), realizado en un área adyacente a una fuente puntual del elemento, verificó que, contrariamente a lo que cabría esperar con estas premisas, el mercurio atmosférico aumenta su concentración durante el periodo nocturno, como consecuencia del cese del viento durante la noche, que es, por tanto, el principal vector de dispersión / concentración del elemento a partir de las fuentes de emisión. En resumen, en un área con pasado minero como Almadén, el factor más decisivo para incrementar el riesgo de inhalar cantidades excesivas de mercurio gaseoso es la ausencia de mecanismos de dilución. En exteriores, la ausencia de viento provoca el ascenso de los niveles de mercurio en el aire, mientras que, en el interior de las casas y edificios, la ausencia de ventilación puede provocar problemas de concentraciones excesivas.

#### 4.2. Mercurio en suelos

El distrito minero de Almadén constituye una enorme anomalía geoquímica de mercurio de escala planetaria. Por ello, es de esperar que los suelos de la zona presenten concentraciones del elemento muy superiores a los valores promedio para la corteza continental, y así se refleja en los estudios de alcance nacional (IGME, 2012) y europeo (Salminen *et al.*, 2005), en los que se reconoce una amplia anomalía correspondiente a altas concentraciones en este elemento en el entorno del distrito. En relación con ello, dentro del área del distrito, la variabilidad de concentraciones en los suelos es muy alta, y esta variabilidad se ha empleado durante la segunda mitad del siglo xx para la prospección geoquímica del cinabrio, con más de 20 campañas de prospección geoquímica de suelos siguiendo mallas regulares dispuestas en áreas diversas del distrito, condicionadas o bien por la presencia de indicios de cinabrio, o bien por criterios geológico-mineros. Todo ello permite conocer que en la zona existe un nivel de fondo que se puede situar en unos 5 ng g<sup>-1</sup>, mientras que los valores anómalos pueden alcanzar miles de ng g<sup>-1</sup> en el entorno de áreas con mineralización de cinabrio. En los estudios publicados en los últimos 30 años, los valores de mercurio en suelos se aportan por trabajos generales sobre el área (Higueras *et al.*, 2006, 2015; Bueno *et al.*, 2009), o que describen áreas fuertemente contaminadas, como el recinto metalúrgico de Almadenejos (Martínez Coronado *et al.*, 2011), o que estudian

transferencia suelo-planta (Molina *et al.*, 2006; Millán *et al.*, 2006, 2012; Higuera *et al.*, 2016); en todos ellos se describen concentraciones de mercurio total que confirman su amplísima variabilidad a lo largo del área, condicionada por la presencia de mineralizaciones o pasivos mineros (escombreras, labores abandonadas).

Sí resultan novedosos los trabajos que aportan datos sobre la movilidad del mercurio presente en los suelos. Sánchez *et al.* (2005), Higuera *et al.* (2003) y Fernández Martínez y Rucandio (2003 y 2014) aplican distintas técnicas de extracción secuencial. Sánchez *et al.* (2005) lo aplican a muestras de una parcela dedicada a fitorremediación en las cercanías de Almadenejos, poniendo de manifiesto que la mayor proporción de mercurio presente estaba ligada a los oxihidróxidos de Fe, con fracciones menores ligadas a la presencia de cinabrio; Higuera *et al.* (2003) lo aplican a muestras de todo el distrito, mostrando que la fracción residual (cinabrio) y la ligada a los ácidos húmicos parecen ser las mayoritarias; Fernández Martínez y Rucandio (2003 y 2014) aplican la extracción secuencial a las mismas muestras que Sánchez *et al.* (2005), obteniendo resultados muy diferentes y sorprendentes, puesto que las fracciones mayoritarias eran ahora las ligadas a cinabrio y a mercurio elemental. Por su parte, Fernández Martínez y Rucandio (2005) y Rodríguez *et al.* (2017) aplican extracciones selectivas específicas para distintas especies de mercurio, con la finalidad de evaluar la disponibilidad del elemento, obteniendo valores relativamente bajos debido a la alta proporción de Hg en forma de cinabrio. Fernández Martínez *et al.* (2019) aplican de nuevo extracción secuencial, en concreto sobre muestras seleccionadas del distrito, que confirman la presencia de mercurio elemental en el distrito.

Un aspecto de alto interés para la evaluación genérica de los riesgos que supone la presencia del mercurio en los suelos es el que corresponde al estudio de la emisión del elemento desde suelos contaminados por este. Llanos *et al.* (2010) y Martínez Coronado *et al.* (2011) se refieren a este tipo de emisiones, medidas directamente en campo, mientras que Llanos *et al.* (2011), Carmona *et al.* (2013) y López *et al.* (2014) estudian este proceso experimentalmente, encontrando que el proceso de emisión está fundamentalmente inducido, o al menos favorecido, por incrementos en la temperatura y en la radiación solar.

También se han aplicado técnicas basadas en radiación sincrotrón, con el objetivo de obtener información directa de la especiación inorgánica del Hg, que además permita determinar la movilidad de las fases minerales presentes en los suelos. Bernaus *et al.* (2005) emplean la técnica XAS mientras que Bernaus *et al.* (2006) y Esbrí *et al.* (2010) aplican la técnica de XANES a muestras de suelos y sedimentos, obteniendo presencia mayoritaria de cinabrio en todas las muestras, y presencias menores de metacinabrio, producto de la metalurgia, y algunos sulfatos (schuetteita) y óxidos.

La caracterización de la afectación por el mercurio a la «salud» del suelo, entendida como la presencia, abundancia y biodiversidad de microbiota (bacterias, hongos, etc.) también ha sido objeto de interés durante este periodo. Millán *et al.* (2011) estudian las características edafológicas y biogeoquímicas de los suelos de tipo tecnosol que constituyen el sustrato del cerco metalúrgico de Almadenejos, donde se llevó a cabo actividad metalúrgica de calcinación de cinabrio durante los siglos XVIII y XIX (Almansa, 2012); en lo que se re-

fiere a la salud del suelo, determinan la respirometría inducida por el sustrato basal y la biomasa microbiana del suelo; a pesar de la alta contaminación por mercurio presente en este recinto (Martínez Coronado *et al.*, 2011), se observa muy baja variabilidad de estos parámetros, lo que revela una escasa incidencia del mercurio en los mismos. Campos *et al.* (2018) confirman esto mediante el análisis de actividad enzimática (actividad de la deshidrogenasa); esta actividad tampoco refleja, como sí se aprecia en otras áreas mineras para otros metales (Elmayel *et al.*, 2020), una disminución en las áreas con mayor presencia del metal, lo que puede ser considerado como una indicación de falta de afectación del mercurio a la microbiomasa del suelo.

#### 4.3. Mercurio en sistemas acuáticos y sedimentos

El entorno geográfico del distrito minero de Almadén se caracteriza por una climatología semiárida, en la que la mayor parte de los cursos de agua son estacionales, deteniendo su flujo en los periodos de estiaje, formando «tablas» que evolucionan de manera aislada durante estos periodos. De los diferentes cauces fluviales que recorren el distrito minero, el río Valdeazogues es el de mayor importancia, recibiendo los aportes de arroyos que drenan las áreas mineras como el Azogado y el Gargantiel. Por otra parte, desde el punto de vista hidrogeológico, la zona se caracteriza por la práctica ausencia de acuíferos detríticos de cierta continuidad: la mayor parte de las rocas que constituyen el sustrato del distrito son pizarrosas, lo que a su vez condiciona unos suelos que, aunque por lo general están poco desarrollados, con espesores habitualmente decimétricos, son relativamente ricos en arcilla, lo que los hace bastante impermeables. De esta forma, la mayor parte de los estudios sobre mercurio en los sistemas acuáticos del distrito están referidos a la presencia y dinámica del elemento en la red de drenaje y embalses relacionados. Los primeros trabajos de Rodríguez Martín-Doimeadios *et al.* (2000), Berzas Nevado *et al.* (2003 y 2009) y Gray *et al.* (2004) pusieron en evidencia el bajo impacto de la minería del mercurio sobre la fisicoquímica de las aguas, no modificándose de forma significativa su reactividad, su potencial redox o su contenido en sales. Esto fue refrendado por los trabajos de García-Ordiales *et al.* (2016a) donde se pone de manifiesto que la amplia presencia de carbonatos en los sustratos del distrito, realiza un efecto amortiguador sobre potenciales drenajes ácidos que se puedan producir en las áreas mineras, llegando las aguas a los cauces con valores de pH neutro o ligeramente básico y con bajos contenidos en sulfatos. Los contenidos en mercurio determinados en la fase disuelta se encuentran, tanto en los primeros trabajos como en los más actuales, mayoritariamente por debajo del máximo recomendado para aguas potables ( $1 \mu\text{g l}^{-1}$ ), si bien en determinados escenarios (en época de estiaje, durante sequías y en lugares determinados) estos umbrales pueden superarse puntual o temporalmente como el caso reportado por García-Ordiales (2014) donde se alcanzaron los  $20 \mu\text{g l}^{-1}$ . Además, en el fraccionamiento del mercurio en la columna de agua se detecta que la presencia de mercurio soluble es minoritaria respecto al mercurio ligado a partículas (García-Ordiales, 2014), lo que se traduce en un menor riesgo ecotoxicológico potencial que, sin embargo, sí se encuentra presente de acuerdo con los trabajos de García-Ordiales *et al.* (2016).

Por su parte, Porcel *et al.* (2015) analizan las aguas de pozos urbanos dentro del área urbana de Almadén y su entorno inmediato. Se trata de aguas relacionadas con acumulaciones subsuperficiales de pequeña entidad no ligadas a un acuífero general del área y, por supuesto, desligado del agua subterránea que llena la mina de Almadén. La variabilidad de los parámetros fisicoquímicos determinados es muy alta debido, sin duda, a la escasa transmisividad de las rocas que lo albergan. Los contenidos de mercurio son, como en las aguas superficiales, mayoritariamente inferiores al umbral para agua potable, salvo los correspondientes a un pozo situado dentro del recinto metalúrgico de Huerta del Rey, situado al norte de la localidad y abandonado desde el siglo XVIII.

Aguilar Martínez *et al.* (2009) ensayan el empleo de muestreadores pasivos para determinar concentraciones de mercurio total en dos localidades del río Valdeazogues. Ensayan tres tipos de membranas captadoras, de las cuales una ofrece los resultados más satisfactorios.

Los sedimentos son el compartimento ambiental acuático donde más se ha estudiado la presencia de mercurio y su comportamiento. Desde los primeros trabajos de Hildebrand *et al.* (1980), hasta los más recientes de Berzas Nevado *et al.* (2003; 2009) o García-Ordiales *et al.* (2014b; 2017) se ha demostrado que, a pesar de que las concentraciones de mercurio en los sedimentos del distrito han decrecido como consecuencia del cese minero, de la realización de restauraciones y de la atenuación natural, los niveles actuales superan el valor de fondo natural para el distrito ( $2 \mu\text{g g}^{-1}$ ), suponiendo un importante riesgo para los ecosistemas acuáticos. Este riesgo es especialmente importante en los cauces fluviales durante los periodos de sequía, ya que las alteraciones de las condiciones fisicoquímicas del medio inducen a un aumento de las especies químicas más lábiles en el sedimento, las cuales pueden transferirse más fácilmente a otros compartimentos (García-Ordiales *et al.*, 2018), así como por la presencia potencial, aunque en bajas concentraciones, de metilmercurio, como indican Gray *et al.* (2004). Adicionalmente, en el embalse de Castilseras, localizado en el centro del distrito minero, García-Ordiales *et al.* (2016b) identifican concentraciones de mercurio del orden de  $12 \mu\text{g g}^{-1}$ , asociándose la mayor parte de ellas a la presencia de cinabrio en los sedimentos (García-Ordiales *et al.*, 2016c). Por otra parte, estos estudios pusieron de manifiesto que en las zonas más profundas de estas áreas se producen mecanismos de metilación y demetilación del mercurio, los cuales pueden suponer un riesgo para los organismos del medio.

#### 4.4. Mercurio en plantas y líquenes

El distrito minero de Almadén se localiza en las estribaciones de Sierra Morena, y en proximidad inmediata del Parque Natural del Valle de Alcudía. Es una región de una gran riqueza botánica, en la que coexisten las zonas características de dehesa, que ocupan las zonas de valle con sustrato fundamentalmente pizarroso con zonas de monte bajo mediterráneo, que ocupan las áreas de sierra, con sustrato cuarcítico. Es, por tanto, un área rica en plantas silvestres, asociadas a estos dos tipos de ambientes, fundamentalmente. Desde el punto de vista agronómico, la zona es poco productiva, si bien existen algunos olivares y viñedos de sierra, algunos cultivos de cereal de in-

vierno (cebada y trigo fundamentalmente) y algunas huertas de pequeña extensión, en las riberas de algunos de los arroyos de la zona, que son regados con aguas del propio arroyo, o mediante aguas de pozo excavado en el entorno de la huerta o de manantiales próximos.

Los estudios sobre mercurio en plantas y líquenes son los más numerosos, y se pueden agrupar en cuatro tipologías:

- Estudios sobre relación entre mercurio en el suelo y en la planta.
- Estudios sobre la posible afectación a plantas comestibles.
- Estudios sobre la afectación del mercurio a la actividad fisiológica de las plantas.
- Estudios sobre la posibilidad de empleo de los líquenes en biomonitorización.

Como ya se ha indicado, el trabajo de Lindberg *et al.* (1979) pone las bases de los estudios que relacionan los contenidos de mercurio en suelo y planta, proponiendo que hay una captación de mercurio por las raíces, pero no traslocación desde estas a la parte aérea; Molina *et al.* (2006) y Millán *et al.* (2006) analizan un alto número de especies de plantas superiores del distrito con el objetivo común de encontrar relaciones entre los contenidos en suelo y planta mediante la determinación de sus índices de bioacumulación. Molina *et al.* (2006) describen contenidos en Hg en suelos entre 0,13 y 1935  $\mu\text{g g}^{-1}$ , mientras que en las plantas desarrolladas sobre estos suelos los contenidos variaban entre 0,13 y 2,695  $\mu\text{g g}^{-1}$ , con contenidos que llegan a ser más altos en las hojas que en las raíces; también ponen de manifiesto que distintas plantas muestran diferentes estrategias de incorporación del mercurio. Millán *et al.* (2006) estudian contenidos en suelo y plantas en diez parcelas a distancias variadas respecto al área minera y establecen que las especies *Marrubium vulgare*, *Cynoglossum cheirifolium*, *Rumex induratus* y *Tamarix africana* pueden ser consideradas como especies bioacumuladoras, susceptibles de ser empleadas en fitoextracción. Lominchar *et al.* (2015 y 2019) estudian la incorporación de mercurio a la espadaña (*Typha dominguensis*), planta herbácea acuática; determinan las especies del elemento presentes en los tejidos de la planta, encontrando concentraciones relativamente altas de metilmercurio que se concentran en la zona radicular, sin que exista apenas traslocación a la parte aérea.

La incorporación del mercurio a plantas comestibles representa, indudablemente, un alto riesgo para la salud de la población local. Los primeros datos directamente relacionados con esta cuestión fueron los aportados por Rodríguez *et al.* (2003), correspondientes a un ensayo de fitoextracción en un suelo local con medias-altas concentraciones de Hg utilizando trigo, cebada y altramuz; las tres especies muestran tasas de bioacumulación muy bajas, que se justifican, según los autores, por la baja (bio)disponibilidad del Hg en el suelo. Tomando como referencia estos resultados Rodríguez *et al.* (2007) experimentan con las mismas y otras plantas agronómicas (en concreto, con cebada, altramuz, lenteja y garbanzo), que también muestran bajas tasas de bioacumulación de mercurio, a pesar de que en los experimentos se aportaba mercurio en formas altamente biodisponibles. Higuera *et al.* (2012 y 2016) aportan datos sobre mercurio en hojas de olivo, si bien en el primero de estos trabajos aportan también concentraciones de Hg en aceituna y de aceite de oliva de una cooperativa de la zona; los resultados muestran con-

centraciones en aceituna entre 0,018 y 0,162 mg kg<sup>-1</sup> para cuatro muestras obtenidas en el entorno del distrito, y concentraciones en aceite de 0,011 y 0,049 mg kg<sup>-1</sup> para dos muestras de aceite, siendo el segundo valor el correspondiente a aceite de una cooperativa local; los valores más altos están por encima del límite máximo para alimentos (UE, 2018). Por otra parte, Amorós *et al.* (2014) estudian las relaciones entre contenidos de Hg y otros elementos traza en suelos y en hojas de viña, poniendo de manifiesto que el único elemento que muestra una buena correlación es el mercurio, en particular con los contenidos de la fracción orgánica de Hg; las concentraciones de mercurio total medidas en las hojas varían entre 5,14 y 0,03 mg kg<sup>-1</sup> en función de la proximidad al área minera. Sierra *et al.* (2008a y b, 2009, 2011, 2012 y 2017) estudian la incorporación de suelo a planta para veza, berenjena, cantueso, cebada, lavanda y patata respectivamente; en lo que se refiere a las plantas comestibles, las concentraciones en berenjena cultivadas en suelos contaminados oscilan entre promedios de 0,19 para el fruto con pedúnculo (que se usa en algunas preparaciones culinarias y 0,07 mg kg<sup>-1</sup> para el fruto sin pedúnculo, siendo mucho más altas en la raíz, y también mayor en la parte aérea; en cebada los niveles no parecen ser tóxicos para el consumo animal, aunque los autores recomiendan controlar su consumo. La lavanda muestra una relación entre el mercurio disponible en el suelo y el mercurio que capta la planta, lo que los autores interpretan como relación de causalidad; la patata muestra concentraciones muy variables, aunque en general no suponen un riesgo para el consumo humano. Por otra parte, los trabajos de Higuera *et al.* (2012), de Barquero *et al.* (2019) y de Naharro *et al.* (2019 y 2020) demuestran fehacientemente que la incorporación de mercurio a las hojas de pino (*Pinus pinea*) y poto (*Epipremnum aureum*) se produce exclusivamente, o casi, por vía foliar, a través de los estomas de las hojas del mercurio gaseoso presente en la atmósfera, confirmando la idea propuesta por Lindberg *et al.* (1979) para Almadén y por otros autores para otras áreas. Esto indicaría que muy probablemente en el resto de los estudios aquí mencionados esta incorporación sería también atmosférica, tanto en lo referido a los estudios de campo, en los que la presencia de mercurio en un contexto de suelos contaminados por este elemento es una constante, debido a su emisión desde el suelo, como en los trabajos experimentales, en los que el riego con aguas conteniendo mercurio supone también la posibilidad de que parte de ese mercurio pase a la atmósfera local, favoreciendo la incorporación estomática.

La entrada del mercurio en las plantas puede significar un problema para su fisiología, dada la reconocida toxicidad de algunas de sus especies químicas para muchos organismos. Sin embargo, no ha sido posible encontrar evidencias de efectos negativos de la presencia de mercurio en los suelos sobre la fisiología más conspicua de la planta: no se han descrito apenas efectos fitotóxicos del elemento; sí es posible apreciar como en las ruinas de los hornos de metalurgia del recinto metalúrgico de Almadenejos (Almansa, 2012), en las que Gray *et al.* (2004) encuentran concentraciones de metilmercurio extremadamente altas, las plantas no colonizan determinadas áreas, en concreto aquellas en las que se detectan las concentraciones extremas de metilmercurio; solo la esparraguera crece normalmente en estos suelos. Estos datos impulsan a Dago *et al.* (2014) a estudiar el estrés producido por el mercurio a es-

ta planta, mediante el análisis de fitoquelatinas y otros parámetros fisiológicos; este estudio permitió interpretar que los grupos tiol protegen a la planta de los efectos tóxicos del elemento. Carrasco Gil *et al.* (2012) estudian experimentalmente el estrés oxidativo producido por el mercurio en alfalfa, concluyendo que la fertilización con compuestos nitrogenados disminuye el estrés oxidativo producido por el tóxico y favorece la incorporación del mercurio a la planta, facilitando los procesos de fitoextracción. Moreno Jiménez *et al.* (2006, 2007 y 2014) estudian los casos de *Rumex induratus* y *Marrubium vulgare* y encuentran que estas dos especies de malezas tienen la capacidad de desarrollarse en suelos con muy altas concentraciones de mercurio, y tienen altos índices de bioacumulación, con bajos indicios bioquímicos de alteración de su actividad fisiológica, lo que les hace concluir que no muestran signos de fitotoxicidad, hecho también favorecido por la presencia de grupos tiol. Ruiz Díez *et al.* (2012) estudian los efectos de las altas concentraciones de mercurio sobre nueve especies de plantas leguminosas, en concreto sobre la población bacteriana de sus rizobios radiculares, encontrando diferencias muy significativas entre sus susceptibilidad al mercurio; Quiñones *et al.* (2013) se centran en la leguminosa *Lupinus albus* (altramuz) y verifican que las plantas inoculadas con una cepa de *Bradyrhizobium canariense* tolerante al Hg y expuestas a altas concentraciones de Hg, crecían sin síntomas de toxicidad siendo capaces de acumular Hg en su sistema radicular.

En lo que se refiere a los líquenes, estos organismos han sido propuestos por diversos autores como posibles herramientas para la biomonitorización de mercurio en la atmósfera. López Berdonces *et al.* (2017) analizan mediante ecuaciones de Langmuir y Freundlich la incorporación del mercurio en los géneros *Ramalina* y *Xanthoria*, en Almadén y otra localidad, obteniendo mayores valores de bioincorporación en *Ramalina*, y concluyendo que la modelización matemática del proceso de incorporación permite identificar a esta especie como muy adecuada para la finalidad propuesta. Jiménez Moreno *et al.* (2016) aportan datos isotópicos de mercurio referidos a estos organismos, que parecen indicar que podrían servir para trazar el origen del mercurio que acumulan, ya que la variabilidad en la signatura isotópica es muy reducida respecto de la fuente de emisión.

#### 4.5. Mercurio en fauna

Al igual que en lo referido a vegetación, el distrito minero de Almadén es rico en fauna, tanto silvestre (incluyendo «caza mayor» como ciervos y jabalíes y «caza menor» como conejos y perdices), como en ganado, incluyendo rebaños de ovino y caprino, explotaciones de vacuno para obtención de leche o carne, y ganado porcino criado tanto en semilibertad en las dehesas, como en pocilgas industriales. En cuanto a fauna acuática, el río Valdeazogues tiene presencia de especies autóctonas de pequeño tamaño y algunas importadas de mayor tamaño (carpas, lucios...), que son capturados por los pescadores deportivos, siendo particularmente frecuente la captura del cangrejo de río, de la variedad americana *Procambarus clarkii*, que ha desplazado a la variedad autóctona.

Los primeros datos relativos a presencia de mercurio en fauna son los publicados por Berzas Nevado *et al.* (2003), correspondientes a organismos

acuáticos, indicando que bivalvos procedentes de los sedimentos bentónicos del río Valdezogues mostraban concentraciones de Hg total entre 1 y 4  $\mu\text{g g}^{-1}$  (en peso seco), del cual un 30% aproximadamente correspondía a monometilmercurio; se trata de concentraciones muy por encima de los umbrales para alimentos (UE, 2006), si bien estos bivalvos no suelen ser objeto de consumo humano. Higuera *et al.* (2006) aportan datos sobre concentraciones de mercurio en cangrejos de río, de la variedad invasiva americana *Procambarus clarkii*; los ejemplares capturados en el río Valdezogues mostraron valores entre 2380 y 9060  $\text{ng g}^{-1}$  en músculo y entre 2320 y 26150  $\text{ng g}^{-1}$  en el hepatopáncreas (cabeza), mientras que los procedentes de un pequeño embalse localizado en las afueras de la localidad de Saceruela, a 27 km al NE de Almadén, arrojaron entre 394 y 2050  $\text{ng g}^{-1}$  para el músculo y entre 144 y 1029  $\text{ng g}^{-1}$  para el hepatopáncreas; todos estos valores, y en particular los obtenidos en el hepatopáncreas, superan ampliamente los niveles máximos recomendados de 500  $\text{ng g}^{-1}$  para productos de la pesca de forma genérica (UE, 2006). Por su parte, Álvarez *et al.* (2018) incorporan el empleo de trazadores isotópicos como herramienta analítica para el estudio de la transferencia de mercurio entre suelo y lombriz de tierra.

En lo que se refiere a vertebrados, Moreno *et al.* (2005) analizan cabello de cerdos criados dentro del recinto metalúrgico de Almadenejos, en un contexto de muy altas concentraciones de mercurio (incluyendo metilmercurio) en suelos y en plantas, obteniendo entre 8 y 10  $\mu\text{g g}^{-1}$  Hg; son concentraciones muy por encima de los niveles habitualmente encontrados en humanos en general (entre 1 y 4  $\mu\text{g g}^{-1}$  dependiendo del consumo medio de pescado (Airei, 1983), y de los encontrados en humanos de las localidades situadas dentro del distrito de Almadén (3,15  $\mu\text{g g}^{-1}$  como media, con un rango entre 0,45 y 9,35  $\mu\text{g g}^{-1}$  (Díez *et al.*, 2011)), si bien no se cuenta con datos de referencia específicos para este ganado, ni sobre los contenidos que pudieran existir en sus órganos y músculos comestibles. Berzas Nevado *et al.* (2012a y b) estudian la presencia y especiación de mercurio en vertebrados silvestres, incluyendo los mecanismos fisiológicos de defensa frente a este contaminante. Patiño Ropero *et al.* (2016a y b) estudian la distribución de mercurio y selenio en hígado y riñones de jabalí y ciervo del entorno de Almadén, utilizando diversas técnicas cromatográficas, como base de partida para el análisis de las relaciones entre estos elementos y moléculas orgánicas, lo que supone aportar información sobre la captación, transporte y comportamiento tóxico de estos elementos en organismos superiores. Ortiz Santaliestra *et al.* (2019) estudian los efectos fisiológicos del mercurio en la llamada «tortuga leprosa» (*Mauremys leprosa*) del área de Almadén; aprecian que el elemento se incorpora significativamente a estos organismos acuáticos, produciendo un incremento en la actividad de la enzima glutatión peroxidasa, así como una reducción de los niveles de glutatión, ambos componentes antioxidantes de la respuesta frente al estrés oxidativo producido por metales.

#### 4.6. Análisis de riesgos

La presencia de mercurio en el medioambiente implica, indudablemente, unos riesgos, sin duda menos importantes que los supuestamente derivados de la posibilidad de que el mercurio inorgánico que se ha incorporado a los



distintos compartimentos ambientales del distrito en forma inorgánica se transforma masivamente en metilmercurio, como se postulaba como consecuencia de la catástrofe de Minamata. Pero, por otra parte, es indudable que algunas formas de mercurio, como el gaseoso, representan un riesgo directo para las personas, a través de la inhalación, y que la presencia del mercurio en el suelo y la atmósfera supone un riesgo de que se transfiera a la biota y fauna comestibles, lo que puede producir la incorporación del metal a la cadena trófica humana.

Las primeras referencias a riesgos concretos relacionados con la presencia de mercurio en los diversos compartimentos ambientales de Almadén corresponden a los datos aportados por Berzas Nevado *et al.* (2012a) relativos a la presencia de mercurio en las aguas, sedimentos y bivalvos de río, y los aportados por Gray *et al.* (2004) indicando las muy altas concentraciones de metilmercurio en suelos contaminados del recinto metalúrgico de Almadenejos y en las aguas y sedimentos relacionados con el llamado arroyo Azogado, que drena la escombrera de la mina de Almadén, y el entorno urbano de la localidad; más tarde, Gray *et al.* (2010) determinan la toxicidad de los suelos con altas concentraciones de metilmercurio del recinto metalúrgico, encontrando que estos materiales con abundante mercurio soluble representan un alto riesgo para la ingesta y para la inhalación. Los estudios de incorporación del mercurio a plantas suponen también una base para la determinación de riesgos para la entrada del elemento a la cadena trófica de los vertebrados en general y del hombre en particular; Millán *et al.* (2013) se cuestionan si en una zona tan contaminada como es el entorno de Almadén sería o no razonable establecer cultivos para obtención de alimentos, concluyendo que los tejidos vegetales pueden suponer un riesgo para los animales que los consuman, pero que las semillas y los frutos pueden ser usados para consumo humano o animal. Rodríguez Alonso *et al.* (2017 y 2019) analizan la toxicidad de la presencia de mercurio en suelos sobre la encina, desde el punto de vista de su tolerancia a este elemento, y del efecto de la presencia de este en los suelos sobre la capacidad de germinación de sus semillas (bellotas), respectivamente, sin encontrar efectos negativos significativos.

Merece también mención dentro de este apartado el trabajo de Díez *et al.* (2011), que estudia la presencia cuantitativa comparada de mercurio en el cabello de los habitantes de Almadén con el entorno regional. Los valores obtenidos en la población de la localidad superan significativamente los de la provincia y de la región, mostrando como principal factor condicionante el consumo de pescado, aunque no el pescado local; probablemente en el detalle se podrían encontrar otros factores significativos, como el consumo de otros alimentos locales, o tal vez la inhalación de concentraciones de mercurio gaseoso mayores que en entornos alejados de Almadén.

Recientemente, Jiménez Oyola *et al.* (2020) han concluido el primer análisis de riesgo global de la población de Almadén, considerando todos los medios de exposición al mercurio. Concluyen que el riesgo por consumo de vegetales de huerta o pescado de río (concretamente cangrejo) resulta inaceptable, mientras que el contacto dérmico con el suelo contaminado, la ingestión y el contacto dérmico con aguas contaminadas, y la inhalación de aire contaminado por mercurio representan un riesgo aceptable.

#### 4.7. Afectación a la salud

La preocupación por la salud de los trabajadores de la mina ha sido, en mayor o menor grado, una constante desde los tiempos del trabajo forzado, al menos para algunas personas influyentes, como Mateo Alemán. Se sabía que la exposición al mercurio producía efectos muy importantes sobre la salud, lo que hizo que en Almadén se construyera el primer «hospital laboral» de España, probablemente también de los primeros del mundo, el Hospital de San Rafael (<http://www.almaden.es/turismo/que-visitlar/hospital-de-mineros-de-san-rafael.html>), en el que se trataba el hidrargirismo producido por la exposición al vapor de mercurio.

Es importante, por otra parte, reseñar que en Almadén hay un importante vacío de información acerca de la afectación clínica de la población general como consecuencia de su exposición al mercurio. La empresa minera, sin embargo, sí que realizó un control clínico de la salud de los trabajadores expuestos (García-Gómez *et al.*, 2006; 2007*a, b y c*), describiéndose altos niveles de Hg en sangre y orina entre los trabajadores y efectos perjudiciales sobre los sistemas nervioso y urinario, pero no efectos carcinogénicos. Existen tres síndromes clínicos relacionados con la intoxicación por vapores de mercurio: estomatitis, eretismo y temblor mercuriales. Este último representa el síntoma característico de la enfermedad crónica, y a menudo se presenta en forma de temblores finos de la lengua, labios, párpados y dedos (Medrado, 2003).

A partir de los años 1980 el Departamento de Salud Laboral de la empresa minera implantó un sistema de prevención del hidrargirismo en los puestos de trabajo más expuestos, sobre todo en las labores metalúrgicas, que incluía una vigilancia médica y de niveles de mercurio en sangre y orina, del que dependía la permanencia en el puesto de trabajo o su reubicación dentro del organigrama de la empresa (Tejero-Manzanares *et al.*, 2013). Con este programa se consiguió erradicar el hidrargirismo como enfermedad profesional.

En cuanto a la población no expuesta, esta podría desarrollar, en el caso más desfavorable, síntomas similares a los detectados entre los trabajadores expuestos a niveles bajos de Hg. Estos consistían principalmente en contracciones musculares involuntarias, sensación de pesadez en las extremidades inferiores, síntomas vegetativos, transpiración abundante, dermatografismo, inestabilidad emocional, neurosis secretora del estómago y neurosis funcional (histeria, neurastenia) (Español y Martínez, 1996).

#### 4.8. Búsqueda de soluciones

Los riesgos relacionados con la presencia de mercurio en los distintos compartimentos ambientales del distrito minero de Almadén necesitan, en algunos casos, de soluciones tecnológicas que rebajen los niveles de riesgo. Las principales alternativas que se han considerado para ello han sido las siguientes:

Fitoextracción: la posibilidad de extraer el mercurio del suelo mediante la captación radicular fue la primera posibilidad contemplada. Rodríguez *et al.* (2003 y 2007) aportan los resultados obtenidos en un proyecto realizado con

esta finalidad, utilizando plantas agronómicas, con resultados poco esperanzadores. También Millán *et al.* (2014) teorizan sobre esta posibilidad, sobre la base del estudio de la incorporación de mercurio a plantas de ribera. Schmid *et al.* (2014), por su parte, describen el uso de lisímetros obtenidos en el contexto del mencionado proyecto para experimentación sobre esta técnica.

Almacenamiento controlado del mercurio: se trataría de una alternativa para limitar las posibles liberaciones de mercurio al medioambiente tras el cese de su uso, estudiada en el contexto de un proyecto LIFE en el que colaboraron la empresa minera (MAYASA), el CENIM-CSIC y la UCLM. López *et al.* 2010 y 2015) y López Delgado *et al.* (2012a y b) desarrollan un método de encapsulación de mercurio mediante resinas poliméricas y azufre, para obtener metacinnabrio a partir de mercurio líquido, mientras que Llanos *et al.* (2010) e Higuera *et al.* (2013) aportan los datos de la monitorización ambiental de mercurio atmosférico en relación con este proyecto.

Electrodescontaminación. García Rubio *et al.* (2011) estudian la posibilidad de descontaminar suelos conteniendo este elemento mediante un sistema electrocinético, concluyendo que las posibilidades de esta técnica están condicionadas por la disponibilidad del elemento (Subirés Muñoz *et al.*, 2011).

La desorción térmica de mercurio utilizando distintos procedimientos térmicos se ha estudiado por López *et al.* (2014) y Sierra *et al.* (2016) como posibilidad de eliminación de mercurio contenido en suelos, con resultados que indican que, con ciertas limitaciones, podría ser aplicada a la remediación de suelos agrícolas.

La posibilidad de purificación de las aguas locales ha sido estudiada por Alcázar *et al.* (2015), usando una técnica basada en el empleo de un agente quelante microencapsulado. Los resultados fueron muy satisfactorios desde el punto de vista teórico, pero no han llegado a tener aplicación práctica, que sí que se ha planteado como posibilidad para el tratamiento de las aguas del distrito minero de Abbadia San Salvatore (Toscana, Italia).

## 5. CONCLUSIONES

La información aportada por los trabajos que se describen en la presente revisión permite obtener las siguientes conclusiones:

- El comportamiento del mercurio en la atmósfera local y regional está sujeto a una dinámica compleja, en la que es posible identificar dos tipos de fuentes de mercurio gaseoso: fuentes discretas de alta intensidad de emisión, como la actividad minera y especialmente la metalúrgica, escombreras no restauradas y recintos metalúrgicos abandonados; y fuentes difusas de baja intensidad de emisión, y que corresponden a suelos contaminados. Las emisiones de alta intensidad son sencillas de controlar, y en su mayor parte lo están, o bien por el cese de actividad, o bien por la restauración de las escombreras; pero quedan algunas, como los antiguos recintos metalúrgicos de Almadén y Almadenejos, que siguen activos. Las emisiones de baja intensidad están favorecidas por las altas temperaturas y por el efecto de la radiación solar. Una vez emitido, el mercurio se dispersa en la atmósfera rápidamente, con la colaboración

fundamental del viento, de forma que en términos generales las concentraciones más altas en la atmósfera, por lo general, se mantienen en un radio de unos 300 metros alrededor de las fuentes puntuales, y a unos metros de altura; pero durante periodos de cese de viento, se produce un efecto de concentración del elemento similar al que ocurre en los entornos urbanos, condicionado por la importancia de la emisión y por la dinámica atmosférica y topográfica. Este efecto se produce fundamentalmente durante el periodo nocturno, y puede seguir representando un riesgo en poblaciones próximas a fuentes de emisión.

- La presencia de mercurio en los suelos del distrito es una constante, y está condicionada por dos factores: uno natural, debido a la existencia de un nivel geoquímico de fondo alto con anomalías producidas por la presencia de mineralizaciones; y uno antrópico, relacionado con la contaminación del suelo inducida por la realización de actividades mineras y metalúrgicas. Por lo general, el mercurio se encuentra en el suelo en forma de cinabrio, que es una especie muy inmóvil, muy poco biodisponible; pero también hay una proporción variable de unos puntos a otros, que puede llegar al 50% de mercurio asociado a la fracción orgánica del suelo (ácidos húmicos y fúlvicos) que procede, más que probablemente, de la reactividad del mercurio en el sistema bioquímico que es el suelo. Otro aspecto importante relacionado con la presencia de mercurio en los suelos, incluso en altas concentraciones, es que esta presencia no parece afectar de forma significativa a las comunidades microbiológicas nativas, si bien este es un campo de investigación aún incipiente.
- En el sistema acuático, la baja solubilidad del mercurio ha favorecido que su principal mecanismo de transporte en los medios acuáticos haya sido en fase sólida. Esto ha propiciado que los sedimentos sean el compartimento ambiental que más ha sufrido la afección por la actividad minera a pesar de que en los últimos años, la disminución de los aportes ha permitido una lenta, pero paulatina, recuperación. La importante presencia de mercurio en este medio ha propiciado su transferencia hacia los organismos, biomagnificando el problema y suponiendo un riesgo ambiental muy importante para el ecosistema.
- Los estudios realizados sobre la transferencia del mercurio del suelo a las plantas han permitido confirmar fehacientemente la hipótesis formulada por Lindberg y colaboradores en el año 1979, que proponían que esta transferencia no es radicular, sino a través de la parte aérea de la planta. Se ha verificado que sin duda hay una incorporación del elemento a la raíz, pero no traslocación, y que la actividad estomática en las hojas controla la entrada y salida del elemento en su forma gaseosa. De esta forma, se ha podido verificar también que en general las concentraciones de mercurio en alimentos vegetales tienen este condicionante, y son las hojas usadas como alimento (lechugas, espinacas, etc.) las que presentan mayores valores, frente a frutos y tallos. También se han estudiado los efectos fisiológicos de la presencia de mercurio en algunas plantas, demostrándose que afectan a actividad enzimática antioxidante, como ocurre con otros metales pesados incorporados a plantas. También se ha descubierto que en los rizobios de leguminosas locales se encuentran cepas inmunes a la presencia del elemento, que pueden ser

empleadas para hacer tolerantes a este elemento a plantas inoculadas con ellas, con la posibilidad de emplear estas plantas en procesos de biorremediación.

- El estudio de los líquenes locales ha confirmado su posible uso como bioindicadores o monitorizadores de la presencia de mercurio gaseosos en la atmósfera, si bien con la limitación de que, si bien se conoce y se ha caracterizado el proceso de incorporación, no se conoce la cinética de reemisión, que sin duda existe.
- La fauna local estudiada presenta también, inevitablemente, evidencias de la incorporación del elemento sus organismos, tanto en organismos invertebrados (bivalvos, cangrejos de río), como vertebrados silvestres (ciervo, jabalí, tortugas) y domesticos (cerdo). En las publicaciones más recientes se ha iniciado el estudio de los efectos fisiológicos del mercurio en este tipo de organismos.
- Los datos aportados han venido siendo utilizados, por lo general de forma parcial, para evaluar los riesgos que supone la presencia de mercurio en sus diversas formas sobre la salud humana. Así, los riesgos con el mercurio atmosférico han sido altísimos durante periodos históricos de altas producciones del elemento, pero en la actualidad se han minimizado; los riesgos relacionados con la presencia del elemento en suelos son por lo general muy bajos, dada la escasa movilidad del elemento, si bien muy puntualmente se han descubierto concentraciones de metilmercurio elevadas. Por otra parte, esta presencia de mercurio en los suelos supone un riesgo de incorporación del elemento a plantas comestibles, a través de su emisión a la atmósfera y su incorporación estomática, o por su posibilidad de incorporación a raíces comestibles (patata, zanahoria), lo que supone una necesidad de limitar los cultivos fundamentalmente de productos hortofrutícolas en este tipo de suelos; en los sistemas acuáticos, la alta presencia de mercurio y su transferencia a los organismos acuáticos ha limitado el aprovechamiento de los recursos piscícolas de la zona, vetándose por parte de las administraciones la captura para consumo de peces y crustáceos a lo largo de todo el distrito minero. Desde el punto de vista específico de la afectación a los humanos, las concentraciones de mercurio en cabello ponen de manifiesto que hay una incorporación limitada del elemento a las personas, más que probablemente ligada a la dieta local; el análisis de riesgos completo realizado recientemente confirma estos datos e interpretaciones, poniendo de manifiesto los riesgos que aún supone la ingesta de ciertos alimentos procedentes de la zona.
- Los estudios sobre la afectación del mercurio a los trabajadores mineros locales ponen de manifiesto que, tras las medidas higiénicas establecidas en los años 80-90 para la prevención del hidrargirismo, esta enfermedad fue desapareciendo paulatinamente de este colectivo.
- La presencia del mercurio en el medioambiente de Almadén es una constante inevitable, al igual que sus posibles efectos sobre el medioambiente y sus organismos. En distintas instancias y momentos se han intentado desarrollar técnicas que o bien resulten en una reducción de las especies más tóxicas, o bien pueden limitar el alcance de los efectos indeseados. Esto se ha conseguido por ejemplo para la presencia de mercurio at-

mosférico en Almadén, que se ha reducido gracias al cese de actividades mineras y metalúrgicas y la restauración de escombreras. En otros casos se han encontrado soluciones parciales, que no han llegado a implementarse completamente, pero suponen posibilidades de mejora que requieren, por lo general, de recursos económicos cuantiosos.

## AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas e instituciones que han hecho posibles los estudios aquí descritos. Entre los organismos, sin duda buena parte de la financiación corresponde al Plan Nacional de I+D+i, en forma de proyectos concedidos a los grupos de investigadores que han desarrollado su trabajo en esta área. Otras financiaciones han venido de otras fuentes que sería prolijo enumerar. Del mismo modo, las personas que han dedicado su actividad científica a la zona, en mayor o menor grado, son demasiadas para relacionarlas, aunque en la lista de referencias están recogidas casi todas. Personalicemos en una sola de ellas nuestro agradecimiento: el profesor doctor Jorge Loredo Pérez, a quien dedicamos este libro y capítulo expresamente, ha participado activamente en algunos de los estudios realizados en la zona, y en todo momento ha sido para nosotros un honroso referente personal y profesional. ¡¡Gracias, Jorge!!

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguilar-Martínez, R., Gómez-Gómez, M. M., Greenwood, R., Graham, A. M., Vrana, B., Palacios-Corvillo, M. A., 2009. Application of Chemcatcher passive sampler for monitoring levels of mercury in contaminated river water. *Talanta*, 77(4): 1483-1489.
- Airei, D., 1983. Mercury concentrations in human hair from 13 countries in relation to fish consumption and location. *Science of the Total Environment*, 31: 157-180.
- Alcázar, Á., Garrido, I., García, E. M., de Lucas, A., Carmona, M., Rodríguez, J. F., 2015. New type of highly selective microcapsules for the removal of mercury from surface polluted waters. *Separation and Purification Technology*, 154: 255-262.
- Almansa, E., 2012. *El real sitio de Almadenejos en Ciudad Real (siglos XVIII-XIX) en un contexto minero-metalúrgico*. Tesis Doctoral inédita, Universidad de Córdoba.
- Álvarez, C. R., Jiménez-Moreno, M., Bernardo, F. J. G., Martín-Doimeadios, R. C. R., Nevado, J. J. B., 2018. Using species-specific enriched stable isotopes to study the effect of fresh mercury inputs in soil-earthworm systems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147: 192-199.
- Amorós, J. A., Esbrí, J. M., García-Navarro, F. J., Perez-de-los-Reyez, C., Bravo, S., Villaseñor, B., Higuera, P., 2014. Variations in mercury and other trace elements contents in soil and in vine leaves from the Almadén Hg-mining district. *Journal of Soils and Sediments*, 14(4): 773-777.
- Barquero, J. I., Rojas, S., Esbrí, J. M., García-Noguero, E. M., Higuera, P., 2019. Factors influencing mercury uptake by leaves of stone pine (*Pinus pinea* L.) in Almadén (Central Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4): 3129-3137.
- Bernaus, A., Gaona, X., Valiente, M., 2005. Characterisation of Almadén mercury mine environment by XAS techniques. *Journal of Environmental Monitoring*, 7(8): 771-777.
- Bernaus, A., Gaona, X., Esbrí, J. M., Higuera, P., Falkenberg, G., Valiente, M., 2006. Microprobe techniques for speciation analysis and geochemical characterization of

- mine environments: The mercury district of Almadén in Spain. *Environmental Science and Technology*, 40(13): 4090-4095.
- Berzas Nevado, J. J., García Bermejo, L. F., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., 2003. Distribution of mercury in the aquatic environment at Almadén, Spain. *Environmental Pollution*, 122(2): 261-271.
- Berzas Nevado, J. J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., Moreno, M. J., 2009. Mercury speciation in the Valdeazogues River-La Serena Reservoir system: Influence of Almadén (Spain) historic mining activities. *Science of the Total Environment*, 407(7): 2372-2382.
- Berzas Nevado, J. J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., Guzmán Bernardo, F. J., Rodríguez Fariñas, N., Patiño Ropero, M.J., 2012a. Mercury speciation analysis in terrestrial animal tissues. *Talanta*, 99: 859-864.
- Berzas Nevado, J. J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., Mateo, R., Rodríguez, N., Rodríguez-Estival, J., Patiño Ropero, M. J., 2012b. Mercury exposure and mechanism of response in large game using the Almadén mercury mining area (Spain) as a case study. *Environmental Research*, 112: 58-66.
- Bleiberg, G., 1985. *El 'Informe Secreto' de Mateo Alemán sobre el Trabajo Forzoso en las Minas de Almadén*. Ed. Tamesis, 107, serie A, Monografías.
- Bueno, P. C., Bellido, E., Rubí, J. A. M., Ballesta, R. J., 2009. Concentration and spatial variability of mercury and other heavy metals in surface soil samples of periurban waste mine tailing along a transect in the Almadén mining district (Spain). *Environmental Geology*, 56(5): 815-824.
- Campos, J. A., Esbrí, J. M., Madrid, M. M., Naharro, R., Peco, J., García-Noguero, E. M., Amorós, J. A., Moreno, M. M., Higuera, P., 2018. Does mercury presence in soils promote their microbial activity? The Almadenejos case (Almadén mercury mining district, Spain). *Chemosphere*, 201: 799-806.
- Carmona, M., Llanos, W., Higuera, P., Kocman, D., 2013. Mercury emissions in equilibrium: A novel approach for the quantification of mercury emissions from contaminated soils. *Analytical Methods*, 5(11): 2793-2801.
- Carrasco-Gil, S., Estebanz-Yubero, M., Medel-Cuesta, D., Millán, R., Hernández, L. E., 2012. Influence of nitrate fertilization on Hg uptake and oxidative stress parameters in alfalfa plants cultivated in a Hg-polluted soil. *Environmental and Experimental Botany*, 75: 16-24.
- Dago, A., González, I., Ariño, C., Martínez-Coronado, A., Higuera, P., Díaz-Cruz, J. M., Esteban, M., 2014. Evaluation of mercury stress in plants from the Almadén mining district by analysis of phytochelatin and their Hg complexes. *Environmental Science and Technology*, 48(11): 6256-6263.
- Díez, S., Esbrí, J. M., Tobias, A., Higuera, P., Martínez-Coronado, A., 2011. Determinants of exposure to mercury in hair from inhabitants of the largest mercury mine in the world. *Chemosphere*, 84(5): 571-577.
- Driscoll, C. T., Mason, R. P., Chan, H. M., Jacob, D. J., Pirrone, N., 2013. Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects. *Environmental Science and Technology*, 47(10): 4967-4983.
- Elmayel, I., Esbrí, J. M., García-Ordiales, E., Bouzid, J., García-Noguero, E. M., Elouaer, Z., Campos, J. A., Higuera, P., 2020. Biogeochemical assessment of affection by mining activity in the mining area of Jebel Trozza mine, Central Tunisia. *Environmental Geochemistry and Health*, en prensa.
- Esbrí, J. M., Bernaus, A., Ávila, M., Kocman, D., García-Nogueiro, E. M., Guerrero, B., Gaona, R., Álvarez, R., Perez-Gonzalez, G., Valiente, M. Higuera, P., Horvat, M., Loredó, J., 2010. XANES speciation of mercury in three mining districts - Almadén, Asturias (Spain), Idria (Slovenia). *Journal of Synchrotron Radiation*, 17(2): 179-186.

- Esbrí, J. M., Martínez-Coronado, A., Higuera, P. L., 2016. Temporal variations in gaseous elemental mercury concentrations at a contaminated site: Main factors affecting nocturnal maxima in daily cycles. *Atmospheric Environment*, 125: 8-14.
- Español, S., Martínez, J., 1996. Medical monitoring of workers exposed to elemental mercury in mining and metallurgical activities. *In Proceedings of IV International Conference: Mercury as a Global Pollutant*.
- Fernández-Martínez, R., Rucandio, M. I., 2003. Study of extraction conditions for the quantitative determination of Hg bound to sulfide in soils from Almadén (Spain). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 375(8): 1089-1096.
- Fernández-Martínez, R., Rucandio, M. I., 2005. Study of the suitability of HNO<sub>3</sub> and HCl as extracting agents of mercury species in soils from cinnabar mines. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 381(8): 1499-1506.
- Fernández-Martínez, R., Rucandio, I., 2014. Total mercury, organic mercury and mercury fractionation in soil profiles from the Almadén mercury mine area. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 16(2): 333-340.
- Fernández-Martínez, R., Esbrí, J. M., Higuera, P., Rucandio, I., 2019. Comparison of mercury distribution and mobility in soils affected by anthropogenic pollution around chloralkali plants and ancient mining sites. *Science of the Total Environment*, 671: 1066-1076.
- Ferrara, R., Maserti, B. E., Andersson, M., Edner, H., Ragnarson, P., Svanberg, S., Hernandez, A., 1998. Atmospheric mercury concentrations and fluxes in the Almadén district (Spain). *Atmospheric Environment*, 32(22): 3897-3904.
- García Frades, J. P., 1979. Almadén mines and its research programme on mercury pollution. *Mining Magazine*, 141 (6): 586-591.
- García Gómez, M., Boffetta, P., Caballero Klink, J. D., Español, S., Gómez Quintana, J., 2006. Mortalidad por enfermedades genitourinarias en los mineros de mercurio. *Actas Urológicas Españolas*, 30(9): 913-920.
- García Gómez, M., Boffetta, P., Caballero Klink, J. D., Español, S., Gómez Quintana, J., Colin, D., 2007a. Mortalidad por cáncer en los mineros del mercurio. *Gaceta Sanitaria*, 21(3): 210-217.
- García Gómez, M., Boffetta, P., Caballero Klink, J. D., Español, S., Gómez Quintana, J., 2007b. Mortalidad por enfermedades cardiovasculares en los mineros de mercurio. *Medicina Clínica*, 128(20): 766-771.
- García Gómez, M., Caballero Klink, J. D., Boffetta, P., Español, S., Sällsten, G., Gómez Quintana, J., 2007c. Exposure to mercury in the mine of Almadén. *Occupational and Environmental Medicine*, 64(6): 389-395.
- García Ordiales, E. 2014. *Incidencia en la minería abandonada en la cuenca del río Valdeazogues y valoración del impacto sobre el sistema acuático*. Tesis doctoral inédita, Universidad de Oviedo.
- García Ordiales, E., Loreda, J., Esbrí, J. M., Lominchar, M. A., Millan, R., Higuera, P., 2014. Stream bottom sediments as a means to assess metal contamination in the historic mining district of Almadén (Spain). *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 28(6): 357-376.
- García-Ordiales, E., Loreda, J., Esbrí, J. M., Higuera, P., Roqueñí, N., Cienfuegos, P., 2016a. Impact of dissolved metals(oids) in surface water quality of the Almadén mine district. *Environmental Science*, 1: 204-212.
- García Ordiales, E., Esbrí, J. M., Covelli, S., Lopez-Berdonces, M. A., Higuera, P. L., Loreda, J., 2016b. Heavy metal contamination in sediments of an artificial reservoir impacted by long-term mining activity in the Almadén mercury district (Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7): 6024-6038.
- García-Ordiales, E., Covelli, S., Esbrí, J. M., Loreda, J., Higuera, P. L., 2016c. Sequential extraction procedure as a tool to investigate PTHE geochemistry and potential geoavailability of dam sediments (Almadén mining district, Spain). *Catena*, 147: 394-403.



- García Ordiales, E., Loredó, J., Covelli, S., Esbrí, J. M., Millán, R., Higuera, P., 2017. Trace metal pollution in freshwater sediments of the world's largest mercury mining district: sources, spatial distribution, and environmental implications. *Journal of Soils and Sediments*, 17(7): 1893-1904.
- García Ordiales, E., Higuera, P., Esbrí, J. M., Roqueñí, N., Loredó, J., 2018. Seasonal and spatial distribution of mercury in stream sediments from Almadén mining district. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 19(2): 121-128.
- García Rubio, A., Rodríguez Maroto, J. M., Gómez Lahoz, C., García Herruzo, F., Vereda Alonso, C., 2011. Electrokinetic remediation: The use of mercury speciation for feasibility studies applied to a contaminated soil from Almadén. *Electrochimica Acta*, 56(25): 9303-9310.
- Gray, J. E., Hines, M. E., Higuera, P. L., Adatto, I., Lasorsa, B. K., 2004. Mercury speciation and microbial transformations in mine wastes, stream sediments, and surface waters at the Almadén Mining District, Spain. *Environmental Science and Technology*, 38(16): 4285-4292.
- Gray, J. E., Plumlee, G. S., Morman, S. A., Higuera, P., Crock, J. G., Lowers, H. A., Witten, M. L., 2010. In vitro studies evaluating leaching of mercury from mine waste calcine using simulated human body fluids. *Environmental Science and Technology*, 44(12): 4782-4788.
- Harada, M., 1995. Minamata disease: Methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*, 25(1): 1-24.
- Higuera, P., Oyarzun, R., Biester, H., Lillo, J., Lorenzo, S., 2003. A first insight into mercury distribution and speciation in soils from the Almadén mining district, Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 80(1): 95-104.
- Higuera, P., Oyarzun, R., Lillo, J., Sánchez-Hernández, J. C., Molina, J. A., Esbrí, J. M., Lorenzo, S., 2006. The Almadén district (Spain): Anatomy of one of the world's largest Hg-contaminated sites. *Science of the Total Environment*, 356(1-3): 112-124.
- Higuera, P., Amorós, J.A., Esbrí, J.M., García-Navarro, F. J., Pérez de los Reyes, C., Moreno, G., 2012. Time and space variations in mercury and other trace element contents in olive tree leaves from the Almadén Hg-mining district. *Journal of Geochemical Exploration*, 123: 143-151.
- Higuera, P., María Esbrí, J., Oyarzun, R., Llanos, W., Martínez-Coronado, A., Lillo, J., López-Berdonces, M.A., García-Noguero, E., 2013. Industrial and natural sources of gaseous elemental mercury in the Almadén district (Spain): An updated report on this issue after the ceasing of mining and metallurgical activities in 2003 and major land reclamation works. *Environmental Research*, 125: 197-208.
- Higuera, P., Fernández-Martínez, R., Esbrí, J. M., Rucandio, I., Loredó, J., Ordóñez, A., Álvarez, R., 2015. Mercury soil pollution in Spain: A review. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 32: 135-158.
- Higuera, P. L., Amorós, J. Á., Esbrí, J.M., Pérez de los Reyes, C., López-Berdonces, M. A., García-Navarro, F.J., 2016. Mercury transfer from soil to olive trees. A comparison of three different contaminated sites. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7): 6055-6061.
- Hildebrand, S. G., Huckabee J.W., Sanz Diaz; F., Cansen, S. A., Solomon, J.A., Kumar, K. D., 1980. *Distribution of mercury in the environment at Almaden, Spain*. Report ORNL/TM-7446 Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, p. 193-198.
- Huckabee, J. W., Sanz Diaz, F., Janzen, S. A., Solomon, J., 1983. Distribution of mercury in vegetation at Almadén, Spain. *Environmental Pollution. Series A, Ecological and Biological*, 30(3): 211-224.
- IGME, 2012. Geochemical atlas of Spain (Atlas Geoquímico de España). Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

- Jiménez Moreno, M., Barre, J. P. G., Perrot, V., Bérail, S., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., Amouroux, D., 2016. Sources and fate of mercury pollution in Almadén mining district (Spain): Evidences from mercury isotopic compositions in sediments and lichens. *Chemosphere*, 147: 430-438.
- Jiménez Oyola, S., Ortega, M. F., García-Martínez, M. J., Bolonio, J., Rodríguez, C., Esbrí, J. M., Llamas, J. F., Higuera, P., 2020. Multi-pathway human exposure risk assessment using a Bayesian modeling at the historically largest mercury mining district. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, en prensa.
- Lindberg, S. E., Jackson, D. R., Huckabee, J. W., 1979. Atmospheric emission and plant uptake of mercury from agricultural soils near the Almaden mercury mine. *Journal of Environmental Quality*, 8(4): 572-578.
- Llanos, W., Higuera, P., Oyarzun, R., Esbrí, J.M., López-Berdonces, M. A., García-Noguero, E. M., Martínez-Coronado, A., 2010. The MERSADE (European Union) project: Testing procedures and environmental impact for the safe storage of liquid mercury in the Almadén district, Spain. *Science of the Total Environment*, 408(20): 4901-4905.
- Llanos, W., Kocman, D., Higuera, P., Horvat, M., 2011. Mercury emission and dispersion models from soils contaminated by cinnabar mining and metallurgy. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(12): 3460-3468.
- Lominchar, M. Á., Sierra, M. J., Millán, R., 2015. Accumulation of mercury in *Typha domingensis* under field conditions. *Chemosphere*, 119: 994-999.
- Lominchar, M. Á., Sierra, M. J., Jiménez-Moreno, M., Guirado, M., Martín-Doimeadios, R.C.R., Millán, R., 2019. Mercury species accumulation and distribution in *Typha domingensis* under real field conditions (Almadén, Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4): 3138-3144.
- López, F. A., López-Delgado, A., Padilla, I., Tayibi, H., Alguacil, F. J., 2010. Formation of metacinnabar by milling of liquid mercury and elemental sulfur for long term mercury storage. *Science of the Total Environment*, 408(20): 4341-4345.
- López-Delgado, A., López, F. A., Alguacil, F. J., Padilla, I., Guerrero, A., 2012a. A microencapsulation process of liquid mercury by sulfur polymer stabilization/solidification technology. Part I: Characterization of materials. *Revista de Metalurgia*, 48(1): 45-57.
- López-Delgado, A., Guerrero, A., López, F. A., Pérez, C., Alguacil, F. J., 2012b. A microencapsulation process of liquid mercury by sulfur polymer stabilization/solidification technology. Part II: Durability of materials. *Revista de Metalurgia*, 48(1): 58-66.
- López, F. A., Alguacil, F. J., Rodríguez, O., Sierra, M. J., Millán, R., 2015. Mercury leaching from hazardous industrial wastes stabilized by sulfur polymer encapsulation. *Waste Management*, 35: 301-306.
- López, F. A., Sierra, M. J., Rodríguez, O., Millán, R., Alguacil, F. J., 2014. Non-isothermal kinetics of the thermal desorption of mercury from a contaminated soil. *Revista de Metalurgia*, 50(1).
- López Berdonces, M. A., Higuera, P. L., Fernández-Pascual, M., Borreguero, A.M., Carmona, M., 2017. The role of native lichens in the biomonitoring of gaseous mercury at contaminated sites. *Journal of Environmental Management*, 186 (2): 207-213.
- Martínez-Coronado, A., Oyarzun, R., Esbrí, J. M., Llanos, W., Higuera, P., 2011. Sampling high to extremely high Hg concentrations at the Cerco de Almadenejos, Almadén mining district (Spain): The old metallurgical precinct (1794 to 1861AD) and surrounding areas. *Journal of Geochemical Exploration*, 109(1-3): 70-77.
- Medrado, F., 2003. Mercurialismo metálico crónico ocupacional. *Saúde Pública*, 37: 10-20.

- Menéndez, A., 1998. *Catástrofe morboso de las minas mercuriales de la villa de Almadén del Azogue (1778) de José Parés y Franqués*. Edición anotada. Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha, Colección Monografías, n. 21.
- Millán, R., Gamarra, R., Schmid, T., Sierra, M. J., Quejido, A. J., Sanchez, D. M., Cardona, A. I., Fernández, M., Vera, R., 2006. Mercury content in vegetation and soils of the Almadén mining area (Spain). *Science of the Total Environment*, 368(1): 79-87.
- Millán, R., Schmid, T., Sierra, M. J., Carrasco-Gil, S., Villadóniga, M., Rico, C., Ledesma, D. M. S., Puente, F. J. D., 2011. Spatial variation of biological and pedological properties in an area affected by a metallurgical mercury plant: Almadenejos (Spain). *Applied Geochemistry*, 26(2): 174-181.
- Millán, R., Lominchar, M. A., López-Tejedor, I., Rodríguez-Alonso, J., Schmid, T., Sierra, M. J., 2012. Behavior of mercury in the Valdeazogues riverbank soil and transfer to Nerium oleander L. *Journal of Geochemical Exploration*, 123: 136-142.
- Millán, R., Esteban, E., Zornoza, P., Sierra M. J., 2013. Could an abandoned mercury mine area be cropped?. *Environmental Research*, 125: 150-159.
- Millán, R., Lominchar, M. A., Rodríguez-Alonso, J., Schmid, T., Sierra, M. J., 2014. Riparian vegetation role in mercury uptake (Valdeazogues River, Almadén, Spain). *Journal of Geochemical Exploration*, 140: 104-110.
- Molina, J.A., Oyarzun, R., Esbrí, J. M., Higuera, P., 2006. Mercury accumulation in soils and plants in the Almadén mining district, Spain: One of the most contaminated sites on Earth. *Environmental Geochemistry and Health*, 28(5): 487-498.
- Moreno, T., Higuera, P., Jones, T., McDonald, I., Gibbons, W., 2005. Size fractionation in mercury-bearing airborne particles (Hg PM 10) at Almadén, Spain: Implications for inhalation hazards around old mines. *Atmospheric Environment*, 39(34): 6409-6419.
- Moreno Jiménez, E., Gamarra, R., Carpena Ruiz, R. O., Millán, R., Peñalosa, J. M., Esteban, E., 2006. Mercury bioaccumulation and phytotoxicity in two wild plant species of Almadén area. *Chemosphere*, 63(11): 1969-1973.
- Moreno Jiménez, E., Peñalosa, J. M., Esteban, E., Carpena-Ruiz, R. O., 2007. Mercury accumulation and resistance to mercury stress in *Rumex induratus* and *Marrubium vulgare* grown in perlite. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170(4): 485-494.
- Moreno Jiménez, E., Gimeno, H., Gamarra, R., Esteban, E., 2014. Evidence of a new Hg-tolerant ecotype of *Rumex induratus* from Almadén (Ciudad Real, Spain). *Plant Biosystems*, 148(1): 58-63.
- Naharro, R., Esbrí, J. M., Amorós, J. A., García-Navarro, F. J., Higuera, P., 2019. Assessment of mercury uptake routes at the soil-plant-atmosphere interface. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 19 (2): 146-154.
- Naharro, R., Esbrí, J. M., Amorós, J. A., Higuera, P. L., 2020. Experimental assessment of the daily exchange of atmospheric mercury in *Epipremnum aureum*. *Environmental Geochemistry and Health*, en prensa.
- Ortiz Santaliestra, M. E., Rodríguez, A., Pareja-Carrera, J., Mateo, R., Martínez Haro, M., 2019. Tools for non-invasive sampling of metal accumulation and its effects in Mediterranean pond turtle populations inhabiting mining areas. *Chemosphere*, 231: 194-206.
- Patiño Ropero, M. J., Fariñas, N. R., Krupp, E., Mateo, R., Berzas Nevado, J. J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., 2016a. Mercury and selenium binding biomolecules in terrestrial mammals (*Cervus elaphus* and *Sus scrofa*) from a mercury exposed area. *Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences*, 1022: 159-166.
- Patiño Ropero, M. J., Rodríguez Fariñas, N., Mateo, R., Berzas Nevado, J. J., Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., 2016b. Mercury species accumulation and trophic

- transfer in biological systems using the Almadén mining district (Ciudad Real, Spain) as a case of study. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7): 6074-6081.
- Porcel, Y., Lillo, J., Esbrí, J. M., Oyarzu, R., García-Noguero, E. M., Trujillo, Á., Higuera, P., 2015. Hydrochemistry of Ground Waters from Urban Wells in Almadén (Central Spain): Water Quality Around the World's Largest Mercury Mining-Metallurgical Complex. *Water, Air, and Soil Pollution* 226(8):250
- Quiñones, M. A., Ruiz-Díez, B., Fajardo, S., López-Berdonces, M.A., Higuera, P. L., Fernández-Pascual, M., 2013. *Lupinus albus* plants acquire mercury tolerance when inoculated with an Hg-resistant Bradyrhizobium strain. *Plant Physiology and Biochemistry*, 73: 168-175.
- Rodríguez, L., López-Bellido, F. J., Carnicer, Á., Alcalde-Morano, V., 2003. Phytoremediation of mercury-polluted soils using crop plants. *Fresenius Environmental Bulletin*, 12(9): 967-971.
- Rodríguez, L., Rincón, J., Asencio, I., Rodríguez-Castellanos, L., 2007. Capability of selected crop plants for shoot mercury accumulation from polluted soils: Phytoremediation perspectives. *International Journal of Phytoremediation*, 9(1): 1-13.
- Rodríguez, L., Alonso-Azcárate, J., Gómez, R., Rodríguez-Castellanos, L., 2017. Comparison of extractants used for the assessment of mercury availability in a soil from the Almadén mining district (Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 24(14): 12963-12970.
- Rodríguez-Alonso, J., Sierra, M. J., Lominchar, M. A., Millán, R., 2017 Mercury tolerance study in holm oak populations from the Almadén mining district (Spain). *Environmental and Experimental Botany*, 133: 98-107.
- Rodríguez-Alonso, J., Sierra, M. J., Lominchar, M. A., Millán, R., 2019. Effects of mercury on the germination and growth of *Quercus ilex L.* seedlings. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(30): 30930-30940.
- Rodríguez Martín-Doimeadios, R. C., Wasserman, J. C., García Bermejo, L. F., Amourox, D., Berzas Nevado, J. J., Donard, O. F. X., 2000. Chemical availability of mercury in stream sediments from the Almadén area, Spain. *Journal of Environmental Monitoring*, 2(4): 360-366.
- Ruiz-Díez, B., Quiñones, M. A., Fajardo, S., Lopez, M. A., Higuera, P., Fernández-Pascual, M., 2012. Mercury-resistant rhizobial bacteria isolated from nodules of leguminous plants growing in high Hg-contaminated soils. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 96(2): 543-554.
- Salminen, R., Batista, M. J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., Lima, A., 2005. *Foregs – Geochemical atlas of Europe*. Part 1. Background information, methodology, and maps. Servicio Geológico de Finlandia.
- Sánchez, D. M., Quejido, A. J., Fernández, M., Hernández, C., Schmid, T., González, M. A., Martín, R., Morante, R., 2005. Mercury and trace element fractionation in Almadén soils by application of different sequential extraction procedures. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 381(8): 1507-1513.
- Sánchez, G., 1923. *Reglamentación en relación con las condiciones higiénicas presentado por Guillermo Sánchez Martín Médico Jefe de los Servicios Sanitarios, año 1926*. Almadén: Archivo Histórico Fundación Almadén «Francisco Javier de Villegas».
- Schmid, T., Sierra, M. J., Millán, R., 2014. A decade of lysimeter experience to study mercury behaviour in Almadén (Spain) soil and the transferable fraction to plants. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 28(6): 397-413.
- Sierra, M. J., Millán, R., Esteban, E., Cardona, A. I., Schmid, T., 2008a. Evaluation of mercury uptake and distribution in *Vicia sativa L.* applying two different study scales: Greenhouse conditions and lysimeter experiments. *Journal of Geochemical Exploration*, 96(2-3): 203-209.

- Sierra, M. J., Millán, R., Esteban, E., 2008b. Potential use of *Solanum melongena* in agricultural areas with high mercury background concentrations. *Food and Chemical Toxicology*, 46(6): 2143-2149.
- Sierra, M. J., Millán, R., Esteban, E., 2009. Mercury uptake and distribution in *Lavandula stoechas* plants grown in soil from Almadén mining district (Spain). *Food and Chemical Toxicology*, 47(11): 2761-2767.
- Sierra, M. J., Millán, R., Cardona, A. I., Schmid, T., 2011. Potential cultivation of *Hordeum vulgare* L. in soils with high mercury background concentrations. *International Journal of Phytoremediation*, 13(8): 765-778.
- Sierra, M. J., Rodríguez-Alonso, J., Millán, R., 2012. Impact of the lavender rhizosphere on the mercury uptake in field conditions. *Chemosphere*, 89(11): 1457-1466.
- Sierra, M. J., Millán, R., López, F. A., Alguacil, F. J., Cañadas, I., 2016. Sustainable Remediation of Mercury Contaminated Soils by Thermal Desorption. *Environmental Science and Pollution Research International*, 23(5): 4898-4907.
- Sierra, M. J., López-Nicolás, R., González-Bermúdez, C. A., Frontela-Saseta, C., Millán, R., 2017. Cultivation of *Solanum tuberosum* in a former mining district for a safe human consumption integrating simulated digestion. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 97(15): 5278-5286.
- Subirés Muñoz, J. D., García Rubio, A., Vereda Alonso, C., Gomez-Lahoz, C., Rodríguez-Maroto, J. M., García Herruzo, F., Paz García, J. M., 2011. Feasibility study of the use of different extractant agents in the remediation of a mercury contaminated soil from Almaden. *Separation and Purification Technology*, 79(2): 151-156.
- Tejero, J., Higuera, P. L., Garrido, I., Esbrí, J. M., Oyarzun, R., Español, S., 2015. An estimation of mercury concentrations in the local atmosphere of Almadén (Ciudad Real Province, South Central Spain) during the twentieth century. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(7): 4833-4841.
- Tejero, J., Montes, F. P., 2011. Las Minas de Almadén vistas por un Médico. *Salud de los trabajadores*, 19(1): 77-83.
- Tejero Manzanares, J., Español Cano, S., Montes Tubio, F. P., 2013. Detection criteria and preventive measures for occupational disease in the mines of Almaden (Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(11): 9125-9138.
- Unión Europea, 2006. *Reglamento (CE) n o 1881/2006 de la Comisión, de 19 de diciembre de 2006, por el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes en los productos alimenticios* (Texto pertinente a efectos del EEE). Diario Oficial de la Unión Europea.
- Unión Europea, 2018. *Reglamento (UE) 2018/73 DE LA COMISIÓN de 16 de enero de 2018 por el que se modifican los anexos II y III del Reglamento (CE) n.o 396/2005 del Parlamento Europeo y del Consejo en lo relativo a los límites máximos de residuos de compuestos de mercurio en determinados productos*. Diario Oficial de la Unión Europea.

# **EVALUACIÓN MEDIOAMBIENTAL TEMPRANA DE RIESGOS A LA SALUD, A LA SEGURIDAD Y AL PROPIO MEDIOAMBIENTE POR PROYECTOS GEO-ENERGÉTICOS**

*Antonio Hurtado y Sonsoles Eguilior*

Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT),  
Madrid, España

## **RESUMEN**

El desarrollo de proyectos de ingeniería que involucran sistemas geológicos (o geo-proyectos) es una tarea con retos importantes. Muchas veces el subsuelo está poco investigado, los recursos se evalúan de manera inadecuada y los proyectos a menudo se abandonan en las primeras etapas de la exploración debido al control deficiente de los componentes de riesgo relacionados con la incertidumbre asociada a la viabilidad técnica y económica de su implementación futura, así como a los impactos sociales o ambientales. Comprender y evaluar los riesgos medioambientales en estos geo-proyectos es una tarea con retos importantes. Las fases iniciales requieren de investigaciones específicas para el desarrollo de metodologías globales que permitan aplicar un punto de vista sistémico y herramientas que permitan la integración del conocimiento y el tratamiento de las incertidumbres.

Estos desarrollos tienen aplicación, entre otras, en el Almacenamiento Geológico de CO<sub>2</sub> (AGC) (Chadwick *et al.*, 2008), tecnología de mitigación del cambio climático, y en la extracción de gas no convencional o la geotermia de alta entalpía (AEA, 2012), fuentes energéticas con un menor impacto en dicho cambio climático. Estos campos participan, entre ellos y con otros, de similitudes formales que permiten compartir modelos conceptuales que facilitan el desarrollo del conocimiento para alcanzar una mejor percepción y tratamiento de los riesgos en fases tempranas.

Los objetivos y la orientación estratégica de estos desarrollos están alineados con el reto de alcanzar un futuro energético sostenible, es decir, medioambiental, social y económicamente aceptable. Existe una clara relación entre la estimación temprana de los riesgos medioambientales y la aceptación social de las tecnologías, pues se busca la garantía razonable de que la so-

ciudad se pueda beneficiar del uso de estas tecnologías evitando los efectos secundarios negativos. Esto permite contrarrestar tanto la desconfianza como los conceptos erróneos que los ciudadanos pudieran albergar con respecto a las mismas.

## 1. INTRODUCCIÓN

Existe un amplio consenso sobre la definición de «riesgo», a nivel internacional, entre las distintas directrices y guías (ISO, 2009). Una definición típica en el ámbito de la gestión de proyectos de ingeniería es aquella que califica al Riesgo como cualquier acontecimiento incierto o condición tal que, de producirse, tiene un efecto —positivo o negativo— en un objetivo del proyecto (PMI, 2000). La redacción exacta de las distintas definiciones puede variar, pero todas coinciden en la definición a partir de dos componentes. La primera se refiere a un término que hace referencia a la «incertidumbre», ya que riesgo es algo no materializado, que podrá o no ocurrir. El segundo se refiere a lo que sucedería si dicho riesgo se llegara a materializar, es decir, su impacto o consecuencias, ya que los riesgos se definen siempre en términos de su efecto sobre los objetivos de un proyecto.

El concepto de riesgo es intrínseco a la mayoría de las actividades humanas y los proyectos relacionados con aspectos energéticos que involucran al medio geológico no están exentos de ellos. Comparten un nivel de riesgo similar a cualquier otro tipo de actividad industrial y, particularmente, con los relacionados con la industria petrolífera y gasista. Por un lado, comparten riesgos asociados a la parte tecnológica de los desarrollos, como son los aspectos relacionados con los pozos y sus probabilidades de fallo y otros posibles efectos sobre el medio natural como son el uso del agua, del terreno, efectos del tráfico motorizado, el ruido, la contaminación lumínica, etc., que son aspectos generales de evaluación de riesgos de cualquier proyecto de ingeniería, con una amplia y probada experiencia de gestión.

Pero, además, en ellos se dan una serie de riesgos asociados a la perturbación de un medio natural, incluyendo el geológico, como pueden ser los sísmicos o los relacionados con el transporte a través del medio de los posibles contaminantes, tanto los introducidos como los ya presentes de manera natural en las formaciones geológicas. Estos contaminantes pueden generar riesgos debidos a emisiones de compuestos no deseados en distintos compartimentos ambientales, como la atmósfera o las aguas, superficiales o subterráneas. La importancia de cada riesgo específico, función de su probabilidad y consecuencias, dependerá principalmente de las características del emplazamiento, y de las opciones tecnológicas aplicadas.

Es evidente la necesidad de aportar respuestas adecuadas a estas cuestiones, y, preferiblemente desde el principio, entre otras razones, por el hecho de su influencia en la aceptación social, elemento clave en su implementación, especialmente en el caso de nuevas tecnologías.

Las herramientas de Gestión del Riesgo (G. R.) permiten afrontar el conocimiento y control de los mismos en una amplia variedad de actividades humanas, industriales o no. Así, la G. R. permite estructurar el esfuerzo de una organización para identificar, medir, clasificar y asumir, eliminar, mitigar, trasladar, o controlar los distintos niveles de riesgos asociados a un proyecto. La

Fig. 1 muestra una posible estructura de un proceso de G. R. Las distintas fases son generales para todos los sistemas de gestión, aunque su encuadre puede variar entre metodologías.

Dentro de la G. R. se incluye la evaluación de riesgos como una de las etapas clave, mediante la cual se debe estimar tanto la severidad de las consecuencias de la materialización de los riesgos —previamente identificados en la fase de análisis de riesgos— como las probabilidades asociadas a dicha materialización. Debe considerarse como parte de un proceso continuo e iterativo durante todo el ciclo de vida del proyecto y, basada en metodologías adecuadas, debe establecer un marco robusto y fiable que permita evaluar las consecuencias e incertidumbres en cada una de las fases del proyecto.

En el caso específico de la evaluación de riesgos medioambientales en sistemas naturales alterados antropogénicamente, entre los que se encuentran los proyectos de carácter energético, estos sistemas incluyen los distintos compartimientos medioambientales, así como el medio geológico. Se trata de sistemas complejos con un elevado grado de incertidumbre aportado por la componente natural y que irá disminuyendo conforme se avance en las dis-

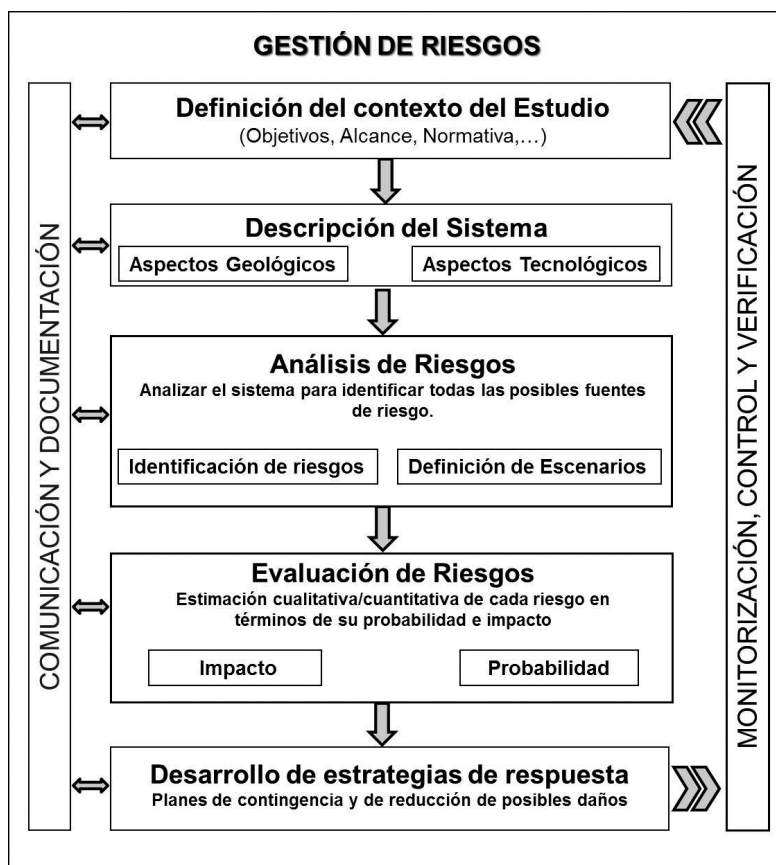


Fig. 1. Esquema de Gestión de Riesgos



tintas fases del proyecto. Sobre este sistema, debe ser implementada la competente tecnológica, que incorpora generalmente un grado de incertidumbre mucho menor, pero que tiene una influencia directa en el comportamiento del sistema. La estructura general de G. R. debe adaptarse a estas particularidades y cubrir todas las fases de estos proyectos. Sucintamente, estas comprenden: 1) la identificación inicial de formaciones geológicas objetivos de la perturbación tecnológica; 2) la caracterización de las mismas; 3) el desarrollo del proyecto; 4) el periodo operacional; 5) las operaciones posteriores al cierre en la fase previa de transferencia del control de la instalación; y, finalmente, 6) la transferencia de responsabilidades.

Derivado del elevado grado de incertidumbre, especialmente en las primeras fases de los geo-proyectos y maximizado en aquellos en que se trate del desarrollo de nuevas tecnologías, las evaluaciones de riesgos deberán poder incorporar la experiencia ya adquirida en otros proyectos de la misma clase, así como de tecnologías o emplazamientos análogos. Ello deberá enfocarse en la definición de las características más críticas que *a priori* deben ser tenidas en cuenta para garantizar una razonable gestión, medioambientalmente segura, de la tecnología.

Siempre debe estar presente en la mente de los responsables del proyecto, así como de los gestores públicos y, deseablemente, de la sociedad en su conjunto, que ningún proyecto es igual a otro debido a las variaciones impuestas por las características del medio natural de cada emplazamiento y su comportamiento en relación con el proceso del que se trate. Por ello, las herramientas a seleccionar para llevar a cabo la evaluación de los riesgos serán función de la complejidad del proyecto, de sus incertidumbres y de la fase del mismo. Sin embargo, puede adelantarse que, de manera general, incluyen estudios cualitativos y cuantitativos, tanto deterministas como probabilistas.

## 2. EVALUACIÓN DE RIESGOS MEDIOAMBIENTALES

Toda gestión de riesgo requiere la adopción de una política por parte de la organización al respecto, así como una definición de objetivos. Pero dichas acciones no significan nada sin una determinación operativa de los riesgos. Para ello, tras la identificación de las combinaciones del conjunto de causas que pueden dar lugar al mismo, se debe determinar la importancia de cada riesgo específico de manera que sirva de guía al proceso de respuesta al mismo.

En la fase de «Evaluación de Riesgos» es común el uso de los términos «probabilidad» e «impacto» (o «daño») para describir a las dos dimensiones del concepto «riesgo», objeto a estimar. Definidos unos objetivos, de carácter medioambiental en el caso que nos ocupa, con «probabilidad» se pretende recoger la incertidumbre ligada a la evolución de un sistema perturbado, sujeto a procesos internos o externos. Dicha evolución puede dar lugar a un o a un conjunto de «impactos», término que recoge los efectos, aquí medioambientales, del riesgo en estudio. La estimación de los impactos constituye un ejercicio estructurado que trata de responder a cuál sería el efecto si se diese un acontecimiento determinado. Para ello es necesario establecer las posibles evoluciones del sistema asociadas al escenario que se esté considerando y definir las vías y mecanismos de materialización de los impactos. El

conjunto de escenarios definidos para un proyecto tiene por objetivo alcanzar un conjunto de evoluciones del sistema a lo largo del tiempo que aporten una visión razonablemente completa de los posibles comportamientos del mismo. Estos escenarios definen el contexto, en términos amplios, en el que se deben realizar las etapas de modelización y de análisis de consecuencias que permitirán estimar, cualitativa o cuantitativamente, los riesgos en función de los objetivos inicialmente definidos. Un ejemplo de estimación puede verse en la Fig. 2, donde se muestra una aplicación en una matriz bi-dimensional Probabilidad-Impacto.

La evolución del proyecto va a estar influenciada, en todas sus fases, por una amplia gama de fuentes de incertidumbres, concepto fundamental de riesgo. Resulta fundamental identificar y gestionar dichas fuentes, que restan confiabilidad en el control de la evolución del sistema, especialmente en las primeras fases de todo proyecto con componente natural (ver Fig. 3).

Para que las evaluaciones de riesgo sean consistentes y significativas, es fundamental la aplicación de metodologías adecuadas en la evaluación de la probabilidad y del impacto. Las metodologías de evaluación se pueden dividir en dos grandes categorías: cualitativas y cuantitativas. La madurez tecno-

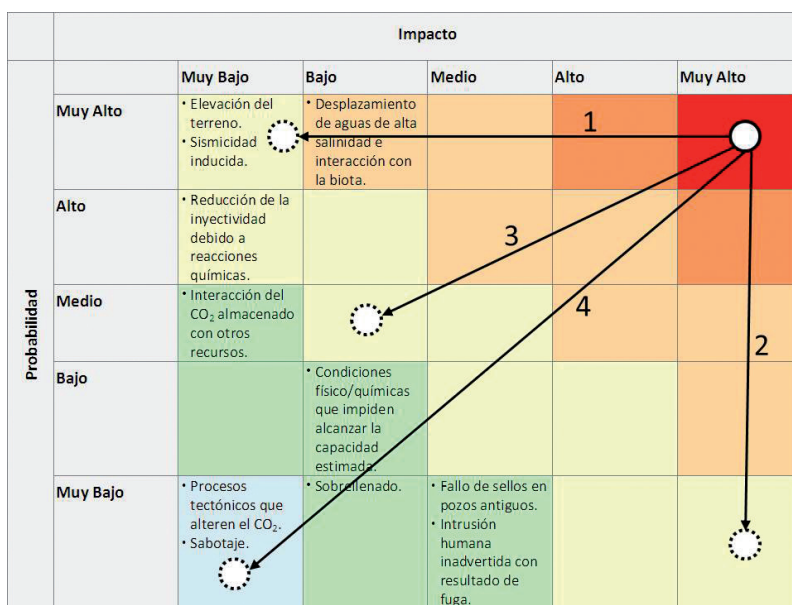


Fig. 2. Matriz bidimensional Probabilidad-Impacto asociada a un almacenamiento de CO<sub>2</sub> con ejemplos de riesgos y su clasificación (desde ROJO – Muy Elevado hasta AZUL – Despreciable) e ilustración de cuatro medidas de reducción de Riesgos:

1. Medida de reducción de Probabilidad.
  2. Medida de reducción de Impacto.
  3. Medida de reducción de Probabilidad e Impacto con coste reducido.
  4. Medida de reducción de Probabilidad e Impacto con coste elevado.
- Modificado de Metcalfe et al. (2017)

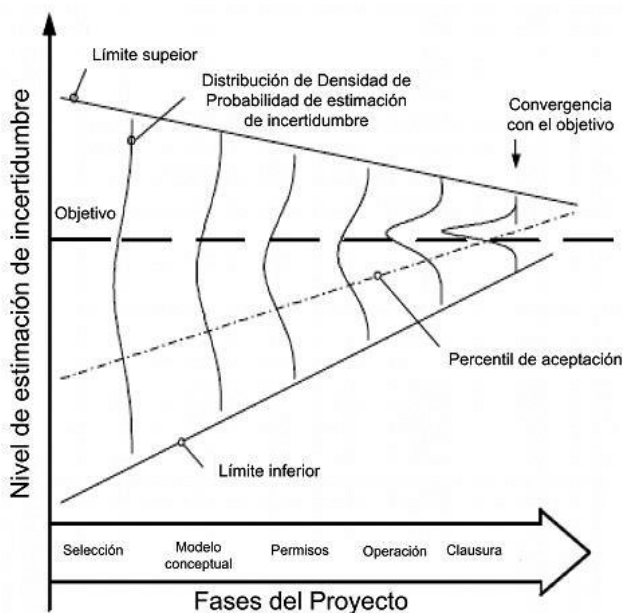


Fig. 3. Evolución general esperable de la incertidumbre a lo largo de las distintas fases de un proyecto

lógica o las lagunas en el conocimiento en la evolución de los sistemas naturales perturbados, así como de la fase del proyecto, determinan la naturaleza de la valoración a utilizar. Ante una elevada falta de información o conocimiento específico, una evaluación de riesgos cualitativa puede ser suficientemente efectiva y atractiva. En ellas, la asignación de probabilidades e impactos se realiza a través de niveles de significación. Entre los métodos cualitativos más comunes se encuentran: La matriz bidimensional Probabilidad-Impacto, el Marco de Evaluación de Vulnerabilidad (VEF), las técnicas estructuradas *What-if*, las Evaluaciones Multicriterios y el Marco de Evaluación y Clasificación (o *Screening and Ranking Framework* - SRF) (Pawar *et al.*, 2015). Esta última se ha utilizado satisfactoriamente en las evaluaciones tempranas de riesgos medioambientales centradas en sus efectos para la salud, la seguridad y el propio medio (o *Health, Safety and Environment* - HSE) (Liu y Ramírez, 2017), para la selección de posibles emplazamientos para el almacenamiento de CO<sub>2</sub> (Hurtado *et al.*, 2010) y para extracción de gas no convencional (Veiguela *et al.*, 2016). En ambos casos se trata de ejemplos claros de geo-proyectos con una limitación importante tanto en los datos iniciales como en el conocimiento sobre la evolución y consecuencias de los sistemas naturales perturbados.

Por su lado, los métodos cuantitativos se utilizan en sistemas mejor conocidos, con un nivel inferior de incertidumbre. Dos tipos principales de métodos pertenecen a este grupo: Evaluación de Riesgo Determinista (*Deter-*

*ministic Risk Assessment* o DRA) y Evaluación de Riesgo Probabilístico (*Probabilistic Risk Assessment* o PRA).

La DRA proporciona una estimación del impacto asociado a un escenario determinado, con un conjunto específico modelos y de valores sin incertidumbre de los parámetros de los mismos. Este tipo de evaluaciones suelen ser útiles para modelar aspectos específicos del sistema. De hecho, es esperable el hacer uso de modelos deterministas con diversos grados de detalle en aspectos parciales de la estimación de impactos a lo largo de todo el proceso de evaluación de riesgos de un proyecto, porque resultan de utilidad en la determinación de tendencias de comportamiento del sistema cuando los parámetros varían individualmente.

Las PRA utilizan aproximaciones que abordan directamente las incertidumbres. Miden la credibilidad de una hipótesis basada en la evidencia que la soporta. Pueden representarse mediante una función de densidad de probabilidad, si se utiliza el concepto frecuentista de la probabilidad, o hacer uso del razonamiento incierto, o aproximado, relacionado con lógica difusa o modelos similares. Los enfoques utilizados en estos últimos pueden agruparse como sigue: Empíricas (MYCIN, Prospector); Métodos aproximados; Lógica difusa; Teoría de Dempster-Shafer y Redes Bayesianas (RR. BB).

### **3. APLICACIÓN DE LA EVALUACIÓN MEDIOAMBIENTAL DE RIESGOS HSE EN LAS FASES INICIALES DE UN PROYECTO.**

La implementación de metodologías y herramientas de evaluación temprana de riesgos medioambientales con la capacidad de evaluar sus impactos HSE en geo-proyectos (Almacenamiento Geológico de CO<sub>2</sub>, Extracción de Gas no Convencional, Geotermia de Alta Entalpía, etc.), constituye un instrumento útil para fomentar el desarrollo y progreso de estas tecnologías contando con la confianza y aceptación pública hacia ellas. En las primeras etapas del proyecto, la falta de datos relacionados con el medio geológico y de experiencias directas en el uso de las tecnologías implicadas dificulta el uso de los enfoques existentes en desarrollos más avanzados, como pueden ser los de la industria petrolera y gasista, que implican un nivel de detalle más allá de lo que probablemente estará disponible.

En este sentido, a continuación, se presenta un modelo diseñado para evaluar el riesgo de HSE durante la selección inicial de emplazamientos para el almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> (Oldenburg, 2008), aplicado con éxito tanto en EE. UU. como en España (Hurtado *et al.*, 2010). Este modelo ha sido modificado para poder ser aplicado en estas primeras fases de desarrollo de proyectos de extracción de gas no convencional (Veigueta *et al.*, 2016).

La metodología utiliza información disponible de tipo cualitativo (estudios, informes, publicaciones, Juicio de Expertos) como aproximación para la evaluación de las posibles combinaciones de probabilidades y consecuencias. Muchas de las propiedades y de los valores considerados en estas primeras fases involucran estimaciones que podrán medirse y modelarse en fases posteriores. Dada la habitual ausencia de datos directos en las primeras etapas del proyecto, el mantener la incertidumbre como valor de entrada y salida en la metodología resulta una condición capital.

La metodología admite la evaluación de diferentes emplazamientos y diferentes escenarios (por ejemplo, relacionados con opciones tecnológicas de los pozos, de gestión de aguas, etc.) en una o en varias ubicaciones determinadas. Este proceso permite comparar diferentes opciones, lo que a su vez facilita el proceso de toma de decisiones.

Además, este enfoque constituye una poderosa herramienta de comunicación para informar a las partes interesadas mediante el intercambio de conocimientos y, en particular, sobre los riesgos evaluados.

La metodología es flexible y se puede adaptar a los distintos tipos de proyectos donde globalmente permitirá evaluar los dos aspectos principales de los proyectos energéticos en estudio: (1) los centrados en las propiedades naturales del emplazamiento y (2) los centrados en las propiedades tecnológicas del proyecto. Se describen los principales aspectos relacionados con el riesgo en función de sus características ( $c_i$ ), es decir, las partes fundamentales en que se puede dividir el proyecto desde el punto de vista de sus riesgos HSE. Estas, a su vez, se descomponen en los atributos ( $a_i$ ), que determinan cómo la característica  $c_i$  es competente en el cumplimiento de su función orientada al riesgo HSE. Finalmente, estos atributos son divididos en propiedades ( $p_i$ ), en función de cuyos valores se determinará el comportamiento de los atributos respecto a los riesgos HSE.

En la Fig. 4 pueden verse las características y atributos asociados a una evaluación de los riesgos de un Almacenamiento de CO<sub>2</sub> y de una explotación de Gas no Convencional. La Fig. 5 muestra un ejemplo del conjunto característica/atributo/propiedad.

Los valores de las propiedades introducidos por el evaluador representan *proxis* o sustitutos razonables de los datos de caracterización o de resultados de modelizaciones relacionados con el emplazamiento o la tecnología, que pueden no conocerse en el momento de la evaluación. De esta manera, por ejemplo, la propiedad «litología» del atributo «Sello Primario» (Fig. 5) se utiliza como un indicador de permeabilidad y porosidad. La idea es que las dis-

Almacenamiento CO2		Gas No Convencional	
Característica	Atributo	Característica	Atributo
Potencial contención 1ª	Sello Primario	Aspectos Naturales	Profundidad de la formación sello
	Profundidad		Estabilidad del terreno
	Formación		Formación objetivo
Potencial contención 2ª	Sello secundario	Aspectos Tecnológicos	Características de la superficie
	Sellos superficiales		Pozos cercanos
Potencial atenuación	Características de la superficie		Integridad del pozo
	Hidrología del agua subterránea	Agua (consumo y gestión)	
	Pozos existentes	Impactos en superficie	
	Fallas	Emisión de metano	

Fig. 4. Características y atributos en los que los sistemas pueden descomponerse para permitir inferir su desempeño de riesgo HSE asociado, para un proyecto de Almacenamiento Geológico de CO<sub>2</sub> y de Extracción de Gas no Convencional

tribuciones de permeabilidad y porosidad pueden no estar disponibles en las primeras etapas del proyecto, pero la litología proporciona una representación inicial adecuada de estas propiedades. Las incertidumbres asociadas se introducen a través de valores de confianza asociados a cada propiedad. Por tanto, cada propiedad tiene asignados dos valores: uno medirá su comportamiento respecto al riesgo: el otro, la confianza del evaluador en el valor asignado.

Dada la naturaleza cualitativa de la estimación, se utiliza un criterio de asignación de valores pertenecientes a un rango  $(-n, n)$ , cuya función es reflejar la bondad de la propiedad respecto al riesgo HSE. El valor « $-n$ » se asigna a propiedades que implican los riesgos más altos. Por ejemplo, podría ser la existencia de pozos de especificaciones significativamente inferiores al de inyección en su zona de influencia, como podría ser el caso de pozos artesianos, en el caso de un proyecto de extracción no convencional de gas. Ello podría implicar un riesgo de contaminación alto y, por lo tanto, en función del análisis, a dicha propiedad podría asignarse un valor « $-n$ ». Del mismo modo, la ausencia de dichos pozos, implicaría un valor de « $n$ ». Y a partir de ahí, un innumerable conjunto de casos con asignación de valores intermedios.

Además, como ya se ha mencionado, se introduce un valor que representa la confianza en el valor de la propiedad. Este valor tendrá, por ejemplo, tres valores: '2,0' si existe un alto grado de certeza en el valor asignado a la propiedad; '1,0' si el valor es mayoritariamente aceptado por la comunidad científica; y '0,1' si el valor se considera altamente incierto. Estas asignaciones, junto con la información disponible y las decisiones adoptadas deben incluirse en la evaluación para permitir la transparencia y la trazabilidad del proceso (Oldenburg, 2008). Los rangos cualitativos no deben ser extensos en demasía, dado el bajo nivel de información esperado. Los rangos mayores pueden parecer más precisos, pero la certeza asociada en esos casos sería menor.

Cabe señalar que los impactos HSE no deseados que podrían surgir debido a aspectos tecnológicos en el proyecto, generalmente están relacionados con deficiencias en el proceso y no con la tecnología en sí misma, y normalmente ligadas a entornos regulatorios pobres (Kibble *et al.*, 2014). En previsión de este fallo tecnológico, es necesario evaluar la capacidad de atenuación de los impactos HSE por los niveles secundarios del sistema geológico.

Finalmente, también deben examinarse y evaluarse las posibilidades de atenuación de los impactos, por ejemplo, por dispersión rápida en la atmósfera o mezcla con aguas a niveles seguros de los posibles contaminantes, así como los tiempos de reacción hasta alcanzar concentraciones peligrosas (Ma *et al.*, 2019), etc. Todo ello dependerá de las características tanto de los contaminantes como del emplazamiento a nivel de superficie. Esta situación se recoge mediante el concepto de «sistema de barrera múltiple», concepto ampliamente desarrollado en las investigaciones sobre garantía de la seguridad de sistemas que involucran los medios geológicos, como es el caso del almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> o el almacenamiento geológico de desechos radiactivos (Toth, 2011).

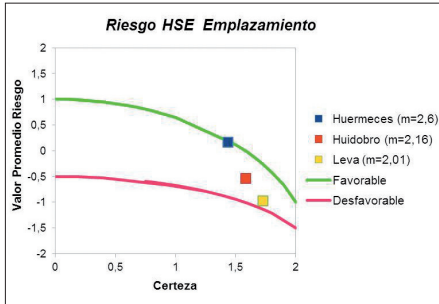


Fig. 5. Riesgos asociados a distintos emplazamientos para un proyecto de Almacenamiento Geológico de CO<sub>2</sub>

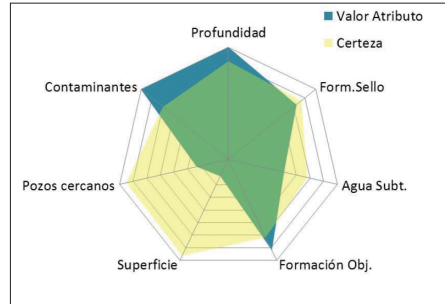


Fig. 6. Valoraciones de distintos atributos y sus incertidumbres en un proyecto de extracción de Shale Gas

El principal beneficio de la metodología indicada es que expresa de manera formal tanto el conocimiento como las incertidumbres asociadas, de tal forma que en futuras iteraciones podría ser revisado y modificado si se dispusiese de nuevos datos. El sistema admite un amplio grado de versatilidad, permitiendo al evaluador asignar distintos pesos en función de la importancia relativa para el riesgo de las distintas características/atributos/propiedades. La transparencia del sistema y su simplicidad permite a cualquier revisor alterar los pesos asignados y realizar nuevos análisis para comparar los efectos de esos cambios en la respuesta del sistema. Los resultados de la metodología permiten, por un lado, comparar los riesgos asociados a distintos emplazamientos (o escenarios de un mismo emplazamiento), como puede observarse en la figura 6. Además, también es posible examinar las relaciones entre las valoraciones de los atributos y sus certezas, estableciendo zonas de confort y zonas de atributos que deberían mejorar su caracterización (figura 7). Finalmente, cabe indicar que las áreas de seguridad de funcionamiento del sistema serán definidas, en fases mucho más avanzadas, por los valores de los Indicadores Fundamentales de Comportamiento del sistema (o *Key Performance Indicators* - KPI), (Yang *et al.*, 2012) asociados a las actividades de monitorización, lo que no es factible en las fases más tempranas.

#### 4. CONCLUSIONES

Este documento ha pretendido mostrar que, toda vez definidos los objetivos, es posible generar nueva información aportando una dimensión de utilidad para la gestión de los riesgos medioambientales con impactos HSE, a partir de los datos ya existentes, desde las primeras etapas del proyecto, seleccionando, desarrollando y aplicando metodologías apropiadas.

El concepto holístico de la gestión de riesgos no pretende integrar todos los riesgos identificados y evaluados y sintetizarlos en un solo número. Pretende identificar, desde el principio, los riesgos de manera que sean gestionables, es decir, que ayude a una toma de decisiones con una asunción razonable de los riesgos. Ello requiere de un conocimiento mínimo del comportamiento del sistema complejo, lo que incluye una caracterización tan

aproximada como sea posible desde el punto de vista de los datos accesibles. Se trata, pues de un proceso estructurado que incluye una descomposición del sistema en subsistemas cuyos riesgos puedan ser analizados, estimados y, por tanto, gestionados. Lo anterior implica la generación de escenarios y sus análisis, la inferencia adecuada de las probabilidades, modelizaciones y simulaciones, la determinación de límites del funcionamiento seguro del sistema en función de los indicadores fundamentales de comportamiento, etc., y ello en la medida que sea posible en cada fase del geo-proyecto, lo que es especialmente complejo en las fases más tempranas, y donde se requiere una importante labor investigadora.

De hecho, una de las principales limitaciones para llevar a cabo lo anterior es la actual ausencia de un método, o combinación de métodos, estandarizados para la evaluación medioambiental del riesgo HSE en las primeras fases de geo-proyectos, con una componente natural importante. Así, desde que se propuso la captura y el almacenamiento de CO<sub>2</sub> como una opción de mitigación para reducir las emisiones antropogénicas de CO<sub>2</sub>, ha habido importantes esfuerzos en el estudio de los riesgos potenciales a largo plazo del almacenamiento de CO<sub>2</sub> en formaciones geológicas. Por su parte, desde el punto de vista de la explotación de Gas no Convencional, también con un interesante papel en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, aunque ha sido una tecnología ampliamente aplicada en EE.UU., no ha habido un desarrollo paralelo de gestión medioambiental de riesgos, al menos, según los estándares impuestos por la Unión Europea.

La falta de datos en las primeras etapas y el nivel elevado de incertidumbre imposibilitan la aplicación o adaptación de métodos de evaluación cuantitativa de riesgos de uso en industrias afines. Se puede concluir que estos enfoques metodológicos no son un punto de partida conveniente para este tipo de proyectos, donde las decisiones en las primeras fases son elementos fundamentales para posibilitar su desarrollo en concordancia con las exigencias del legislador y de la sociedad. Para satisfacer las demandas generadas por estos entornos regulatorios cada vez más exigentes desde el punto de vista de los impactos HSE, se requiere de estos estudios que permitan una gestión holística de los riesgos medioambientales desde las primeras fases, lo que implica la necesidad del desarrollo de evaluaciones de tipo cualitativo que soporten una introducción gradual del tipo cuantitativo, como el enfoque metodológico más apropiado para el desarrollo de este tipo de geo-proyectos.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AEA, 2012. Support to the identification of potential risks for the environment and human health arising from hydrocarbons operations involving hydraulic fracturing in Europe. Informe de la DG Environment para la Comisión Europea, 11. AEA/R/ED57281. Disponible online: <https://ec.europa.eu/environment/integration/energy/pdf/fracking%20study.pdf>
- Chadwick, A., Arts, R., Bernstone, C., May, F., Thibeau, S., Zweigel, P., 2008. Best practice for the storage of CO<sub>2</sub> in saline aquifers. British Geological Survey Occasional Publication 14, 267 p.
- Hurtado, A., Recreo, F., Eguilior, S., Lomba, L., Ruiz, C. 2010. Aplicación de una evaluación preliminar de la seguridad y de los riesgos HSE a las potenciales



- ubicaciones de una planta piloto de almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> *Comunicación Técnica en 10.º Congreso Nacional del Medioambiente (CONAMA)*. ISBN 978-84-614-6112-7.
- ISO, 2009. *ISO/IEC Guide 73:2009. Risk Management-Vocabulary*. International Organization for Standardization, 15 p.
- Kibble, A., Cabianca, T., Daraktchieva, Z., Gooding, T., Smithard, J., Kowalczyk, G., McColl, N. P., Singh, M., Mitchem, L., Lamb, P., Vardoulakis, S., Kamanyire, R., 2014. *Review of the Potential Public Health Impacts of Exposures to Chemical and Radioactive Pollutants as a Result of the Shale Gas Extraction Process Public Health England*. PHE-CRCE-009, 52 p.
- Liu, W., Ramírez, A., 2017 State of the art review of the environmental assessment and risks of underground geo-energy resources exploitation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76: 628–644.
- Ma, L., Hurtado, A., Eguilior, S., Llamas, J. F., 2019 Forecasting concentrations of organic chemicals in the vadose zone caused by spills of hydraulic fracturing wastewater. *Science of the Total Environment*, 696: 133911
- Metcalfe, R., Thatcher, K., Towler, G., Paulley, A., Eng, J., 2017. Sub-surface risk assessment for the Endurance CO<sub>2</sub> Store of the White Rose Project, UK. *Energy Procedia*, 114: 4313-4320.
- Oldenburg, C. M., 2008. Screening and ranking framework for geologic CO<sub>2</sub> storage site selection on the basis of health, safety and environmental risk. *Environmental Geology*, 54: 1687-1694.
- Pawar, R. J., Bromhal, G. S., Carey, J. W., Foxall, W., Korre, A., Ringrose, P. S., Tucker, O., Watson, M.N., White, J.A., 2015. Recent advances in risk assessment and risk management of geologic CO<sub>2</sub> storage. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 40: 292-311.
- PMI (Project Management Institute), 2000. *A guide to the project management body of knowledge (PMBOKR)*. Project Management Institute, Newtown Square, Pennsylvania, USA, 209 p.
- Toth, F. L. (ed.) 2011. *Geological Disposal of Carbon Dioxide and Radioactive Waste: A Comparative Assessment*. Springer. Advances in Global Change Research, 44, 621 p.
- Veiguela, M., Hurtado, A., Eguilior, S., Recreo, F., Roqueñi N., Loredó, J., 2016. A risk assessment tool applied to the study of shale gas resources. *Science of the Total Environment*, 571: 551–560.
- Yang, Y. M., Small, M. J., Ogretim, E. O., Gray, D. D., Wells, A. W., Bromhal, G. S., Strazisar, B. R., 2012. A Bayesian belief network (BBN) for combining evidence from multiple CO<sub>2</sub> leak detection technologies. *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 2(3): 185-199.

# **EUROPEAN DIMENSION OF THE SOCIAL LICENSE TO OPERATE IN MINING**

*Kostas Komnitsas*

School of Mineral Resources Engineering, Technical University Crete, Chania,  
Greece

## **ABSTRACT**

The social license to operate (SLO) is an informal social contract that aims to bridge the gap among the views of the most important stakeholders involved in mining activities. The present paper discusses the current situation and the future prospects of SLO in mining, mainly in Europe, by considering the mine of the future, in terms of deep sea and landfill mining, and highlights the factors that may affect the views of all involved stakeholders.

## **1. INTRODUCTION**

Mining impacts include, among others, occupation of land, processing and auxiliary activities, use of large volumes of water mainly for ore beneficiation, development of infrastructure, disposal of waste, in some cases production of acidic leachates as well as generation of dust and noise due to vibrations and traffic of heavy vehicles. All these impacts may cause health and environmental problems to a number of recipients including humans, surrounding ecosystems and social structures (Beck *et al.*, 2020; Komnitsas *et al.*, 1995; Xenidis *et al.*, 2003).

Often, the views about the benefits and drawbacks of the mining activities are contradicting. Even though in some cases local communities welcome the increased employment and income as well as the improvement of the infrastructure in mining areas, tensions may develop between local communities, companies, regional and national governments. In order to prevent or mitigate such tensions, mining companies implement corporate social responsibility (CSR) strategies aiming at improving interactions and relationships with local communities and minimizing the production footprint (Bartzas and Komnitsas, 2015; Ekman Nilsson *et al.*, 2017).

On the other hand, the SLO is only considered as an informal social contract, which does not have the form of a legal agreement. It aims to bridge the gap among the views of the most important stakeholders involved in mining activities and, in particular, to take into account the views of the general public, even from the design phase of a project and before any important decision is taken. The granting of a SLO means that the project has sufficient social approval which is a prerequisite for its sustainability in the long term (Bice *et al.*, 2017; Lacey and Lamont, 2014).

## 2. MINE OF THE FUTURE

It is anticipated that the demand for certain metals, including critical metals and rare earth elements (REEs), will definitely increase in the future due to the rising world population and economic growth as well as the development of new technologies in the frame of green and circular economy. In addition, it will allow value chains to develop ensuring that strategically important and high-tech industries will maintain and also increase their productivity.

In the coming years it is believed that more metals will be produced from deep-sea and urban mining. The mine of the future is anticipated to exploit mineral raw materials at greater depth than today, as a result of declining ore grades, and will require entirely different approaches compared to today's deep mines. Most activities, including waste management, will be carried out underground thus lesser material volumes will be transported to the surface and fewer above ground installations will be required (Komnitsas *et al.*, 1998). The ideal mine of the future will be invisible, safer and will practically have almost zero-impact and environmental footprint.

Currently there is no mining of minerals from deep-sea international waters, while mining projects are at a similar state as they already were in the end of the '70s (Sparenberg, 2019). Deep sea mining, if successfully carried out, will ensure security of supply and fill the gap in the market where either recycling is not possible or adequate, or the burden on terrestrial mines is too big.

It is known that each year millions of tons of valuable metals are lost in many countries as a result of landfilling (Savvilotdou *et al.*, 2019). So, in several regions efforts are made and policy measures are taken to increase the recovery of metals contained in various waste streams. Urban mining and circular economy are receiving particular attention in the European Union, as underlined at the annual Raw Materials Week in Brussels (European Union, 2019).

It is also anticipated that in the future the extraction of high-tech metals, including REEs, which are necessary for strategic industries and the development of modern technologies and products, especially for green energy, will be intensified (Barakos *et al.*, 2016). Regarding REEs, there are quite many challenges associated with their extraction and processing and thus their global availability. As a result, urban mining will be a pillar of circular economy in the near future and is anticipated to have strong economic (generating profit thorough the development and application of innovative technologies), and environmental (reducing environmental impacts) benefits (Xavier *et al.*, 2019).

While deep-sea mining should meet the standards of the United Nations Convention on the Law of the Sea (UN, 1982) in order to safeguard this heritage of mankind, protect the marine environment, and prevent adverse impacts to marine flora and fauna, its social acceptance and the acquisition of a SLO may depend on the outcome of an independent cost-benefit analysis and continuous monitoring of activities (Wakefield and Myers, 2018). By taking into account that knowledge gaps exist while environmental management standards and guidelines for deep-sea mining are in their infancy, a reliable, careful and effective environmental management plan, based on the experience of the offshore oil and gas industry as well as the developed regulations by the International Seabed Authority (ISA), is required (Kakee, 2020).

In order to achieve its goal, the mine of the future will require advanced integrated exploration and extraction technologies as well as rock-mechanics and ground control issues. Today, it is believed that the mine of the future is feasible but the Technology Readiness Level (TRL) of the involved technologies needs to be substantially improved (Batterham, 2017).

Figure 1 shows the requirements and the anticipated advantages from the operation of the mine of the future as well as all issues that need to be taken into account during the process of granting a SLO.

### 3. EUROPEAN DIMENSION

Europe has many resources and mines of many different metals and minerals, as well as ornamental stones, sand, gravel and aggregates. However, the situation in terms of mining and metal extraction varies widely by geography.

It is known that while mining in the rest of the world has increased exponentially, it has remained limited in Europe, meaning that the EU now accounts for a smaller share of global mining than it did some decades ago. On the other hand, EU industries are at the forefront of innovation in raw-materials supply and are characterized by high efficiency. The last 20 years (period 2002-2019) the EU has had a strong trade deficit and is a net importer of raw materials, while the last year that trade deficit stood at €31 billion (Eurostat, 2019). There are several reasons for this situation and the most important, not necessarily in order of importance, are exhaustion of known deposits, almost no exploration for new deposits, declining grades for existing deposits, development of new mines in other parts of the world, high labour and infrastructure costs, strict legislation and the long period required to obtain mining permits, aggressive industrial and economic policies, exposure to international competition operating at lower standards, and general attitude of most Europeans against mining.

The two main parameters that are used to determine the criticality of a material, at least at European Commission level, are economic importance (EI) and supply risk (SR). The economic importance (EI) aims at providing insight on the importance of a material for the EU economy in terms of end-use applications and the value added (VA) of corresponding EU manufacturing sectors at the NACE Rev.2 (2-digit level). The economic importance is corrected by the substitution index (SI) related to technical and cost performance of the substitutes for individual applications. Supply risk (SR) reflects the risk of a disruption in the EU supply of the material. It is

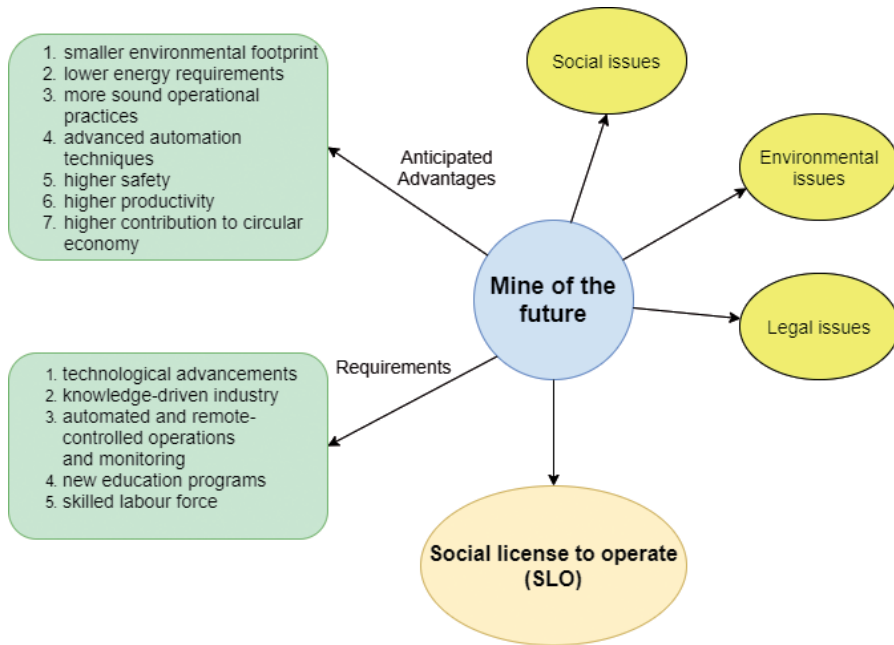


Fig. 1. Requirements and anticipated advantages as a result of an existing SLO for the mine of the future

based on the concentration of primary supply from raw materials producing countries, considering their governance performance and trade aspects. Depending on the EU import reliance (IR), proportionally the two sets of the producing countries are taken into account — the global suppliers and the countries from which the EU is sourcing the raw materials. SR is measured at the ‘bottleneck’ stage of the material (extraction or processing), which presents the highest supply risk for the EU. Substitution and recycling are considered risk-reducing measures (Schrijvers *et al.*, 2020).

Figure 2 shows the most important factors that affect trade deficit of raw materials in the EU. All these factors mean that, until today, it was less expensive to import the resources than to mine them domestically. Another issue that needs to be stressed is that many of the important raw materials imported in Europe originate from countries lacking political and economic stability. It is mentioned that over 50% of major reserves are located in countries with a per capita gross national income of \$10 per day or less.

Also, the adoption of EU waste legislation with increased recycling targets for municipal waste overall, and specific targets for packaging waste – 80% for ferrous metals and 60% for aluminium – will contribute to increased recovery of metals (European Commission, 2011). It is believed that this legislation will encourage better product design and setting standards that will improve circularity, extended producer responsibility, improving collection rates and changing consumer behavior, contributing also to an easier granting of a SLO at least at European level.

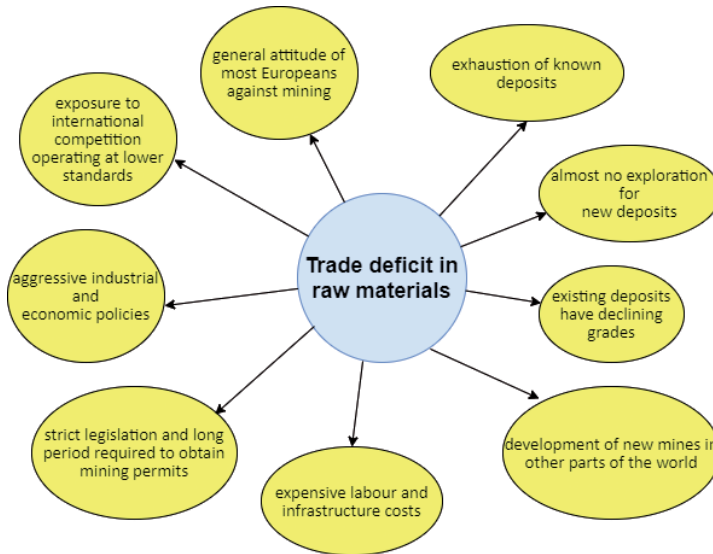


Fig. 2. Factors affecting trade deficit of raw materials in the EU

As EU policymakers search for ways to make sourcing of raw materials more secure, they have found a variety of different tools in the toolbox. Expanding domestic mining activity may be one of the routes to greater security. Also, it has to be underlined that continuous decline of the mining sector will definitely lead to loss of expertise in the sector as well as to higher risk for loss of investment on research and education since young and well educated scientists may move to other regions. In order to mitigate these impacts, the European Union invests heavily in research and innovation activities through the Framework Programmes Horizon 2020, for the period 2014 to 2020, and Horizon Europe, for the period 2021-2027. All these factors need to be considered in the future regarding investments in extractive industries and the attitude for a SLO at European level (Spooren *et al.*, 2020).

#### 4. CONCLUSIONS

The changing world economy is fragile as was recently justified by the Covid-19 outbreak and this may result in future problems pertinent to the supply of critical raw materials that are used for the production of products for various industrial sectors. Besides, the demand for certain metals, including REEs is anticipated to increase in the future due to the rising world population and economic growth. In order to meet this demand, the mine of the future, which will involve deep sea and landfill mining, will be entirely different from the mine of today in all crucial aspects such as exploration, mining, processing and waste management.

The future situation and the changing needs of the industry and the economy may change the attitude of the public towards mining and the

impacts to various recipients. Regarding the SLO, factors such as employment prospects, development of new industrial sectors, the need for following the principles of green and circular economy as well as sustainable development and the anticipated substantial reduction of the future environmental footprint of most products will be seriously considered in policies and social perception of mining.

The existence of a SLO in the mining industry will definitely provide benefits in many regions and countries around the world, provided that proper management of the economic and environmental impacts as well as successful corporate-stakeholder responsibility strategies are designed and implemented.

## ACKNOWLEDGEMENTS

I thank my very good friend Jorge and wish him all the best for the future. I am very privileged to have a friend like him and I do hope that we will meet again very soon. Dear Jorge, you are always welcome in Chania, Crete.

## BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

- Barakos, G., Gutzmer, J., Mischo, H., 2016. Strategic evaluations and mining process optimization towards a strong global REE supply chain. *Journal of Sustainable Mining*, 15(1): 26-35.
- Bartzas, G., Komnitsas, K., 2015. Life cycle assessment of FeNi production in Greece: A case study. *Resources Conservation and Recycling*, 105: 113-122.
- Batterham, R. J. 2017. The mine of the future – Even more sustainable. *Minerals Engineering*, 107: 2–7.
- Beck, K. K., Mariani, M., Fletcher, M. S., Schneider, L., Aquino-López, M. A., Gadd, P. S., Heijnis, H., Saunders, K.K., Zawadzki, A., 2020. The impacts of intensive mining on terrestrial and aquatic ecosystems: A case of sediment pollution and calcium decline in cool temperate Tasmania, Australia. *Environmental Pollution*, 114695, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114695>
- Bice, S., Brueckner, M., Pforr, C., 2017. Putting social licence to operate on the map: a social, actuarial and political risk and licensing model (SAP Model). *Resources Policy*, 53: 46–55.
- Ekman Nilsson, A., Macias Aragones, M., Royo, F., Dunon, V., Oorts, K., Angel, H., Komnitsas, K., Willquist, K., 2017. A Review of the Carbon footprint of Cu and Zn production from primary and secondary sources. *Minerals*, 7: 168.
- European Commission, 2011. *2011/753/EU*. Commission Decision of 18 November 2011 establishing rules and calculation methods for verifying compliance with the targets set in Article 11(2) of Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (notified under document C(2011) 8165).
- European Union, 2019. Raw Materials Week, 18-22 Nov. 2019, Brussels. Disponible online: <https://circulareconomy.europa.eu/platform/en/news-and-events/all-events/raw-materials-week-2019>
- Eurostat, 2019. Extra-EU trade in raw materials. Disponible online: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=International\\_trade\\_in\\_raw\\_materials&oldid=381170](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=International_trade_in_raw_materials&oldid=381170)
- Takee, T., 2020. Deep-sea mining legislation in Pacific Island countries: From the perspective of public participation in approval procedures. *Marine Policy*, 103881, <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103881>

- Komnitsas, K., Xenidis, A., Adam, K., 1995. Oxidation of pyrite and arsenopyrite in sulphidic spoils in Lavrion. *Minerals Engineering*, 8(12): 1443-1454.
- Komnitsas, K., Kontopoulos, A., Lazar, I., Cambridge, M., 1998. Risk assessment and proposed remedial actions in coastal tailings disposal sites in Romania. *Minerals Engineering*, 11(12): 1179-1190.
- Lacey, J., Lamont, J., 2014. Using social contract to inform social licence to operate: an application in the Australian coal seam gas industry. *Journal of Cleaner Production*, 84: 831-839.
- Savvilitidou, V., Kritikaki, A., Stratakis, A., Komnitsas, K., Gidaracos, E., 2019. Energy efficient production of glass-ceramics using photovoltaic (P/V) glass and lignite fly ash. *Waste Management*, 90: 46-58.
- Schrijvers, D., Hool, A., Blengini, G. A., Chen, W-Q., Dewulf, J., Eggert, R., van Ellen, L., Gauss, R., Goddin, J., Habib, K., Hagelüken, C., Hirohata, A., Hofmann-Antenbrink, M., Kosmol, J., Le Gleuher, M., Grohol, M., Ku, A., Lee, M-H., Liu, G. Nansai, K., Nuss, P., Peck, D. Reller, A., Sonnemann, G., Tercero, L., Thorenz, A., Wäger, P.A., 2020. A review of methods and data to determine raw material criticality. *Resources, Conservation & Recycling*, 155: 104617.
- Sparenberg, O., 2019. A historical perspective on deep-sea mining for manganese nodules, 1965-2019. *The Extractive Industries and Society*, 6: 842-854.
- Spooren, J., Breemersch, K., Dams, Y., Mäkinen, J., López, M., González-Moya, M., Tripiana, M., Pontikes, Y., Kurylak, W., Pietek, G., Komnitsas, K., Binnemans, K., Varia, J., Horckmans, L., Yurramendi, L., Snellings, R., Peys, A., Onisei, S., Björkmalm, J., Willquist, K., Kinnunen, P., 2020. Near-zero-waste processing of low-grade, complex primary and secondary ores: challenges and opportunities. *Resources, Conservation & Recycling*, 160: 104919.
- UN, 1982. *United Nations Convention on the Law of the Sea*. Disponible online: [https://www.un.org/depts/los/convention\\_agreements/texts/unclos/unclos\\_e.pdf](https://www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf)
- Wakefield, J. R., Myers, K., 2018. Social cost benefit analysis for deep sea minerals mining. *Marine Policy*, 95: 346-355.
- Xavier, LH., Giese, H. C., Ribeiro-Duthie, A. C., Lins, F. A. F., 2019. Sustainability and the circular economy: A theoretical approach focused on e-waste urban mining, *Resources Policy*, 101467, <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101467>
- Xenidis, A., Papassiopi, N., Komnitsas, K., 2003. Carbonate rich mine tailings in Lavrion: Risk assessment and proposed rehabilitation schemes. *Advances in Environmental Research*, 7(2): 207-222.





# EL CAMBIO CLIMÁTICO, LAS TECNOLOGÍAS LIMPIAS Y LA MINERÍA

*Juan F. Llamas Borrajo*

Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Minas y Energía, Universidad Politécnica de Madrid

## RESUMEN

El cumplimiento del objetivo de calentamiento global de 2 °C como máximo, requiere una amplia adopción de tecnologías energéticas bajas en carbono. Muchas de estas tecnologías implican el uso de metales cuya concentración en la corteza terrestre es muy baja o que, al estar muy diluidos, dificulta su explotación. Los países más desarrollados que son los que están implementando esas tecnologías limpias, bajas en carbono, no producen la mayor parte de esos elementos y dependen de su importación lo que implica un riesgo en cuanto a la seguridad en el suministro y la externalización de los impactos ambientales asociados a la obtención de esos materiales. El resultado es que los esfuerzos de los países desarrollados para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) induce un incremento de las emisiones y de los impactos ambientales en los países menos desarrollados. El análisis de ciclo de vida (LCA) y de la huella de los materiales (MF) permite detectar y medir esos impactos. Se propone como solución que los metales críticos necesarios para las tecnologías limpias se consigan, dentro de lo posible, en los mismos países que los van a utilizar y que disponen de una legislación ambiental que asegura que el impacto será mucho menor que el actual. Por último y como motor para conseguir el objetivo real de reducción global de las emisiones, se propone que dichas emisiones, todas las asociadas a cualquier producto, se le imputen al país que lo consume y no como hasta ahora al país que lo produce. De esa manera quedaría claro cuáles son los países que más emiten y aquellos otros, por lo general más pobres, que simplemente fabrican lo que se les demanda y al precio que se lo demandan.

## 1. INTRODUCCIÓN

Hace ya mucho tiempo que nadie discute, al menos en el ámbito científico, la relevancia del Cambio Climático y la urgencia en abordar el problema

y sus posibles soluciones. Existe también, tanto en el ámbito científico como en el social, un cierto consenso en que las soluciones deberán llegar de la mano de lo que se ha dado en denominar tecnologías limpias. En cuanto a la minería únicamente se habla de ella, en relación con el problema del cambio climático, para recordar que debe cesar la producción de combustibles fósiles, sobre todo del carbón.

La revista *Nature* publicó en enero de 2015 un conocido artículo «The geographical distribution of fossil fuels unused when limiting global warming to 2 °C» (McGlade y Ekins, 2015) en el que estiman las reservas de combustibles fósiles que no deberían quemarse antes del año 2050 para conseguir el objetivo de no superar los 2° C de incremento en la temperatura global del planeta. En ese artículo se estimaba que Europa no debería utilizar el 89% de sus reservas de carbón, el 6% de las de gas y el 21% de las de petróleo (eso en el caso de que no se implantase la captura y almacenamiento del CO<sub>2</sub> (CCS); en el caso de que se implantase, los porcentajes serían el 78%, el 11% y el 20% respectivamente). La conclusión parece evidente: hay que cesar con la explotación de los combustibles fósiles, especialmente la del carbón. Sobre este artículo podrían decirse muchas cosas, pero la más relevante es que ignora completamente otro artículo anterior publicado en la misma revista (Raupach *et al.*, 2014), en el que se analiza la introducción del concepto de equidad al tratar las acciones para la mitigación del cambio climático. La ausencia total del concepto de equidad en el trabajo de McGlade y Ekins tiene como consecuencia más visible que los porcentajes antes citados sean para el caso de los Estados Unidos de América del 95%, 6% y 9% (sin CCS) y del 92%, 4% y 6% (con CCS). Es decir, una zona como Europa sin apenas reservas de gas y de petróleo debería dejar sin explotar el 6% y el 21% de las reservas de gas y petróleo (11% y 20% con CCS) mientras que EE. UU. únicamente debería dejar sin explotar 6% y el 9% (4% y 6% con CCS) a pesar de tener las mayores reservas del planeta y unas emisiones de gases de efecto invernadero por habitante que exceden en más del doble a las europeas (Peters *et al.*, 2015).

Si ya hemos dicho que los científicos y la opinión pública están mayoritariamente de acuerdo en la reducción en el uso de los combustibles fósiles, la opinión de que la solución a los problemas del cambio climático está y debe buscarse en las tecnologías limpias es compartida de una forma todavía mucho más amplia, al menos en los países más desarrollados, a nivel técnico, científico, social y político. Es aquí, en el uso de las tecnologías limpias, donde vuelve a aparecer otra conexión con la minería ya que la mayoría de dichas tecnologías exigen la utilización de recursos minerales que por su importancia estratégica y su escasez identificamos como «críticos». Son varios los informes de la Unión Europea (UE) dedicados a los metales críticos en las tecnologías energéticas estratégicas (Moss *et al.*, 2013 y 2011; EU Commission, 2018 y 2019).

Además de todo lo anterior, hay otro factor muy importante que deberá tenerse en cuenta si pretendemos encontrar soluciones que además de efectivas sean factibles; se trata del factor social, mucho más importante que el político ya que, aunque estén unidos, tiene más fuerza y puede condicionarlo. Es evidente que la educación ambiental ha mejorado, sobre todo entre los más jóvenes, y que actualmente la sociedad es mucho más responsable

con el uso que hace de las cosas; hoy en día el reciclado de los residuos y el uso responsable de los productos, como por ejemplo las bolsas y envases de plástico, es algo que forma parte de la educación y que se aprecia claramente. Pero sigue habiendo una asignatura pendiente que está en la base de lo que este artículo pretende poner en evidencia: nadie parece preguntarse y preocuparse por el origen, por conocer de dónde vienen la mayoría de las cosas; sobre todo las que no son alimentos. Puede decirse que somos especialmente indiferentes por conocer el origen de los «juguetes» que más nos gustan: coche eléctrico, bicicleta eléctrica, patinetes, ordenadores, teléfonos móviles, auriculares y las nuevas tecnologías; especialmente la fotovoltaica y la eólica que parecen venir directamente del sol y del viento. En general, los europeos actuamos como niños ricos en Navidad, queremos los mejores juguetes, los más nuevos, pero preferimos no hacernos muchas preguntas acerca de dónde proceden.

En lo que sigue se tratará de hacer evidente el origen de muchas de esas tecnologías limpias y de plantear alguna acción, posible y efectiva, que pueda llevarnos hacia donde parece que todos queremos ir.

## **2. METALES CRÍTICOS EN EL CAMINO HACIA LA DESCARBONIZACIÓN DEL SECTOR ENERGÉTICO DE LA UE**

Este apartado tiene el mismo título que un conocido informe de la UE (Moss *et al.*, 2013). En realidad, son multitud los informes y artículos científicos sobre este tema a nivel mundial (Moss *et al.*, 2011; Coulomb *et al.*, 2015; Graedel *et al.*, 2015; Viebahn *et al.*, 2015; Arrobas *et al.*, 2017; Koning *et al.*, 2018; Capellán-Pérez *et al.*, 2019). Los metales necesarios para las tecnologías bajas en carbono son algunos de los más escasos y apenas los producimos en Europa; de hecho, en muchos casos, como sucede con las tierras raras (REE), nuestra dependencia del suministro chino es superior al 95% y aunque, de momento, China se está comportando como un socio comercial fiable, el riesgo y la dependencia son evidentes. El nivel de dependencia es tan elevado que, en términos de suministro de la UE, el autoabastecimiento global de las veinte materias primas más críticas puede estimarse en menos del 3%, con más de la mitad sin producción o con una producción muy limitada dentro de la UE (EU Commission, 2017).

Pero no es en el aspecto estratégico del riesgo en los suministros, por otra parte el más estudiado, en donde se pretende fijar la mirada. De momento lo más importante es que de los materiales que se necesitan para la descarbonización de la energía, la UE produce menos del 3% de los que necesita para autoabastecerse. La siguiente pregunta que se plantea es si esta falta de producción se debe a que no existen los recursos en territorio de la UE o a que por razones medioambientales o económicas se prohíbe su explotación.

La respuesta a esta pregunta es inmediata. Desde hace ya más de 20 años, los Servicios Geológicos de la UE están coordinando esfuerzos dentro de su territorio y actualmente existe GeoERA (European Geological Surveys Research Area) que engloba a 32 países europeos y que ha integrado una base de datos informatizada (Mineral4EU) dentro del EGDI (European Geological Data Infrastructure). Entre otros proyectos han desarrollado Mineral Intelligence for Europe (Mintell4EU, 2020), en el que se pueden visualizar los mapas

con los recursos de las diferentes materias primas. Si se observan dichos mapas es fácil visualizar que existen recursos propios dentro de la UE y que muchos de ellos están en territorio español. Otra herramienta pública y muy poco conocida es el *Mapa Geoquímico Nacional* realizado por el IGME y que permite a cualquiera integrar fácilmente los datos geoquímicos dentro de Google Earth.

Resta por lo tanto la segunda opción, que no se exploten esos recursos por razones medioambientales o económicas. Las razones medioambientales es lo que se pretende tratar en este artículo y de momento bastaría decir que sean cuales sean, no se sostiene porque nosotros no nos planteamos dejar de utilizar el recurso, sino que queremos comprarlo fuera de la UE. El recurso se va a explotar de todas formas y además en un país que es seguro que tendrá una legislación ambiental mucho menos estricta que la europea; por lo tanto, lo que se está intentando hacer no es, en ningún caso, proteger el Medio Ambiente, lo que se está intentando es proteger el medio ambiente de nuestro entorno, como si el Medio Ambiente supiera de fronteras. Este tipo de comportamiento es lo que se ha dado en denominar NIMBY (*Not in My Back Yard*), que fue el eje de la política exterior de EE. UU. en América y que no es más que un tipo de colonialismo de la peor especie, disfrazado en este caso de ecologismo. En cuanto a las razones económicas, resulta claro que cualquier recurso explotado en la UE será más caro que si se importa de un país en vías de desarrollo, simplemente porque proteger el Medio Ambiente cuesta dinero y en territorio de la UE las leyes obligan a su protección, y porque los salarios en la UE son más elevados. Quiero recalcar que el criterio económico para ir a buscar los recursos a terceros países no es más que una forma de ahorrar en la protección del Medio Ambiente y en la de los trabajadores; por mucho que una cierta izquierda europea esté en contra de la minería dentro de la UE. Esto es evidente ya que en ningún momento nadie se plantea renunciar al juguete (bicicleta eléctrica, patinete, panel solar, etc.) que se va a construir con el material; a lo único que parecemos dispuestos a renunciar es a obtener los recursos necesarios en nuestro propio territorio.

En estos tiempos uno tiene la sensación de que cuando alguien compra algo entiende que ya ha pagado por ello y que únicamente es responsable de las consecuencias derivadas de su uso. Por ejemplo, la gente considera que la energía solar y la eólica son muy limpias y que no producen emisiones. Ello se debe a que nos olvidamos de los procesos de fabricación y, cómo no, de los procesos de extracción de los minerales necesarios para fabricarlos (Pavel *et al.*, 2016a). La energía eólica utiliza generadores que necesitan cantidades importantes de tierras raras (neodimio, disprosio y praseodimio) que importamos casi en su totalidad de China. Aunque nosotros seamos los consumidores del producto y quienes lo vamos a disfrutar, nos olvidamos totalmente de las implicaciones medioambientales que tiene su extracción. Ya se ha dicho que nosotros tenemos una legislación medioambiental mucho más estricta que otros países por lo que, en el caso de tener esos elementos en nuestro territorio, tal vez deberíamos asumir nuestra responsabilidad como consumidores y producirlos minimizando las emisiones. La realidad es que no importa dónde se emitan determinados contaminantes ya que al final terminarán afectándonos a todos. Con los paneles solares pasa lo mismo, se ne-

cesitan indio, selenio y galio entre otros, pero también preferimos comprarlos fuera y creer que, como consumidores, únicamente somos responsables de las consecuencias de su uso. En realidad, estamos mirando para otro lado y trasladándole los problemas de nuestro bienestar a los más pobres como si esos problemas no fuesen cosa nuestra, lo que es mentira, y como si eso fuese ecologismo, lo que también es falso.

Pero lo cierto es que ese impacto que trasladamos fuera, que externalizamos, se puede medir de una forma relativamente fácil y rigurosa mediante el Análisis de Ciclo de Vida (LCA). Pero antes de tratar el LCA vamos a hablar de la Huella de los Materiales (MF) y de la Huella de Riesgo Minero (MRF).

### **3. HUELLA GLOBAL DE RIESGO MINERO DE METALES CRÍTICOS NECESARIOS PARA TECNOLOGÍAS BAJAS EN CARBONO**

Otra vez el título de este apartado se corresponde con el de un artículo (Nansai *et al.*, 2015) que nos va a permitir poner en evidencia el problema que estamos tratando. En dicho artículo se analizan los casos del neodimio, el cobalto y el platino en Japón. Conviene recordar que la mayoría de los coches híbridos que circulan por la UE y por el mundo son de origen japonés y que para construir un coche híbrido se necesitan 60 kg de Cu, 14 kg de Mn, 9 kg de Mg, 6 kg de Li, 630 g de Mo 530 g de Nd, 130 g de Dy, 110 g de Nb, 70 g de Co, 50 g de Ag, 20 g de Tb, 12 g de Ta, 8 g de La, 7 g de Au, 5 g de Pt, etc. (Cullbrand y Magnusson, 2011). Pues bien, en el artículo de Nansai se puede ver claramente y de una forma gráfica que la Huella de Riesgo Minero (MRF) en Japón es nula. Este sorprendente resultado se debe simplemente a que Japón no solo exporta los coches, también exporta, con mayor efectividad incluso, toda la huella que produce el conseguir los metales que necesita para fabricarlos.

En el trabajo de Nansai *et al.* (2015), en la discusión, se dice textualmente: «...nuestro estudio muestra la importancia de comprender el nexo entre los materiales y las políticas energéticas en Japón. La importancia de la medición de la Huella del Material (MF) en el contexto de metales críticos aumentará a medida que Japón avance hacia una sociedad baja en carbono, porque Japón, que importa casi el 100% de sus recursos metálicos, se tiene que enfrentar a un dilema entre la mitigación de gases de efecto invernadero (GEI) y el consumo de los materiales que escasean, un tema igualmente preocupante para la economía de la Unión Europea. *En otras palabras, avanzar hacia una sociedad baja en carbono al enfocarse únicamente en la reducción de emisiones de GEI puede resultar en un aumento de la huella del material (MF), mayores riesgos de suministro de recursos y aumento de los impactos ambientales en los países mineros.* En sus esfuerzos por realizar una transición fluida y estable hacia una sociedad baja en carbono, uno de los desafíos políticos cruciales que enfrenta Japón es, por lo tanto, medir y gestionar la huella de riesgo minero de metales críticos en paralelo con la huella de carbono a través de la cual actualmente comprendemos la dinámica y los efectos de tal transición. Por lo tanto, es esencial un programa de monitoreo sostenido. El MRF de los productos japoneses individuales compilados aquí brindaría a los consumidores y a las corporaciones oportunidades

para contribuir a la medición y gestión de los riesgos de suministro de recursos, de la misma manera que las huellas de carbono de los productos u organizaciones han desempeñado un papel exitoso en la gestión de GEI. *Es-te es un desafío común que enfrentan muchos países que dependen de otras naciones para obtener metales críticos y que están promoviendo la transición a sociedades bajas en carbono al enfocarse en las nuevas tecnologías energéticas».*

Este enfoque es lo que a mi juicio enmarca exactamente el problema: se asume que la implantación de las tecnologías bajas en carbono incrementa el impacto ambiental en los países mineros, pero ese no parece ser nuestro problema, eso no entra en la ecuación del riesgo minero, a nosotros lo que nos preocupa es el riesgo en el suministro. Si aceptamos esa forma de analizar el problema lo único que estaremos consiguiendo es exportar nuestro impacto ambiental a los países mineros y eso no es cuidar el Medio Ambiente ni es ecologismo ni es una tecnología limpia. Eso es lo que siempre se ha llamado ser rico, comprar la materia prima con el mínimo valor añadido y al menor precio posible dejando que los residuos se acumulen en la casa de los pobres.

En mi opinión, esa actitud, aunque con un punto más de arrogancia, es también la nuestra, la de la UE; es una actitud de ricos que encima pretenden tener no solo las ventajas sino también la razón. Nosotros, los europeos, somos los ecologistas, los limpios, y ellos, los países productores, los irresponsables y los sucios cuando simplemente son los pobres que trabajan para nosotros produciendo lo que les compramos y al menor precio posible. Esa actitud de niños ricos y consentidos es dañina para la sociedad, pero es que además en nuestro país hay un problema grave de falta de trabajo y de industria. Si tenemos en cuenta que la Península Ibérica es una de las zonas donde se encontrarían los potenciales yacimientos de esos elementos que tanto nos gusta consumir y que tanto necesitamos, tal vez deberíamos asumir la responsabilidad y producirlos nosotros mismos. Por supuesto que saldrían más caros porque su extracción tendría que ser mucho más limpia, pero darían trabajo y podrían ser la semilla de toda una industria basada en nuevos materiales y nuevas tecnologías actualmente prioritarios en la Unión Europea.

### **3.1. El Análisis de Ciclo de Vida (LCA)**

Como se dijo anteriormente, existe una herramienta para medir de una forma rigurosa y científica los impactos reales de cualquier cosa; ya sea una instalación de producción de energía, un coche eléctrico, un patinete o un teléfono móvil. Esa herramienta es el Análisis de Ciclo de Vida (LCA) e incluso está normalizado su uso. El problema reside en que cuando aplicamos dicho análisis a las cosas que nos gustan, «los juguetes», muchas veces obtenemos resultados que contradicen nuestra convicción de estar haciendo lo correcto. Sin embargo, hemos encontrado la forma ideal de hacernos trampas al solitario; de autoengañarnos o al menos de engañar a la mayoría de la sociedad, incluidos los políticos.

El artículo de (Widmer *et al.*, 2015) muestra claramente los avances que ha significado el uso del neodimio (Nd) en los materiales magnéticos y có-

mo ha influido en el desarrollo de los coches eléctricos, pero también en el mismo artículo, los autores calculan el coste ambiental que tiene esa mejora en los vehículos eléctricos y es ahí donde aparece la cara oscura de que no queremos ver: «... se puede calcular que los imanes de NdFeB pueden ser responsables de quizás el 25% de las emisiones de gases de efecto invernadero relacionadas con el material, a pesar de ser menos del 5% del motor en masa». Y este es el momento de decir que no solo los coches eléctricos utilizan este tipo de imanes; si hablamos de vehículos, en el año 2015 la demanda de NdFeB para la fabricación de bicicletas eléctricas era 8 veces superior que para la fabricación de coches eléctricos y unas 5 veces superior que para la fabricación de los coches híbridos (Pavel *et al.*, 2017). Las previsiones de crecimiento de la demanda eran del 1200% para el coche eléctrico, del 50% para el híbrido y del 25% para las bicicletas eléctricas. Esta demanda no solo es para el Nd, también es idéntica para el praseodimio (Pr) y disprosio (Dy), si bien la demanda de Dy en las bicicletas es mucho menor porque, al ser muy superior la demanda de este elemento en relación a sus reservas, se escatima su uso en las bicicletas pensando en que el ciclista supla la pérdida de eficiencia con más pedaleo. En el artículo de Pavel no se habla de los patinetes eléctricos que inundan las calles de las ciudades y que no funcionan por arte de magia ni por la electricidad, lo hacen gracias al uso intensivo de estos elementos.

Por centrarnos en nuestro país, si analizamos las emisiones de GEI de los autobuses en la ciudad de Madrid (García Sánchez *et al.*, 2013) el resultado del LCA muestra como mejor opción el autobús eléctrico y cómo iría mejorando a medida que vaya cambiando nuestro mix de producción de energía eléctrica. Este resultado se obtiene considerando una vida útil del autobús de 2,5 años y 220 000 km y hay que llamar la atención sobre el hecho de que, al estar concentradas las emisiones de los vehículos eléctricos en la fase de fabricación, cuanto mayor sea el número de kilómetros que se consideren para el LCA más se diluirá esta fase y mejorarán sus resultados.

El trabajo comentado y la gran mayoría de los dedicados a este tema se limitan a estudiar las emisiones de GEI sin considerar los demás aspectos ambientales que permite analizar el LCA. Cuando se consideran esos otros aspectos (Hawkins *et al.*, 2012), es fácil comprobar que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de los vehículos eléctricos, con diferentes tecnologías y con diferentes mix de energía, son menores que las de los vehículos de combustión interna (aunque la emisión de GEI de un coche eléctrico recargado con energía eléctrica producida en centrales térmicas de carbón puede ser mayor que la de un coche diésel o de gasolina). Pero si consideramos otros aspectos ambientales del LCA, además de las emisiones de GEI, el resultado es mucho peor para el coche eléctrico: La toxicidad para humanos (HTP), la ecotoxicidad en el agua (FETP), la eutrofización (FEP) y el agotamiento de los recursos minerales (MDP) son entre 4 y 2 veces inferiores para el coche de combustión interna que para el eléctrico. Son justo estos impactos los que externalizamos cuando importamos los materiales de terceros países; además, los externalizamos incrementándolos porque la legislación de esos países es mucho menos exigente en su control.

En Bauer *et al.* (2015) se puede ver claramente cómo influyen los diferentes factores en el resultado del LCA, especialmente el mix de producción



de energía y los avances tecnológicos. Pero lo más importante de este trabajo es que permite ver la forma en la que algunos de los actores de las tecnologías limpias intentan manipular los resultados del LCA. Cuando se analizan los impactos es necesario fijar el ámbito en el que se van a calcular; lo que hemos visto hasta ahora es lo que se conoce como «de la cuna a la tumba» (ciclo de vida completo o global) y que considera desde los impactos de la extracción de los materiales que vamos a utilizar hasta su reciclado o eliminación final, pasando por el mantenimiento. No obstante, es posible fijar otros ámbitos para el LCA: «del pozo a la rueda» que se centra únicamente en el combustible, «de la cuna a la puerta» que se centra únicamente en la fabricación del vehículo, «del equipamiento» que se centra únicamente en el vehículo, «de la operación del vehículo» que solo considera la conversión de energía y el mantenimiento y «del tanque a la rueda» que solo tiene en cuenta las emisiones de la conversión de energía (Figura 1). Este último es, con diferencia, el más favorable para quienes nos venden las nuevas tecnologías limpias y lo que hemos denominado en este artículo como «juguetes» ya que oculta los impactos del origen y solo hace visible una parte de los impactos del uso.

En el apartado 2 se comentaron algunos de los elementos que son necesarios para otras tecnologías limpias como las energías eólica y fotovoltaica; para ambas, como para cualquier tecnología, se puede realizar un LCA y el artículo de Hertwich *et al.* (2015) pone en evidencia el impacto de los materiales en las diferentes tecnologías bajas en carbono. Puede llamar la atención el que, por ejemplo, la energía fotovoltaica tenga un impacto muy superior

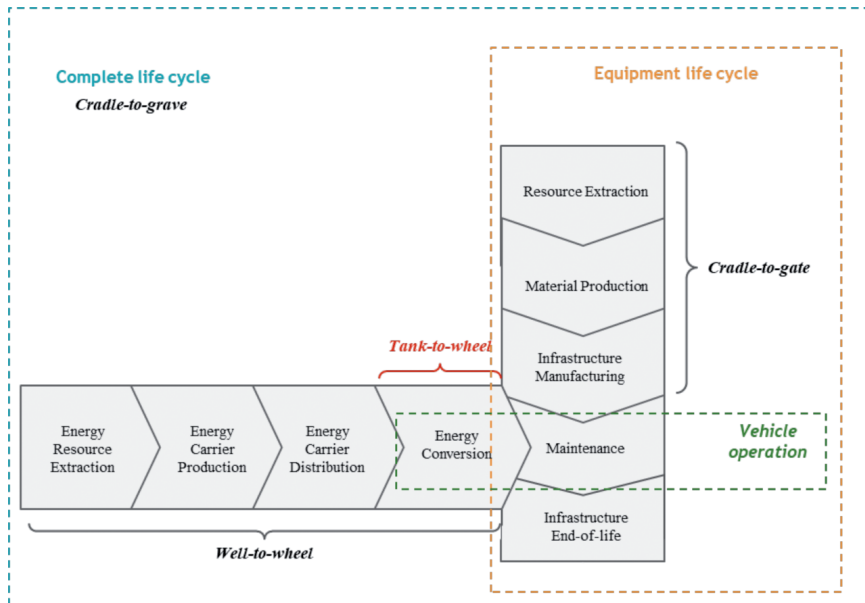


Fig. 1. Esquema simplificado del alcance del Análisis de Ciclo de Vida (LCA) (adaptado de Bauer et al., 2015)

al resto cuando se considera el aluminio que utiliza; esta es una buena forma de cerrar este apartado antes de ir a las conclusiones. La mayoría de las personas piensan que las nuevas tecnologías necesitan, sobre todo, de los elementos más extraños y menos abundantes y este artículo y muchos otros en las revistas más importantes (Eggert, 2011) parecen incidir en ello, pero cuando se estudia qué minerales pueden ser críticos para el desarrollo de las nuevas tecnologías (Vidal *et al.*, 2013) nos llevamos la sorpresa de que los materiales que sufrirán un mayor incremento en la demanda son: hormigón, acero, aluminio, cobre y vidrio, por este orden, y precisamente al final de dicho artículo se dice lo que puede ser el broche ideal antes de pasar a las conclusiones: «...Las tecnologías ecológicas deben incorporar la minería doméstica, lo que reduce los costes financieros y ambientales del transporte de metales desde fuentes remotas y disminuye la huella de carbono, al tiempo que proporciona empleos y riqueza a la comunidad local. *Actualmente, gran parte de la contaminación asociada con la minería se subcontrata a regiones donde el impacto ambiental a menudo no se controla (...)* En Europa, las cosas se pueden hacer mejor. Por ejemplo, al adherirse a las estrictas *normas ambientales y sociales descritas en el programa Green Mining de Finlandia...*».

#### 4. CONCLUSIONES

Hemos visto que las políticas bajas en carbono y las tecnologías limpias exigen la utilización de materias primas «críticas» que actualmente no se obtienen en la UE y que se importan de terceros países. También hemos visto que el hecho de importar esas materias primas tiene un efecto colateral que es el de externalizar y maximizar los impactos ambientales que llevan asociados. La mayoría de esas materias primas críticas sería posible obtenerlas dentro del territorio de la UE y varias de ellas en España. Si se llevase a cabo, además de puestos de trabajo, se podría desarrollar la industria asociada a dichos materiales; mientras que, si se continúan importando, por comodidad y por un falso ecologismo, lo único que estamos consiguiendo es externalizar el impacto ambiental de nuestro desarrollo a los países más pobres.

Deberíamos tener muy claro que el impacto de los GEI es independiente de dónde se emitan, no podemos aislar el clima de nuestras ciudades o de nuestro país. Basta con mirar los gráficos del IPCC para darse cuenta que donde están los colores más rojos, donde se produce el mayor incremento de temperatura en el planeta, es en el Ártico, y eso y sus consecuencias son absolutamente independientes del lugar donde se produzcan las emisiones.

Es posible que algunos se planteen que lo que tenemos que hacer es reciclar y cerrar las minas: la economía circular. Lo primero que hay que decir al plantear esa opción es que la economía circular, con un crecimiento global de la población y de su riqueza, no puede funcionar sin dos entradas: innovación y recursos minerales (Stahel, 2016). Además, aparece otro problema, ya que existen dos tipos de reciclado: el del final de la vida del producto, que para la mayoría de los elementos críticos es muy bajo, y el reciclado del producto del que se extraen, que es muy superior (Moss *et al.*, 2013). En el primer caso, el del final de la vida del producto, es bajo porque en algunos productos, algunos elementos aparecen en concentraciones inferiores a las

que están en la corteza terrestre y es prácticamente inviable su recuperación; en otros casos son elementos que, como el Nd, Pr y Dy, se han empezado a utilizar hace relativamente poco. Además, donde se utilizan en cantidades mayores, como pueden ser los motores para la generación de energía eólica, aún no hay nada que reciclar porque están muy lejos de completar su vida útil y hay problemas tecnológicos para conseguir la misma calidad en el producto final cuando se obtiene a partir de los elementos reciclados (Diehl *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2017; Tkaczyk *et al.*, 2018). En el segundo caso, el del reciclado del producto del que se extraen, los datos indican claramente que se tiene un cuidado exquisito en los procesos tratando de no perder ni dejar sin aprovechar nada del elemento contenido en el mineral que entra en la planta de tratamiento.

Otra objeción que se puede plantear es la sustitución de los elementos críticos por otros que no lo sean y a eso se está dedicando grandes esfuerzos y financiación en la UE (Løvika, *et al.*, 2018) pero los problemas y las dificultades para conseguir sustituir algunos elementos son muchas (Pavel *et al.* 2016b).

Mientras no se consigan encontrar sustitutos para los elementos críticos que necesitamos para las tecnologías limpias el diagnóstico sigue siendo claro: o aceptamos que lo mejor desde el punto de vista ambiental es obtenerlas en nuestro territorio, aunque sea a un precio mayor, o lo que estamos aceptando es exportar nuestros impactos, maximizados, a los países más pobres bajo la bandera de un falso ecologismo.

Se puede entonces plantear una última pregunta ¿existe alguna norma, procedimiento o legislación que se pudiera aplicar para solucionar estos problemas y que fuera viable y efectiva? En mi opinión sí existe: bastaría con que todas las emisiones asociadas a cualquier producto, se le imputen al país que lo consume y no como hasta ahora al país que lo produce. De esa manera quedaría claro cuáles son los países que más emiten y aquellos otros, por lo general más pobres, que simplemente fabrican lo que se les pide y al precio al que se lo demandan.

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer la contribución de mis alumnos de los últimos años que a través de sus preguntas y de la discusión en clase, me han proporcionado el aliciente para continuar profundizando en estos temas.

## **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Arrobas, D. L. P., Hund, K. L., McCormick, M.S., Ningthoujam, J., Drexhage, J.R., 2017. *The Growing Role of Minerals and Metals for a Low Carbon Future*. Washington, D.C. World Bank Group. Disponible online: <http://documents.worldbank.org/curated/en/207371500386458722/The-Growing-Role-of-Minerals-and-Metals-for-a-Low-Carbon-Future>.
- Bauer, C., Hofer, J., Althaus, H. J., Del Duce, A., Simons, A., 2015. The environmental performance of current and future Passenger vehicles: Life cycle assessment based on a novel scenario analysis framework. *Applied Energy*, 157: 871–883.
- Capellán-Pérez, I., de Castro, C., González, L. J. M., 2019. Dynamic Energy Return on Energy Investment (EROI) and material requirements in scenarios of global transition to renewable energies. *Energy Strategy Reviews*, 26: 100399.

- Coulomb, R., Dietz S., Godunova M., Nielsen T. B., 2015. Critical Minerals Today and in 2030: an analysis for OECD Countries – *OECD Environment Working Paper* N.º 91. Disponible online: [https://read.oecd-ilibrary.org/environment/critical-minerals-today-and-in-2030\\_5jrtnwm5hr5-en#page4](https://read.oecd-ilibrary.org/environment/critical-minerals-today-and-in-2030_5jrtnwm5hr5-en#page4).
- Cullbrand, K., Magnusson O., 2011. *The Use of Potentially Critical Materials in Passenger Cars*. Dep. of Energy and Environment. Chalmers University of Technology. Sweden, Report N.º 2012: 13. Disponible online: <https://odr.chalmers.se/bitstream/20.500.12380/162842/1/162842.pdf>.
- Diehl, O., Schonfeldt, M., Brouwer, E., Dirks, A., Rachut, K., Gassmann, J., Guth, K., Buckow, A., Gauß, R., Stauber, R., Gutfleisch, O., 2018. Towards an Alloy Recycling of Nd-Fe-B Permanent Magnets in a Circular Economy. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 4: 163-175.
- Eggert, R. G., 2011. Minerals go critical. *Nature chemistry*, 3(9): 688-691.
- EU Commission, 2017. *Study on the review of the list of critical raw materials*. Final report. European Commission, Brussels. Disponible online: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/08fdab5f-9766-11e7-b92d-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF/source-135807015>.
- EU Commission, 2018. *Study on energy technology dependence*. European Commission, Brussels. Disponible online: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/c2f5d20c-538f-11ea-aece-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF/source-135794906>.
- EU Commission, 2019. *Study on energy technology dependence Detailed assessment on dependencies within the wind energy, solar PV and battery energy storage value chain*. European Commission, Brussels. Disponible online: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/4d794ddb-5391-11ea-aece-01aa75ed71a1/language-en/format-PDF/source-search>.
- García Sánchez, J. A., López Martínez, J. M., Lumbreras Martín, J., Flores Holgado, M. N., Aguilar Morales, H., 2013. Impact of Spanish electricity mix, over the period 2008–2030, on the Life Cycle energy consumption and GHG emissions of Electric, Hybrid Diesel-Electric, Fuel Cell Hybrid and Diesel Bus of the Madrid Transportation System. *Energy Conversion and Management*, 74: 332–343.
- Graedel, T. E., Harper, E. M., Nassara, N. T., Nussa, P., Recka B. K., 2015. Criticality of metals and metalloids. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the USA*, 112(14), 4257–4262.
- Hawkins, T. R., Singh, B., Majeau-Bettez, G., Strømman, A. H., 2012. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Conventional and Electric Vehicles. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1): 53–64.
- Hertwich, E. G., Gibon, T., Bouman, E. A., Arvesen, A., Suh, S., Heath, G. A., Bergesen, J. D., Ramirez, A., Vega, M. I., Shi, L., 2015. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. *Proceedings of the national Academy of Sciences of the USA*, 112(20): 6277–6282.
- Koning A., Kleijn, R., Huppel, G., Sprecher, B., van Engelen, G., Tukker, A., 2018. Metal supply constraints for a low-carbon economy? *Resources, Conservation and Recycling*, 129: 202–208.
- Løvika, A. N., Hagelüken, C., Wäger, P., 2018. Improving supply security of critical metals: Current developments and research in the EU. *Sustainable Materials and Technologies*, 15: 9–18.
- McGlade, C., Ekins, P. 2015. The geographical distribution of fossil fuels unused when limiting global warming to 2°C. *Nature*, 517: 187–190.
- Mintell4EU, 2020. Base de datos, GeoERA - Raw Materials. Disponible online: [https://data.geus.dk/egdi/?mapname=egdi\\_geoera\\_mintell4eu#baslay=baseMapGEUS&optlay=&extent=499510,1008080,6807750,4650790&layers=egdi\\_mines](https://data.geus.dk/egdi/?mapname=egdi_geoera_mintell4eu#baslay=baseMapGEUS&optlay=&extent=499510,1008080,6807750,4650790&layers=egdi_mines).

- Moss, R., Tzimas, E., Willis, P., Arendorf, J., Tercero, Espinoza, L., 2013. Critical Metals in the Path towards the Decarbonisation of the EU Energy Sector: Assessing Rare Metals as Supply-Chain Bottlenecks in Low-Carbon Energy Technologies. *JRC Scientific and Policy Reports*; European Commission JRC82322.
- Moss, R. L., Tzimas, E., Kara, H., Willis, P., Kooroshy, J., 2011. Critical Metals in Strategic Energy Technologies. *JRC Scientific and Policy Reports*; European Commission JRC65592.
- Nansai, K., Nakajima, K., Kagawa, S., Kondo, Y., Shigetomi, Y., Suh, S., 2015. Global Mining Risk Footprint of Critical Metals Necessary for Low-Carbon Technologies: The Case of Neodymium, Cobalt, and Platinum in Japan. *Environmental Science and Technology*, 49: 2022–2031.
- Pavel C. C., Marmier, A., Tzimas, E., Schleicher, T., Schüller, D., Buchert, M., Blagoeva, D., 2016b. Critical raw materials in lighting applications: Substitution opportunities and implication on their demand. *Physica Status Solidi A*, 213(11): 2937-2946.
- Pavel, C. C., Marmier, A., Alves, P., Blagoeva, D., Tzimas, E., Schüller, D., Schleicher, T., Jenseit, W., Degreif, S., Buchert, M., 2016a. Substitution of critical raw materials in low-carbon technologies: lighting, wind turbines and electric vehicles. *JRC Scientific and Policy Reports*; European Commission JRC103284.
- Pavel, C. C., Thiel, C., Degreif, S., Blagoeva, D., Buchert, M., Schüller, D., Tzimas, E., 2017. Role of substitution in mitigating the supply pressure of rare earths in electric road transport applications. *Sustainable Materials and Technologies*, 12: 62–72.
- Peters, G. P., Andrew, R. M., Solomon S., Friedlingstein, P., 2015. Measuring a fair and ambitious climate agreement using cumulative emissions. *Environmental Research Letters*, 10: 105004.
- Raupach, M. R., Davis, S. J., Peters, G.P., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Ciais, P., Friedlingstein, P., Jotzo, F., van Vuuren, D. P., Le Quéré, C., 2014. Sharing a quota on cumulative carbon emissions. *Nature Climate Change*, 4: 873–879.
- Stahel, W. R., 2016. Circular economy. *Nature*, 531: 435-438.
- Tkaczyk, A. H., Bartl, A., Amato, A., Lapkovskis, V., Petranikova, M., 2018. Sustainability evaluation of essential critical raw materials: cobalt, niobium, tungsten and rare earth elements. *Journal of Physics D: Applied Physics*, 51(20): 203001.
- Vidal, O., Goffé, B., Arndt, N., 2013. Metals for a low-carbon society. *Nature Geoscience*, 6: 894–896.
- Viebahn, P., Soukup, O., Samadi, S., Teubler, J., Wiesen, K., Ritthoff, M., 2015. Assessing the need for critical minerals to shift the German energy system towards a high proportion of renewables. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49: 655–671.
- Widmer, J. D., Martin, R., Kimiabeigi, M., 2015. Electric vehicle traction motors without rare earth magnets. *Sustainable Materials and Technologies*, 3: 7–13.
- Yang, Y., Walton, A., Sheridan, R., Guth, K., Gauß, R., Gutfleisch, O., Buchert, M., Steenari, B.M., Van Gerven, T., Jones, P.T., Binnemans, K., 2017. REE Recovery from End-of-Life NdFeB Permanent Magnet Scrap: A Critical Review. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 3: 122-149.

# **LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y LOS ACUÍFEROS: SU CARÁCTER ESTRATÉGICO EN ESCASEZ Y PERIODOS DE SEQUÍA**

*Juan Antonio López-Geta*

Dr. Ingeniero de Minas. Grupo Especializado del Agua (GEA-ANIM) y Club del Agua Subterránea (CAS)

## **RESUMEN**

La adaptación natural de la aportación hídrica a las demandas, en muy pocas ocasiones coincide en España; para su armonización es necesario recurrir a la regulación artificial. En España la demanda de agua para usos consuntivos supera los 30000 hm<sup>3</sup>/a, llegando a la cifra de 51000 hm<sup>3</sup>/a, si se incluyen los usos no consuntivos; para atender esa demanda de forma natural solo se dispone de unos 10000 hm<sup>3</sup>/a «caudal de base». En las Cuencas Vertientes peninsulares la aportación hídrica es muy distinta de unas a otras, acompañado de una distribución muy diferente de las escorrentías superficial y subterránea. Las Cuencas vertientes peninsulares ocupan una superficie de 493999 km<sup>2</sup> (sin incluir las zonas de transición y costeras), muy desigualmente distribuida, siendo la menor la Vertiente Cantábrica con un 5%; seguida de la Mediterránea con 37% y la Atlántica con el 58% que representa más del 50% de peninsular. La aportación hídrica se sitúa entre 110000 hm<sup>3</sup>/a y 120000 hm<sup>3</sup>/a, con una distribución también muy desigualmente repartida: 17% Cantábrico, 30% Mediterránea y 53% Atlántica. Este comportamiento hídrico, muy diferente, condiciona la gestión y manejo de cada una de ellas, asegurando una garantía y sostenibilidad óptima, teniendo en cuenta el escenario de la posible incidencia que pudiera tener el Cambio Climático en esos recursos, gestión en la que tiene que participar muy activamente el agua subterránea, y la capacidad de almacenamiento de los acuíferos, estimada en 300000 hm<sup>3</sup>, y la utilización de los recursos no convencionales.

## **1. INTRODUCCIÓN**

Recordando el concepto de *Regulación hídrica*, como la adaptación de las aportaciones hídricas a las demandas, en lugar, momento y con calidad apro-

piada a su uso, son condiciones que en pocas ocasiones coinciden en España si se observan los escenarios naturales que presentan las precipitaciones, muy irregulares en el tiempo y en su distribución territorial, con poca coincidencia con los mayores consumos de agua, como son los regadíos agrícolas y el turismo, que se producen especialmente en primavera y verano. La demanda para usos consuntivos supera los 30000 hm<sup>3</sup>/a, llegando a 51000 hm<sup>3</sup>/a, si se incluyen los usos no consuntivos (Tabla 1); para satisfacer esa demanda solo se dispone de unos 10000 hm<sup>3</sup>/a «caudal de base»; para resolver esa situación hay que recurrir a la regulación artificial: presas y embalses, en la actualidad más de 1000 y más de 1000000 de pozos, sondeos o galerías entre otros dispositivos, más unas 765 plantas desaladoras y numerosas plantas de depuración de aguas residuales. Estas condiciones e infraestructuras, en algunas situaciones de sequía, no son suficientes, provocándose falta de disponibilidad de agua y de garantía.

Tabla 1. Total de agua utilizada en España (López-Geta et al., 2008)

USOS	hm <sup>3</sup> /año
Abastecimiento urbano	4667
Regadío	24094
Industrial	1647
Refrigeración	4915
Producción de energía eléctrica	16000
Ganadería	342
TOTAL	51665

## 2. ESCENARIOS HIDROLÓGICOS. OROGRAFÍA Y PRECIPITACIONES. DIAGNÓSTICO Y PROPUESTAS

Del vínculo de las características orográficas, precipitaciones, temperaturas, etc., se produce la consecuencia obvia, que la aportación hídrica es muy desigual en cada una de las Cuencas Vertientes peninsulares, al igual que ocurre con la distribución de las escorrentías superficial y subterránea (Tabla 2) (MITECO, 2018 y 2019). La superficie de esas Cuencas es de 493999 km<sup>2</sup>, sin incluir las zonas de transición y costeras, distribuida muy diferente, siendo la Vertiente Cantábrica la menor con un 5% del total, la Mediterránea con el 37% y la Atlántica con el 58%, siendo esta mayor del 50% del total de las vertientes.

Tabla 2. Superficie de las distinta Cuencas Vertientes (km<sup>2</sup>) (MITECO, 2018 y 2019)

Cantábrica		Atlántica		Mediterránea		Archipiélagos	
Cuenca	Superficie	Cuenca	Superficie	Cuenca	Superficie	Islas	Superficie
Occidental	17424	Galicia Costa	13302	M. Andaluza	17952	Baleares	4990
Oriental	5812	Miño-Sil	17567	Segura	19033	Canarias	7454
		Duero	78886	Júcar	42737	Otros Territorios	
		Tajo	55784	Ebro	85634	Ceuta	20
		Guadiana	55498	F. Cataluña	16441	Melilla	14
		Guadalquivir	57196				
		Tinto-Odiel-Piedra	4769				
		Guadalete y Barbate	5964				
<b>Sumar</b>	<b>23236</b>		<b>288966</b>		<b>181797</b>		

Ese comportamiento condiciona las alternativas para su gestión y cómo manejar los recursos renovables disponibles, y con qué garantía; con esos objetivos, analizamos los siguientes supuestos:

1.º La aportación hídrica total se estima en 119732 hm<sup>3</sup>/a, cifra muy similar a la aportada por otras fuentes, que la sitúan entre 110000 hm<sup>3</sup>/a y 120000 hm<sup>3</sup>/a; su distribución por Cuencas Vertientes es: 17% Cantábrica, 53% Atlántica y 30% Mediterránea. Esa coincidencia de cifras no se da con los valores de otras fuentes consultadas; así los datos varían de los 64545 hm<sup>3</sup>/a de escorrentía superficial y 49396 hm<sup>3</sup>/a de escorrentía subterránea (calculada: superficie cuenca x coeficiente de escorrentía de cada cuenca), a los que la sitúan en 90000 hm<sup>3</sup>/a y 30000 hm<sup>3</sup>/a respectivamente (MOPTMA-MINER, 1994; López-Geta, 2000, López-Geta *et al.*, 2008); esa desigualdad puede deberse a incluir, o no, el drenaje de las surgencias por manantiales en la escorrentía superficial, entre otros aspectos (Tabla 3).

Tabla 3. Superficie Cuencas Vertientes; Aportación hídrica; Capacidad Almacenamiento y usos (MITECO 2018 y 2019 y (\*) Andreu *et al.*, 2019)

Vertiente	Aportación hídrica hm <sup>3</sup> /a					Capacidad hm <sup>3</sup>	Usos hm <sup>3</sup> /a	
	Superficie km <sup>2</sup>	Total	Escorrentía superficial	Escorrentía subterránea	(*)Escorrentía subterránea	Embalses	Superficial	Subterráneo
Cantábrica	23236	18958	10556	8402	<b>5998</b>	591	778	153
Atlántica	288966	60911	37733	23175	<b>14068</b>	41531	9523	2575
Mediterránea	182797	33863	14949	17719	<b>8022</b>	13933	10771	3332
Total	494999	119732	64548	49296	<b>28088</b>	56055	21072	6050

Se han elaborado unos indicadores con los datos del Segundo ciclo de los Planes hidrológicos (2015-2021), juntamente con los aportados por Andreu *et al.* (2019), para ver el estado de regulación y disponibilidad de los recursos hídricos de cada Cuenca Vertiente:

- Índice 1: aportación hídrica total/superficie de la Cuenca, que va desde los 0,82 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> en la Vertiente Cantábrica, muy superior a los 0,21 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> en la Atlántica y al mínimo Mediterráneo de 0,19 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>, no existiendo relación entre superficie y aportación.
- Índice 2: capacidad embalse superficial/aportación hídrica total. En la Vertiente Cantábrica: 0,03; Atlántico: 0,68 y Mediterráneo: 0,41. Se observa la baja capacidad de embalse superficial en la Cuenca Cantábrica.
- Índice 3: uso aguas subterráneas/escorrentía subterránea. Cantábrica: 2,55%; Atlántica: 18,30% y Mediterráneo: 41,54%. Las Cuencas vertientes Cantábrica y Atlántica presentan un índice muy bajo de uso del agua subterránea.

2.º Con las peculiaridades de la distribución mensual de las precipitaciones en un año medio (periodo 1981-2011; Sevillano, 2020) y las características de las demandas, se ha analizado como se satisfacen estas y si es necesario, o no, mejorar la regulación hídrica para incrementar la disponibilidad; con esas consideraciones se han considerado tres escenarios:

PRIMER ESCENARIO. Corresponde al sector septentrional peninsular: Galicia Costa y Cuencas Cantábricas, donde las precipitaciones medias mensuales



reflejan un descenso en el periodo estival, pero muy amortiguado con respecto a las precipitaciones del resto del año (Fig. 1). Estas, en años normales, aportan agua suficiente para atender las demandas de todo el año, a pesar de la baja capacidad de regulación superficial, de 590hm<sup>3</sup> (1,05% del total de 56055 hm<sup>3</sup>); sin embargo, su garantía puede verse afectada por escasez temporal o por sequía hidrológica. Esa situación, teniendo en cuenta los índices comentados anteriormente, puede resolverse incrementando la regulación superficial o incorporando las aguas subterráneas, estimadas estas en unos 5998 hm<sup>3</sup>/a, con un aprovechamiento mínimo de 153 hm<sup>3</sup>/a. Se observa que hay gran margen, aún descontado los caudales ambientales; además pueden utilizarse las aguas residuales y desaladas, lo que se analizará en el escenario cuarto. En el caso del Principado de Asturias, Pendás (2005) propone: «Hay acuíferos carbonatados de mucho espesor, en grandes sistemas hidrogeológicos cuya capacidad de regulación está sin aprovechar».

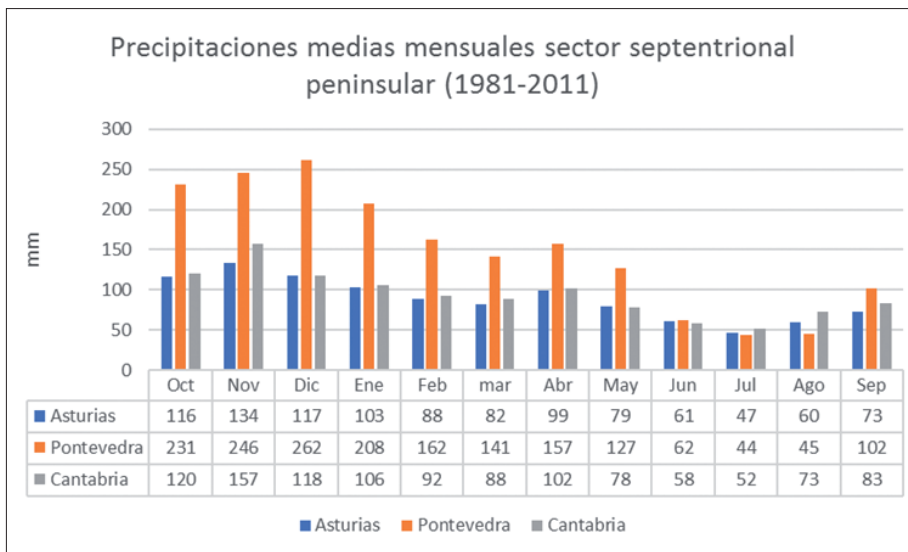


Fig. 1. Precipitaciones medias mensuales en la zona norte o septentrional peninsular (Datos: <https://www.javiersevillano.es>)

SEGUNDO ESCENARIO. En las vertientes Atlántica (excluyendo Galicia Costa para no distorsionar volumen de precipitaciones) y Mediterránea, las precipitaciones ponen de relieve un descenso muy acusado en los meses de estiaje, en los que no se superan los 5 mm (Fig. 2), que origina una aportación hídrica que no cubre la demanda muy elevada de la zona, donde se encuentran grandes superficies de regadíos (ESYRCE, 2019): Castilla-León: 465583 ha, Cataluña: 265974 ha, Valencia: 293604 ha, Andalucía: 1107324 ha y la Región de Murcia: 186788 ha. Para satisfacer esa demanda, más la urbana, se dispone de una capacidad de embalse 41531 hm<sup>3</sup> (74% de la capacidad total de 56055 hm<sup>3</sup>) en la vertiente Atlántica y de 13933 hm<sup>3</sup> (25% del total) en la Vertiente Mediterránea. Esta disponibilidad se completa con la extracción de

2575 hm<sup>3</sup>/a y de 3332 hm<sup>3</sup>/a de aguas subterráneas en las vertientes Atlántica y Mediterránea respectivamente, de forma que ambas suman casi el 100% del total de aprovechamientos de esta fase del ciclo.

Siguiendo con los índices calculados, la disponibilidad puede mejorarse incrementando la regulación superficial, si las condiciones medioambientales lo permiten, más el aprovechamiento de las aguas subterráneas. Como ya se ha indicado, el índice usos de aguas subterráneas/escorrentía subterránea es de 18,30% en la Vertiente Atlántica y 41,54% en la Mediterránea, lo que indica que hay un margen suficiente para incrementar su aprovechamiento sostenible. A esas alternativas se puede añadir el aprovechamiento de las aguas residuales regeneradas y las desaladas como veremos en el escenario cuarto.

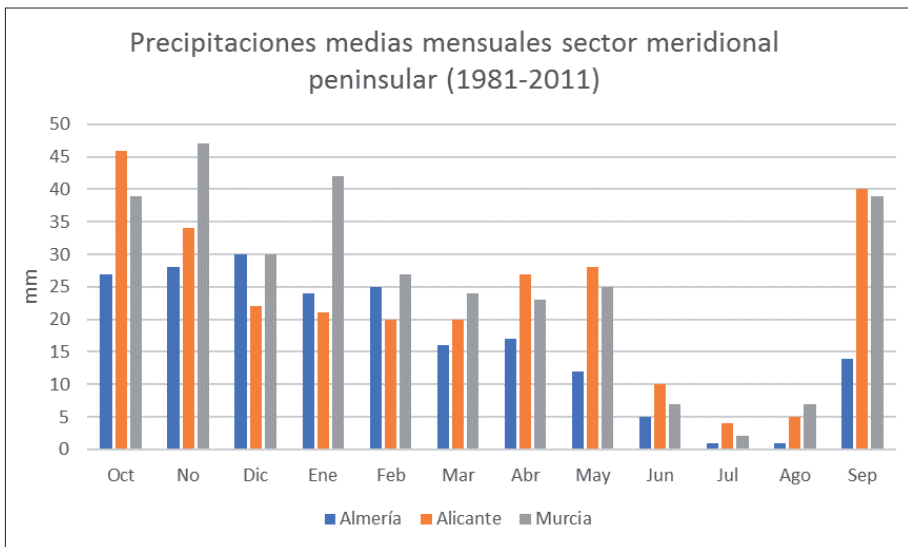


Fig. 2. Precipitaciones medias mensuales del sector meridional peninsular, donde se observa el descenso acusado en estiaje

TERCER ESCENARIO. En los archipiélagos Balear y Canario, las precipitaciones mensuales responden a un modelo muy similar al analizado en el anterior escenario, es decir, un descenso importante en primavera y verano, con mayor persistencia en Canarias (Fig. 3). En las islas, los recursos superficiales disponibles son muy escasos por las condiciones geográficas y geológicas, lo que supone un aprovechamiento muy pequeño. Las demandas se satisfacen principalmente con el aprovechamiento de aguas subterráneas, que es en Baleares de 171,22 hm<sup>3</sup>/a y en Canarias de 300,57 hm<sup>3</sup>/a más el aprovechamiento de 24,29 hm<sup>3</sup>/a de aguas residuales en Baleares y 57,42 hm<sup>3</sup>/a en Canarias, cantidades pequeñas por el momento que pueden incrementarse en el futuro dado el potencial de aguas residuales existente (el volumen de agua urbana es de 141,70 hm<sup>3</sup>/a en Baleares y de 226,86 hm<sup>3</sup>/a en Canarias) y la utilización de las aguas desaladas, que asciende a 12,83 hm<sup>3</sup>/a en Baleares y 189,72 hm<sup>3</sup>/a en Canarias; en ambos casos existen grandes posibilidades de incrementarse su uso en el futuro.

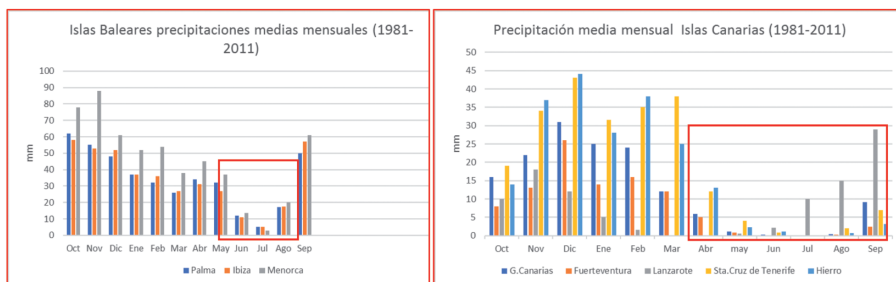


Fig. 3. Distribución de las precipitaciones: Baleares (izqda.) y Canarias (dcha.), con un periodo más amplio de menores precipitaciones

CUARTO ESCENARIO. RECURSOS NO CONVENCIONALES. La utilización de estos recursos es una realidad hoy en día; están poco aprovechados hasta el momento, pero de cara a un futuro próximo su utilización servirá para paliar ciertos déficits y mejorar la garantía de suministro de muchos lugares.

A). *Las aguas residuales depuradas* o regeneradas, en general son poco utilizadas teniendo en cuenta su potencial. En AEAS (2017) se da como capacidad de depuración de las aguas residuales de España unos 8150 hm<sup>3</sup>/a, con un volumen de agua residual tratada de 4097 hm<sup>3</sup>/a, lo que supone 103 m<sup>3</sup>/hab./día, con una reutilización media de 8,8%, con máximos en la Comunidad Valencia y en la Región de Murcia, con 44,7% y 64,7% respectivamente.

En MITECO (2019) se da la cifra de 300,28 hm<sup>3</sup>/a como volumen de agua residual reutilizada, cantidad pequeña, si se tiene en cuenta que las aguas residuales tratadas alcanzan, según AEAS (2017), los 4097 hm<sup>3</sup>/a, cifra que se asimila mucho al total del agua utilizada para abastecimiento urbano de 4940 hm<sup>3</sup>/a (MITECO, 2019), lo que pone de relieve la potencialidad de este recurso (Tabla 4).

En la *Vertiente Cantábrica*, en su parte oriental, se utilizan 3,4 hm<sup>3</sup>/año, cantidad muy pequeña comparada con el uso de agua urbana de 490 hm<sup>3</sup>/a, volumen importante; esto lleva a que pueda incrementarse su utilización, con las condiciones y ubicación geográfica que lo aconsejen.

Tabla 4. Total del uso del agua para abastecimiento urbano (MITECO, 2019)

Cuenca Vertiente	Abastecimiento urbano hm <sup>3</sup> /a
Cantábrico	490
Atlántica	2054
Mediterránea	1986
Baleares	164
Canarias	227
Ceuta	9
Melilla	11
<b>TOTAL</b>	<b>4940</b>

En la *Vertiente Atlántica*, el uso de agua para abastecimiento urbano asciende a 2054 hm<sup>3</sup>/a, con una reutilización de 194 hm<sup>3</sup>/a (MITECO, 2019), siendo la distribución por Cuencas de: Tajo (21,45 hm<sup>3</sup>/a), Guadiana (2,01 hm<sup>3</sup>/a), Guadalquivir (16,99 hm<sup>3</sup>/a), Guadalete-Barbate (9,84 hm<sup>3</sup>/a) y en el resto: Galicia Costa, Miño-Sil, Duero y Tinto-Odiel-Piedra, según la información disponible, no se utilizan. En general la reutilización es muy pequeña, a pesar de su potencial, al existir núcleos de población con volúmenes importantes de agua para uso urbano en las CC. AA. de Castilla y León (192 hm<sup>3</sup>/a), Madrid (418 hm<sup>3</sup>/a), Castilla-La Mancha, (150 hm<sup>3</sup>/a) o Andalucía (541 hm<sup>3</sup>/a), lo que supone ser optimista en cuanto a incrementar su utilización (INE, 2016).

En la *Vertiente Mediterránea*, el agua para abastecimiento urbano es de 1986 hm<sup>3</sup>/a, con una reutilización de unos 50,29 hm<sup>3</sup>/a (MITECO, 2019), distribuidos en las Cuencas Fluviales de Cataluña (7 hm<sup>3</sup>/a), Ebro (5 hm<sup>3</sup>/a), Júcar (74 hm<sup>3</sup>/a), Segura (86 hm<sup>3</sup>/a) y Mediterránea Andaluza (22 hm<sup>3</sup>/a), lo que refleja la mínima utilización, teniendo en cuenta el volumen de agua residuales que puede generarse en esas Comunidades tan grandes, con algunos núcleos de población como Barcelona, y su área metropolitana (con una población de 5474482 hab. con un consumo de 150 L/hab./día, supone un potencial de aguas residuales de 821 hm<sup>3</sup>/a), Valencia y su área metropolitana (con 1959084 hab. con un consumo de 165 L/hab./día, origina un volumen de aguas residuales de unos 257 hm<sup>3</sup>/a), Murcia y el área metropolitana (con 650468 hab. y un consumo de 150 L/hab./día, supone unos 98 hm<sup>3</sup>/a de aguas residuales), y Málaga y el área metropolitana (con 797523 hab. y con 150 L/hab./día supone una producción de aguas residuales de 120 hm<sup>3</sup>/a).

En *Baleares y Canarias*, la utilización de las aguas residuales es de 24,29 hm<sup>3</sup>/a y de 57,42 hm<sup>3</sup>/a, respectivamente, volúmenes pequeños teniendo en cuenta la población de Palma de Mallorca y su área metropolitana, con 556 782 hab., y de Sa Pobla con 13026 hab., con una dotación media de 138 L/hab./día, las cuales producen un volumen de agua residuales de 79 hm<sup>3</sup>/a como mínimo, teniendo en cuenta que en estas zonas se incrementa mucho el uso del agua en la época estival, lo que supone un potencial de aguas residuales muy elevado. En Canarias, la situación es parecida con un potencial de 158 hm<sup>3</sup>/a.

*B). El agua desalada* es una fuente de abastecimiento de gran potencial en España, especialmente en las zonas costeras por su proximidad al recurso fuente. Hay otras fuentes como las aguas salobres disponibles en otras zonas y en el interior; su utilización puede tener ciertos condicionantes económicos para algunos usos. En la Vertiente Mediterránea y en los archipiélagos, la utilización asciende a 502,25 hm<sup>3</sup>/a, siendo su mayor utilización en la cuenca del Segura con 228 hm<sup>3</sup>/a, y en Gran Canarias, Fuerteventura y Lanzarote (Tabla 5) (MITECO, 2019).

*C). Gestión de las aguas residuales y desaladas.* Su aprovechamiento y gestión puede estar condicionada al no coincidir, en ocasiones, la demanda con la producción, programada esta para demandas puntas, lo que puede suponer sobrantes en otros momentos. En la actualidad se puede modular esa disponibilidad, pero con instalaciones infrautilizadas. Eso conlleva a plantearse si no es más rentable económicamente, construir menos módulos, solo los necesarios para satisfacer algo más de la demanda media, y los sobran-

tes almacenarlos en los acuíferos para extraer en momentos puntas. Es un planteamiento técnicamente sencillo, que se aplica en otros países, aunque no en España. En el caso de las aguas residuales, su producción, al ser continua, pero con demanda desigual, los sobrantes pueden almacenarse en el acuífero y extraerlos cuando se requieran (López-Geta *et al.*, 2004; Murillo y López-Geta, 2005; Ramos y Sánchez-Guzmán, 2005).

### 3. ESTRATEGIA DE UTILIZACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS Y DE LA CAPACIDAD DE ALMACENAMIENTO DE LOS ACUÍFEROS

El conocimiento actual de la hidrogeología española, permite el aprovechamiento de las aguas subterráneas con muchas probabilidades de éxito, dado el volumen disponible, así como su buena calidad natural en la mayoría de los acuíferos, aptas para todos los usos, y su protección natural frente a *input* de contaminantes, su fácil acceso técnico a ellas dada la gran experiencia para su captación, con un coste económico asumible, y una rentabilidad social y económica indiscutible (López-Geta, *et al.*, 2009). Con esos principios de base, variados e importantes, el uso de las aguas subterráneas y la capacidad de almacenamiento de los acuíferos, invitan a diferentes modelos alternativos:

**PRIMER MODELO. SOLUCIÓN ÚNICA.** Responde a aquellos casos donde las condiciones geográficas, geomorfológicas e hidrológicas, no son muy favorables para la construcción de infraestructuras de regulación superficial, pero sí lo es la explotación de las aguas subterráneas o la utilización de los acuíferos, por sus buenas condiciones técnicas, económicas y ambientales, respecto a otras alternativas posibles, con mejor garantía de sostenibilidad ante variaciones temporales de las precipitaciones, al tener unas reservas hídricas almacenadas muy importantes, que aseguran temporalmente su explotación.

Lo más habitual es aprovechar las aguas subterráneas como fuente de suministro a los núcleos urbanos; un 70% de núcleos urbanos y una parte importante del regadío, del orden de un millón de hectáreas, casi el treinta por ciento del total que supera los tres millones. La mayoría de las fuentes de información dan como volumen de agua subterránea utilizada la cifra de 7000 hm<sup>3</sup>/a distribuida el 20% en abastecimiento urbano, el 62% en agricultura, el 13% en abastecimiento industrial y el 5%, a otros usos (López-Geta *et al.*, 2008) (Tabla 5).

Tabla 5. Volumen de agua subterránea destinado al uso de diferentes actividades, 2005 (López-Geta *et al.*, 2008)

Usos	Volumen (hm <sup>3</sup> /a)
Abastecimiento urbano	1378,9
Regadíos	4296,7
Abastecimiento industrial	889,7
Otros usos	355,2
<b>TOTAL</b>	<b>6920,5</b>

MITECO (2019) da como total de agua utilizada de distinto origen, 6537,3 hm<sup>3</sup>/a (Tabla 6), distribuido porcentualmente en: superficial (74%), subterránea (23%), desalación (2%) y reutilización (1%). (Fig. 4).

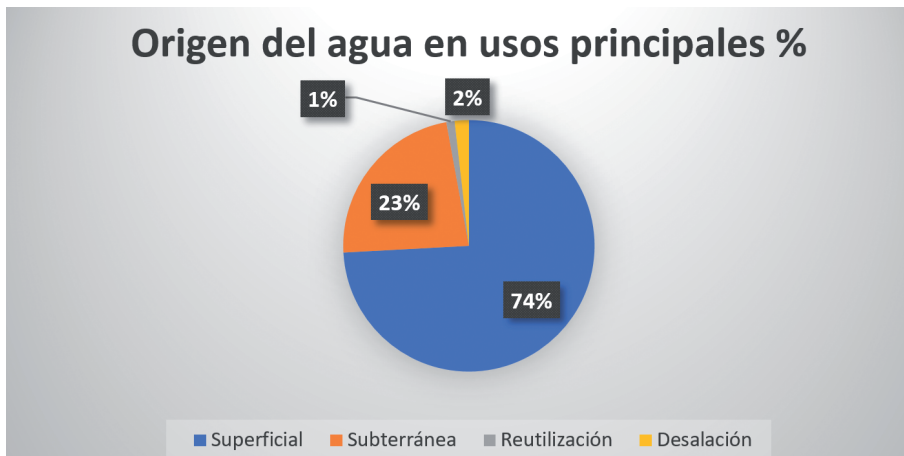


Fig. 4. Distribución porcentual del origen del agua utilizada en los diferentes usos

Las aguas subterráneas utilizadas en las Cuencas hidrográficas de la Vertiente Mediterránea peninsular alcanzan los 3178,22 hm<sup>3</sup>/a, algo más del 50 % del total uso del resto de España y casi igual al de las aguas superficiales, 3168 hm<sup>3</sup>/a; en Baleares y Canarias, es de 471,79 hm<sup>3</sup>/a, muy superior a la utilización de las aguas superficiales que es de 25,66 hm<sup>3</sup>/a (Tabla 6, Fig. 5).

En la zona costera mediterránea dominan los acuíferos detríticos, bordeados por acuíferos carbonatados, que albergan importantes recursos hídricos; esa disponibilidad de agua y las buenas condiciones climatológicas favorecen una agricultura muy rentable económicamente, con alto valor añadido (Corominas, 2000). Igualmente contribuyen al abastecimiento de núcleos urbanos importantes; un caso destacado de capital de provincia es el abastecimiento a Castellón de la Plana, totalmente suministrado con aguas subterráneas de 15 hm<sup>3</sup>/a, extraídos en 16 sondeos, con una profundidad media de 250 m, situados en el borde carbonatado de la S.<sup>a</sup> de Javalambre, con un caudal medio de 80 L/s y específico medio por sondeo de 9 L/s/m (Rueda-Rubio, 2019).

SEGUNDO ESCENARIO. DÉFICIT ESTRUCTURAL EN EL SUMINISTRO DE AGUA. Hay núcleos urbanos, áreas de riego y zonas industriales, donde la garantía para atender sus demandas es baja; esa situación era frecuente hasta la década de los ochenta en España; la situación es amortiguada en la actualidad, pero con algunos casos más radicalizados por sus condiciones menos favorables.

El protagonismo del agua subterránea fue importante en el pasado siglo xx; por un lado, el INC-IRYDA actuó en el sector agrario con grandes éxitos, y por otro, en el abastecimiento urbano, el IGME, con resultados espectaculares, mediante el Plan Nacional de Abastecimiento Urbano (PANU), con el su-

Tabla 6. Origen agua total utilizada en usos consultivos hm<sup>3</sup>/a (2016-2017)  
(MITECO 2019)

<b>CUENCAS VERTIENTES</b>	<b>Superficial</b>	<b>Subterránea</b>	<b>Reutilización</b>	<b>Desalación</b>	<b>Transferencias</b>
Cantábrica Oriental	98	41	3,4	0	131,32
Cantábrica Occidental	680	112	0	0	5,39
<b>SUMA CANTÁBRICA</b>	<b>778</b>	<b>153</b>	<b>3,4</b>	<b>0</b>	<b>136,71</b>
Galicia Costa	55	13	0	0	0,1
Miño-Sil	233	31	0	0	3,39
Duero	2471	776	0	0	0
Tajo	2249	228	21,45	0	2,31
Guadiana	1643	509	2,01	0	7,55
Guadalquivir	2399	928,	16,99	0	6,05
Guadalete y Barbate	352	65	9,84	0	11
Tinto-Odiel-Piedra	120	25	0	0	120,13
<b>SUMA ATLÁNTICO</b>		<b>2575</b>	<b>50,29</b>	<b>0</b>	
Mediterránea Andaluza	591	529	22	44	31
Segura	542	575	86	228	153
Júcar	1502	1469	74	5	0
Ebro	7603	325	5	0	1
Fluviales Cataluña	533	434	7	22,7	79
<b>SUMA MEDITERRÁNEA</b>		<b>3332</b>	<b>194</b>	<b>299,70</b>	
Islas Baleares	10	171,22	24,29	12,83	0
Islas Canarias					
Gran Canaria	11	54,14	12,7	77,91	0
Fuerteventura	0	0	4,23	72,89	0
Lanzarote	1,56	0	0,65	19,33	0
Tenerife	0,92	157	11,13	18,26	0
La Palma	0	80,99	0	0,001	0
Gomera	2,18	6,43	0	0,002	0
Hierro	0	2,01	28,71	1,33	0
<b>SUMA CANARIAS</b>	<b>15,66</b>	<b>300,57</b>	<b>57,42</b>	<b>189,72</b>	<b>0</b>
Ceuta	0,45	0,53	0	8,3	0
Melilla	0,47	5	0	7,27	0
<b>SUMA TOTAL PORCENTAJE</b>	<b>21098,32 (72,74%)</b>	<b>6537,3 (22,54%)</b>	<b>300,28 (0,10%)</b>	<b>517,30 (1,78%)</b>	<b>550,27 (1,90%)</b>
<b>TOTAL PORCENTAJE</b>					<b>29003,47 (100%)</b>

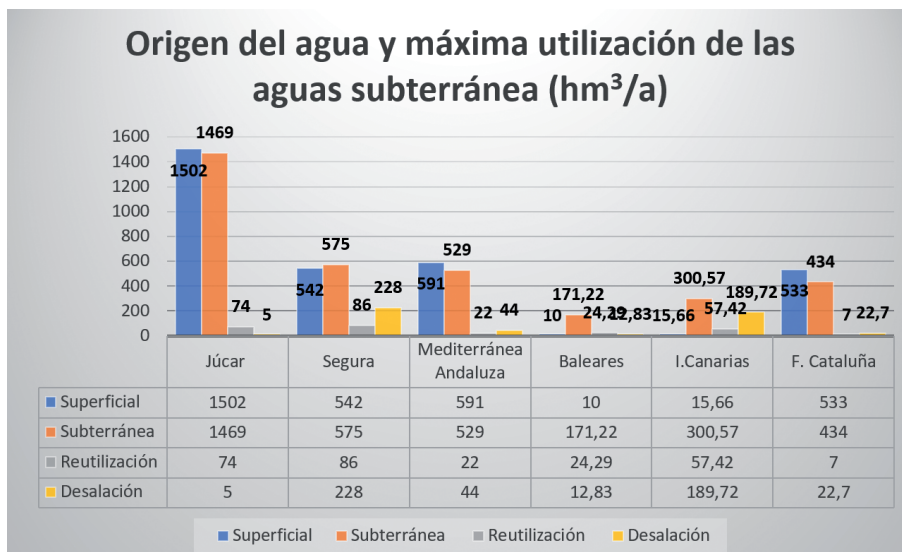


Fig. 5. Demarcaciones hidrográficas con un uso mayor del agua subterránea, y su comparación con las aguas superficiales. Destaca entre todas ellas la Cuenca hidrográfica del Júcar, con casi igual porcentaje una y otra

ministro de agua a más de 1800000 personas, y con el tiempo se superaron las 2500000 personas que no disponían de agua o que se completaron sus dotaciones, con un coste de 750 millones de pesetas (López-Geta y Fornés, 2013) (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados del Plan nacional de Abastecimiento Urbano (PANU)

Fases	Población abastecida	Número Sondeos realizados	Metros lineales sondeados	Caudal L/s	Inversión PTA
1.ª	1119223	130	23 100	4163,85	247356000
2.ª	313456	71	10059	1347,50	149696000
3.ª	334090	227	20758	1776,00	366878000
<b>Total</b>	<b>1766769</b>	<b>428</b>	<b>53917</b>	<b>7287,35</b>	<b>763930000</b>

Esa actividad siguió en numerosas provincias, especialmente en aquellas con mayor potencial de aguas subterráneas, realizando numerosos sondeos en provincias como Alicante, Albacete, Castellón, Murcia, Cuenca, Sevilla, Huelva, Granada, Jaén, Cádiz, Salamanca y León, entre otras (López-Geta y Fornés, 2013). Pendás (2005) propone que en Asturias se utilicen los acuíferos Devónicos y Carboníferos, como alternativa a los embalses y presas propuestas de Caleao, San Julián y San Isidro para el abastecimiento de la zona Central asturiana y Alto Aller, e igualmente aprovechar el acuífero de Gijón-Villaviciosa, con unos recursos de 1000 hm<sup>3</sup>.



TERCER ESCENARIO. SITUACIONES DE EMERGENCIA Y PERIODOS DE SEQUÍAS. Las aguas subterráneas no solo son fuente de suministro habitual, sino que en periodo de sequía están consideradas como un recurso estratégico. Estas han sido y seguirán siendo utilizadas en los periodos de sequía que se repetirán con cierta frecuencia y que se agudizarán de cumplirse las previsiones del Cambio Climático. Su papel, por poner un ejemplo, puede ser la sequía de 1992-1995, en la que se actuaron en numerosos lugares como en Granada capital (250000 hab.), con un consumo de 36,7 hm<sup>3</sup>/a, procedente de los embalses de Quetar y Canales. En esa sequía se construyó una batería de sondeos (14) en el acuífero de la Vega de Granada con una extracción para cubrir el déficit existente de 1,6 hm<sup>3</sup>/a. En esa misma sequía se actuó en la Bahía de Cádiz, donde se produjeron restricciones de casi 24 horas. Para subsanarlo se actuó en los acuíferos de la S.<sup>a</sup> de las Cabras, Sotillos, Arcos-Bornos o San Cristóbal, con una aportación al sistema que llegó al 100% en 1995 (Martín-Machuca, 2000). Las actuaciones del SGOP se centraron en la Costa del Sol y Campo de Gibraltar, con 25 sondeos, con un caudal aforado de 7103 L/s; en Jaén, con 350 L/s, y en la C. del Júcar con 60 sondeos, y un aforo de 300 L/s (Santafé, 2000).

Siguiendo la legislación *ad hoc*, las CC. HH. han desarrollado Planes de Sequía, como en las Cuencas del Segura y Júcar entre otras. El Segura dispone de Baterías Estratégicas de Sondeos (BES) en los acuíferos del Medio y Bajo Segura, y en el Anticlinal de Calasparra. La BES del Medio y Bajo del Segura tiene doble objetivo: incrementar la disponibilidad de recursos hídricos y cumplir una función ambiental al utilizar el río Segura como red de transporte del agua extraída, para mantener los caudales ecológicos, su flora y fauna en cauce y ribera, y consta de 25 sondeos. En la sequía de 2018, de la Vega Media se extrajeron 11,94 hm<sup>3</sup>, destinados 7,69 hm<sup>3</sup> al vertido al río y 4,25 hm<sup>3</sup> a las acequias (Urrea Mallebrera, 2019) (Fig. 6).

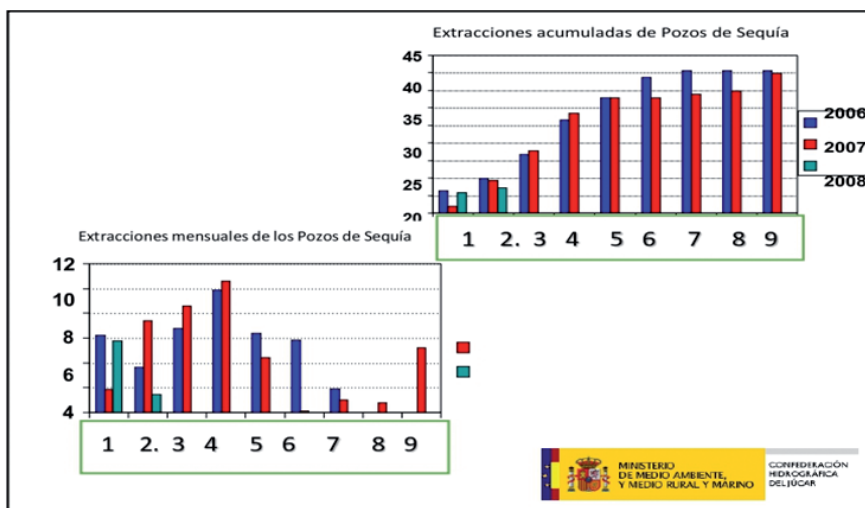


Fig. 6. Extracciones (izda.) y extracciones acumuladas (dcha.) en los años 2007, 2008 y 2009 (1: inicio-mayo; 2: junio; 3: julio; 4: agosto; 5: septiembre; 6: octubre; 7: noviembre-diciembre; 8: enero-febrero; 9: marzo-abril)

La BES del acuífero Anticlinal de Calasparra consta de 9 pozos, que permiten la extracción 31,9 hm<sup>3</sup>/a, que pueden verterse al Sistema Global de Explotaciones; en el periodo de 4 de abril a 21 de diciembre 2018 se explotaron de 18,41 hm<sup>3</sup>. En Júcar, la batería la forman 120 sondeos, que se utilizan para suministrar agua a algunas acequias, como Real del Júcar, Escalona, Carcaixent, Mayor de la Villa y Honor de Corbera, Sociedad de riegos de Culera y C. R. del Canal Júcar-Turía, a las que han suministrado en algunos meses más de 10 hm<sup>3</sup>/ mes, con una extracción acumulada de más de 40 hm<sup>3</sup>.

CUARTO ESCENARIO. UTILIZACIÓN PLANIFICADA DE LAS RESERVAS HÍDRICAS ALMACENADAS EN LOS ACUÍFEROS. El sistema opera en dos fases: la primera consiste en la explotación temporal de las reservas hídricas, con el consiguiente descenso de los niveles piezométricos; y la segunda, una vez finalizado el periodo de sequía, se procede a la recuperación del acuífero y niveles piezométricos aprovechando los periodos de lluvia más abundantes, juntamente con la recarga artificial de recursos excedentarios, si están disponibles. Esta tecnología está contrastada, conociéndose que el volumen de reservas de los acuíferos está estimado entre la cifra recogida en el libro *Las aguas subterráneas en España, presente y futuro* (ANIM, 1978), de unos de 300000 hm<sup>3</sup> a profundidades de hasta 75 m y las del libro *Las aguas subterráneas en España. Estudio de síntesis* (ITGE, 1989), que estima las reservas, hasta los 200 m, de unos 120000 hm<sup>3</sup>. Hay cierta discrepancia entre esas estimaciones, pero lo cierto es que las reservas de los acuíferos superan la capacidad de los embalses (algo más de 50000 hm<sup>3</sup>).

Hay experiencias importantes de utilizar las reservas de las aguas subterráneas para mejorar la garantía de suministro, como en Barcelona y Madrid con sus áreas metropolitanas. En Madrid capital y entorno, el sistema suministra agua a más de 6 millones de habitantes. Para ello dispone de una capacidad de embalse de 944 hm<sup>3</sup> (13 embalses), con varios azudes y trasvases, más 80 sondeos situados en el Campo de Torrelaguna con una producción de 9-12 hm<sup>3</sup>/a, y en el acuífero Detrítico de Madrid, con una producción de 75-90 hm<sup>3</sup>/a. La operatividad del sistema consiste en poner en funcionamiento los pozos durante el periodo de sequía, unos cuatro años como periodo más frecuente originando descenso de los niveles piezométricos, que se recuperan posteriormente en un tiempo parecido al de bombeo, hasta volver a bombear (Sánchez-Sánchez, *et al.*, 2003) (Fig. 7).

Este sistema también es operativo en Barcelona con una demanda superior a los 450 hm<sup>3</sup> anuales. Se abastece a partir de aguas superficiales (76%) y subterráneas (24%); las aguas subterráneas contribuyen a garantizar el abastecimiento público, apoyando a los embalses de las Cuencas del Ter y Llobregat en el ámbito denominado Aguas Ter-Llobregat (Ámbito ATLL).

QUINTO ESCENARIO. EXPLOTACIÓN MINERA DE LAS RESERVAS HÍDRICAS SUBTERRÁNEAS COMO RECURSO NO RENOVABLE. Las reservas subterráneas son muy importantes como se ha comentado, variando entre 120000 hm<sup>3</sup> y 300000 hm<sup>3</sup>, es decir entre dos y cinco veces la capacidad de embalse superficial. Esta explotación para abastecimiento urbano o regadío, origina en la mayoría de los casos importantes beneficios sociales y económicos, con un alto valor añadido. Esta operación crea descensos continuados de los niveles piezométricos, pudien-

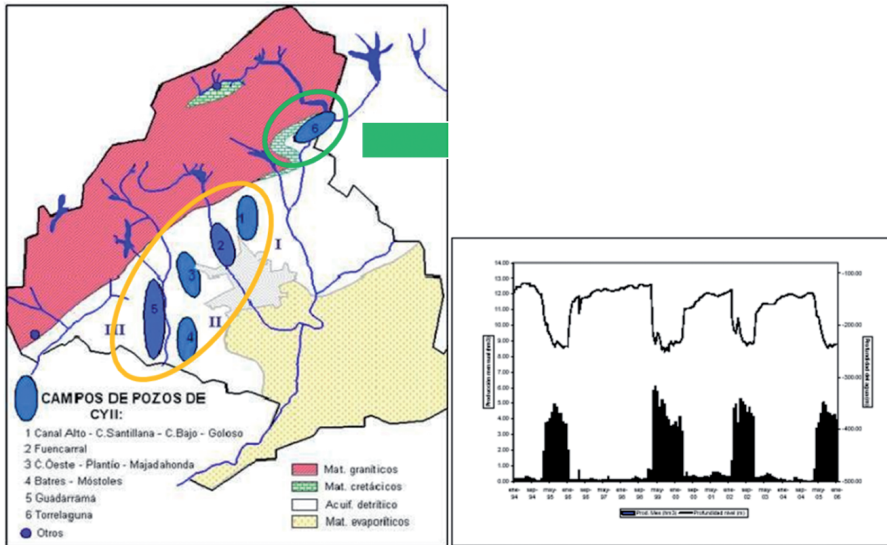


Fig. 7. Campos de sondeos en Torrelaguna y Detrítico de Madrid (izqda.); Variación de bombeos (barras) y nivel piezométrico (línea continua) (Sánchez-Sánchez et al., 2003)

do afectar a los ecosistemas naturales asociados (manantiales, etc.). Su recuperación a corto, medio o largo plazo no es fácil, al ser la recarga natural muy inferior a su explotación, e incluso dejando de bombear o incorporando mediante recarga artificial recursos procedentes de otras fuentes (De la Orden, 2005; Custodio, 1986; López-Geta y Murillo, 1993).

Esos casos son numerosos en el Altiplano murciano y en el Alto y Medio Vinalopó (Alicante). En la Tabla 8 se muestran algunos ejemplos de acuíferos, cuya recuperación, aun dejando de bombear, superarían los 10 años (DGOH-ITGE, 1997; García-Aróstegui et al., 2013).

Un ejemplo singular es la explotación de las reservas del acuífero de Crevillente, que dispone de un dispositivo formado por una galería Riegos de la Salud (conocida como *Galería de los Suizos*), con una longitud de 2360 m,

Tabla 8. Algunos ejemplos extraídos del catálogo de acuíferos problemas de sobreexplotación o salinización (DGOH-ITGE, 1997)

ACUÍFERO	K= Bombeo/recarga (MOPTMA-MINER, 1994)	(2) Recarga hm³/a	(1) Reservas vaciadas 1980-1995 hm³	Relación (1)/(2)
Ascoy-Sopalmo	11	2	531	265
Sierra de Carrascoy	7	1	88	88
Alto Guadalentín	3,5	18-25	887	42
Mazarrón	10	3,1	161	54
Sierra de Crevillente	7,5	2	200	100
Jumilla-Villena	5,5	15-18	172	10

una anchura entre 2,5 y 3 m, una altura de 3,5 m, pendiente en torno al 1 por mil, y en su interior 13 sondeos verticales, con una capacidad de bombeo que supera los 350 L/s (Andreu *et al.*, 2000 y Andreu *et al.*, 2019); en caso de dejar de bombear su recuperación superaría los 100 años (Fig. 8).

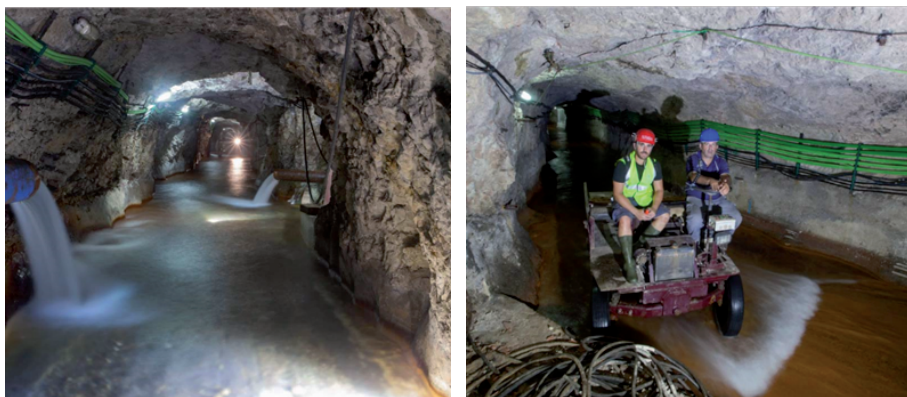


Fig. 8. Galería Los Suizos, con los sondeos bombeando en su interior para la explotación del acuífero de Crevillente (Foto: J. J. Rodes)

SEXTO ESCENARIO. EL ACUÍFERO COMO EMBALSE DE REGULACIÓN. Consiste en utilizar la capacidad de almacenamiento de los acuíferos, cuando parte esté vaciado y puedan rellenarse los huecos de las rocas con caudales externos, aprovechando momentos favorables de lluvia y de excedentes hídricos. Esta operación puede ser muy útil como ya se comentó en un apartado anterior para regular las aguas residuales y las aguas desaladas, en épocas de menos demanda.

SÉPTIMA ALTERNATIVA. APOYO AL MANTENIMIENTO DE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS. Los caudales ambientales circulantes por los ríos en ocasiones pueden disminuir, permaneciendo como máximo los «caudales base» (Rubio-Campos, 2016). En este contexto, los recursos y reservas hídricas subterráneas pueden contribuir a paliar ese problema mediante el bombeo desde sondeos estratégicamente situados en las zonas de cabecera de montaña de los ríos y su vertido directamente al cauce, consiguiendo un caudal mínimo circulante para mantener la vegetación de ribera, recargándose aguas abajo si hay algún acuífero conectado hidráulicamente (Gómez *et al.*, 2006), como se ha descrito en la Cuenca del Segura.

Algo similar se puede originar en los humedales como, los P. N. de Doñana, Tablas de Daimiel o Reserva Natural de la Laguna de Fuente Piedra, o la Albufera de Valencia, entre otros humedales.

EN EL P. N. DE DOÑANA, la inundación de las marismas puede desaparecer o disminuir al cesar las precipitaciones y las aportaciones superficiales. Esas zonas húmedas conocidas como *Lucios*, donde se desarrolla la vida acuática y la avifauna, pueden verse afectadas por esos periodos de bajas precipitaciones. Para remediar esa situación adversa, se construyeron en la Marisma, en los años 1972-1973, varios sondeos para bombear aguas salobres con el

objetivo de preservar los Lucios como el de Mari Lope, el Lobo o el Caño Travieso, y por tanto su fauna (Fig. 9).



*Fig. 9. Singularidades de la Marisma: «Ojo Vetallengua en las marismas» (izqda.); Sondeo del «Lucio del Lobo» para bombeo de aguas salobres a la zona inundada (dcha.) (Fotos: C. Mediovilla)*

LA RESERVA NATURAL DE LA LAGUNA DE FUENTE DE PIEDRA es otro ejemplo (López-Geta *et al.*, 2013). La laguna se seca periódicamente en su mayor parte, quedando algunas zonas inundadas en la laguna donde viven los polluelos de flamencos, hasta que puedan volar por sí mismos. Esas pequeñas zonas se mantienen bombeando aguas salobres del acuífero, desde sondeos disponibles para ese fin. La inundación puede alcanzar las 2 hectáreas (com. verbal M. Rendón) (Fig. 10).

LAS TABLAS DE DAIMIEL es un ecosistema muy sensible a la disminución de las lluvias; cuando sucede esto, se seca en gran parte, disminuyendo la avifauna y aumenta el riesgo de auto-incendio de las turberas. Para paliar esas situaciones adversas, se dispone de un dispositivo formado por 44 sondeos que pueden bombear hasta 32 hm<sup>3</sup>/a. En la sequía del periodo 2019-2020, se desecaron casi las 1750 ha del humedal, quedando reducido a unas 74 ha. Para remediar esa situación y crear zonas inundadas para mantener la flora y fauna de las Tablas, se puso en marcha el dispositivo disponible, con un bombeo de 3,5 hm<sup>3</sup> (P Periódico *La Lanza, Diario de La Mancha*) (Fig. 10), que se alargó desde el 16 de marzo al 27 de abril de 2020, suspendiéndose los bombeos, una vez inundadas 300 ha con el apoyo de algunas lluvias primaverales.



*Fig. 10. Las Tablas con zona inundada (izqda.); Laguna de Fuente de Piedra con capa de sal y zona inundada artificialmente de unas 2 ha (dcha.) (Foto M. Rendón)*

#### 4. CONCLUSIONES

Las aguas subterráneas pueden utilizarse en diversas formas y situaciones como alternativa muy favorable en situaciones de déficit estructural en el suministro de agua, de emergencia y periodos de sequías, por sus buenas condiciones técnicas, económicas y ambientales. Es un apoyo al mantenimiento de los ecosistemas acuáticos, aprovechando los recursos y reservas hídricas subterráneas. A esas alternativas se contribuye utilizando planificadamente las reservas hídricas almacenadas en los acuíferos, bien con una explotación minera de las reservas hídricas o utilizando el acuífero como embalse de regulación.

Para analizar la situación de las diferentes Vertientes, se han calculado tres indicadores, el primero expresa la relación aportación hídrica total/superficie de la Cuenca, que varía desde los 0,82 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> en la Vertiente Cantábrica, pasando por los 0,21 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> en la Atlántica y el mínimo de 0,19 hm<sup>3</sup>/km<sup>2</sup> en la Mediterránea; el segundo representa la relación entre la capacidad de embalses superficiales/aportación hídrica total, que en la Vertiente Cantábrica es de 0,03, en el Atlántico, de 0,68 y en el Mediterráneo de 0,41, observándose una baja regulación superficial en la Cuenca Cantábrica; y un tercer índice que relaciona el uso aguas subterráneas/escorrentía subterránea, que refleja la poca utilización de las aguas subterráneas en las diferentes vertientes, existiendo un margen importante para incrementar la utilización de este recurso: en la Cantábrica se utiliza el 2,55%; en la Atlántica el 18,30% y en la Mediterránea el 41,54%.

Las aguas residuales depuradas o regeneradas, son escasamente utilizadas, teniendo en cuenta su potencialidad; según la fuente de información disponible, la reutilización supone de media un 8,8%, con máxima utilización en la Comunidad Valencia y en la Región de Murcia, con 44,7% y 64,7%, respectivamente. Igualmente, las aguas desaladas, son una fuente de abastecimiento con gran potencial en España, esencialmente en las zonas costeras, por su proximidad al recurso fuente; su utilización puede estar condicionada a su coste económico para algunos usos. Para mejorar su regulación y gestión, se propone utilizar la capacidad de almacenamiento de los acuíferos.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AEAS, 2017. *Informe sobre aguas residuales en España*. Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento. Madrid, 24 p.
- Andreu, J.M, García, E., Pulido-Bosch, A., 2000. La explotación del acuífero de Crevillente mediante la Galería de los Suizos. *Congreso nacional de gestión del Agua en Cuencas deficitarias*, Orihuela, p. 57-62.
- Andreu, J. M, Rodes, J. J., Fernández, M., 2019. Las aguas subterráneas en España: Hacia la sostenibilidad del recurso. *Congreso nacional del Agua 2019; innovación y sostenibilidad. Temática: aguas superficiales y subterráneas*, p. 1229-1254.
- ANIM, 1978. *Las aguas subterráneas en España, presente y futuro*. Asociación Nacional de Ingenieros de Minas. Madrid, 235 p.
- Corominas, J., 2000. El papel económico de las aguas subterráneas en Andalucía. *Papeles de Aguas Subterráneas*, 8: 5-42.
- Custodio, E., 1986. *Recarga artificial de acuíferos. Avances y realizaciones*. Boletín Información y Estudios, 45. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (Servicio Geológico), 134 p.

- De la Orden, J. A., 2005. La recarga artificial en el Levante español. Experiencias en un acuífero costero con problemas de sobreexplotación e intrusión marina. López Geta, J.A., Pulido, A., Baquero, J.A. (Ed.), *Agua, minería y medioambiente. Libro homenaje al profesor Fernández Rubio*. IGME, Madrid, p. 459-466.
- DGOH-ITGE, 1997. *Catálogo de acuíferos con problemas de sobreexplotación o salinización*. Ministerio de Medioambiente, Dirección General de Obras Hidráulicas / Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid, 43 p.
- ESYRCE, 2019. *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos*. Informe sobre regadío en España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 51 p.
- García-Aróstegui, J. L., Senent, M., Martínez, D., Aragón, R., Rodríguez, T., Solís, L., Baudron, P., Hornero, J., 2013. La sobreexplotación de acuíferos. En: Senent, M., García-Aróstegui, J. L. (Coord.), *Sobreexplotación de Acuíferos en la Cuenca del Segura: Evaluación y Perspectivas*. Instituto Mediterráneo del Agua, Murcia, p. 65-133.
- Gómez, J. D., Murillo, J. M., Navarro, J. A., 2006. Aplicación de la gestión integral de aguas superficiales y subterráneas al mantenimiento de caudales ecológicos en cursos fluviales. Sistema de la Costa del Sol Occidental. En: *Las aguas subterráneas en los países mediterráneos*. Publicaciones del IGME, Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 17: 653-659.
- INE, 2016. Estadística de aguas potables y saneamiento en España 2008. XI Encuesta nacional, 94 p.
- ITGE, 1989. *Las aguas subterráneas en España. Estudio de Síntesis*. ITGE, Madrid, 591 p.
- López-Geta, J. A., 2000. Estrategia de utilización de las aguas subterráneas en el abastecimiento de poblaciones. En: *Jornadas técnicas sobre aguas subterráneas y abastecimiento urbano*. Instituto Geológico y Minero de España y Club del Agua Subterránea, Madrid, p. 21-31.
- López-Geta, J. A., Batlle, A., Castro, A., 2008. Estado cuantitativo de las aguas subterráneas en las comunidades autónomas de España. Hidrogeología y Recursos hídricos. *IX Simposio de Hidrogeología. Retos en la nueva planificación hidrológica*, p. 47-58.
- López-Geta, J. A., Fornés, J. M., Ramos, G., Villarroya, F. (Eds.), 2009. *Las aguas subterráneas. Un recurso natural del subsuelo*. 2.ª ed., Instituto Geológico y Minero de España y Fundación Marcelino Botín, Madrid, 94 p.
- López-Geta, J. A., Linares, L., Heredia, J., Ruiz, J. M., García de Domingo, A., Martos, S., 2013. Cuatro décadas de apoyo científico del IGME a la gestión hídrica de la Reserva Natural de la Laguna de Fuente Piedra. *X Simposio de Hidrogeología*, p. 835-848.
- López-Geta J. A., Fornés, J. M., 2013. *Cien Años de Hidrogeología en España: 1900-2000*. IGME, 831 p.
- López-Geta, J. A., Murillo, J. M., 1993. Recarga de acuíferos y reutilización de recursos. En: *Las aguas subterráneas. Importancia y perspectiva*. Instituto Tecnológico Geominero de España y Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Madrid, p. 235-252.
- López-Geta, J.A., Navarro, J.A., Sesmero, K., 2004. La utilización de los embalses subterráneos en la regulación de los recursos hídricos. *Industria y Minería*, 357: 15-22.
- Martín-Machuca, M., 2000. Aguas subterráneas y abastecimiento en Andalucía. *Jornadas técnicas sobre aguas subterráneas y abastecimiento urbano*. Instituto Geológico y Minero de España y Club del Agua Subterránea, Madrid, p. 55-63.
- MITECO, 2018. Síntesis de los Planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021). Ministerio para la Transición Ecológica, 171 p.

- MITECO, 2019. Informe de seguimiento de los Planes hidrológicos de Cuenca y de los recursos hídricos en España. Estado a 2017. Ministerio para la Transición Ecológica, 161 p.
- MOPTMA-MINER, 1994. *Libro Blanco de las Aguas Subterráneas*. Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medioambiente y Ministerio de Industria y Energía, Madrid, 135 p.
- Murillo, J. M., López-Geta, J. A., 2005. *Gestión Integrada de recursos hídricos*. Algunas actualizaciones realizadas en España. Disponible online: [www.medioambienteonline.com](http://www.medioambienteonline.com).
- Pendás, F., 2005. Los embalses subterráneos en la gestión del agua. *Libro de Actas de la Jornada 'El agua en Asturias'*.
- Ramos, G., Sánchez-Guzmán, J., 2005. Inyección profunda de salmuera procedente de la industria de aceituna de mesa. En: López-Geta, Rubio-Campos y Martín-Machuca (Eds.), *VI Simposio del Agua en Andalucía*. IGME, Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 14 (Tomo II): 891-902.
- Rubio-Campos, J. C., 2016. Consideraciones sobre la importancia de la geología y la hidrogeología en la génesis y conservación de zonas húmedas, en 45 años del Convenio Ramsar: su importancia en la Conservación y gestión de humedales. Disponible online: <http://www.clubdelaguasubterranea.org/actividadesrealizadas/>
- Rueda-Rubio, B., 2019. Abastecimiento de una ciudad mediana en exclusiva subterránea: el caso de Castellón. *Jornada sobre «Estrategia de utilización de las aguas subterráneas como garantía del abastecimiento en periodos de sequía y escasez en grandes núcleos urbanos, mancomunidades y consorcios»*. Disponible online: <http://www.clubdelaguasubterranea.org/actividadesrealizadas/>
- Sánchez-Sánchez, E., Muñoz, A., Iglesias, J. A., Cabrera, E., 2003. Explotación de los acuíferos para el abastecimiento urbano de la Comunidad de Madrid: situación actual y futura. En: *El agua y la ciudad sostenible: hidrogeología urbana*. Instituto Geológico y Minero de España, Serie: Hidrogeología y aguas subterráneas, 11, p. 169-179.
- Santafé, J. M., 2000. Actuaciones de emergencia durante la pasada sequía basada en aguas subterráneas. En: *Jornadas técnicas sobre aguas subterráneas y abastecimiento urbano*. Instituto Geológico y Minero de España y Club del Agua Subterránea, p. 31-39.
- Sevillano, J., 2020. Datos mensuales de 294 estaciones meteorológicas. Disponible online: <https://javiersevillano.es/f-Clima-DatosMensuales.php>
- Urrea, M., 2019. Las aguas subterráneas en los Planes de sequía. Infraestructura y mantenimiento. Coste económico implicado. La experiencia de la Cuenca del Segura. *Jornada sobre «Estrategia de utilización de las aguas subterráneas como garantía del abastecimiento en periodos de sequía y escasez en grandes núcleos urbanos, mancomunidades y consorcios»*. Disponible online: <http://www.clubdelaguasubterranea.org/actividadesrealizadas/>





# COMPORTAMIENTO DEL AGUA DE MINA EN INSTALACIONES GEOTÉRMICAS: ANÁLISIS DE UN CASO PARTICULAR

*Covadonga Loredó Martínez*

Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales, Universidad de Oviedo,  
España

## RESUMEN

Tras su clausura, un sistema minero puede, bajo determinadas condiciones, convertirse en una fuente de energía renovable. Especialmente interesante es el caso de las minas inundadas, que precisan de bombeo para mantener cotas seguras. Para la utilización como recurso geotérmico de los huecos mineros es necesario garantizar un caudal, temperatura y calidad del agua que anega las labores.

El pozo Barredo es un buen ejemplo de las posibilidades de la geotermia asociada al agua de mina. El agua bombeada de este pozo alimenta a instalaciones geotérmicas del campus universitario y del hospital de Mieres, entre otros.

En las siguientes páginas se describe el recurso geotérmico del pozo Barredo, así como las diferentes instalaciones geotérmicas a las que alimenta. Estudiando el caso específico de la instalación del campus de Mieres, se analiza cómo se comporta el agua en los elementos de la instalación y como este comportamiento influye en el rendimiento del sistema geotérmico asociado.

La formación de precipitados en los elementos recorridos por el agua de mina es una de las problemáticas inherentes a la tecnología presentada y el sistema estudiado no está exento de esta problemática. En este estudio se propone una metodología para inhibir la formación de precipitados en los elementos de una instalación recorrida por agua de mina y se evalúa su eficiencia mediante ensayos de laboratorio aplicados al caso de Barredo.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las labores mineras subterráneas clausuradas y frecuentemente inundadas pueden tener una segunda vida, como fuente de energía geotérmica (Banks, 2016; Patsa *et al.*, 2015; Preene y Younger, 2014; Toth y Bobok, 2017).

Para aprovechar la energía almacenada en el agua subterránea debe existir un caudal suficiente, con una temperatura constante y una calidad aceptable para su uso industrial. Un ejemplo de esta nueva utilización de las minas es el sistema Barredo-Figaredo, en la Cuenca Carbonífera Central de Asturias (CCC, Fig. 1). Se trata de dos minas interconectadas, mantenidas por la compañía minera Hunosa y situadas en las inmediaciones de la ciudad de Mieres.



Fig. 1. Localización del sistema Barredo - Figaredo (mod. de Loredo et al. 2017b)

La minería subterránea en el pozo Barredo se desarrolló entre los años 1926 y 1993, alcanzando una profundidad total de 362 m repartida en cinco plantas. Figaredo, formado por los pozos San Vicente y San Inocencio, se mantuvo activo hasta 2007, alcanzando una profundidad máxima de unos 600 m (Loredo *et al.*, 2017b). Ambas minas están conectadas a través de galerías y comparten macizo rocoso.

En el año 2008, tras el cese de la actividad en Figaredo, el bombeo hidráulico que mantenía secas las labores mineras cesó, y un año más tarde los huecos mineros de ambas minas se encontraban inundados y de nuevo requiriendo de bombeo. En 2014 comenzó el aprovechamiento geotérmico del agua de estas minas.

Para la aplicación geotérmica son especialmente interesantes los huecos mineros subterráneos que tras su clausura requieren de un bombeo perpetuo, ya que esta nueva utilización del recurso da valor al coste eterno que de otra manera supondría la extracción del agua.

El de Barredo es un sistema geotérmico de muy baja entalpía, donde el aprovechamiento se realiza mediante bombas de calor (Lara *et al.*, 2018). Se trata de máquinas diseñadas para transferir la energía térmica de un foco frío (agua de mina) a un foco caliente (edificio a climatizar). Esto es posible gra-

cias a los ciclos de evaporación y condensación de un fluido refrigerante (ASHRAE, 2012).

## 2. CARACTERIZACIÓN DEL RECURSO: TEMPERATURA - VOLUMEN - CALIDAD

El agua de mina se bombea desde el pozo de Barredo a una temperatura superior a 22 °C. Según los perfiles térmicos medidos por Hunosa dentro de este pozo, las secciones superiores muestran variaciones estacionales de temperatura, mientras que la temperatura es más estable en la parte inferior de la mina. La Fig. 2 recopila datos de 14 perfiles térmicos medidos en Barredo entre los años 2014 y 2016 (representados en color naranja) y de 9 perfiles medidos entre los años 2015 y 2016 en Figaredo (en verde). Las líneas discontinuas representan los valores medios de temperatura a cada altitud y las líneas continuas que se encuentran a izquierda y derecha de la media, los valores mínimo y máximo en cada cota.

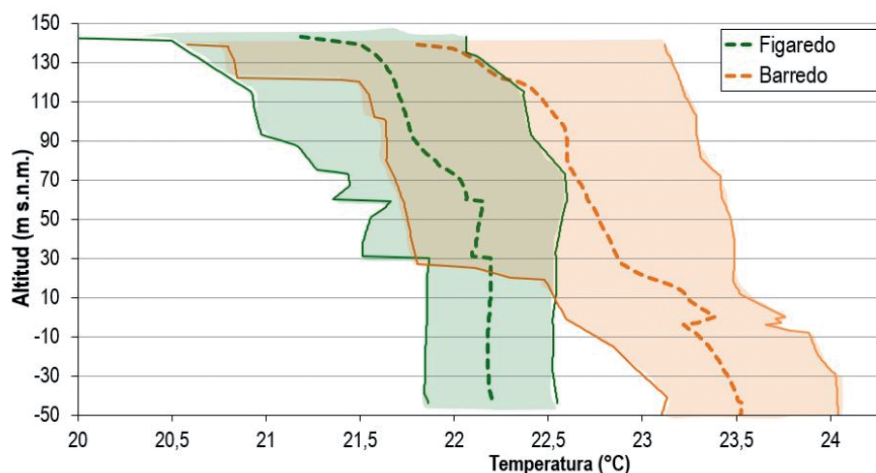


Fig. 2. Perfiles térmicos Barredo-Figaredo según datos cedidos por Hunosa

El volumen del acuífero formado en estas minas representa la capacidad disponible de almacenamiento de agua. Este es calculado en Loredó (2017), a partir de la crónica de lluvia y los niveles de llenado de los huecos, mediante la herramienta informática TEMPO (Corbier y Durst, 2011) desarrollada por el BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières). El volumen de huecos disponibles hasta la cota de inundación alcanzada en el periodo simulado (+150 m s. n. m.) es de 5,8 Hm<sup>3</sup>, aunque el volumen total del embalse es superior, estimándose en 7,3 Hm<sup>3</sup>.

Las características fisicoquímicas de un agua de mina dependen de la procedencia del agua, de las propiedades del macizo rocoso subterráneo que la alberga y de los cambios que el agua haya podido sufrir durante su circulación por las labores mineras y una vez extraída del sistema. En Barredo-Fi-

garedo, las muestras tomadas antes y después de la inundación de la mina revelan que se trata de un agua bicarbonatada sódica. Sin embargo, durante el periodo de inundación (2008-2009) el agua se categorizaba como sulfatada cálcico-sódica.

La Fig. 3 muestra la evolución del contenido en hierro y sulfatos del agua de Barredo desde el año 2005 hasta 2016. En la gráfica se observa como el contenido de ambos iones experimentó un marcado aumento durante la inundación de la mina. Este efecto corresponde al lavado de los productos de oxidación de los sulfuros (fundamentalmente pirita) presentes en las paredes de las galería y frentes de la mina, que se generaron cuando los huecos de la misma estaban expuestos al oxígeno del aire (previo a la inundación de las minas). Con la reanudación del bombeo, estas concentraciones experimentaron un declive gradual, lo que indica la recuperación de la calidad del agua hasta alcanzar los niveles previos a la inundación en un periodo de unos 6 años en el caso del sistema Barredo-Figaredo.

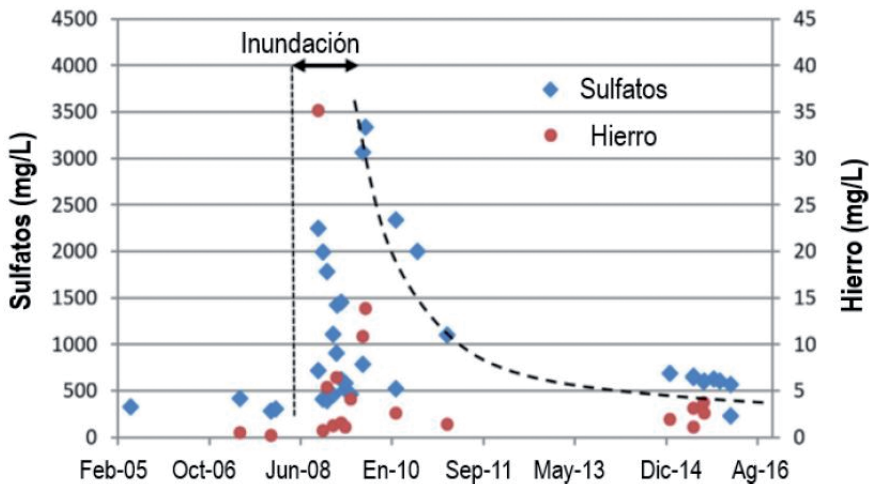


Fig. 3. Evolución temporal de los contenidos de sulfatos y hierro en el agua de Barredo-Figaredo (mod. de Loredo et al., 2017b)

### 3. DESCRIPCIÓN DE LOS SISTEMA GEOTÉRMICOS DEL CAMPUS DE MIERES

El agua de Barredo es bombeada al exterior por cuatro bombas hidráulicas. Una vez extraída del sistema minero, el agua se reparte entre: intercambiadores de carcasas y tubos, tubería que desvía el agua hacia el edificio de investigación y descarga al río Caudal mediante una tubería de descarga.

Un 20% del agua bombeada del pozo Barredo alimenta a los sistemas geotérmicos que se describen a continuación:

- Hospital Álvarez Buylla.
  - Edificio de la Fundación Asturiana de la Energía (FAEN).
  - Edificio de investigación del Campus de Mieres, Universidad de Oviedo.
- Se trata de tres instalaciones geotérmicas, todas ellas en configuración de lazo abierto sin reinyección (Loredo *et al.*, 2016).

### 3.1. Instalación Geotérmica del Hospital Álvarez Buylla

En la instalación del Hospital Álvarez Buylla el calor del agua de mina es transferido a un circuito cerrado de agua «limpia» (en contraposición al agua de mina) por medio de los intercambiadores de carcasa y tubos que se encuentran en la base del pozo Barredo. Este circuito de agua «limpia» recorre los 2 km que separan al pozo Barredo del hospital.

El sistema geotérmico del Hospital Álvarez Buylla cuenta con tres bombas de calor, que suman un total de unos 3 MW de potencia térmica, y permiten suministrar calefacción y refrigeración simultáneamente al hospital. La instalación cuenta con un diseño de circuitos que prioriza la transferencia del calor en exceso de las zonas que requieren refrigeración hacia las zonas que demandan calefacción, empleando el agua de mina como soporte cuando las demandas de calor y frío son diferentes. Gracias a la eficiencia de este sistema se consiguen valores de COP en torno a 6.

### 3.2. Instalación Geotérmica de la Fundación Asturiana de Energía

La instalación geotérmica de la Fundación Asturiana de Energía (FAEN) comparte el intercambiador de carcasa y tubos con el sistema del hospital; sin embargo, la distancia que ha de recorrer el circuito de agua «limpia» es menor ya que este edificio se encuentra a escasos 50 m del pozo Barredo. La bomba de calor geotérmica instalada en este caso tiene una potencia máxima de 100 kW térmicos y es capaz de calefactar o refrigerar según necesidad, con un COP medio de 4,5.

### 3.3. Instalación del Edificio de Investigación del Campus de Mieres

La instalación del Edificio de Investigación del Campus de Mieres se diferencia de los dos casos anteriores dado que la transferencia de calor del agua de mina al agua «limpia» no se produce en las inmediaciones del pozo, si no dentro del propio edificio a climatizar. Así, tras el colector de las bombas hidráulicas, una tubería desvía una parte del caudal hacia el edificio de investigación situado a 300 m.

El agua de mina es conducida por gravedad desde el pozo Barredo hasta el primario del intercambiador de calor de placas donde tras ceder energía térmica al circuito cerrado de agua «limpia» (circuito de recirculación) es vertida al río Caudal por gravedad.

El agua de recirculación circula por el secundario del intercambiador de calor, recuperando el calor cedido por el agua de mina y transfiriéndolo al evaporador de las dos bombas de calor (Fig. 4). El sistema geotérmico del Campus de Mieres cuenta con dos bombas de calor con una potencia térmica de 352 kW cada una.

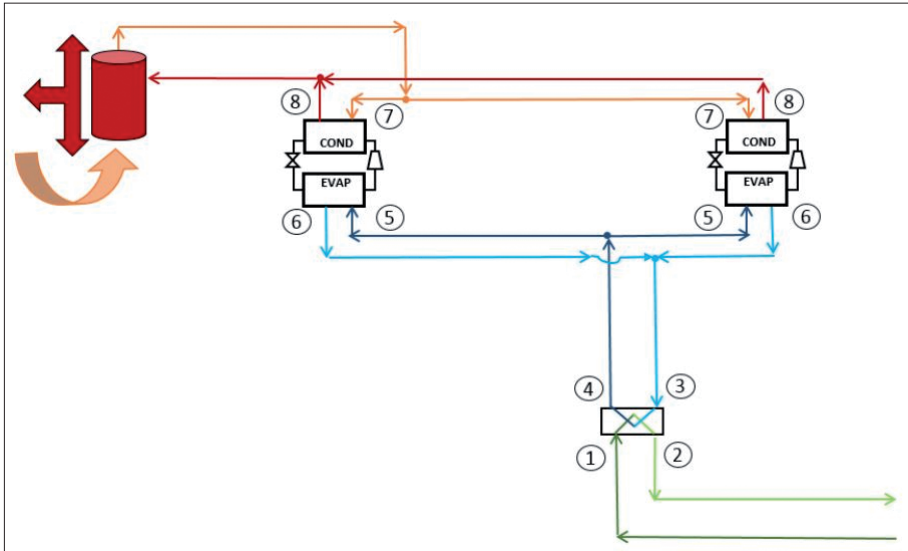


Fig. 4. Esquema de la instalación geotérmica Campus de Mieres

En 2019, en una segunda fase del proyecto de aprovechamiento del agua de Barredo-Figaredo se amplía el servicio dado hasta ahora al edificio científico-tecnológico del campus universitario y crea nuevos sistemas en el Instituto de Enseñanza Secundaria Bernaldo de Quirós y en 248 viviendas de la Mayacina, en el centro urbano de Mieres (Interempresas Web). De esta manera la de Barredo – Figaredo se convierte en la mayor red de calor geotérmica de España sumando una potencia total instalada de 6MW térmicos ([www.aulahunosa.es](http://www.aulahunosa.es)).

#### 4. EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LA CALIDAD DEL AGUA DE MINA EN EL SISTEMA GEOTÉRMICO DEL CAMPUS DE MIERES

El *clogging* o reducción de la sección de paso en los elementos de un sistema debido a la precipitación de sólidos contenidos en el fluido circulante, es un conocido problema en los sistemas de transferencia de calor. Este fenómeno afecta a la operación del sistema de dos maneras (Awad, 2011):

- Disminuyendo la efectividad del intercambio de calor, dado que los materiales acumulados tienen una conductividad menor a la del intercambiador por lo que aumentan la resistencia a la transferencia de calor.
- Causando una caída de presión en el equipo debido a la reducción de la sección de paso del fluido.

En la instalación geotérmica del campus de Mieres se ha observado *clogging* por precipitados de hierro, u ocre en intercambiadores de calor (Fig. 5) y filtros.

Tras su análisis se evidencia que los depósitos encontrados en el intercambiador de calor del Campus de Mieres se componen principalmente de oxi-hidróxidos de hierro amorfos (Loredo *et al.*, 2017a). Para estudiar cómo



Fig. 5. Placa de intercambiador de calor en el Campus de Mieres. Izqda.: lado afectado por precipitados de hierro, dcha.: lado no afectado

estos depósitos influyen en el rendimiento de la instalación geotérmica asociada, se representan los siguientes datos en la Fig. 6:

- Temperatura del agua de mina a la entrada de la instalación geotérmica (verde oscuro), correspondiente al punto 1 de la Fig. 4.
- Temperatura del agua de mina a la salida de la instalación geotérmica (verde claro), correspondiente al punto 2 de la Fig. 4.

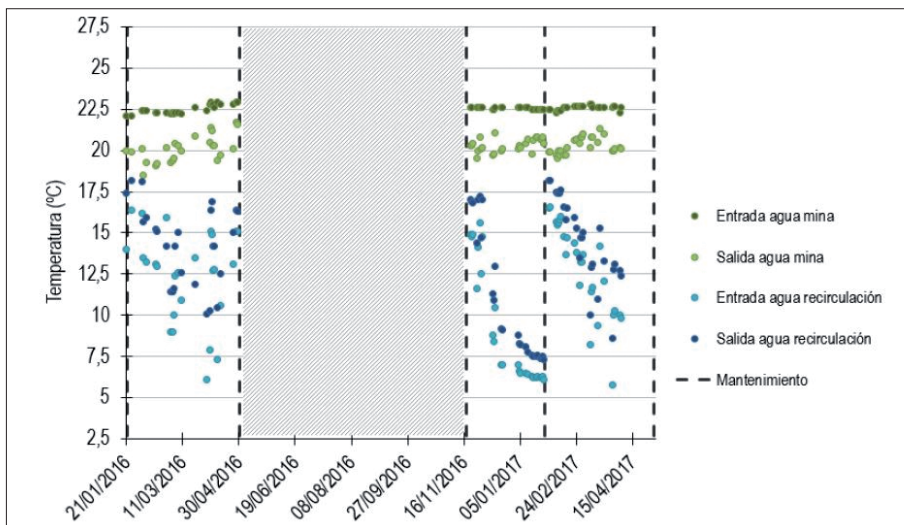


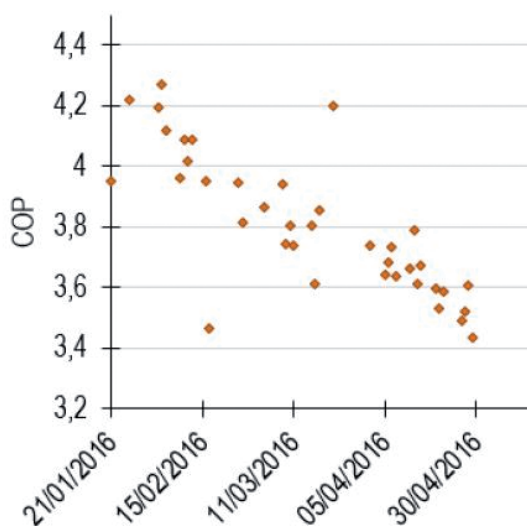
Fig. 6. Temperaturas en entradas y salidas de principal y secundario en intercambiador de calor Campus de Mieres



- Temperatura del agua de recirculación retorno evaporador (azul claro), correspondiente al punto 3 de la Fig. 4.
- Temperatura del agua de recirculación hacia evaporador (azul oscuro), correspondiente al punto 4 de la Fig. 4.

De la Fig. 6 se desprende la estabilidad térmica del agua de mina a la entrada del intercambiador (puntos verde oscuro). A pesar de esta estabilidad, se observa que en el agua de recirculación de entrada al evaporador (azul oscuro), las temperaturas decrecen. Esto se debe a la formación de clogging en el intercambiador (Fig. 5) donde confluyen el agua de mina (lado sucio) y el agua de recirculación (lado «limpio»). Los mantenimientos llevados a cabo en los periodos señalados, se representan mediante líneas discontinuas.

La formación de clogging provoca un empeoramiento del intercambio de calor, que se visualiza tanto en la bajada de la temperatura de entrada a la bomba de calor (Fig. 6), como en el COP (*Coefficient Of Performance*) o rendimiento de la bomba de calor cuya evolución temporal se observa en la Fig. 7.



Una vez fuera del sistema subterráneo, se deberá continuar evitando la oxigenación del agua, con el objeto de evitar que el hierro (II) disuelto en el agua de mina se oxide a hierro (III), menos soluble y susceptible de formar precipitados.

La precipitación de compuestos de hierro favorecidos por la aireación se puede observar en el salto de agua de Barredo en su vertido al río Caudal. Se trata del mismo efecto buscado en las balsas de aireación para limpieza de vertidos mineros, diseñadas para, mediante cascadas, forzar la precipitación de los minerales presentes en el agua de mina y de esta manera mejorar su calidad.

Tras el bombeo, la manera más sencilla de disminuir el efecto del clogging será realizar una filtración adecuada del agua, previa a su entrada en el sistema geotérmico para eliminar las partículas que viajen en el agua de mina. Además, se debe evitar la oxigenación de los elementos de la instalación geotérmica: una manera efectiva de llevar esto a cabo es presurizar la instalación, además de prestar atención a parámetros como el pH, Eh o la temperatura del agua que pueden influir en el proceso.

Una vez que el clogging (depósitos de hierro) aparece en los elementos de una instalación, este puede ser revertido por medio de agentes reductores. Estos agentes actúan eliminando el oxígeno disuelto residual presente en el agua para luego reducir el hierro (III) a hierro (II), aumentando así la solubilidad del hierro (Dudeney *et al.*, 2003).

En esta tarea el ditionito de sodio (hidrosulfito de sodio,  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$ ) ha demostrado su efectividad, aplicado al mantenimiento de sistemas de micro-riego (Fig. 8), frente a otras sustancias químicas como el ácido cítrico o el ácido sulfúrico (Obreza *et al.*, 2011). Además, el ditionito de sodio cuenta con la ventaja sobre estos ácidos de no ser corrosivo.

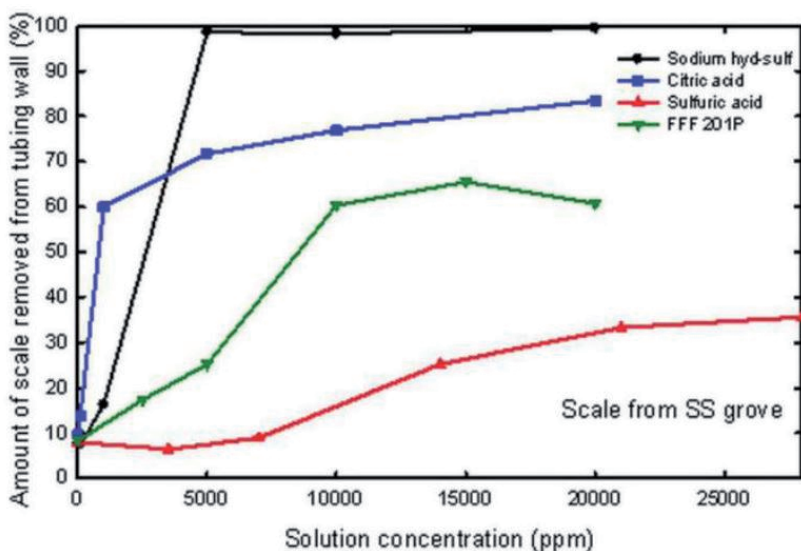
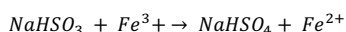
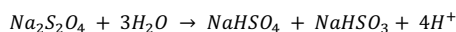


Fig. 8. Comparación de la efectividad de diversos agentes en la eliminación de depósitos de hierro en tuberías

El ditionito de sodio es una sal inorgánica que constituye un agente reductor fuerte y reactivo. En contacto con el agua este agente desencadena unas reacciones que terminan reduciendo el insoluble hierro férrico en hierro ferroso (soluble en agua):



En el laboratorio se estudia si la adición de ditionito de sodio puede evitar la precipitación del hierro disuelto en el agua de Barredo-Figaredo. Para ello, se preparan cuatro matraces con agua de mina dopada con ditionito sódico en diferentes concentraciones: 100 mg/L, 75 mg/L, 50 mg/L y 25 mg/L, más un quinto matraz conteniendo agua de mina sin dopar.

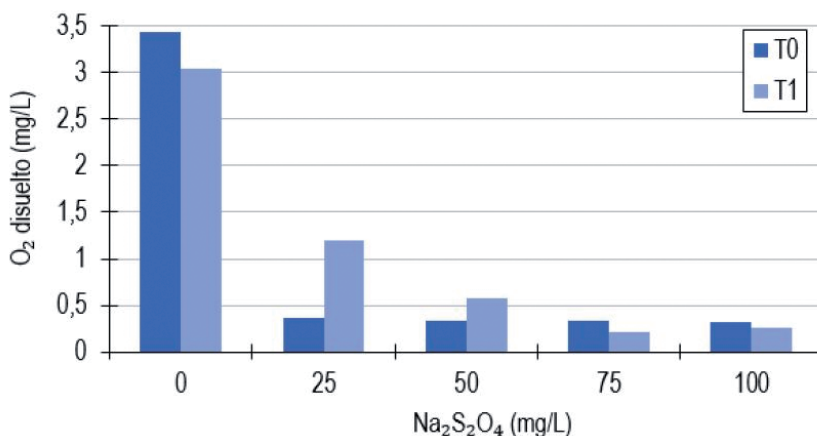


Fig. 9. Comparación de la efectividad de distintas concentraciones de  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$  en la eliminación de depósitos de hierro en tuberías

Tras la adición del agente se mide el oxígeno disuelto (momento  $t_0$ ) y posteriormente las muestras son cubiertas con una capa de plástico para evitar su contacto con el oxígeno atmosférico. Un mes después el oxígeno disuelto contenido en las muestras vuelve a medirse (instante  $t_1$ ).

En la Fig. 9 se observa cómo para  $t_0$  el contenido en oxígeno disuelto pasa de unos 3,5 mg/L en el agua de mina sin dopar a unos 0,3 mg/L en todas las muestras dopadas independientemente de la cantidad de ditionito sódico añadido.

Un mes después ( $t_1$ ), se observa como en las muestras con menores concentraciones de agente (25 y 50 mg/L) el contenido en oxígeno disuelto que había disminuido tras la adición de ditionito sódico, aumenta de nuevo, aunque hasta valores muy inferiores de los iniciales. Sin embargo, para las muestras de agua de mina dopadas con 75 y 100 mg/L de ditionito sódico, se observa cómo tras un mes, la concentración de  $\text{O}_2$  disuelto no solo se mantiene, sino que disminuye ligeramente.

## 6. CONCLUSION

El agua de Barredo-Figaredo es utilizada como fuente de energía geotérmica en diversas instalaciones en la ciudad de Mieres. El volumen del reservorio creado en los huecos mineros se estima en 7 Hm<sup>3</sup>; el agua fluye a la superficie a 22,5 °C. Se trata de un agua de tipo bicarbonatada sódica, con contenidos en hierro.

La calidad del agua de Barredo-Figaredo empeoró tras la clausura e inundación de las labores mineras, recuperando la calidad del agua a niveles previos a la inundación en un periodo de unos 6 años.

Tras el análisis del comportamiento del agua en uno de los sistemas geotérmicos a los que alimenta, se demuestra una relación directa entre la formación de precipitados de óxidos de hierro y el empeoramiento del rendimiento energético de la instalación.

Para evitar la formación de precipitados de deben mantener unas adecuadas condiciones de estanqueidad en los sistemas recorridos por el agua de mina, además del filtrado del agua y control de parámetros de influencia en el proceso.

Una vez que ocurre la formación de precipitados de hierro, esta puede revertirse mediante el uso de agentes reductores. En concreto, el ditionito de sodio muestra su eficacia en ensayos de laboratorio con agua de Barredo-Figaredo. La cantidad óptima de agente a añadir según los ensayos realizados es de unos 50 mg/L.

Prevenir o limitar la formación de precipitados en los elementos recorridos por el agua de mina permite mejorar el rendimiento de las instalaciones geotérmicas asociadas.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASHRAE, 2012. *Handbook - Heating, Ventilating, and Air-Conditioning Systems and Equipment*. American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc. (Ed.), 916 p.
- Aula Hunosa web. [Online]. Disponible: <http://www.aulahunosa.es/>
- Awad, M. M., 2011. Fouling of heat transfer surfaces. En: Belmiloudi, P. A. (Ed.), *Heat Transfer -Theoretical Analysis, Experimental Investigations and Industrial Systems*. IntechOpen, p. 505-542.
- Banks, D., 2016. Making the red one green - renewable heat from abandoned flooded mines. *Proceedings of the 2016 Irish IAH Chapter Annual Conference*, Tullamore, Ireland, p. 1-9.
- Banks, D., Younger, P. L., Arnesen, R. T., Iversen, E. R., Banks, S. B., 1997. Mine-water chemistry: The good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, 32 (3): 157-174.
- Corbier, P., Durst, P., 2011. Projet Water And Territories Application au bassin versant de la Pimpine. Approche de modélisation TEMPO. BRGM/RP-60385-FR. Disponible on-line: <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-60385-FR.pdf>
- Dudeny, B., Demin, O., Tarasova, I., 2003. Control of ochreous deposits in mine water treatment. *Land Contamination & Reclamation*, 11(2): 259-266.
- Interempresas Web. [Online]. Disponible online: <https://www.interempresas.net/Instaladores/Articulos/245867-District-Heating-geotermicos-en-Mieres-y-Langreo.html>

- Lara, L. M., Hernández, A., Viesca, J. L., 2018. Valorización energética del agua de mina. *Cuadernos de Energía*, 55: 69-77.
- Loredo, C., 2017. *Evaluación del Potencial Energético y Optimización de Sistemas Geotérmicos de muy Baja Entalpía Asociados a Agua de Mina*. Tesis doctoral inédita. Universidad de Oviedo, España, 250 p.
- Loredo, C., Banks, D., Roqueñí, N., 2017a. Evaluation of analytical models for heat transfer in mine tunnels. *Geothermics*, 69: 153-164.
- Loredo, C., Ordóñez, A., Garcia-Ordiales, E., Álvarez, R., Roqueñí, N., Cienfuegos, P., Peña, A., Burnside, N.M., 2017b. Hydrochemical characterization of a mine water geothermal energy resource in NW Spain. *Science of The Total Environment*, 576: 59-69.
- Loredo, C., Roqueñí, N., Ordóñez, A., 2016. Modelling flow and heat transfer in flooded mines for geothermal energy use: A review. *International Journal of Coal Geology*, 164: 115-122
- Obreza, T., Hanlon, E., Zekri, M., 2011. Dealing with Iron and Other MicroIrrigation Plugging Problems. *SL 265*, Institute of Food and Agricultural Sciences, Universidad de Florida, 8 p.
- Patsa, E., Zyl, D. Van, Zarrouk, S.J., Arianpoo, N., 2015. Geothermal Energy in Mining Developments : Synergies and Opportunities Throughout a Mine Operational Life Cycle. *Proceedings of the World Geothermal Congress 2015*, p. 1-14.
- Preene, M., Younger, P. L., 2014. Can you take the heat? – Geothermal energy in mining. *Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy, Section A: Mining Technology*, 123(2): 107-118.
- Toth, A., Bobok, E., 2017. A prospective geothermal potential of an abandoned copper mine. En: *Flow and heat transfer in geothermal systems*, Ed. Elsevier, p. 363-376.

# **UNA TECNOLOGÍA PARA REDUCIR LAS EMISIONES: EL ALMACENAMIENTO GEOLÓGICO DE CO<sub>2</sub>**

*Roberto Martínez Orío y Paula Fernández-Canteli*

Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, España

## **RESUMEN**

Las emisiones de origen antrópico de los llamados Gases de Efecto Invernadero (*Greenhouse Gases*) se han identificado como uno de los causantes directos del calentamiento global del que se deriva el Cambio Climático. Desde mediados de la primera década del siglo, el Instituto Geológico y Minero de España viene contribuyendo al desarrollo de la investigación de almacenes geológicos de CO<sub>2</sub>, cuya finalidad es la utilización del espacio subterráneo para almacenar, de forma permanente, el dióxido de carbono generado en las grandes fuentes de emisión. Los escenarios para la transición energética diseñados por la Comisión Europea, así como por diversos organismos internacionales como el IPCC (Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático) reflejan, con diversos grados de incidencia, que el empleo de estas tecnologías será imprescindible en las próximas décadas para cumplir los objetivos de reducción de emisiones, manteniendo una alta capacidad industrial que garantice los niveles de prosperidad y desarrollo de los que ahora disfrutamos. En este sentido, a través de los sucesivos Programas Marco de Investigación (6<sup>th</sup> and 7<sup>th</sup> Framework Programme, Horizon 2020 Programme), la Comisión Europea ha financiado diversos proyectos de desarrollo tecnológico, con el objetivo de garantizar la viabilidad técnica, económica, social y ambiental del almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub>. Pese a ello, y tras una primera etapa esperanzadora, en España no se ha mantenido constante el apoyo por parte de la Administración a esta tecnología, siendo soslayada en los últimos documentos estratégicos sobre la mitigación del Cambio Climático, poniendo en jaque el futuro a medio plazo de algunos sectores clave de la industria española.

## **1. INTRODUCCIÓN**

En 1991, el estado noruego impuso a ciertas actividades industriales una tasa de 205 NOK (coronas noruegas), unos 35 dólares al cambio de enton-

ces, por cada tonelada de CO<sub>2</sub> que fuera emitida a la atmósfera. La empresa pública Statoil (hoy Equinor) operaba entonces el campo de gas Sleipner, una de las actividades afectadas por dicha tasa, donde el gas producido contenía un 20% en volumen de dióxido de carbono. Hasta ese momento, la práctica habitual era tratar el gas en la misma plataforma mediante un proceso industrial de adsorción con aminas, separando el CO<sub>2</sub> —que era emitido directamente a la atmósfera— y enviando el gas natural tratado a tierra firme para su comercialización. Ante la situación creada por el nuevo impuesto, Statoil decidió explorar una vía alternativa al pago directo, inyectando el CO<sub>2</sub> separado en una formación geológica profunda con objeto de evitar su difusión en la atmósfera y la tasa impositiva. Durante el Proyecto JOULE (3<sup>rd</sup> Framework Programme, 1993-1995), se demostró la viabilidad técnica y económica del proyecto, por lo que en 1996 se inició la inyección de 1 millón de toneladas de CO<sub>2</sub> al año. La tecnología de captura y almacenamiento de carbono (CCS en literatura anglosajona) había nacido.

En 2020, Equinor sigue operando Sleipner al mismo ritmo que planteó desde su inicio. El fin de las operaciones, previsto originalmente para 2021 y actualmente extendido a 2024, no se deberá a un problema técnico en el almacén ni a un agotamiento de la capacidad de almacenamiento de CO<sub>2</sub>, sino al abandono del campo de gas. Desde el inicio se han desarrollado proyectos de investigación (SACS, CO2Store, CASTOR...) para comprobar el comportamiento del CO<sub>2</sub> inyectado en el subsuelo, valorar las herramientas de seguimiento y control, validar los modelos de funcionamiento de la roca de sello, prever la microsismicidad inducida en el terreno... Sleipner ha demostrado la viabilidad de almacenar CO<sub>2</sub> a gran escala en el subsuelo, así como la capacidad de monitorizar desde superficie los fenómenos físico-químicos que regulan su comportamiento.

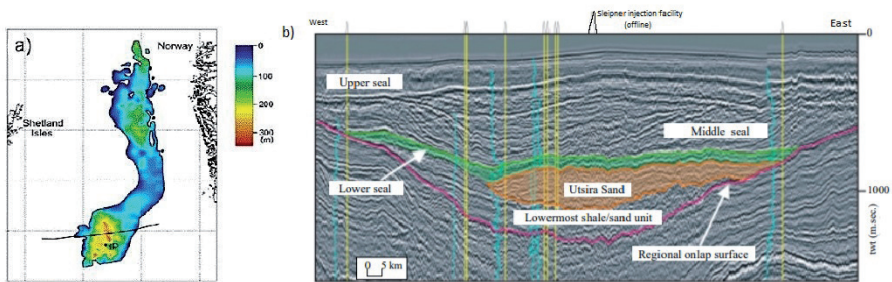


Fig. 1. Extensión en planta (a) y sobre sección sísmica (b) de la formación Utsira, donde se almacena el CO<sub>2</sub> capturado en Sleipner (Furre et al., 2017)

Desde principios del siglo XXI, los sucesivos informes del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) contemplan la tecnología CCS como una de las principales opciones de reducción de las emisiones de CO<sub>2</sub> necesarias para estabilizar la concentración atmosférica de este gas y evitar un incremento excesivo de la temperatura global. Aunque, en un principio, se estimó que la aplicación fundamental de esta nueva tecnología sería en centrales térmicas de generación eléctrica mediante carbón —llegando a ser

considerada la herramienta que permitiría la conservación de la actividad minera del carbón en las cuencas españolas y europeas—, la crisis económica de 2008 y sus consecuencias han cambiado esta perspectiva debido a la prácticamente total desaparición del carbón de los «mix» energéticos europeos. Sin embargo, y al contrario de lo que se podría pensar, esta situación no ha dado lugar a una limitación en la importancia de la tecnología de captura y almacenamiento ya que es y será esencial para reducir drásticamente las emisiones de las centrales de generación eléctrica mediante gas natural, y de algunos sectores industriales en los que la producción de CO<sub>2</sub> es inherente a los procesos productivos (cemento, amoníaco, acero...).

Es importante tener en cuenta que las tecnologías CCS son una de las medidas propuestas para la reducción de las emisiones, y que por sí sola no es suficiente, siendo necesaria una estrategia a corto, medio y largo plazo en la que se combinen las tecnologías CCS con la reducción de las emisiones desde el foco, la eficiencia energética, el cambio a energías renovables y nuevos usos del CO<sub>2</sub>, entre otras. Dicho de otro modo: una estrategia que no tenga en cuenta las tecnologías CCS no permitirá alcanzar los objetivos establecidos para frenar el cambio climático, al omitir una de las herramientas básicas propuestas.

En su último informe de 2019, el IPCC asume que, para cumplir los objetivos de emisiones propuestos para este siglo, desde hoy hasta 2100 deben capturarse y almacenarse alrededor de 1200 Gt de CO<sub>2</sub>. En Europa, la Comisión Europea estima que en 2050 deben estar almacenándose anualmente entre 80 y 300 Mt de CO<sub>2</sub> para cumplir los objetivos de limitar el incremento de temperatura global a 1,5 °C.

## **2. PRINCIPIOS DEL ALMACENAMIENTO GEOLÓGICO DE CO<sub>2</sub>**

El almacenamiento geológico es la etapa final de un proceso tecnológico que se inicia con la captura y separación del dióxido de carbono de la corriente de gases generada en una gran instalación de generación eléctrica o de producción industrial. El CO<sub>2</sub> capturado es, posteriormente, transportado (mediante tuberías o buques, por ejemplo), hasta un emplazamiento previamente seleccionado en el que el CO<sub>2</sub> se inyectará, a través de uno o varios pozos, en una formación geológica que debe cumplir una serie de características imprescindibles. El CO<sub>2</sub> quedará confinado, de forma permanente, en dicha formación geológica.

### **2.1. Condiciones del almacenamiento geológico**

Dado que el objetivo fundamental de todo el proceso es el confinamiento permanente del CO<sub>2</sub>, el emplazamiento seleccionado para el almacenamiento debe de asegurar que este no escapará de la formación geológica almacén hacia formaciones superiores en las que puede haber otros recursos geológicos (principalmente, agua dulce) o hacia la superficie, lo que convertiría el proceso en ineficaz. Teniendo en cuenta que el dióxido de carbono tenderá a fluir hacia los espacios de menor presión, es imprescindible que la formación almacén se encuentre «taponada» por otra formación que evite la migración del fluido y, por tanto, asegure su confinamiento. Dicha formación es conocida como sello y, típicamente, será una formación arcillosa o margosa.



Para asegurar la eficiencia del almacenamiento y que da respuesta a los grandes volúmenes de emisiones que se producen en las fuentes estacionarias, es necesario que la formación almacén asegure dos condiciones; por una parte, que su capacidad de almacenamiento sea suficiente para todo el volumen necesario y, por otra, que sea suficientemente permeable al  $\text{CO}_2$  como para que el ritmo de inyección sea similar al de emisión. Para cumplir el primer objetivo, la roca almacén debe tener una porosidad lo más alta posible y para cumplir el segundo, esa porosidad debe estar conectada y ser efectiva.

Adicionalmente, en este punto se debe valorar una de las peculiaridades del  $\text{CO}_2$  como fluido, y es su comportamiento ante incrementos de presión y temperatura. En condiciones normales, 1 tonelada de  $\text{CO}_2$  ocupa un volumen superior a los  $500 \text{ m}^3$ , por lo que el almacenamiento de millones de toneladas requeriría en superficie de espacios enormes. Sin embargo, cuando alcanza presiones del entorno de los 70 bares y temperaturas superiores a  $30^\circ\text{C}$ , la densidad del  $\text{CO}_2$  aumenta notablemente, ocupando la misma tonelada alrededor de  $1,4 \text{ m}^3$ . En estas condiciones, una formación con un 20% de porosidad efectiva, podría almacenar 1 tonelada de  $\text{CO}_2$  en  $7 \text{ m}^3$  de roca. Cabe añadir que, en esas condiciones de presión y temperatura, el dióxido de carbono conserva una viscosidad similar a la de las condiciones normales. Por tanto, si el almacén geológico se encuentra en dichas condiciones de presión y temperatura, el  $\text{CO}_2$  presentará una densidad similar a la de un líquido, lo que reduce la necesidad de volumen de almacenamiento, pero conservará una viscosidad similar a la de un gas, por lo que se difundirá fácilmente en la roca almacén, facilitando la permeabilidad del medio al fluido. A este estado se le denomina estado supercrítico (Figura 2). Por este motivo, los almacenes geológicos de  $\text{CO}_2$  se buscan a una profundidad mínima de 800 metros, que asegura que se alcancen las condiciones supercríticas para el almacenamiento.

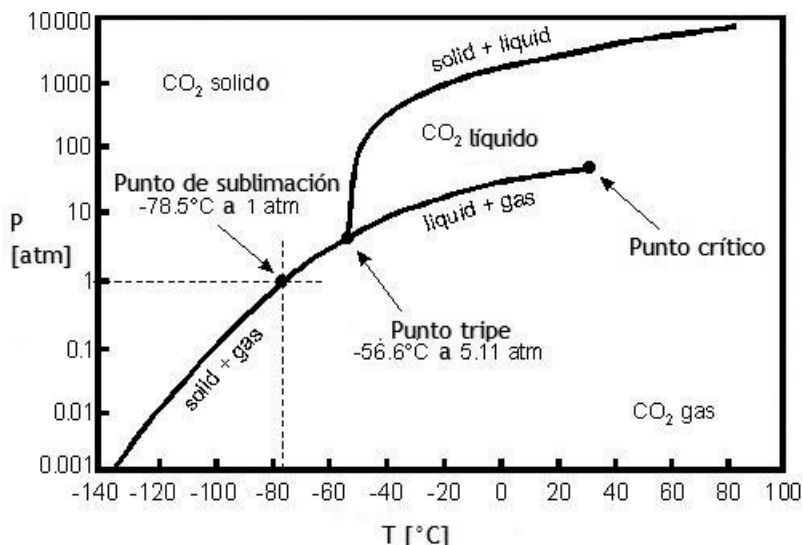


Fig. 2. Diagrama de fases del  $\text{CO}_2$  (Jaime-Muñoz et al., 2015)

## 2.2. Tipos de almacén geológico

Por la experiencia previa disponible, especialmente la procedente del sector del petróleo y el gas, se consideran, esencialmente, tres tipos de formación geológica adecuados para el almacenamiento geológico profundo:

Yacimientos de hidrocarburos agotados o en vías de agotamiento. En aquellos yacimientos en los que ha existido una producción histórica de petróleo, gas o ambos, se tiene la seguridad de que la propia naturaleza ha sido capaz de almacenar, durante millones de años, fluidos en la roca almacén taponada por un sello y también que la citada roca almacén tiene una permeabilidad suficiente como para permitir que los hidrocarburos se hayan extraído mediante pozos. En campos muy maduros se corre el riesgo de que los propios pozos de explotación de hidrocarburos, que pueden ser muy abundantes y algunos antiguos, sirvan de vías de fuga para el CO<sub>2</sub>, por lo que se requiere de un sellado efectivo para dichos pozos y verificar su integridad.

Capas de carbón profundas. A partir de ciertas profundidades, el carbón no es objeto de minería, ya que las técnicas son demasiado complejas o costosas y la explotación no es rentable, teniendo en cuenta que el carbón más superficial es abundante y que su consumo, al menos en Europa, está en retroceso. El carbón es un material muy poroso, aunque poco permeable, y como tal tiene más afinidad por el CO<sub>2</sub> que por otros gases que se encuentran de manera natural en el seno de las capas, como el metano o los óxidos de nitrógeno. En este tipo de almacén se da la particularidad de que la misma roca almacén ejerce como sello, pero presenta la dificultad de trabajar en una formación poco permeable que puede requerir de técnicas de fractura hidráulica para incrementar artificialmente dicha permeabilidad. En el caso de España, además, las capas de carbón suelen ser poco potentes y presentar buzamientos que dificultan la operación, por lo que, en general, se las considera de menor interés.

Acuíferos salinos profundos. Se trata de formaciones geológicas similares a las que albergan los yacimientos de hidrocarburos, pero cuyos sistemas porosos se encuentran rellenos de agua salada. Son más abundantes que los otros tipos de almacén, y su capacidad estimada puede ser superior en dos o más órdenes de magnitud. Sin embargo, al haber carecido históricamente de interés económico, el grado de conocimiento que se dispone de sus estructuras subterráneas es mucho menor y, por tanto, mayor su riesgo exploratorio. Son la opción más viable en países con escasez de recursos petroleros, como es España.

## 2.3. El almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> a escala global

A la fecha (junio 2020), hasta 59 instalaciones a gran escala se encuentran realizando diferentes operaciones de captura y almacenamiento de CO<sub>2</sub>, de las cuales 21 se encuentran en un régimen de funcionamiento normal, con una capacidad de almacenamiento de 43 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> al año, mientras que otras 3 se encuentran en una fase avanzada de construcción. Europa, que en su momento fue pionera en esta tecnología a través del mencionado campo de Sleipner y la posterior apertura de Snohvit, también en Noruega, ha cedido el paso a otros grandes actores globales, como Esta-

dos Unidos, China o Australia, que ahora lideran el desarrollo tecnológico y la implementación a escala industrial.

Si en una primera etapa los proyectos surgieron de forma aislada y sin un patrón claro de ubicación, en los últimos años se está imponiendo una idea de despliegue de la tecnología centrada en los principales nodos industriales del mundo (Figura 3), en los que los proyectos se beneficiarían de las sinergias entre las instalaciones de gran emisión, que tienden a ubicarse en un entorno cercano. Esta aproximación (*hubs and clusters* en literatura anglosajona), donde las industrias emisoras comparten infraestructuras de transporte y almacenamiento con la consiguiente reducción de costes, se relaciona con la idea expuesta previamente de que las tecnologías de captura y almacenamiento de CO<sub>2</sub> pueden ser una solución óptima para la descarbonización de diferentes procesos industriales en los que la emisión de CO<sub>2</sub> es inherente a la obtención del producto final.

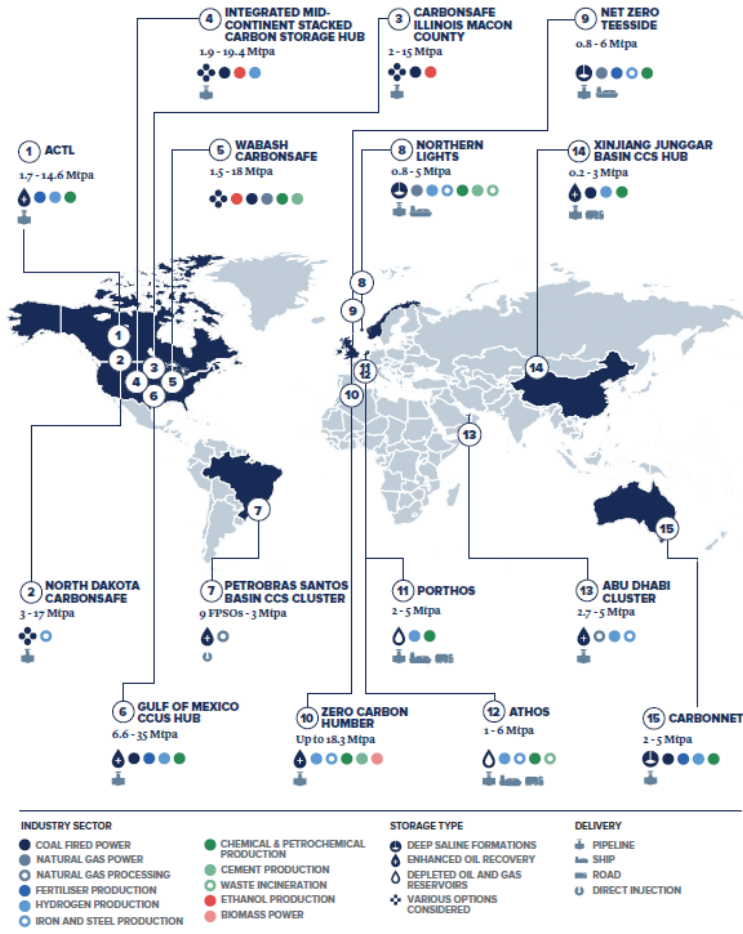


Fig. 3. Principales hubs and clusters definidos a escala global (Global CCS Institute, 2019)

Es razonable preguntarse si existe una capacidad de almacenamiento suficiente como para responder a los objetivos de reducción de emisiones que se plantean a escala global. Las últimas estimaciones oscilan entre las 5000 y las 30000 Gt (Tabla 1) de capacidad con distintos intervalos de confianza, si bien el potencial por explorar sigue siendo enorme.

Tabla 1. Capacidad de almacenamiento en el mundo (Global CCS Institute, 2019)

<b>País - Región</b>	<b>Capacidad (Gt)</b>	<b>Grado de fiabilidad</b>
Estados Unidos	2000 - 21000	Alto
Europa (Mar del Norte)	200	Alto
Europa (resto)	300	Alto
China	1200 - 4100	Medio
Canadá	200 - 430	Medio
Australia	220 - 410	Medio
Brasil	2000	Bajo
Resto del mundo	550 - 600	Medio - Bajo

### 3. EL ALMACENAMIENTO GEOLÓGICO DE CO<sub>2</sub> EN ESPAÑA

En los años 2003 y 2004, el Instituto Geológico y Minero de España y la empresa ELCOGAS S. A. realizaron el primer estudio del potencial de almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> en España (Proyecto ALCO2, Programa PROFIT, Ministerio de Ciencia y Tecnología), localizado en el entorno de la central que la citada empresa operaba en Puertollano (Ciudad Real). Desde entonces, la investigación de la capacidad de almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub> en España ha atravesado distintas etapas, que podemos resumir en 3:

#### 3.1. Despegue y expansión (2003 - 2011)

Al citado estudio llevado a cabo por IGME y ELCOGAS, siguieron varios proyectos de investigación, orientados en dos objetivos principales; en primer lugar, identificar y cuantificar el potencial de almacenamiento en el subsuelo del territorio español y, en segundo, desarrollar la investigación e innovación tecnológica que permitiera demostrar la viabilidad técnica de la operación de almacenamiento.

En el primero de los objetivos, el IGME desarrolla varias iniciativas para mejorar el conocimiento del potencial de almacenamiento en España. Entre 2006 y 2008, se desarrolla el Proyecto GeoCapacity, financiado por la Comisión Europea, que permite una primera evaluación del potencial de almacenamiento en España, teniendo en cuenta los acuíferos salinos y las capas de carbón (Figura 4). Posteriormente, con la financiación del Ministerio de Industria, Comercio y Turismo, desarrolla un plan integral de identificación y evaluación del potencial de almacenamiento geológico en España (Plan ALGECO2), que es, aún hoy, el principal punto de referencia sobre la capacidad de almacenamiento del país.

Para la investigación y la innovación, el Gobierno español decidió la creación de la Fundación Ciudad de la Energía (CIUDEN), en estrecha colaboración con CIEMAT, cuya sede central se ubicó, y aún permanece, en Ponferrada. Además de otros objetivos en tecnologías de captura y transporte, CIUDEN ideó y

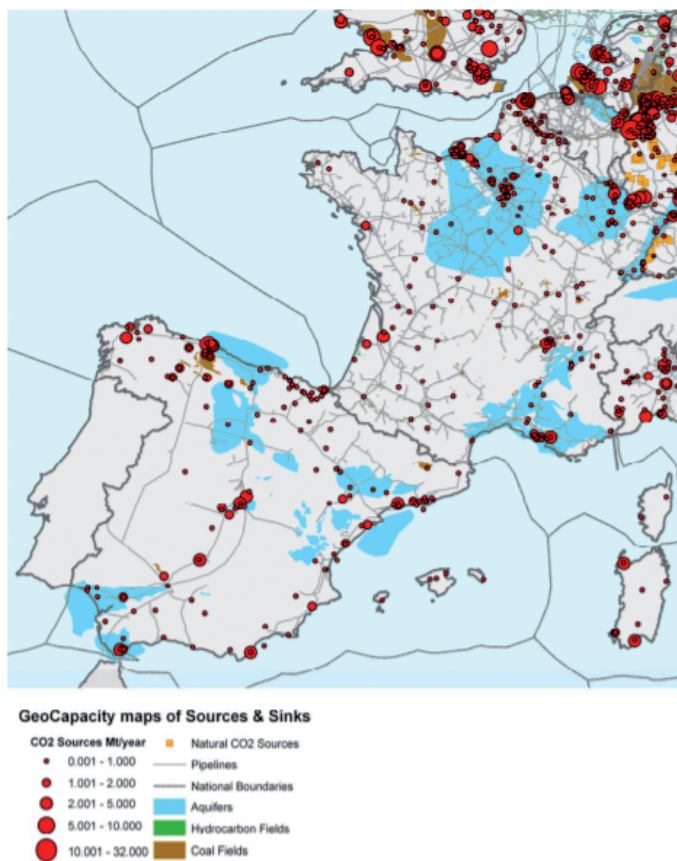


Fig. 4. Detalle del Sistema de Información Geográfica de GeoCapacity en la Zona Suroeste de Europa (Vangkilde-Pedersen et al., 2009)

desarrolló la Planta de Desarrollo Tecnológico (PDT) de Hontomín, en Burgos, que se proyectó como un ambicioso desarrollo con tres perforaciones con técnica petrolera y un gran centro de interpretación. Sin embargo, su desarrollo final se vería truncado, como se verá posteriormente.

Estas iniciativas debían converger en un gran proyecto de demostración industrial de la tecnología, que bajo el nombre provisional de OXYCFB300, debió desarrollar la empresa eléctrica ENDESA, y que tuvo un intenso programa de exploración en la provincia de León para localizar un almacén viable para el CO<sub>2</sub> que habría de capturarse en la central de Compostilla (Ponferrada). A pesar de ello, cuando en 2010 se llegó al punto en que había de decidirse la inversión en el proyecto de demostración, el proyecto fue hibernado por diversas circunstancias, la principal de ellas el bajo precio del CO<sub>2</sub> en el mercado de emisiones.

Es imprescindible señalar otros dos hitos en este periodo; por una parte, la creación en 2006 de la Plataforma Tecnológica Española del CO<sub>2</sub> (PTE-

CO<sub>2</sub>), que ha agrupado desde entonces a los principales actores públicos y privados en el desarrollo de las tecnologías CCS en España y, por otro, la aprobación de la Ley 40/2010, de 29 de diciembre, de almacenamiento de dióxido de carbono, como trasposición a la legislación española de la correspondiente Directiva Europea, sentando las bases para un futuro desarrollo de un sistema de almacenes geológicos en España.

### 3.2. Parón y declive (2011 – 2018)

La crisis de 2008 y su posterior, y grave, recesión, supusieron un notable parón en el desarrollo de la investigación sobre almacenamiento geológico. Las empresas del sector eléctrico vieron disminuir drásticamente el precio de los derechos de emisión, lo que alejó los umbrales de rentabilidad de las tecnologías. Las penalizaciones a la generación con carbón y la incertidumbre sobre su viabilidad en el futuro acabaron descartando los proyectos relacionados con las centrales térmicas. La PDT de Hontomín se redimensionó hacia un proyecto menos ambicioso, aunque más realista con las nuevas condiciones de mercado, apostando por la perforación con tecnología minera para reducir los costes de operación y una reorientación de los métodos de monitoreo para reducir los costes, iniciando finalmente las operaciones de inyección a finales de 2015 a una escala muy reducida.

El Plan ALGECO2, que se había proyectado con una fase final que incluía la perforación de algunos pozos de exploración en estructuras seleccionadas fue también reducido, quedando en una segunda fase que se centró en la modelización estática y dinámica de las estructuras más prometedoras seleccionadas en la primera fase, así como la edición del primer *Atlas español de estructuras de almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub>* (Suárez, 2014)

Entre los pocos aspectos positivos de esta etapa, cabe señalar la participación de IGME y CIEMAT en el Proyecto COMET (2010 – 2013), financiado por la Comisión Europea para el estudio de una red integrada de transporte y almacenamiento de CO<sub>2</sub> en España, Portugal y Marruecos, y que supuso un primer paso hacia el enfoque de *hubs and clusters* que se impondría poco después. Adicionalmente, y a través también de la financiación europea en el Proyecto CGS Europe (2011 – 2013), IGME y CIUDEN se incorporaron a la red de excelencia europea CO<sub>2</sub>GeoNet, que es, hoy en día, el principal referente independiente de expertos científicos en Europa sobre esta materia.

Durante estos años, la Comisión Europea decide reorientar la investigación en Europa sobre este tema, e incide en la necesidad de desarrollar proyectos piloto de pequeña escala para demostrar la viabilidad del almacenamiento en la zona continental (*onshore*). CIUDEN, CIEMAT e IGME, a través de CO<sub>2</sub>GeoNet, se implican en el Proyecto ENOS (2016 – 2020), cuyo objetivo coincide con esta nueva política de la Comisión.

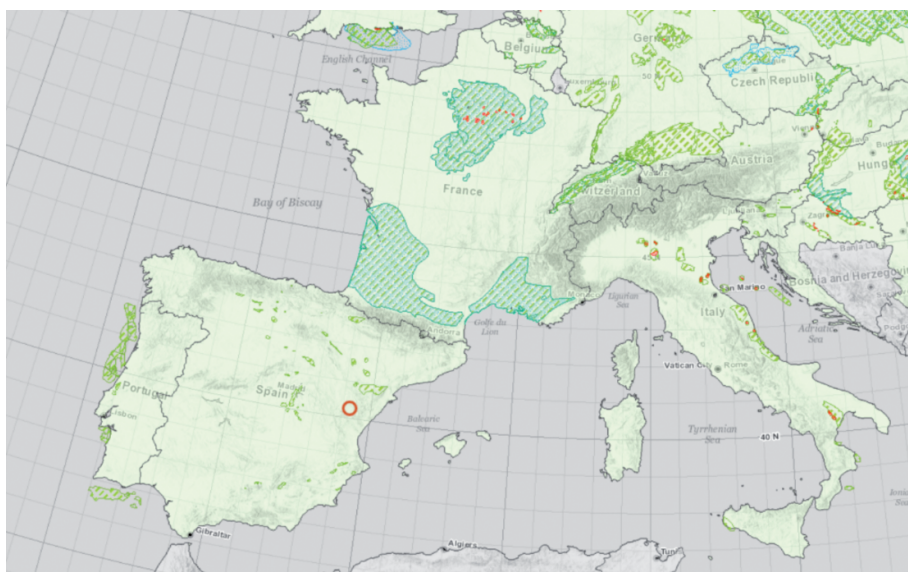
### 3.3. Lento resurgimiento (2019 - ¿?)

Los avances conseguidos en los proyectos antes mencionados y la lenta evolución positiva del precio del CO<sub>2</sub> en los mercados de emisión fueron, poco a poco, reactivando el interés por las tecnologías CCS. La adopción de los ambiciosos objetivos climáticos de la cumbre de París (COP-21, 2015) por

parte de la Unión Europea hacen necesario contar con todas las tecnologías disponibles en la reducción de las emisiones de los sectores regulados.

El enfoque de *hubs and clusters* se plasma en el Proyecto Strategy CCUS (2019 – 2021), en el que participan IGME y CIEMAT, cuyo objetivo es definir planes estratégicos para el desarrollo de tecnologías CCUS en el sur y este de Europa a corto, medio y largo plazo. Para ello, se han propuesto 8 regiones preferentes de 7 países, seleccionadas por la presencia de industrias emisoras de CO<sub>2</sub>, existencia de transporte, potencial para utilización de CO<sub>2</sub> e identificación de almacenes geológicos. Dichos planes estratégicos se desarrollarán en primer término a nivel local, basado en organización tipo clúster para, posteriormente, evaluar la posibilidad de establecer corredores transeuropeos creando una red de CO<sub>2</sub> similar a la del Mar del Norte.

En este periodo, se ha hecho pública, por parte del Joint Research Council, JRC, la primera base de datos europea de almacenamiento geológico de CO<sub>2</sub>, basada en el Proyecto CO2Stop, y que por fin está disponible como un atlas interactivo, a través de la Infraestructura Europea de Datos Geológicos (EGDI), gestionada por la Asociación de Servicios Geológicos Europeos, Euro-GeoSurveys.



*Fig. 5. Detalle del Sistema de Información Geográfica de la base de datos europea basada en CO2STOP (EGDI, 2020)*

En el plano legislativo y político, los Acuerdos de París han traído como consecuencia una serie de obligaciones para los estados miembros de la UE, como es la redacción de estrategias nacionales frente al Cambio Climático, que deben traducirse en planes específicos para la transición energética y la adaptación al Cambio Climático. En este momento, España se encuentra en un estado avanzado de desarrollo de estos instrumentos, habiendo definido un nuevo Marco Estratégico sobre clima y energía (2021 – 2030), y remitido

a la Comisión Europea el borrador de Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC), y a las Cortes Generales el anteproyecto de Ley de Cambio Climático y Transición Energética. Aunque el PNIEC contempla la captura y almacenamiento de CO<sub>2</sub> como una vía para la reducción de las emisiones de los sectores industriales y de generación eléctrica, no hay un desarrollo sobre su potencial de aplicación, ni se valora como tal en un anteproyecto de ley que no presenta regulaciones específicas de descarbonización para los sectores industriales, pese a que son responsables del 17% de las emisiones nacionales en 2019.

#### **4. CONCLUSIONES**

En definitiva, las tecnologías de captura y almacenamiento de CO<sub>2</sub> están implantándose a escala mundial, aunque con diferentes ritmos según la región. Pese a que Europa fue pionera en el desarrollo de las tecnologías, hoy en día Estados Unidos, China y Australia concentran los proyectos de mayor envergadura. Los escenarios de los distintos organismos internacionales, desde la Agencia Internacional de la Energía, el Panel Intergubernamental de Cambio Climático o la propia Comisión Europea, contemplan un papel importante de las tecnologías de captura y almacenamiento del CO<sub>2</sub> en todo lo que queda de siglo, y plantean que es la única opción para la descarbonización de sectores industriales como el cemento, el acero o la petroquímica en las próximas décadas.

En España se han producido avances y logros importantes en los últimos 15 años, teniendo una evaluación completa del territorio nacional en cuanto a estructuras y formaciones geológicas con capacidad de almacenamiento, derivada del Plan ALGECO2. Durante años, la PDT de Hontomín, pese a sus limitaciones, ha sido la única planta piloto activa de almacenamiento en tierra en Europa y muchos de sus trabajos han sido una referencia mundial. La participación de los organismos de investigación españoles, especialmente IGME y CIEMAT, en proyectos de los sucesivos Programas Marco de Investigación de la Comisión Europea, sitúa a España en una buena posición frente a los retos que se plantean en el corto plazo para el despliegue de las tecnologías en aplicación del enfoque de *hubs and clusters*, que puede tener en España alguna de sus regiones pioneras.

En este aspecto, cabría pedir de las autoridades nacionales una mayor implicación de estas tecnologías en los planes de descarbonización y una apuesta decidida por su aplicación en los sectores regulados por el Plan Nacional de Asignación de Emisiones, como única vía para sostener y fomentar el desarrollo del sector industrial de forma compatible con la reducción de sus emisiones.

#### **AGRADECIMIENTOS**

Los autores agradecen todo el trabajo de nuestros compañeros del Instituto Geológico y Minero de España a lo largo de los años en todos los proyectos que se mencionan en el texto, y especialmente a Miguel Ángel Zapatero e Isabel Suárez por su decisiva participación en el impulso inicial. Asimismo, agradecemos a la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Mi-



nas y Materiales de Oviedo la posibilidad de participar en este libro, y en especial a Jorge Loredo y Fernando Pendás (*in memoriam*), su permanente colaboración en los trabajos, las actividades de formación y divulgación que se han realizado en todo este tiempo.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- EGDI, 2020. Base de datos CO2Stop. Disponible online:  
<https://data.geus.dk/egdi/#baslay=baseMapGEUS&optlay=&extent=1334190,1648050,6442560,4783160&layers=co2stop>
- Furre, A. K., Eiken, O., 2017. 20 years of monitoring CO<sub>2</sub> injection at Sleipner. *Energy Procedia*, 114: 3916-3926.
- Global CCS Institute, 2020. *Global Status of CCS 2019: Targeting Climate Change*. Annual report, 83 p.
- Jaime-Muñoz, G., Cervantes, L., Benavides, A., Sastre, F., 2015. Discrete perturbation theory for continuous potential fluids. *The Journal of Chemical Physics*, 142(11): 114501
- Proyecto ALGECO2, 2020. Disponible online: <http://info.igme.es/geologiasubsuelo/AlmacenamientoCO2/Algeco2.aspx>.
- Proyecto ENOS. Disponible online: [www.enos-project.eu](http://www.enos-project.eu).
- Proyecto STRATEGY CCUS. Disponible online: [www.strategyccus.eu](http://www.strategyccus.eu).
- Suárez, I. (Ed.), 2014. *Atlas de estructuras susceptibles de almacenamiento de CO<sub>2</sub> en España*. Ed. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, España.
- The Global CCS Institute. Disponible online: [www.globalccsinstitute.com](http://www.globalccsinstitute.com).
- Vangkilde-Pedersen, T., Lyng Anthonsen, K., Smith, N., Kirk, K., Neele, F., van der Meer, B., Le Gallo, Y., Bossie-Crodeanud, D., Wojcicki, A., Le Nindre, Y.M., Hendriks, C., Dalhoff, F., Christensen, N.P., 2009. Assessing European capacity for geological storage of carbon dioxide. The EU GeoCapacity project. En: Gale, J., Herzog, H., Braitsch, J. (Eds.), *Greenhouse Gas Control Technologies*, 9. Proceedings of the Ninth International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies (GHGT9). *Energy Procedia*, 1: 2662-2670.

# **PERSPECTIVAS SOBRE REDUCCIÓN DE EMISIONES DE MERCURIO ORIGINADAS EN LA PRODUCCIÓN DE ENERGÍA**

*M.<sup>a</sup> Rosa Martínez Tarazona, M.<sup>a</sup> Antonia López Antón y Roberto García*  
Instituto de Ciencia y Tecnología del Carbono (INCAR), CSIC. Oviedo, España

## **RESUMEN**

Desde que se dispone de registros, la combustión de carbón ha sido la principal fuente de emisión de mercurio a la atmósfera en Europa y la segunda en el mundo, solamente por debajo de la minería artesanal del oro. Sin embargo, hasta el momento, no se ha conseguido reducir tales emisiones, sino que estas han ido en aumento cada año. Ello es debido a que, fundamentalmente por razones económicas, los sistemas identificados y desarrollados para el control de mercurio en la combustión, no han sido aplicados eficazmente, y a que el uso de combustibles fósiles se ha venido incrementando en la última década en muchas zonas del planeta.

En pleno 2020, las políticas energéticas y medioambientales están siendo cuestionadas y revisadas. Una vez probado el papel de las emisiones de CO<sub>2</sub> en el cambio climático, y aunque a muy distintos niveles, la mayor parte de los países se han planteado la necesidad de fijar fechas límite para sustituir la combustión de carbón por otras fuentes de energía. Esta estrategia ha de repercutir colateralmente en la reducción de emisiones de mercurio y deberá considerarse a la hora de enfocar las medidas a corto plazo necesarias para atajarlas.

En este capítulo se revisan los datos publicados acerca de la contribución de la combustión a las emisiones de mercurio a la atmósfera, la influencia que van a tener las nuevas políticas encaminadas a la reducción de CO<sub>2</sub> en el control de estas emisiones, los procesos evaluados y desarrollados hasta el momento para reducirlas y el posible planteamiento de los objetivos a cumplir, a corto y medio plazo, ante el convenio de Minamata. En este contexto, no puede olvidarse que el control de emisiones industriales puede tardar en traducirse en una reducción de las concentraciones de mercurio en la biota.

## 1. INTRODUCCIÓN

La combustión de carbón ha venido siendo la principal fuente de emisión de mercurio a la atmósfera en Europa y la segunda a escala global (E-PRTR, 2020; UNEP, 2018). Como consecuencia, y dada la preocupación ante la repercusión para la salud humana de tales emisiones, se han desarrollado estrategias y tecnologías para su reducción, adaptadas a los distintos procesos de combustión: principalmente a los convencionales de combustión de carbón pulverizado (Pavlish *et al.*, 2010), pero también a los procesos desarrollados para alcanzar mayores eficiencias y menor emisión de otros contaminantes, como son la combustión en lecho fluidizado, la gasificación integrada de ciclo combinado, y la oxi-combustión (Pavlish *et al.*, 2010). La reducción de emisiones de mercurio en la combustión se ha planteado bajo dos estrategias: una ligada al aprovechamiento y optimización de los sistemas de limpieza de gases ya instalados en las centrales termoeléctricas para otros contaminantes, y otra enfocada al desarrollo de sistemas específicos para las especies de mercurio. Con ello, se ha conseguido un conocimiento sobre posibles tecnologías aplicables y su eficiencia, aunque su implementación se ha visto limitada por requisitos económicos y falta de legislación al respecto.

La preocupación por la incorporación de mercurio al medioambiente desde los procesos industriales es grande, y lo es todavía más la alarma ante el cambio climático debida a las emisiones de CO<sub>2</sub>. Aunque esta alarma no es reciente, se ha reforzado en los últimos años, en los que sus consecuencias han quedado demostradas. Las medidas adoptadas o previstas para la reducción de emisiones de CO<sub>2</sub> apuntan a que el carbón habrá de sustituirse por otros tipos de combustibles, como la biomasa, o por fuentes de energía renovable. En cualquier caso, aunque las políticas al respecto de la denominada descarbonación están siendo definidas a distintas escalas, se plantean grandes incertidumbres ante su aplicación y alcance cuantitativo global. Ello es consecuencia de que las medidas a adoptar dependen de las políticas de países en distinto nivel de desarrollo económico y de los cambios que se producen ante diferentes coyunturas.

La evolución de las políticas energéticas, repercutirá colateralmente en las futuras emisiones de mercurio a la atmósfera, así como en el planteamiento de actuación en las centrales térmicas que se mantengan mientras dure la transición. En este planteamiento, deberá considerarse que, tal y como concluye el Programa de la Naciones Unidas para el medioambiente (UNEP, 2018), la reducción de las emisiones de mercurio a la atmósfera puede tardar en traducirse en una disminución de las concentraciones de mercurio en la biota, y que el mercurio depositado en la tierra, los sedimentos y los sistemas acuáticos continuará generando metilmercurio durante algún tiempo. Por ello, deberá evaluarse el enfoque que ha de darse en los próximos años al diseño de la política de control de las emisiones de mercurio procedentes de la combustión.

## 2. EMISIONES DE MERCURIO PROCEDENTES DE LA COMBUSTIÓN DEL CARBÓN

Conocidas las repercusiones y problemas para el medioambiente y la salud que originan el mercurio y sus compuestos, diversos organismos inter-

nacionales, apoyados por estudios e investigaciones llevados a cabo en gran parte del mundo, han venido sensibilizándose sobre la necesidad de adoptar acciones que consigan evitar estos problemas. En cualquier caso, algunos de estos esfuerzos se han visto condicionados por circunstancias políticas y económicas. Por citar un ejemplo, podemos mencionar las revisiones que ha venido haciendo la Agencia de Protección del Medioambiente de los Estados Unidos (USEPA, 2020) sobre las regulaciones de emisiones de mercurio en la combustión, que pueden ser y, de hecho han sido, cuestionadas (Aldy *et al.*, 2020).

A pesar de la voluntad particular de algunos países y organizaciones y, en algún caso, de la propia industria, no cabe duda de que un esfuerzo coordinado al mayor nivel posible sería el mejor camino para conseguir evitar los problemas originados por la presencia de mercurio. En este sentido, el Convenio de Minamata (The Mercury Convention, 2020), que entró en vigor en 2017, representa un poderoso impulso a los esfuerzos por reducir y eliminar el uso de mercurio y sus compuestos, y a las actividades en las que puedan utilizarse productos conteniendo estas especies. En abril de 2020, el convenio contaba con 128 países signatarios y 118 ratificaciones.

Aunque se vienen llevando a cabo inventarios de emisiones de mercurio desde 1990, el Programa ONU Medioambiente publicó el primer informe de la *Evaluación Mundial de Mercurio (Global Mercury Assessment, GMA)* en 2002, que se ha ido actualizando cada 5 años. En estos documentos, entre otros, se recogen los datos de las emisiones globales de mercurio al medioambiente y sus fuentes, obtenidos con tres años de antelación. Los informes GMA de 2013, y 2018, que presentan datos de 2010 y 2015, respectivamente, son fruto de la colaboración entre ONU Medioambiente y el Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP). Entre las conclusiones más relevantes del último de ellos (UNEP, 2018), se encuentran las dos que destacamos a continuación:

1. En 2015, 17 sectores fueron responsables de generar unas 2200 toneladas de emisiones de mercurio a escala mundial, un 20% por encima de las de 2010. La Tabla 1 muestra los porcentajes desglosados para los sectores contemplados, junto con los presentados en el informe de 2013 que, como puede verse, agrupaba alguna de las actividades evaluadas en el de 2018, y no contemplaba otras. De estos datos queremos destacar la diferenciación que se hace, en el caso de la combustión, atendiendo a distintas aplicaciones y combustibles, y el hecho de que se haya producido una ligera disminución de la contribución del carbón a las emisiones totales entre los datos de 2010 y los de 2015, aunque sigan siendo del mismo orden. Más allá de la minería del oro y la combustión, los sectores industriales que más influyen en el inventario son la producción de metal no ferroso (15%), de cemento (11%) y de metal ferroso (2%). En cualquier caso, todos ellos están por debajo de la combustión de carbón y biomasa, que, en su conjunto, generaron aproximadamente el 24% de las emisiones mundiales. La mayor parte de este 24% (21,3% del total de mercurio emitido), corresponde a la combustión de carbón, principalmente en las centrales térmicas (13,1%) (The Mercury Convention, 2020).

*Tabla 1. Comparación de los porcentajes de emisiones de mercurio por sectores en los años 2010 y 2015 (UNEP, 2013-2018)*

Actividad	2015	2010
1.-Combustión de carbón (uso doméstico/residencial y transporte)	2,51	
1.-Combustión de carbón (uso industrial)	5,67	
1.-Combustión de carbón (centrales térmicas)	13,1	
<b>TOTAL COMBUSTIÓN DE CARBÓN</b>	<b>21,3</b>	24
2.-Combustión de gas (uso doméstico/residencial y transporte)	0,01	
3.-Combustión de petróleo (uso doméstico/residencial y transporte)	0,12	
2.-Combustión de gas (uso industrial)	0,01	
3.-Combustión de petróleo (uso industrial)	0,06	
2.-Combustión de gas (centrales térmicas)	0,02	
3.-Combustión de petróleo (centrales térmicas)	0,11	
<b>TOTAL COMBUSTIÓN DE GAS Y PETRÓLEO</b>	<b>0,33</b>	<b>1</b>
4.-Combustión de biomasa (uso doméstico/residencial y transporte)	2,33	
5.-Producción de arrabio y acero (primaria)	1,34	2
6.-Producción secundaria de acero	0,46	
7.-Producción de metales no ferrosos (Al , Cu, Pb, Zn)	10,3	10
8.-Producción de oro a gran escala	3,80	5
9.-Producción de mercurio	0,62	< 1
10.-Producción de cemento (materias primas y combustible, excluyendo carbón)	10,5	9
11.-Refino de petróleo	0,65	1
12.-Minería de oro artesanal y en pequeña escala (ASGM)	37,7	37
13.-Producción de cloro-álcali (proceso de mercurio)	0,68	1
14.-Emisiones de cremación	0,17	< 1
15.-Monómero de cloruro de vinilo (catalizador de mercurio)	2,60	
16.-Incineración de residuos (quema controlada)	0,67	
17.-Residuos (otros residuos)	6,60	
Residuos de productos de consumo y sitios contaminados*		9

\* Este dato no figura como tal en el informe 2015

El panorama es diferente en los datos recogidos en los informes del registro europeo de emisiones y transferencia de contaminantes (E-PRTR, 2020), que recopila, entre otras, las emisiones de mercurio de instalaciones industriales de los Estados miembros de la Unión Europea e Islandia, Liechtenstein, Noruega, Serbia y Suiza. Los últimos datos de este registro, correspondientes a 2017 (Figura 1), indican que la combustión fue la mayor fuente de emisiones de mercurio al aire, suponiendo el 60,1% del total. Este porcentaje ha crecido anualmente, como puede verse en los datos de la Figura 2, en la que también se indica el número de instalaciones que han aportado datos cada año.

2. Las contribuciones por áreas geográficas son similares en los informes de 2013 y 2018 (The Mercury Convention, 2020). Las emisiones de mercurio proceden principalmente de Asia (49%; sobre todo Asia Oriental y Sudoriental), América del Sur (18%) y África Subsahariana (16%). Aunque la minería aurífera artesanal a pequeña escala supone la principal fuente de emisiones en América del Sur y África Subsahariana, en el resto del mundo, estas se de-

ben principalmente a la producción de energía y al sector industrial. En lo que se refiere a la combustión, el continente asiático originó del orden del 66%, la Europa de los 28 el 8,7% y Norteamérica el 5%.

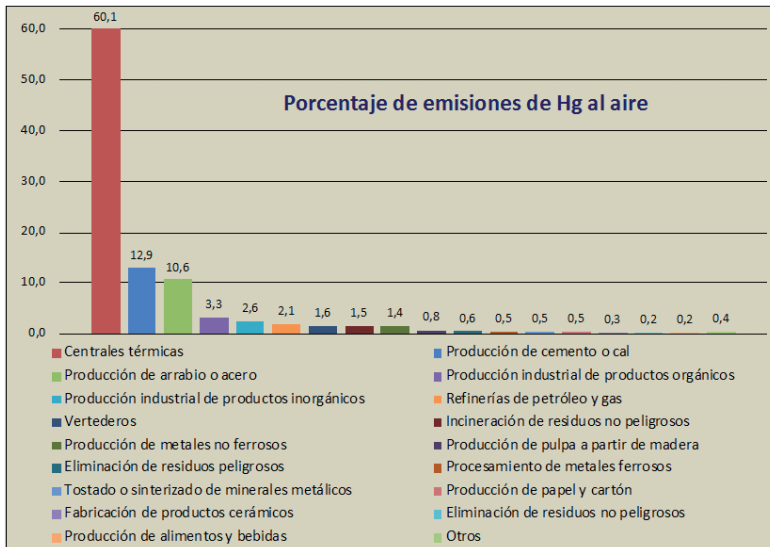


Fig. 1. Emisiones de mercurio de instalaciones industriales de los Estados miembros de la Unión Europea e Islandia, Liechtenstein, Noruega, Serbia y Suiza (datos tomados de E-PRTR, 2020)

### 3. POLÍTICAS MEDIOAMBIENTALES. SITUACIÓN AÑO 2020

El artículo 8 del Convenio de Minamata exhorta a cumplir los objetivos de reducción de las emisiones de mercurio y sus compuestos a la atmósfera, adoptando medidas para cinco categorías de fuentes contaminantes. Dos de estas categorías o actividades son las centrales térmicas y las calderas industriales de carbón. Para conseguir tales objetivos, se exigirá el uso de las mejores técnicas disponibles y las mejores prácticas ambientales, y, entre las medidas para lograrlo, se propone establecer una estrategia de control de múltiples contaminantes. En cualquier caso, no cabe duda de que las emisiones de mercurio procedentes de la combustión, se van a ver colateralmente influidas por las políticas medioambientales relacionadas con el control de las emisiones de CO<sub>2</sub>, que implican actuaciones frente al mantenimiento y la puesta en marcha de las centrales térmicas de carbón.

En el informe del Grupo Intergubernamental de expertos en cambio climático (IPCC) publicado en 2019 (IPCC, 2019), se contemplan cuatro posibles escenarios para el año 2030, que conllevarían una reducción de entre el 59 y el 78% de la producción de energía a partir de carbón respecto a 2010. Si, según el Acuerdo de París, se pretende que el calentamiento Global se limite a menos de 1,5 °C, el uso mundial de carbón debe caer para ese año alrededor de un 80%, mientras que para 2050 se contempla un objetivo del 98-100% de reducción de uso (IPCC, 2019). En la Cumbre de Acción Climática

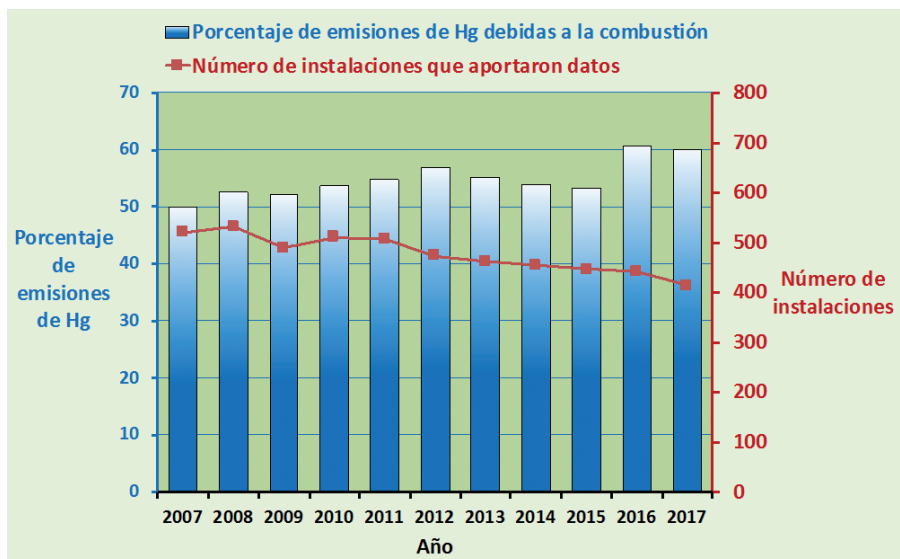


Fig. 2. Porcentaje de emisiones de mercurio originadas por la combustión de carbón en Europa y número de instalaciones que aportaron datos (datos tomados de E-PRTR, 2020)

de septiembre de 2019, cuatro años después del Acuerdo de París, se fijó el compromiso de intensificar los esfuerzos para conseguirlo (UN News, 2019). Para alcanzar tales objetivos, simultáneamente a la implementación de nuevas formas de energía, debería detenerse la construcción de nuevas plantas, ir cerrando las que están en operación, y utilizar las que se mantengan en funcionamiento de manera intermitente, tal y como ya se está haciendo en algunos casos. Sin embargo, estas estrategias no se aplican en todos los países con la misma intensidad. A pesar de que las Naciones Unidas piden urgentemente el fin de los combustibles fósiles, y muchos países anunciaron medidas para limitar la electricidad producida a partir de carbón, *todavía se están construyendo cientos de nuevas centrales eléctricas* y decenas más están en proyecto de construcción. De hecho, la Agencia Internacional de la energía (IEA), en un informe de 2019 (IEA, 2019), considera que es posible que el consumo de carbón en los próximos años no solo se mantenga, sino que experimente un cierto incremento. Todo ello indica que, a pesar de la voluntad de modificación de las políticas energéticas, se mantiene cierta incertidumbre sobre su aplicación.

Algunos datos (End Coal, 2020) estiman que, en el año 2019, las nuevas plantas de carbón supusieron a nivel global un aumento de 34,1 gigavatios (GW) respecto a 2018. Aunque, en el conjunto de los países de la Organización para la Cooperación Económica y Desarrollo (OCDE), se cerraron, en total, centrales térmicas por valor de 34,2 GW, en otros se produjo un aumento neto de 68,3 GW, de los cuales, dos tercios se incrementaron en China y el resto se repartió fundamentalmente entre India, Malasia, Indonesia y Pa-

kistán. Esto es independiente de que en los países mencionados se haya venido reduciendo el número de plantas en construcción o en proyecto en los últimos años. Dentro del G7, a medida que Estados Unidos y la UE se alejan del carbón, Japón todavía se plantea la implementación de 11,9 GW de energía de carbón, y países como Turquía tienen previsiones de construcción de nuevas plantas. Aunque los datos que se manejan no siempre coinciden, siguen la misma tendencia y algunos análisis de la situación (Mapped, 2020) identifican que, en la actualidad, en el mundo todavía se están construyendo 200 GW y se planean otros 300 GW.

Con todo ello, se ha estimado que la generación de energía a partir de carbón cayó un 3% a nivel mundial en 2019, respecto a 2018 (End Coal, 2019). Las mayores caídas se deben a la Unión Europea (-24%) y los Estados Unidos de América (-16%), pero también, aunque a menor nivel, a países como India (-3%). Se espera que el Reino Unido ponga fin al uso de este combustible en los próximos años, que Alemania lo haga para 2038; y que otros ocho países de la Unión Europea lo consigan para 2030. Chile se ha comprometido a cerrar todas sus centrales eléctricas de carbón para 2040, y Corea del Sur cerrará 10 plantas para 2022 (UN News, 2019). Como ya hemos adelantado, un informe de la IEA (IEA, 2019), confirma que el crecimiento en la generación de energía a partir de carbón alcanzó un máximo histórico en 2018, representando el 38%, de la generación de electricidad, y que la disminución en 2019, puede estar dentro de las fluctuaciones que se producen en el transcurso de una década. En los próximos cinco años, la IEA prevé que la demanda mundial de carbón se mantenga estable, como consecuencia del resistente mercado chino, que representa la mitad del consumo mundial, y considera que las tendencias se mantendrán estables hasta 2024.

#### **4. MEDIDAS PROPUESTAS Y DESARROLLADAS PARA REDUCIR LAS EMISIONES DE MERCURIO PROCEDENTES DE LA COMBUSTIÓN DEL CARBÓN**

El escenario para el control de las emisiones de mercurio en los próximos años, deberá contemplar las restricciones en la combustión del carbón y, simultáneamente, evaluar la pertinencia de implementar los procesos y tecnologías desarrollados para detener tales emisiones, mientras la combustión de carbón se mantenga. Para ello, debe hacerse una valoración de las tecnologías disponibles o en desarrollo para evitar, o al menos reducir, las emisiones de mercurio a la atmósfera procedentes de esta actividad industrial. Antes de revisar estas tecnologías, debemos recordar que la especie de mercurio mayoritaria en los gases de combustión es el Hg<sup>0</sup>, que es la menos reactiva y la más difícil de capturar, por lo que el mayor esfuerzo debe concentrarse en la eficiencia que puedan alcanzar las tecnologías propuestas para esta especie.

##### **4.1. Retención de mercurio en los sistemas de eliminación de otros contaminantes instalados en las centrales térmicas de carbón**

Las centrales térmicas de carbón modernas están equipadas con sistemas para el control de los contaminantes mayoritarios presentes en la corriente



gaseosa. Todas disponen de precipitadores electrostáticos o filtros de mangas para la retención de las partículas de cenizas, pero algunas también han instalado sistemas para evitar las emisiones de NO<sub>x</sub>, lo que se consigue fundamentalmente mediante sistemas de reducción catalítica selectiva (SCR), y para capturar el SO<sub>2</sub>, lo que se logra mayoritariamente en lavadores de gases (WFGD), en los que, mediante la inyección de una lechada de caliza, se precipita el SO<sub>2</sub> como yeso. Sin embargo, hasta el momento, las plantas de combustión de carbón no disponen de tecnologías específicas para reducir las emisiones de mercurio, aunque se han hecho algunas tentativas (Pavlish *et al.*, 2010). En cualquier caso, se ha demostrado que los mencionados sistemas para el control de partículas, NO<sub>x</sub> y SO<sub>2</sub>, con algunas modificaciones y controles, pueden favorecer la captura de mercurio en los subproductos, y, por lo tanto, ser aprovechados para disminuir sus emisiones a la atmósfera. Esta estrategia permite reducir una parte de las emisiones por la chimenea, aunque no evita la producción de residuos conteniendo este metal tóxico.

Los sistemas SCR para el control de emisiones de NO<sub>x</sub> pueden favorecer la oxidación del Hg<sup>0</sup>, que es la especie de mercurio que sale de la caldera y la mayoritaria en los gases de combustión. La oxidación del Hg<sup>0</sup> en los sistemas SCR se produce si se emplea el catalizador adecuado, para lo cual se han desarrollado catalizadores que, simultáneamente a la reducción de los NO<sub>x</sub>, consiguen la oxidación del Hg<sup>0</sup> (Cimino y Scala, 2016; Zhao *et al.*, 2015). Con ello no se logra, ni se pretende, que el mercurio quede retenido en los sistemas SCR, sino transformarlo en una especie reactiva de mercurio que, posteriormente, quede retenida en las partículas o disuelta en los sistemas WFGD. En cualquier caso, los catalizadores capaces de oxidar eficientemente el Hg<sup>0</sup> necesitan un desarrollo particular para cada planta y tipo de combustible.

Los sistemas de control de partículas más utilizados son los precipitadores electrostáticos y los filtros de mangas, que retienen las cenizas volantes arrastradas en la corriente gaseosa, incluidas las que han adsorbido mercurio durante el transporte. La eficiencia de adsorción de mercurio en las cenizas volantes depende de las características de estas partículas y, asimismo, de la composición del gas (Abad-Valle *et al.*, 2011). Por otra parte, los filtros de mangas son más eficientes que los precipitadores electrostáticos para retener mercurio (Wang *et al.*, 2008), debido a que en ellos puede producirse una retención adicional del mercurio que se mantiene en el gas, al entrar en contacto con las cenizas volantes que se van acumulando sobre el filtro y que actúan como un sorbente.

Los sistemas de desulfuración más utilizados en las centrales térmicas son los lavadores en húmedo (WFGD). En ellos, además de los compuestos de azufre, pueden quedar retenidas otras especies capaces de reaccionar con la caliza o de disolverse en el agua. El Hg<sup>0</sup> insoluble no queda retenido, pero las especies de mercurio en estado oxidado pueden disolverse en la lechada de yeso, de ahí la importante contribución de los mencionados catalizadores SCR en el balance total de mercurio no emitido. En cualquier caso, el proceso de retención en la lechada puede no ser eficiente al 100%, debido a una serie de reacciones que pueden producirse con otras especies que también llegan a la planta de desulfuración, arrastradas por los gases o en el agua, y que modifican la composición de la lechada. Hay que considerar que el agua

utilizada en el proceso se recircula, con lo que se va enriqueciendo en especies disueltas. Todo ello origina complejas reacciones en las que las especies de mercurio pueden llegar a reducirse a  $\text{Hg}^0$  gaseoso, proceso claramente indeseado, que se denomina re-emisión (Ochoa-González *et al.*, 2011; 2013). En el mejor de los casos, el mercurio retenido en los sistemas WFGD permanece en el agua recirculada o rechazada y en el yeso, con las implicaciones que ello conlleva, entre las que no debe ignorarse la pérdida de valor del yeso como producto comercializable.

#### **4.2. Sistemas específicos para la captura de mercurio en las centrales térmicas de carbón**

Las tecnologías especialmente diseñadas para retener mercurio en fase gas en las centrales térmicas se basan en el empleo de sorbentes, que se desarrollan para ser utilizados por dos vías. Una es la inyección en la corriente gaseosa y la segunda su utilización en un lecho fijo o fluidizado.

La inyección de sorbentes sólidos no regenerables en el gas de combustión, antes de los sistemas de captura de las partículas de ceniza, es la tecnología más estudiada, evaluada e incluso probada (Pavlish *et al.*, 2010). El mercurio se adsorbe en las partículas del sorbente inyectado, capturándose este sólido a continuación junto con las cenizas volantes. Para ello, se han evaluado, entre otros, materiales como zeolitas, coques de petróleo, biocharres y minerales (Li *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2010; 2020; Xiao *et al.*, 2017), pero los carbones activos, fundamentalmente los impregnados con azufre o compuestos halogenados, son los sorbentes más maduros, eficientes y disponibles comercialmente (Sjostrom *et al.*, 2010). Las limitaciones del proceso de inyección de sorbentes no regenerables están relacionadas con los costes asociados a su preparación, especialmente en el caso de carbones impregnados, y a la imposibilidad de reutilizarlos, lo que además conlleva la generación de residuos. A ello se añade que el sorbente se desecha junto con las cenizas, comprometiendo la calidad de las mismas para su posible aprovechamiento, por ejemplo, como materiales de construcción.

La alternativa está en el uso de sorbentes regenerables que podrían ser empleados en lechos, aunque también se ha propuesto su empleo en procesos de inyección, seguidos de su captura en filtros de mangas, posterior regeneración, y reciclado para su nueva inyección (Cao *et al.*, 2017). Estos sorbentes, que pueden ser utilizados un número de ciclos, permiten recuperar y aislar el mercurio retenido mediante la regeneración y el sorbente agotado libre de mercurio constituye un residuo no peligroso. El desarrollo de sorbentes regenerables para la captura de mercurio es altamente versátil y podría aplicarse a diversos procesos industriales y de descontaminación. Aunque esta tecnología ya se aplica en algunos procesos industriales de purificación de gas natural (Sun *et al.*, 2018), la búsqueda y optimización de materiales para su desarrollo y evaluación como sorbentes eficientes y con larga vida útil no ha cesado. Los desarrollados hasta el momento se basan, en su mayoría, en metales u óxidos metálicos soportados en materiales porosos de elevada área superficial. Los metales más empleados son metales nobles capaces de amalgamar con el mercurio elemental, pero también de catalizar la oxidación del  $\text{Hg}^0$ . Aunque el desarrollo de estos materiales incluye

la posibilidad de nanodispersarlos y optimizar su eficiencia con bajas concentraciones de metal, y a pesar de que con ellos se han obtenido resultados muy prometedores (Gómez-Giménez *et al.*, 2017; Lopez-Anton *et al.*, 2016; Rodríguez-Pérez *et al.*, 2013), se mantienen ciertas reservas sobre su empleo cuando se cuestionan los costes de inversión que supone su obtención para ser utilizados a escala industrial.

La alternativa a los metales nobles son los óxidos metálicos, alguno de los cuales han mostrado buenas capacidades de regeneración. Se han estudiado diversos materiales de este tipo como sorbentes de mercurio, como los óxidos de cerio ( $\text{CeO}_2$ ) soportados en coques activados (Hua *et al.*, 2010), o los de manganeso ( $\text{Mn}_2\text{O}_3$  y  $\text{Mn}_3\text{O}_4$ ) soportados en zirconita, alúmina u óxidos de titanio (Scala y Cimino, 2015), pero también se han desarrollado y evaluado óxidos mixtos, como los de Ce-Mn (Qu *et al.*, 2015). Además, se ha identificado el potencial de los óxidos de hierro depositados en soportes como carbones activos (Trobajo *et al.*, 2018) y espumas de carbono (Antuña-Nieto *et al.*, 2020) en la adsorción de  $\text{Hg}^0$ . En cualquier caso, tanto la inyección de sorbentes en la corriente gaseosa, como la adsorción de mercurio en lechos de sorbentes requieren la incorporación de nuevos dispositivos en las centrales térmicas.

## 5. CONCLUSIONES Y REFLEXIÓN FINAL

Con los datos de que se dispone en el año 2020, se concluye que la cantidad de mercurio emitido a la atmósfera, desde los procesos de combustión de carbón, no ha disminuido, sino que sigue creciendo anualmente. Aunque puede decirse que, gracias a los sistemas de control de otros contaminantes, es posible que el mercurio emitido en una planta en concreto pueda reducirse, esto no se ha visto reflejado en el cómputo total, probablemente debido al incremento en el uso del carbón que se ha producido durante los últimos años. No cabe duda de que, a medida que la combustión de carbón se vaya sustituyendo por otras fuentes de energía, hasta alcanzar los objetivos marcados para 2050, la concentración de mercurio en la atmósfera se irá reduciendo de manera colateral, pero, mientras tanto, si no se implementa un sistema de captura de mercurio en las plantas en operación y en las de nueva construcción, el mercurio seguirá acumulándose en la biota, seguirá produciendo problemas para la salud y se seguirán requiriendo esfuerzos para la futura descontaminación del planeta. Esta situación hace aconsejable revisar la estrategia encaminada hacia la reducción de mercurio y replantearse la aplicación de las medidas más realistas para conseguirlo. Aunque el primer paso para controlar las emisiones de mercurio en una central térmica de carbón es optimizar los sistemas de limpieza de gases ya instalados, hasta conseguir la máxima retención de mercurio sin comprometer la calidad de los subproductos: dado que estos sistemas no consiguen la reducción total, los métodos específicos para la retención de mercurio tendrán que ser considerados.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abad-Valle, P., López-Antón, M. A., Díaz-Somoano, M., Martínez-Tarazona, M. R., 2011. The role of unburned carbon concentrates from fly ashes in the oxidation and retention of mercury. *Chemical Engineering Journal*, 174: 86-92.
- Aldy, J., Kotchen, M., Evans, M., Fowlie, M., Levinson, A., Palmer, K., 2020. Deep flaws in a mercury regulatory analysis. *Science*, 368(6488): 247-248.
- Antuña-Nieto, C., Rodríguez E., López-Antón, M. A., García, R., Martínez-Tarazona, M. R., 2020. Carbon materials loaded with maghemite as regenerable sorbents for gaseous Hg<sup>0</sup> removal. *Chemical Engineering Journal*, 387: 124151.
- Cao, T., Li, Z., Xiong, Y., Yang, Y., Xu, S., Bisson, T., Gupta, R., Xu, Z., 2017. Silica-Silver Nanocomposites as Regenerable Sorbents for Hg<sup>0</sup> Removal from Flue Gases. *Environmental Science and Technology*, 51: 11909-11917.
- Cimino, S., Scala, F., 2016. Removal of Elemental Mercury by MnOx Catalysts Supported on TiO<sub>2</sub> or Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 55(18): 5133-5138.
- E-PRTR, 2020. [Online]. Disponible: <https://prtr.eea.europa.eu/#/pollutantreleases>
- End Coal - Boom and Bust 2020. [Online]. Disponible: [https://endcoal.org/wp-content/uploads/2020/03/BoomAndBust\\_2020\\_English.pdf](https://endcoal.org/wp-content/uploads/2020/03/BoomAndBust_2020_English.pdf)
- Gómez-Giménez, C., Izquierdo, M. T., Obras-Loscertales, M. de las, Diego, L. F. de, García-Labiano, F., Adánez, J., 2017. Mercury capture by a structured Au/C regenerable sorbent under oxycoal combustion representative and real conditions. *Fuel*, 207: 821-829.
- Hua, X.-Y., Zhou, J. S., Li, Q., Luo, Z.-Y., Cen, K. F., 2010. Gas-Phase Elemental Mercury Removal by CeO<sub>2</sub> Impregnated Activated Coke. *Energy Fuels*, 24(10): 5426-5431.
- IEA, Coal 2019 Analysis. [Online]. Disponible: <https://www.iea.org/reports/coal-2019>
- IPCC Special Report 1.5-SPM. 2019. [Online]. Disponible: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM\\_es.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/09/IPCC-Special-Report-1.5-SPM_es.pdf)
- Li, G., Shen, B., Li, F., Tian, L., Singh, S., Wang, F., 2015. Elemental mercury removal using biochar pyrolyzed from municipal solid waste. *Fuel Processing Technology*, 113: 43-50.
- Liu, H., Chang, L., Liu, W., Xiong, Z., Zhao, Y., Zhang, J., 2020. Advances in mercury removal from coal-fired flue gas by mineral adsorbents. *Chemical Engineering Journal*, 379: 122263.
- Liu, Y., Bisson, T. M., Yang, H., Xu, Z., 2010. Recent developments in novel sorbents for flue gas clean up. *Fuel Processing Technology*, 91: 1175-1197.
- López-Antón, M. A., Fernández-Miranda, N., Martínez-Tarazona, M.R., 2016. The application of regenerable sorbents for mercury capture in gas phase. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 24495-24503.
- Mapped: The world's coal power plants in 2020. [Online]. Disponible: <https://www.carbonbrief.org/mapped-worlds-coal-power-plants>
- Ochoa-González, R., Córdoba, P., Díaz-Somoano, M., Font, O., López-Antón, M. A., Leiva, C., Martínez-Tarazona, M.R., Querol, X., Fernández, C., Tomás, A., Gómez, P., Mesado, P., 2011. Differential partitioning and speciation of Hg in wet FGD facilities of two Spanish PCC power plants. *Chemosphere*, 85: 565-570.
- Ochoa-González, R., Díaz-Somoano, M., Martínez-Tarazona, M.R., 2013. Influence of Limestone Characteristics on Mercury Re-emission in WFGD Systems. *Environmental Science and Technology*, 47(6): 2974-2981.
- Pavlish, J. H., Hamre, L. L., Zhuang, Y., 2010. Mercury control technologies for coal combustion and gasification systems. *Fuel*, 89: 838-847.
- Qu, Z., Xie, J., Xu, H., Chen, W., Yan, N., 2015. Regenerable Sorbent with a High Capacity for Elemental Mercury Removal and Recycling from the Simulated Flue Gas at a Low Temperature. *Energy Fuels*, 29(10): 6187-6196.

- Rodríguez-Pérez, J., López-Antón, M. A., Díaz-Somoano, M., García, R., Martínez-Tarazona, M.R., 2013. Regenerable sorbents for mercury capture in simulated coal combustion flue gas. *Journal of Hazardous Materials*, 260: 869–877.
- Scala, F., Cimino, S., 2015. Elemental mercury capture and oxidation by a regenerable manganese-based sorbent: The effect of gas composition. *Chemistry Engineering Journal*, 278: 134–139.
- Sjostrom, S., Durham, M., Bustard, C.J., Martin, C. 2010. Activated carbon injection for mercury control: Overview. *Fuel*, 89: 1320–1322.
- Sun, H., Zhao, S., Ma, Y., Wu, J., Liang, P., Yang, D., Zhang, H., 2018. Effective and regenerable Ag/4A zeolite nanocomposite for Hg<sup>0</sup> removal from natural gas. *Journal of Alloys and Compounds*, 762: 520–527.
- The Mercury Convention website. 2020. [Online]. Disponible: <http://www.mercuryconvention.org/Recursos/informaci%C3%B3n/Publicaciones/tabid/5784/language/es-CO/Default.aspx>
- Trobajo, J. R., Antuña-Nieto, C., Rodríguez, E., García, R., López-Antón, M. A., Martínez-Tarazona, M.R., 2018. Carbon-based sorbents impregnated with iron oxides for removing mercury in energy generation processes. *Energy*, 159: 648–655.
- UN News 2019. ¿Está el mundo listo para terminar la era del carbón y adoptar la energía limpia? [Online]. Disponible: <https://news.un.org/es/story/2019/12/1466311>
- UNEP (UN Environment Programme), 2018. Global mercury assessment. [Online]. Disponible: <https://www.unenvironment.org/explore-topics/chemicals-waste/what-we-do/mercury/global-mercury-assessment>
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 2020. Mercury and Air Toxics Standards, [Online]. Disponible: <https://www.epa.gov/mats/final-revised-supplemental-finding-and-results-residual-risk-and-technology-review>
- Wang, Y. J., Duan Y. F., Yang L. G., Jiang Y. M., Wu C. J., Wang Q., Yang X. H., 2008. Comparison of mercury removal characteristics between filter and electrostatic precipitators of coal-fired power plants. *Journal of Fuel Chemistry and Technology*, 36: 23–29.
- Xiao, Y., Pudasainee, D., Gupta, R., Xu, Z., Diao, Y., 2017. Bromination of petroleum coke for elemental mercury capture. *Journal of Hazardous Materials*, 336: 232–239.
- Zhao, L., Li, C., Zhang, X., Zeng, G., Zhang, J., Xie, Y., 2015. A review on oxidation of elemental mercury from coal-fired flue gas with selective catalytic reduction catalysts. *Catalysis Science and Technology*, 5: 3459–3472.

# **ALMACENAMIENTO DE ENERGÍA TÉRMICA Y ELÉCTRICA EN MINAS SUBTERRÁNEAS CERRADAS: SITUACIÓN ACTUAL Y BALANCES DE ENERGÍA**

*Javier Menéndez*

Hunaser Energía, Oviedo, España

## **RESUMEN**

Existen más de un millón de minas abandonadas alrededor del mundo. Cuando cesa la actividad extractiva en una explotación minera, ya sea subterránea o a cielo abierto, los promotores deben acometer costosos proyectos de restauración y rehabilitación, que se pueden ver agravados, en el caso de las explotaciones subterráneas, por el coste «eterno» asociado al bombeo de las aguas de escorrentía. En el caso de las explotaciones subterráneas, finalizados los trabajos de clausura cesa el bombeo desde las cotas más profundas de la explotación y comienza el proceso de inundación que, en función de los caudales, puede prolongarse entre 3-10 años. La cota definitiva de la lámina de agua será establecida por cuestiones de seguridad en función de las construcciones existentes en las inmediaciones de la explotación minera. Por otro lado, en el contexto energético actual, la naturaleza intermitente de algunas fuentes de generación renovable, como la energía eólica o la energía solar fotovoltaica, requieren grandes sistemas de almacenamiento que permitan ajustar la generación y la demanda. En este trabajo se analizan las posibles opciones de utilización de minas clausuradas para la creación de nuevos negocios asociados al sector energético. En el caso de explotaciones inundadas se estudia el aprovechamiento del potencial geotérmico del embalse subterráneo generado tras la inundación para el suministro de energía térmica (calor/frío) a edificios situados en el entorno. Además, se analizan las explotaciones subterráneas en una fase inicial de clausura (sin inundar) para la construcción de sistemas de almacenamiento de energía eléctrica. Por ello, sistemas hidroeléctricos de almacenamiento y bombeo subterráneo (HABS) o sistemas almacenamiento subterráneo de aire comprimido (ASAC) podrían ser construidos en los huecos mineros para almacenar agua o aire comprimido a alta presión. Diferentes configuraciones de sistemas de almacenamiento de energía térmica y eléctrica son presentadas, analizando la situación actual y los balances de energía.

## 1. INTRODUCCIÓN

Cuando se inicia la fase extractiva en una explotación minera es necesario implementar un sistema de bombeo para evacuar el drenaje de los niveles permeables así como el agua que se infiltra a través de las propias labores subterráneas. Una vez finalizada la explotación cesan los trabajos de bombeo y se procede a la inundación del hueco minero. La circulación libre del agua subterránea tras el cese del bombeo conducirá al restablecimiento del equilibrio potenciométrico, fenómeno conocido como ‘rebote’ del nivel. Por tanto, el flujo de agua subterránea durante la vida activa de la mina será muy diferente al esperable tras su clausura (Younger *et al.*, 2002). Tras la actividad minera, el comportamiento del sistema hidrogeológico local puede verse modificado, como consecuencia de la posible interconexión entre acuíferos, la generación de un «nuevo acuífero pseudocárstico» o la conexión entre aguas superficiales y subterráneas

La actual transición energética hacia una economía baja en carbono implica la generación de energía eléctrica a partir de recursos renovables que, dada su naturaleza intermitente, no son gestionables y requieren grandes sistemas de almacenamiento de energía que permitan incrementar tanto la penetración en el mix eléctrico así como la eficiencia de las fuentes renovables. Respecto a la energía térmica, en el año 2017 el 19,5% del total de la energía térmica empleada en la Unión Europea para la calefacción y refrigeración procedió de fuentes renovables. Actualmente existe un gran número de instalaciones que emplean el agua de minas inundadas en fase de post-clausura para la generación de energía térmica a partir de bombas de calor de alta eficiencia en sistemas de lazo abierto o cerrado, dependiendo fundamentalmente de la calidad de las aguas (Hall *et al.*, 2011). Los sistemas de lazo cerrado, al igual que los sistemas geotérmicos convencionales, dónde se realizan perforaciones en el subsuelo, se utilizan cuando la calidad de las aguas es mala, efectuándose el intercambio de calor en el propio pozo (Haehnlein *et al.*, 2010). Cuando los volúmenes de agua son elevados y calidad es óptima se utilizan sistemas de lazo abierto, dónde se instala un intercambiador de calor tubular, fabricado en acero AISI 316 y situado en el exterior, para realizar el intercambio con el agua del circuito secundario de calefacción y refrigeración. El agua almacenada en el embalse subterráneo es bombeada por medio de bombas sumergibles y enviada al intercambiador de calor situado en la superficie (circuito primario), donde se realiza el intercambio con el agua de los circuitos principales que conducen a los centros de consumo. Una vez realizado el intercambio, el agua de mina se vierte al río en las condiciones establecidas. El agua del circuito principal llega hasta la bomba de calor, situada normalmente en el centro de consumo final de energía, el cual eleva o reduce la temperatura final de suministro en función de la consigna establecida. La eficiencia de los sistemas geotérmicos se define como el cociente entre la producción de energía térmica y el consumo de energía eléctrica del sistema, y se denomina *Coefficient of Performance (COP)*. En el caso de centrales geotérmicas a partir de aguas de mina, el consumo de energía eléctrica principal es el correspondiente a la bomba de calor, aunque también hay que considerar otros consumos correspondientes a la circulación del agua desde las instalaciones mineras hasta los centros de consumo. Además,

en determinados casos también podrían considerarse los costes de bombeo asociados a las bombas sumergibles situadas en la vertical del pozo.

Respecto al almacenamiento de energía eléctrica, una planta hidroeléctrica de almacenamiento y bombeo (HAB) consiste básicamente en dos embalses de agua situados a diferentes cotas, una tubería de presión que conecta ambos embalses, una turbina Francis reversible, que puede operar en modo turbina o en modo bomba, generando o consumiendo energía, respectivamente, así como un motor-alternador conectado a su vez a una subestación eléctrica. Su fundamento es aprovechar la energía potencial del agua entre el depósito superior e inferior para generar energía eléctrica en modo turbina, y consumir energía en el bombeo del agua hacia el depósito superior, ambas operaciones cuando son requeridas por los distintos servicios de ajuste del sistema eléctrico. Otra forma de almacenar energía eléctrica en espacios subterráneos son los sistemas ASAC. Los sistemas convencionales ASAC consisten en la compresión del aire a partir de condiciones atmosféricas (1 bar, 20 °C) en grandes compresores (consumiendo energía eléctrica), el almacenamiento del aire comprimido a elevadas presiones en una cavidad subterránea y la expansión de la mezcla del aire comprimido junto con gas natural en una turbina de gas convencional (generando energía eléctrica). Es importante tener en cuenta que el macizo rocoso donde se instala el almacenamiento de aire comprimido está sometido a cargas cíclicas de compresión y descompresión durante toda la vida útil de la planta, pudiendo originar problemas de estabilidad causados por fatiga (Khaledi *et al.*, 2016). Al igual que los sistemas HABS, la operación del compresor o turbina se llevan a cabo según los requerimientos del sistema eléctrico. A diferencia de los sistemas HABS, los sistemas ASAC pueden consumir y generar energía eléctrica simultáneamente.

En el presente trabajo se analiza la situación actual de los sistemas de almacenamiento de energía térmica en forma de grandes embalses de agua generados tras los procesos de inundación de explotaciones mineras, y a partir de la construcción de plantas geotérmicas de baja entalpía. Además, se presentan dos tipos de almacenamiento de energía eléctrica en explotaciones mineras sin inundar. Por un lado, sistemas HABS, donde se requiere la construcción de un embalse subterráneo de agua, y por otro, los sistemas ASAC, donde se almacena aire comprimido a altas presiones en las cavidades subterráneas. Finalmente se llevan a cabo los balances energéticos preliminares de cada uno de los sistemas presentados.

## 2. SITUACIÓN ACTUAL

### 2.1. Sistemas geotérmicos de baja entalpía a partir de agua de mina

La Figura 1 muestra el esquema de una central geotérmica de baja entalpía en las instalaciones de una explotación minera inundada. El potencial térmico de las aguas de minas inundadas en la Unión Europea ha sido estimado en 3000 MW<sub>t</sub> (Díez y Díaz-Aguado, 2014). El potencial térmico del agua almacenada en tres minas de carbón ha sido analizado en la Cuenca Carbonífera Central Asturiana (CCCA) en función de distintas variables obteniendo un potencial de 20 MW<sub>t</sub> (Menéndez *et al.*, 2020a). En el estudio se concluyó que la viabilidad económica depende de la temperatura de impulsión, de la



cantidad de energía y de la distancia hasta el punto de consumo final. En el año 1990 se construyó una planta de energía geotérmica en Nueva Escocia (Canadá) en una mina cerrada de carbón (Jesop, 1995). Un sistema con una configuración en lazo abierto suministra energía a una superficie de 16700 m<sup>2</sup> de edificios mediante un sistema compuesto por 11 bombas de calor. Una planta geotérmica en una antigua mina de uranio fue instalada en Marienberg (Alemania) con una potencia de 690 kW, una temperatura media de 12°C, alta calidad y un caudal de 120 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> (Matthes y Schreyer, 2007). En Freiberg (Alemania) un antiguo castillo emplea el agua almacenada en una antigua galería situada 60 m por debajo del castillo para el suministro de calefacción y refrigeración. El sistema cuenta con 2 sondeos (190 mm de diámetro en la ida y 330 mm de diámetro en el retorno), un caudal de 3 l s<sup>-1</sup>, una temperatura media de 10,2 °C y un COP de 3,5 (Kranz y Dillenhart, 2010).

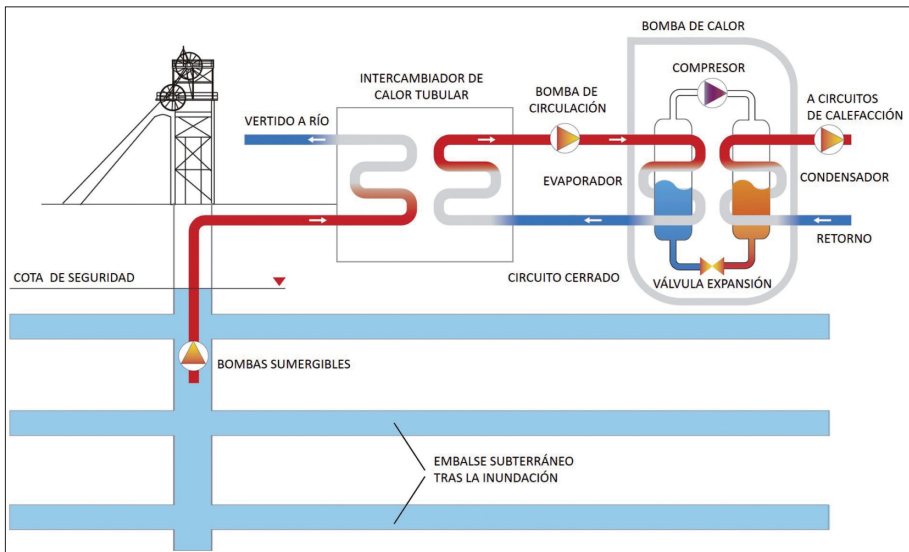


Fig. 1. Esquema de una planta geotérmica en una explotación de carbón inundada (Menéndez et al., 2020a)

En Heerlen (Holanda), existe un sistema que utiliza la energía geotérmica contenida en las aguas de una mina de carbón abandonada (Hall *et al.*, 2011). El proyecto cuenta con 5 pozos de 700 m de profundidad para suministrar energía térmica a 350 viviendas, 3800 m<sup>2</sup> de una superficie comercial y 16200 m<sup>2</sup> de edificios residenciales. Los sistemas de calefacción se basan en sistemas de suelo radiante, donde la temperatura es muy inferior a la requerida en sistemas con radiadores convencionales. Debido a la calidad de las aguas, se emplean tuberías de plástico e intercambiadores de calor fabricados en titanio para resistir la corrosión. La instalación se completa con 4 bombas de calor con una potencia de 700 kW y un COP de 5,6, debido a la alta temperatura del agua en invierno (30-35 °C a 700 m de profundidad) y a la baja temperatura en verano (16-19 °C a 250 m de profundidad). El siste-

ma suministra el 80% de las necesidades de energía térmica anuales de los centros de consumo. En el Norte de España (CCCA), una planta geotérmica que utiliza el agua de una mina de carbón inundada a una temperatura media de 23°C (Pozo Barredo) fue construida para suministrar energía térmica (calor/frío) al Hospital de Mieres, un edificio con una superficie construida de 28000 m<sup>2</sup> y 120 camas de hospitalización. El sistema cuenta con un sistema de bombas sumergidas en el interior del pozo vertical a 100 y 200 m de profundidad, un intercambiador de calor tubular y tres bombas de circulación de 55 kW de potencia para enviar en agua desde la explotación minera hasta las instalaciones del Hospital, dónde se encuentran las bombas de calor con una potencia de 3500 kW (Gzyl *et al.*, 2016). El caudal de agua en el circuito cerrado que conduce al Hospital es de 540 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> en tuberías enterradas de polietileno de ida y retorno de 400 mm de diámetro a través de los 2 km que separan la explotación minera y el centro hospitalario. El sistema ha sido ampliado recientemente hasta los 5000 kW para suministrar energía a un centro educativo y a una comunidad de viviendas de Mieres. Al igual que el proyecto de Haarlén, esta nueva instalación cuenta con sistemas de climatización mediante suelo radiante, lo que permite un aumento de la eficiencia global del sistema al requerir temperaturas más bajas en comparación con sistemas convencionales. Esta nueva ampliación convierte al sistema de geotermia del Pozo Barredo (Asturias) en unos de los sistemas más importantes a nivel mundial de geotermia de baja entalpía a partir de aguas de mina.

## 2.2. Sistemas subterráneos de almacenamiento de energía eléctrica

Con relación a los sistemas HABS, aunque se han realizado numerosos estudios a nivel mundial, todavía no existen plantas de este tipo en operación. El sistema convencional HAB es el sistema de almacenamiento de energía eléctrica más maduro y eficiente que existe en la actualidad, suponiendo más del 90% de la capacidad de almacenamiento de energía eléctrica a nivel mundial (Pérez-Díaz *et al.*, 2015; Rehman *et al.*, 2015). Mientras en un sistema convencional HAB, donde el reservorio inferior y superior están excavados en la superficie, en un sistema HABS uno de los dos depósitos, normalmente el inferior, es subterráneo. Por lo tanto, los sistemas HABS no están limitados por restricciones topográficas, pudiendo instalarse en zonas que cuentan con una orografía menos acentuada, a la vez que cuentan con unos impactos medioambientales mucho más bajos. El esquema de un sistema HABS en una explotación de carbón clausurada se muestra en la Figura 2.

El primer esquema de un sistema de HABS fue propuesto por Reginald A. Fesseden en 1901 (Fesseden, 1907). En 1960 se propuso la idea de utilizar una mina abandonada como embalse inferior de un sistema hidroeléctrico de HABS (Harza, 1960). La excavación de túneles o pozos fue propuesta en macizos rocosos de granito en Singapur (Wong, 1996). El potencial de una mina de hierro también fue analizado en EE. UU. como embalse subterráneo de sistemas HABS (Severson, 2011). En Sudáfrica se han estudiado los huecos de minas subterráneas de oro en la denominada *Far West Rand* para la implantación de sistemas HABS (Winde *et al.*, 2016). En Alemania también se han llevado a cabo varios estudios para el aprovechamiento de minas subterráneas de carbón como embalses inferiores de sistemas HABS en las cuencas

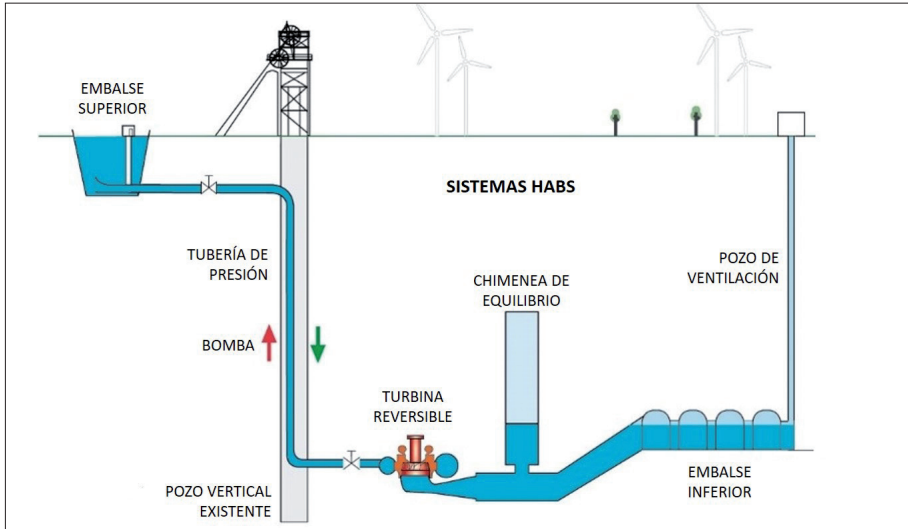


Fig. 2. Esquema de un sistema HABS en explotaciones mineras cerradas

mineras del Harz y del Ruhr (Madlener y Specht, 2013; Alvarado *et al.*, 2015). Finalmente, la construcción de sistemas HABS también ha sido analizada en España, en las explotaciones mineras de carbón situadas en la CCCA (Menéndez *et al.*, 2019a). Uno de los aspectos más destacados en la operación de plantas HABS es la presencia de aire en el embalse inferior subterráneo. Durante las fases de llenado y vaciado del embalse, este aire debe ser expulsado por medio de pozos de ventilación para evitar que aumente su presión e influya en la descarga de la Turbina Francis, reduciendo el salto neto y por ello la cantidad de energía almacenada (Menéndez *et al.*, 2019b). Además, la estabilidad de la caverna de la casa de máquinas, donde se alojan la turbina Francis y el motor-generator, también ha sido analizada en las explotaciones de carbón de la CCCA (Menéndez *et al.*, 2019c). La eficiencia energética global de los sistemas de almacenamiento de energía eléctrica HABS se define como el cociente entre la energía producida en modo turbina y la energía consumida en modo bomba. La eficiencia de los sistemas HABS oscila entre 0,7 y 0,8 (Menéndez *et al.*, 2020b). Por otra parte, la eficiencia de la turbina Francis se estima sobre el 0,9, la eficiencia del alternador en un 0,985 y la eficiencia del transformador en el 0,9.

Dos tipos de sistemas de ASAC pueden ser diferenciados. Por una parte, los sistemas convencionales diabáticos (D-ASAC), donde un combustible, normalmente gas natural, es necesario para incrementar la temperatura del aire comprimido en una cámara de combustión, a la entrada de la turbina de gas, y por otro, sistemas adiabáticos, (A-ASAC), en los que se instala un sistema de almacenamiento de energía térmica aprovechando los gases de escape en el proceso de compresión, que posteriormente se utiliza para incrementar la temperatura del aire a la entrada de la turbina de gas, eliminando el uso del combustible fósil. La Figura 3 muestra los esquemas de D-ASAC y A-ASAC en explotaciones de carbón cerradas.

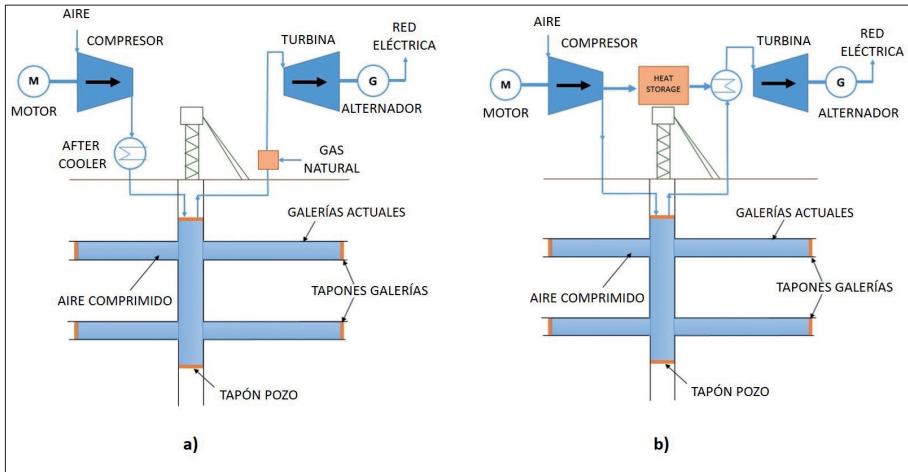


Fig. 3. Sistemas ASAC en explotaciones mineras cerradas. (a) D-ASAC; (b) A-ASAC

Actualmente existen dos plantas diabáticas D-ASAC en operación a nivel mundial. La primera instalación de un sistema D-ASAC fue la planta de Huntorf, contruida en 1978 en Alemania en una caverna de sal. El volumen de almacenamiento es de  $310000 \text{ m}^3$  a una profundidad de 600 m. La planta tiene una potencia de 320 MW y opera a unas presiones entre 4 - 7 MPa, con ciclos diarios de producción a plena carga de 2-3 h (Crotagino *et al.*, 2001; Succar y Williams, 2008). La segunda planta fue construida en el año 1991 también en cavernas de sal en McIntosh, Alabama (EE. UU). La planta dispone de un volumen de almacenamiento de aire comprimido de  $538\,000 \text{ m}^3$  a una profundidad de 450 m y opera a presiones entre 4,5 - 7,6 MPa. La potencia instalada es de 110 MW y el ciclo de operación a plena carga es de 24 h (He *et al.*, 2017; Nakhmkin *et al.*, 1992). La central de McIntosh, a diferencia de la de Huntorf, cuenta con un sistema de recuperación de calor de los gases de combustión antes de la salida a la atmósfera, reduciendo significativamente el consumo de gas natural. La eficiencia energética de los sistemas D-ASAC se define como el cociente entre la energía generada en la expansión en la turbina y la suma de la energía consumida en la etapa de compresión más la energía aportada por el gas natural. La eficiencia global de las plantas D-ASAC oscila entre 0,4 y 0,5, mientras que la eficiencia aumenta hasta 0,7-0,8 en el caso de los sistemas A-ASAC (Tola *et al.*, 2017), dónde se elimina el consumo de gas natural. La eficiencia de las plantas que se encuentran actualmente en operación es de 0,42 en el caso de la planta de Huntorf, y de 0,54 en la planta de McIntosh, debido fundamentalmente al sistema de recuperación de calor de los gases de combustión (Lutyński, 2017). Además del ahorro energético, la eliminación del gas natural reduce las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) cuando un sistema de almacenamiento de energía térmica es considerado en los sistemas A-ASAC.

### 3. BALANCES DE ENERGÍA

#### 3.1. Almacenamiento de energía térmica

La cantidad de energía térmica almacenada en una explotación subterránea depende del volumen de agua almacenado y de la diferencia de temperatura del agua de mina a la entrada y a la salida de la bomba de calor. La energía estática se define por medio de la Ecuación (1).

$$E_s = \eta c \rho V (T_h - T_c) \tag{1}$$

dónde  $E_s$  es la energía estática en kWh,  $c$  es el calor específico del agua de mina,  $4,18 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$ ,  $\eta$  es un factor de conversión de unidades (kWh/kJ), correspondiendo un valor de  $2,7 \times 10^{-4}$ ,  $\rho$  es la densidad del agua de mina ( $1000 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $V$  es el volumen de agua almacenada, en  $\text{m}^3$ , y  $T_h - T_c$  es la diferencia de temperatura a la entrada y salida de la bomba de calor. En la Tabla 1 se muestra la cantidad de energía almacenada en GWh en tres explotaciones mineras inundadas con diferentes volúmenes de huecos y caudales de descarga, considerando un salto térmico de  $5 \text{ }^\circ\text{C}$  y  $2500 \text{ h año}^{-1}$  de calefacción y refrigeración (Ochsner, 2008). En función de los caudales de descarga, comprendidos entre  $600$  y  $2400 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ , la potencia de las instalaciones aumenta desde  $5,81$  hasta  $17,42 \text{ MW}$ .

*Tabla 1. Balance de energía y potencia de plantas geotérmicas baja entalpía (Menéndez et al., 2020a)*

Parámetro	Unidades	A	B	C
Diferencia de temperatura ( $T_h - T_c$ )	$^\circ\text{C}$	5	5	5
Volumen de huecos	$\text{m}^3 (\times 10^6)$	2,50	5,00	7,50
Energía estática	GWh	14,52	29,03	43,55
Caudal anual de descarga	$\text{m}^3/\text{año} \times 10^6$	1,50	3,00	6,00
Caudal horario descarga	$\text{m}^3/\text{h}$	600	1200	2400
Potencia térmica	MW	5,81	11,61	17,42

#### 3.2. Almacenamiento de energía eléctrica

La energía eléctrica almacenada en un sistema HABS depende del salto neto entre el embalse superior e inferior y del volumen de agua movido. La cantidad de energía se obtiene aplicando la Ecuación (2).

$$E_{HABS} \rho \cdot g \cdot V \cdot H \cdot \eta \cdot \alpha \tag{2}$$

donde  $E_{HABS}$  es la energía total almacenada por cada ciclo productivo, en kWh,  $\rho$  es la densidad del agua ( $1.000 \text{ kg m}^{-3}$ ),  $g$  es la aceleración de la gravedad ( $9,81 \text{ m s}^{-2}$ ),  $V$  es el volumen de agua movida en cada ciclo, en  $\text{m}^3$ ,  $H$  es el salto neto, expresado en m. c. a,  $\eta$  es la eficiencia de la turbina reversible y  $\alpha$  es el factor de conversión de unidades (J/kWh) correspondiente a  $2,77 \times 10^{-7}$ . En la Tabla 2 se muestra el balance energético y la potencia instalada en sistemas HABS considerando para tres instalaciones tipo, considerando diferentes volúmenes de agua y saltos netos medios. Además, se con-

sidera una eficiencia de la turbina Francis de 0,9 y una eficiencia global del sistema de 0,77.

Tabla 2. Balance de energía y potencia de sistemas HABS en minas cerradas

Parámetro	Unidades	A	B	C
Salto neto medio	m. c. a	200	400	600
Volumen de agua	m <sup>3</sup> (x10 <sup>6</sup> )	0,50	1,00	2,00
Generación energía/ciclo	MWh	238,38	953,53	2860,60
Consumo energía/ciclo	MWh	309,59	1238,35	3715,06
Ciclo turbinado	h/ciclo	4,00	6,00	8,00
Caudal	m <sup>3</sup> /s	34,72	46,30	69,44
Potencia turbina	MW	59,60	158,92	357,57

En un sistema D-ASAC con turbina de gas, la cantidad de energía depende del volumen del reservorio de aire comprimido y de la diferencia de entalpías en el proceso de expansión en la turbina de gas. La cantidad de energía se obtiene aplicando la Ecuación (3). En un sistema A-ASAC, donde no es necesario el gas natural, la cantidad de energía se obtiene aplicando la Ecuación (4).

$$E_{ASAC} = (\dot{m}_a + \dot{m}_{GN}) \cdot (h_{e1} - h_{e2}) \cdot \eta \cdot t_c \quad (3)$$

$$E_{ASAC} = \dot{m}_a \cdot (h_{e1} - h_{e2}) \cdot \eta \cdot t_c \quad (4)$$

donde  $E_{ASAC}$  es la energía total almacenada por cada ciclo productivo, en kWh, son el flujo másico de aire comprimido y de gas natural respectivamente, en kg s<sup>-1</sup>,  $(h_{e1} - h_{e2})$  es la diferencia de entalpías en el proceso de expansión de la turbina de gas, en KJ/kg,  $\eta$  es la eficiencia de la turbina de gas y  $t_c$  es el tiempo de ciclo a plena carga, en h. La Tabla 3 muestra el balance de energía y la potencia obtenida para 3 instalaciones A-ASAC con presiones máximas de 100 bar y considerando diferentes volúmenes de almacenamiento con una eficiencia de la turbina de gas de 0,85.

Tabla 3. Balance de energía y potencia de sistemas A-ASAC en minas cerradas.

Parámetro	Unidades	A	B	C
Caudal de aire	kg/s	100	150	200
Volumen del reservorio	m <sup>3</sup>	15000	33000	60000
Presión máxima	bar	100	100	100
Presión mínima	bar	60	60	60
Energía	MWh	115,60	260,10	460,00
Ciclo descarga	h/ciclo	2,00	3,00	4,00
Potencia	MW	57,80	86,70	115,00

#### 4. CONCLUSIONES

En este trabajo se presenta la situación actual de los sistemas de almacenamiento de energía térmica y eléctrica en minas cerradas. La utilización de minas cerradas para la construcción de centros de almacenamiento de energía térmica y eléctrica tiene un gran potencial debido al gran número de instalaciones existentes alrededor del mundo. Estos nuevos sistemas energéticos se caracterizan por poseer bajos impactos medioambientales, a la vez que permiten dinamizar económicamente unas zonas deprimidas debido al cierre de las explotaciones mineras. Además, la generación de energía térmica a partir de agua de mina reduce las emisiones de GEI, mientras que los sistemas de almacenamiento de energía eléctrica son muy beneficiosos para el sistema eléctrico, permitiendo ajustar la curva de generación y demanda en un mix eléctrico donde las energías renovables no gestionables están cobrando una enorme relevancia.

En el caso de minas inundadas se plantea la construcción de centrales geotérmicas de baja entalpía mediante el uso de intercambiadores de calor tubulares y bombas de calor de alta eficiencia para el suministro de energía térmica a edificios situados en el entorno de las minas. La energía térmica almacenada en las minas depende del volumen de agua almacenada y de la diferencia de temperatura entre la entrada y la salida de la bomba de calor. Por su parte, la potencia térmica instalada dependerá del caudal de agua bombeado.

Respecto a los sistemas de almacenamiento de energía eléctrica, es preferible que las instalaciones se encuentren en la fase de clausura, donde todavía no han cesado los trabajos de bombeo. Sistemas HABS o sistemas ASAC pueden ser construidos empleando los huecos mineros para el almacenamiento de agua o aire comprimido a alta presión, respectivamente. En el caso de los sistemas HABS la cantidad de energía almacenada depende del volumen de agua movido y del salto neto entre los reservorios superior e inferior. Por su parte, los sistemas ASAC almacenan aire comprimido a presiones entre 40-100 bar, y la cantidad de energía depende principalmente del volumen de aire comprimido almacenado en los huecos mineros.

#### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarado, R., Niemann, A., Wortberg, T., 2015. Underground pumped-storage hydroelectricity using existing coal mining infrastructure. *E-proceedings of the 36th IAHR world congress*. The Netherlands: The Hague.
- Crotogino, F., Mohmeyer, K. U., Scharf, R., 2001. Huntorf CAES: More than 20 years of successful operation. *The Solution Mining Research Institute Spring Meeting*, Orlando, Florida, USA.
- Díez, R., Díaz-Aguado, M., 2014. Estimating limits for the geothermal energy potential of abandoned underground coal mines: a simple methodology. *Energies* 7 (7): 4241-4260.
- Fessenden, R. A. *System of Storing Power*, application filed June 7, 1907: 1,247,520 Patented Nov. 20, 1917, 1917.
- Gzyl, G., Banks, D., Younger, P., Głodniok, M., Burnside, N., Garzon, B., Skalny, A., 2016. Low Carbon After-Life e overview and first results of project LoCAL. *Proceedings of the International Mine Water Congress, IMWA*, Freiberg (Germany), 593-599.

- Haehnlein, S., Bayer, P., Blum, P., 2010. International legal status of the use of shallow geothermal energy. *Renewable Sustainable Energy Reviews*, 14: 2611–2625.
- Hall, A., Scott, J. A., Shang, H., 2011. Geothermal energy recovery from underground mines. *Renewable. Sustainable Energy Reviews*, 15: 916–924.
- Harza, R.D., 1960. Hydro and pumped storage for peaking. *Power Engineering* 64 (10): 79–82.
- He, W., Luo, X., Evans, D., Busby, J., Garvey, S., Parkes, D., Wang, J., 2017. Exergy storage of compressed air in cavern and cavern volume estimation of the large-scale compressed air energy storage system. *Applied Energy*, 208: 745–757.
- Jessop, A., 1995. Geothermal energy from old mines at Springhill, Nova Scotia, Canada. *Proceedings World Geothermal Congress*, 463–468.
- Khaledi, K., Mahmoudi, E., Datcheva, M., Schanz, T., 2016. Analysis of compressed air storage caverns in rock salt considering thermomechanical cyclic loading. *Environmental Earth Sciences*, 75: 1149
- Kranz, K., Dillenhart, J., 2010. Mine water utilization for geothermal purposes in Freiberg, Germany: determination of hydrogeological and thermophysical rock parameters. *Mine Water and the Environment*, 29: 68–76.
- Lutyński, M., 2017. An overview of potential benefits and limitations of Compressed Air Energy Storage in abandoned coal mines. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 268, 012006.
- Madlener, R., Specht, J. M., 2013. An exploratory economic analysis of underground pumped-storage hydro power plants in abandoned coal mines. FCN Working Paper No. 2/2013, 34 p.
- Matthes, R., Schreyer, J., 2007. Remediation of the Old Wismut-Shaft 302 in Marienberg and installation of a technical plant for geothermal mine water use. *IMWA symposium 2007: water in mining environments*, 227–231.
- Menendez, J., Fernández-Oro, J. M., Galdo, M., Loredó, J., 2019b. Pumped-storage hydropower plants with underground reservoir: influence of air pressure on the efficiency of the Francis turbine and energy production. *Renewable Energy*, 143: 1427–1438.
- Menendez, J., Fernández-Oro, J. M., Galdo, M., Loredó, J., 2020b. Efficiency analysis of underground pumped storage hydropower plants. *Journal of Energy Storage*, 28: 101234.
- Menendez, J., Loredó, J., Fernández-Oro, J. M., Galdo, M., 2019a. Energy storage in underground coal mines in NW Spain: assessment of an underground lower water reservoir and preliminary energy balance. *Renewable Energy*, 134: 1381–1391.
- Menendez, J., Ordóñez, A., Fernández-Oro, J. M., Loredó, J., Díaz-Aguado, M., 2020a. Feasibility analysis of using mine water from abandoned coal mines in Spain for heating and cooling of buildings. *Renewable Energy*, 146: 1166–1176.
- Menéndez, J., Schmidt, F., Konietzky, H., Fernández-Oro, J. M., Galdo, M., Loredó, J., Díaz-Aguado, M. B., 2019c. Stability analysis of the underground infrastructure for pumped storage hydropower plants in closed coal mines. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 94: 103117.
- Nakhmkin, M., Andersson, L., Swensen, E., Howard, J., Meyer, R., Schainker, R., 1992. AEC 110 MW CAES plant: status of project. *Journal Engineering Gas Turbines Power*; 114: 695–700.
- Ochsner, K. (Ed.), 2008. Geothermal Heat Pumps. A guide to Planning and Installing. Earthscan, London. 167 p.
- Perez-Díaz, J. I., Chazarra, M., García-González, J., Cavazzini, G., Stoppato, A., 2015. Trends and challenges in the operation of pumped-storage hydropower plants. *Renewable Sustainable Energy Reviews*, 44: 767–784.
- Rehman, S., Al-Hadhrani, L. M., Alam, M. M., 2015. Pumped hydro energy storage system: A technological review. *Renewable Sustainable Energy Reviews*, 44: 586–598.



- Severson, M. J., 2011. *Preliminary evaluation of establishing an underground taconite mine, to be used later as a lower reservoir in a pumped hydro energy storage facility, on the Mesabi iron range*. Minnesota: Natural Resources Research Institute, University of Minnesota, Duluth, MN, Report of Investigation NRRI/RI-2011/02, 28 p.
- Succar, S., Williams, R. H., 2008. *Compressed air energy storage: theory, resources, and applications for wind power*. Princeton environmental institute report, 8 p.
- Tola, V., Meloni, V., Spadaccini, F., Cau, G., 2017. Performance assessment of Adiabatic Compressed Air Energy Storage (A-CAES) power plants integrated with packed-bed thermocline storage systems. *Energy Conversion and Management*, 151: 343–356.
- Winde, F., Kaiser, F., Erasmus, E., 2016. Exploring the use of deep level gold mines in South Africa for underground pumped hydroelectric energy storage schemes. *Renewable Sustainable Energy Reviews*, 78: 668–682.
- Wong, I. H., 1996. An underground pumped storage scheme in the bukit Timah granite of Singapore. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 11(4): 485–489.
- Younger, P. L., Banwart, S. A., Hedin, R. S., 2002. Mine Water. Hydrology, Pollution, Remediation. *Kluwer Ac. Pubs*. Reino Unido, 442 p.

# CONTRIBUCIÓN DEL YACIMIENTO DE CARLÉS A LA MINERALOGÍA ESPAÑOLA

*Manuel Mesa Braña*

Ingeniero de Minas. Responsable de Planificación Minera en la mina de El Valle-Boinás (periodo 1996-2003)

## RESUMEN

El yacimiento asturiano de Carlés pertenece a esos contados yacimientos en los que su abundante diversidad de especies minerales, le han conferido un puesto de importancia dentro de la mineralogía española.

Gracias a los trabajos de explotación a cielo abierto realizados por la empresa Rio Narcea Gold Mines S. A., los cuales han servido de ventana geológica al estudio e investigación de este yacimiento de oro del occidente asturiano, se han podido inventariar 78 especies minerales, algunas de las cuales, como por ejemplo la löllingita, la jamesonita, la allanita, la senarmontita, la eucroíta, la hörnesita o la chapmanita, han sido un descubrimiento notable debido a su rareza o calidad de cristales.

## 1. INTRODUCCIÓN

El yacimiento aurífero de Carlés se halla situado en la zona centro occidental del Principado de Asturias, próximo a la pequeña población de Carlés en el concejo de Salas, y a unos 45 km aproximadamente de la capital de Oviedo con un acceso cómodo y sencillo por la carretera AS-15.

Su mineralización ha sido aprovechada en época de dominio romano tal y como lo atestiguan las antiguas labores de explotación presentes que ya fueron referenciadas por Paillette (1853) y Schulz (1858) a mediados del siglo XIX. Entre los años 1945 y 1946 se tiene constancia de pequeñas labores para el aprovechamiento de arsenopirita, denominadas *Mina del Cura*, situada en el borde occidental del *stock* ígneo, y Mina de Bandanaso, situada al este de la intrusión. Pero es a partir de los años 70 cuando comienza la exploración moderna del Cinturón aurífero denominado *Río Narcea* con compañías como Gold Fields Española, S. A., Boliden Minerals A. B., Anglo American Corporation, que culmina en el año 2000 con la pue-

ta en producción del yacimiento por la empresa Rio Narcea Gold Mines, S. A. (RNGMSA) que ese momento se encontraba explotando el complejo minero de El Valle-Boinás.

Actualmente los activos mineros de El Valle-Boinás-Carlés pertenecen a la empresa Orvana Minerals Corp., encontrándose el yacimiento de Carlés en situación de paralización temporal de la actividad minera con el objetivo de redefinir reservas.

## 2. GEOLOGÍA

Este depósito de Cu-Au está constituido por una serie de mineralizaciones asociadas a la intrusión ígnea de Carlés. Una intrusión granodiorítica que se emplaza durante el periodo tardihercínico aprovechando controles tectónicos y estratigráficos (Boixet, 1993 y Martín-Izard *et al.* 1998), y que intruye en el contacto litológico de las areniscas ferruginosas de la Formación Furada del Silúrico Superior y los materiales carbonatados del Grupo Rañeces (Formación Calizas de Nieva) del Devónico Inferior (ver Fig. 1).

El intrusivo ígneo de Carlés presenta una forma de domo con una proyección en planta pseudocircular de unos 750 m de diámetro, que cuenta con interdigitaciones o ramificaciones a favor de juntas estratigráficas. Du-

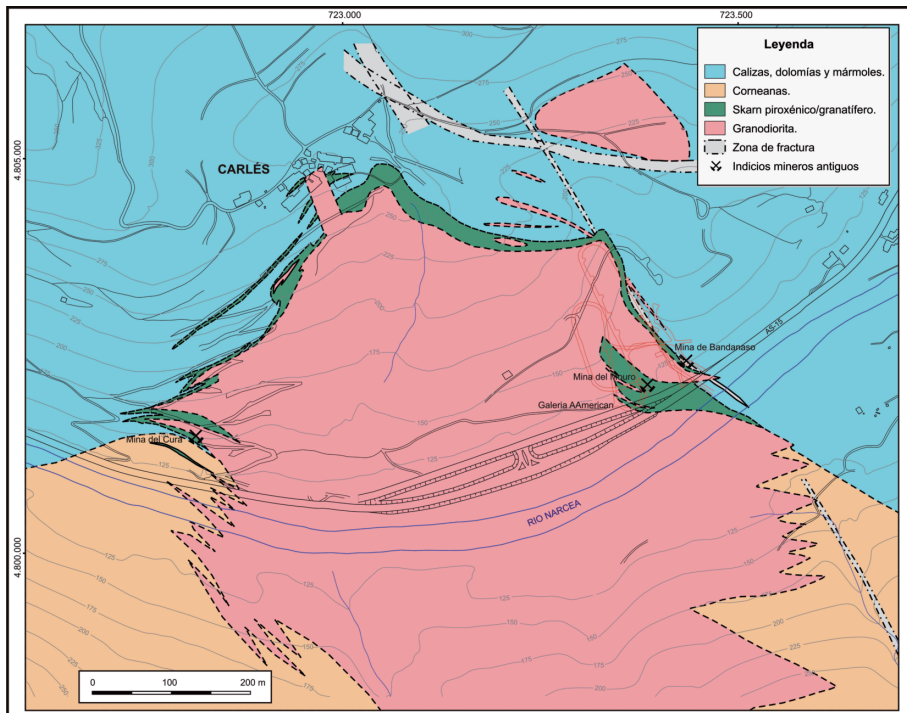


Fig. 1. Detalle geológico del skarn cálcico de Carlés. (Fuente RNGMSA)

rante su intrusión, se produce una aureola de metamorfismo de contacto que da lugar a la formación de corneanas en la Formación Furada y a una recristalización de las calizas devónicas. Posteriormente su enfriamiento y solidificación conlleva procesos metasomáticos que son los responsables de la formación del skarn, constituyendo zonas metasomáticas desarrolladas sobre el encajante (exoskarn) y ausencia prácticamente de metasomatismo sobre la roca ígnea (endoskarn). Por ello, el yacimiento de Carlés se clasifica básicamente como un exoskarn (Martín-Izard *et al.*, 1993) el cual se ha desarrollado predominantemente a lo largo del margen norte de la granodiorita de Carlés.

El skarn ha sido ampliamente investigado por diferentes empresas, siendo los trabajos más exhaustivos, los realizados por las empresas Río Narcea Gold Mines y Orvana Minerals Corp., que han llegado a redefinir las reservas del yacimiento con un cierre de malla de sondeos de hasta 25 x 25 m para su explotación. Como dato, aportar que desde 1981 hasta el 2014 se han realizado 931 sondeos, totalizando más de 102000 m perforados (Cox *et al.*, 2014). Esta investigación ha diferenciado cuatro dominios diferentes que se han denominado según la situación del skarn con respecto a la intrusión granodiorítica: Carlés Este, Carlés Norte, Carlés Noroeste y Carlés Oeste.

Este artículo se centrará en la mineralización de Carlés Este y Carlés Norte debido a la mayor accesibilidad a la recolección de muestras minerales.

### 3. LA MINERALIZACIÓN

Una peculiaridad del yacimiento es el de presentar paragénesis muy diferentes en un área muy reducida: Por un lado, el dominio de Carlés Este donde priman los minerales silicatados y donde la mineralización económicamente aprovechable está compuesta por sulfuros masivos de bornita y calcopirita y magnetita principalmente. Y, por otro lado, el skarn de Carlés Norte, donde priman los sulfuros frente a los silicatos, y que, en superficie, dan lugar a minerales secundarios muy interesantes debido a la alteración supergénica.

#### 3.1. Paragénesis de Carlés Este

Carles Este se sitúa al este del intrusivo, próximo a la carretera AS-15, y destaca por la presencia de dos capas de skarn granatífero de unos 20 m de potencia y dirección N45W, que están separadas por un sill de intrusivo. Fue explotado a cielo abierto desde el año 2000 hasta el 2002, produciendo 63 852 toneladas con una ley media de 4,54 g Au/t (9320 onzas de oro) y 0,78% Cu (Noble *et al.*, 2012).

En este dominio, la mineralización consiste básicamente en sulfuros de cobre tipo calcopirita y bornita, con abundante magnetita y escasa arsenopirita en un skarn granatífero donde el granate es el primer mineral en formarse durante el primer frente metasomático. Los granates pertenecen a la serie andradita-grosularia, aunque siempre con predominio del término grosularia sobre el de andradita (Boixet, 1993).

Tabla 1. Relación de especies minerales del yacimiento

Mineral	Fórmula	Mineral	Fórmula
Actinolita	$(Ca_2)(Mg_{4.5-2.5}Fe^{2+}_{0.5-2.5})Si_6O_{22}(OH)_2$	Gudmundita	FeSbS
Albita	$Na(AlSi_3O_8)$	Hastingsita	$NaCa_2(Fe^{2+}_4Fe^{3+})(Si_6Al)_2O_{22}(OH)_2$
Allanita-(Ce)	$CaCe(Al_2Fe^{3+})(Si_2O_7)(SiO_4)O(OH)$	Hedenbergita	$CaFe^{2+}Si_2O_6$
Andradita	$Ca_3Fe^{3+}(SiO_4)_3$	Hematites	$Fe_2O_3$
Anglesita	$PbSO_4$	Hidromagnesita	$Mg_5(CO_3)_4(OH)_2 \cdot 4H_2O$
Antigorita	$Mg_3Si_2O_5(OH)_4$	Hörsnesita	$Mg_5(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$
Aragonito	$CaCO_3$	Jamesonita	$Pb_4FeSb_6S_{14}$
Arsenosiderita	$Ca_2Fe^{3+}_3O_2(AsO_4)_3 \cdot 3H_2O$	Kermesita	$Sb_2S_2O$
Arsenopirita	$FeAsS$	Limonita	$FeO(OH) \cdot nH_2O$
Azurita	$Cu_5(CO_3)_2(OH)_2$	Löllingita	$FeAs_2$
Bornita	$Cu_3FeS_4$	Magnetita	$Fe^{2+}Fe^{3+}O_4$
Bourbonita	$PbCuSbS_3$	Malaquita	$Cu_2(CO_3)(OH)_2$
Brochantita	$Cu_4(SO_4)(OH)_6$	Marcasita	$FeS_2$
Brucita	$Mg(OH)_2$	Marialita	$Na_4Al_3Si_9O_{24}Cl$
Calcantita	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	Metastibnita	$Sb_2S_3$
Calcita	$CaCO_3$	Microclina	$K(AlSi_3O_8)$
Calcopirita	$CuFeS_2$	Mimetita	$Pb_5(AsO_4)_3Cl$
Calcosina	$Cu_2S$	Molibdenita	$MoS_2$
Cerusita	$PbCO_3$	Moscovita	$KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$
Chapmanita	$Fe_2^{3+}Sb^{3+}(Si_2O_7)_2(OH)$	Oro	Au
Clinocloro	$Mg_5Al(AlSi_3O_{10})(OH)_8$	Oxiplumboromeita	$Pb_2Sb_2O_7$
Cobre	Cu	Parasimplesita	$Fe_3^{2+}(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$
Conicalcita	$CaCu(AsO_4)(OH)$	Pirita	$FeS_2$
Crisocola	$(Cu_{2.5}Al)_2H_2Si_2O_7(OH)_4 \cdot nH_2O$ ( $x < 1$ )	Piroaurita	$Mg_6Fe_2^{3+}(CO_3)(OH)_6 \cdot 4H_2O$
Crisotilo	$Mg_3(Si_2O_5)(OH)_4$	Pirrotina	$Fe_7S_8$
Cuarzo	$SiO_2$	Plata	Ag
Datolita	$CaB(SiO_3)(OH)$	Prehnita	$Ca_2Al(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$
Diópsido	$CaMgSi_2O_6$	Senarmontita	$Sb_2O_3$
Dolomita	$CaMg(CO_3)_2$	Sepiolita	$Mg_4(Si_6O_{15})(OH)_2 \cdot 6H_2O$
Epidota	$Ca_2(Al_2Fe^{3+})[Si_2O_7][SiO_4]O(OH)$	Siderita	$FeCO_3$
Eritrina	$Co_2(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$	Stibnita	$Sb_2S_3$
Escorodita	$Fe^{3+}(AsO_4) \cdot 2H_2O$	Tetraedrita	$Cu_4[Cu_4(Fe,Zn)_2]Sb_4S_{13}$
Esfalerita	$ZnS$	Tirolita	$Ca_2Cu_9(AsO_4)_4(CO_3)(OH)_8 \cdot 11H_2O$
Eurocita	$Cu_2(AsO_4)(OH) \cdot 3H_2O$	Titanita	$CaTiSiO_5$
Farmacosiderita	$KFe^{3+}(AsO_4)_3(OH)_4 \cdot 6-7H_2O$	Valentinita	$Sb_2O_3$
Ferroactinolita	$\square Ca_2(Mg_{2.5-0.0}Fe^{2+}_{2.5-5.0})(Si_6O_{22})(OH)_2$	Vesubiana	$(Ca,Na)_{10}(Al,Mg,Fe)_{13}(SiO_4)_{10}(Si_2O_7)(OH,F,O)_{10}$
Galena	$PbS$	Woodruffita	$Zn_2(Mn^{4+},Mn^{3+})_3O_{10} \cdot 4H_2O$
Goethita	$\alpha-Fe^{3+}O(OH)$	Yeso	$CaSO_4 \cdot 2H_2O$
Grosularia	$Ca_3Al_2(SiO_4)_3$	Zinckenita	$Pb_5Sb_{22}S_{42}$

Los mejores ejemplares de granate aparecieron durante la ejecución del desvío de la carretera AS-15 y durante las propias labores de explotación de la corta Carlés Este, donde eran frecuentes la presencia de geodas rellenas de calcita. Mediante la acidificación de estas geodas eran visibles el resto de minerales producto del metasomatismo y retrogradación del skarn.

Continuando con la secuencia paragenética del exoskarn de Carlés, el siguiente frente metasomático reemplaza los granates por piroxenos de la serie diópsido-hedenbergita. La hedenbergita, frecuente en esta explotación, se presenta en cristales de color verde oscuro de hasta dos centímetros de lon-

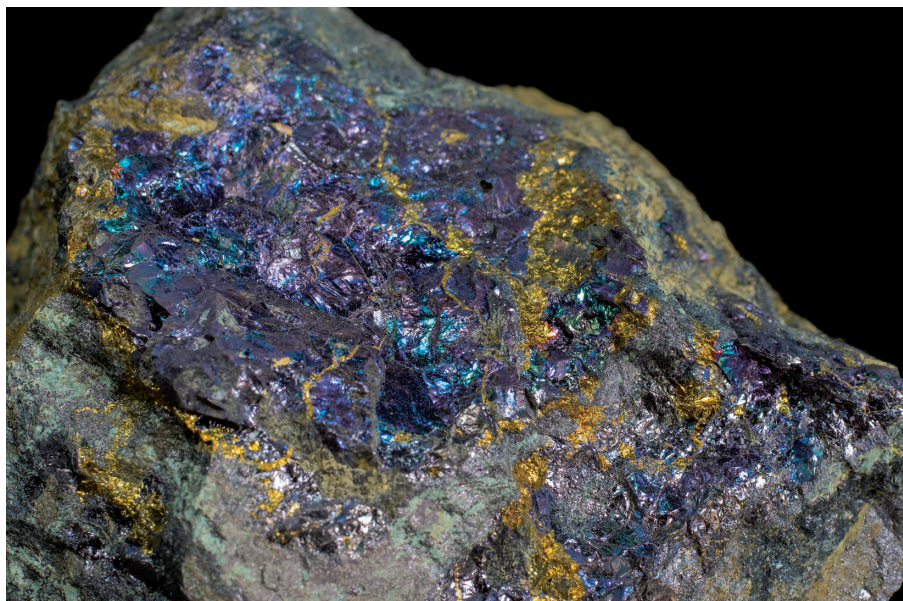


Fig. 2. Aspecto del mineral (bornita+calcopirita) de Carlés Este. (Foto: Paco Mayor)

gitud, tapizando las geodas de granate en compañía de otros minerales accesorios producto de la retrogradación del skarn.

Posteriormente, en la fase retrógrada del skarn, se forman los anfíboles, los cuales se han clasificado como hastingsitas potásicas. Estos anfíboles reemplazan los minerales previos, e incluso sustituyen las masas lenticulares de granate preexistentes, dando lugar a una porosidad intersticial elevada. Esta porosidad es de gran importancia ya que, en episodios posteriores, será rellena por los sulfuros (Arcos, 1996). En esta fase también se produce la transformación de hedenbergita a magnetita, y además se lleva a cabo la formación de feldespatos y cuarzo, pudiendo distinguirse feldespatos potásicos tipo microclina, feldespatos sódicos tipo albita, menos frecuentes, y plagioclasas intermedias de composición zonada (Boixet, 1993).

Dentro de los minerales producto de la fase retrógrada del skarn se pueden encontrar escapolita con predominio del término marialita, vesubiana, epidota, titanita, allanita, ferroactinolita y prehnita. En esta explotación, después del granate y la hedenbergita, la escapolita era el mineral que predominaba en las geodas, formando rellenos de cristales divergentes de hasta 6 cm de longitud.

Las geodas presentes en el skarn se forman como consecuencia del enfriamiento de la granodiorita y al aumento de la presión de fluidos, que da lugar al diaclasado de la roca ígnea y a una intensa fracturación del skarn. Es entonces cuando los fluidos mineralizadores se canalizan hacia ellas debido al gradiente de presión existente, precipitando los minerales citados anteriormente y tapizando las paredes de estas cavidades.

Continuando con la secuencia paragenética de la mineralización de Carlés, se inicia la precipitación de las fases metálicas con contenidos bajos en azufre como son la löllingita y la pirrotina, y en un tercer estadio posterior el resto de los sulfuros (Arcos, 1996). En Carlés Este, los sulfuros predominantes eran la bornita y la calcopirita.

Durante el tercer estadio, es también cuando precipita la mayor parte del oro en forma de electrum, responsable del interés económico del yacimiento (Arcos, 1996). Este electrum se presenta en forma de pequeñas partículas (incluso milimétricas) asociadas a los sulfuros de cobre.

Por otra parte, merece la pena destacar en este sector, la presencia de filones tardíos de cuarzo en la granodiorita que portaban sulfuros tipo molibdenita, arsenopirita y jamesonita.



*Fig. 3. Cristal de grosularia de 12 mm sobre calcita. Corta Carlés Este.  
(Foto: Paco Mayor)*



*Fig. 4. Allanita sobre beddenbergita (cristal de 5 mm). Corta Carlés Este.  
(Foto: Paco Mayor)*



*Fig. 5. Cristal aéreo de titanita de 13 mm. Corta Carlés Este.  
(Foto: Paco Mayor)*



*Fig. 6. Oro sobre microclina (partículas de 2 mm). Corta Carlés Este.  
(Foto: Paco Mayor)*



Fig. 7. Cristales de plagioclasas sobre bedensbergita (encuadre 20 mm).  
(Foto: Paco Mayor)



Fig. 8. Escapolita variedad marialita (cristal de 55 mm). Corta Carlés Este.  
(Foto: Paco Mayor)

### 3.2. Paragénesis de Carlés Norte

La corta Carlés Norte estuvo operativa desde el año 2000 al 2004 y se extrajeron un total de 241381 toneladas con una media de 4,43 g Au/t (34.393 onzas de oro) y 0,77%Cu (Noble *et al.*, 2012). En esta explotación, la mineralización es muy diferente: La presencia de granates y piroxenos prácticamente ha desaparecido y no existen geodas o huecos rellenos con los minerales retrógrados propios del skarn (tal y como ocurría en Carlés Este).

En esta explotación toma especial relevancia el denominado *Filón Rufino*: un filón tardío rico en oro y plata con esfalerita y sulfosales, principalmente jamesonita, en un relleno de calcita. Este filón se presenta en Carlés Norte concordante con el skarn y en contacto con la granodiorita, aunque más al sur intruye en la roca ígnea y al norte en los materiales marmóreos. La importancia de este filón radica en su continuidad y la escasa variabilidad en su potencia (de 5 a 20 cm), lo que lo hacía una guía excepcional durante las campañas de investigación con sondeos.

Desde el punto de vista mineralógico, tanto el Filón Rufino como el skarn mineralizado presentan en superficie una alteración supergénica muy interesante, formando un amplio abanico de minerales secundarios. Por ejemplo, al inicio de las labores en Carlés Norte, y la vez que se descubren unas galerías romanas (que aprovechaban el Filón Rufino), aparecieron unas masas cristalinas de galena en forma de bolos de hasta un metro de espesor con abundantes geodas en su interior, donde se podían encontrar minerales producto de alteración, como cerusita, anglesita y mimetita. Otros minerales supergénicos producto de la alteración de los minerales de cobre del skarn,



que se han descubierto durante la explotación de yacimiento han sido: malaquita, azurita, brochantita, conicalcita, crisocola, tirolita, así como pátinas de calcantita de neoformación. Estos minerales eran relativamente abundantes y se presentaban rellenando las fracturas y diaclasas del skarn más superficial que se mostraba alterado y oxidado.

Pero de entre todos los secundarios de cobre encontrados en Carlés Norte, merece la pena destacar la existencia de la eucroita, siendo Carlés es el único yacimiento español en el que se ha citado esta especie mineral (Calvo *et al.*, 2014).

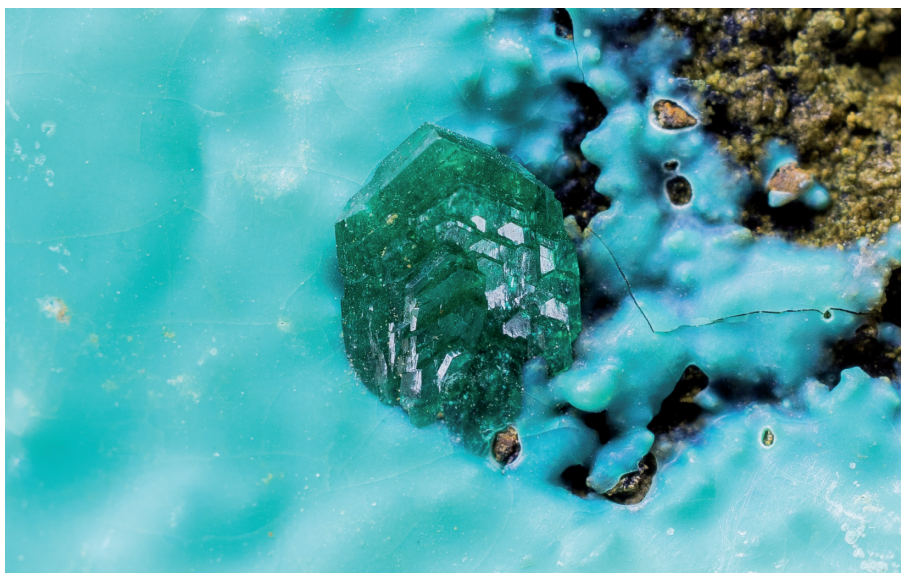


Fig. 9. *EuCroita* sobre *crisocola* (cristal de 3 mm). Corta Carlés Norte.  
(Foto: Paco Mayor)

En profundidad la roca de skarn se presenta más fresca y en sus fracturas y grietas suelen aparecer otros minerales secundarios producto de la alteración de la arsenopirita y la löllingita, tales como yeso, escorodita, parasimplesita, arseniosiderita, farmacosiderita, hörnesita, hidromagnesita y aragonito. Y en la mineralización propiamente dicha, se observa una variabilidad acusada de paragénesis: desde zonas ricas en magnetita con anfíboles, zonas con predominio de pirrotina, esfalerita, calcopirita, arsenopirita y pirita, y otras zonas donde la presencia de arsenopirita, la jamesonita y la stibnita son mayoritarias. Asociada a la stibnita se ha observado la presencia ocasional de metastibnita en forma de pátinas rojizas sobre stibnita, y de zinkenita en forma de microcristales (Calvo *et al.*, 2014).

En el Filón Rufino rico en jamesonita y que discurre paralelo al skarn mineralizado, merece la pena destacar la presencia de minerales resultantes de la oxidación de sulfosales de plomo y antimonio, como valentinita y oxiplumboromeíta. También aparece senarumontita en forma de cristales blancogrisáceos e incluso transparentes visibles a simple vista, lo que hace que Car-

lés sea el yacimiento español más notable para la especie (Calvo *et al.*, 2014). De forma anecdótica, en este filón y en las últimas plataformas de la explotación a cielo abierto, también se recuperaron ejemplares bastante interesantes de kermesita asociada a arsenopirita, esfalerita y stibnita.

Pero el mineral más relevante y el cual le ha hecho un hueco al yacimiento de Carlés dentro de la mineralogía española, debido a la gran calidad de sus cristales, ha sido la löllingita. Esta especie se presenta formando cristalizaciones hojosas incluídas en calcita, de hasta 10 cm (bastante grandes para la especie) pero difíciles de recuperar debido a la fracturación interna que presentan.

Por último, también merece mención, desde el punto de vista mineralógico, la presencia de grupos de cristales de bournonita de hasta 10 mm, y cristales de calcosina en pequeñas geodas dentro del skarn rellenas de dolomita cristalizada.

En este artículo se ha inventariado los minerales encontrados que han sido distinguidos a simple vista o con binocular. Existen muchos otros a escala microscópica y que han sido referenciados en la amplia bibliografía que ha suscitado este yacimiento, pudiendo citar, por ejemplo: bismuto nativo, bismutinita, tenantita y cubanita (Loredó y García Iglesias, 1988), wittichenita, hessita, estannita e ilmenita (Martín-Izard *et al.*, 1998), joseíta, tetradimita, schirmenita (Arcos, 1996), y muchos otros.



Fig. 10. Anglesita sobre galena (encuadre 30 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor).



Fig. 11. Detalle de malaquita (encuadre 10 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor).



Fig. 12. Escorodita (encuadre 10 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor)

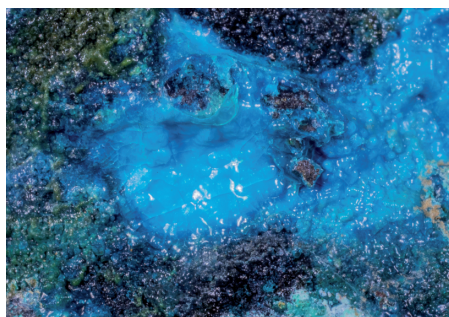
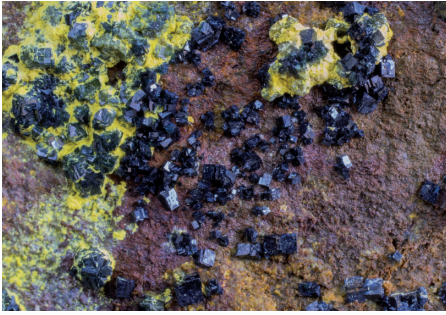
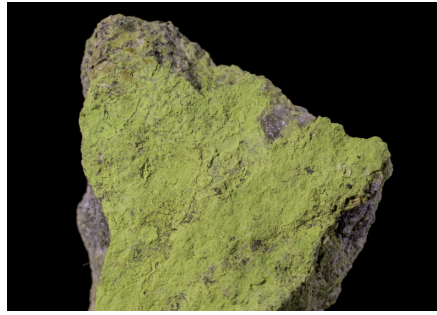


Fig. 13. Detalle de crisocola (encuadre 20 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor).



*Fig. 14. Farmacosiderita asociado a un arseniato amarillo no identificado (encuadre 30 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor)*



*Fig. 15. Chapmanita (ancho ejemplar 45 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor)*



*Fig. 16. Magnetita (encuadre 15 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor).*



*Fig. 17. Hörmesita sobre aragonito (encuadre 10 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor)*



*Fig. 18. Arsenopirita (encuadre 4 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: J. A. Soldevilla).*



*Fig. 19. Jamesonita con pátinas de Oxiplumboromeíta (encuadre 25 mm). Filón Rufino. Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor).*



Fig. 20. Löllingita (cristal de 48 mm). Corta Carlés Norte. (Foto: José Rafael González)



Fig. 21. Senarmontita (encuadre 2,5 mm). Filón Rufino. Corta Carlés Norte. (Foto: J. A. Soldevilla).



Fig. 22. Bournonita (cristal 6 mm) sobre cuarzo con pequeños cristales de pirita. Corta Carlés Norte. (Foto: Paco Mayor).

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arcos, D., 1996. Las mineralizaciones asociadas a la granodiorita en el depósito de Cu-Au de Carlés (Asturias). *Tesis Doctoral inédita*, Universidad de Barcelona, 360 p.
- Boixet, Ll., 1993. Morfología y Mineralogía del skarn de Carlés, Asturias. *Tesis de Licenciatura inédita*. Universidad de Barcelona, 84 p.
- Calvo, M., Viñals, J., Callem, J., 2014. Mineralogía del yacimiento de oro de Carlés, Salas (Asturias). *Revista de Minerale*s, 6: 6-32.
- Cox, J., Sepp, J., Horan, S., Scholey, B., 2014. Technical Report on the El Valle Boinás - Carlés Operation, Asturias, Spain. Technical Report NI 43-101. RPA. *Informe interno inédito para Orvana Minerals Corp.*, 173 p.
- Martín-Izard, A., Boixet, Ll., Maldonado, C. 1993. The Carlés copper-gold-bearing skarn, Cantabrian Cordillera, Spain. *Current Research in Geology Applied to Ore Deposit. Proceedings of Second Biennial SGA Meeting*, 499-502.
- Martín-Izard, A., Fuertes-Fuente, M., Boixet, Ll., Pevida, L.R., Spiering, E. D., Varela, A., González, S., 1998. The "Carlés" intrusive and its relationship to skarn formation and old-copper-molybdenum ore deposition. En: Arias, D., Martín-Izard, A., Paniagua, A. (Eds.), *Gold Exploration and Mining in NW Spain. Asturias*, 65-74.
- Noble, A. C., Wheeler, A., Williams, W. C., 2012. Technical Report for the El Valle/Boinás-Carlés Gold Deposits: Updated Reserve Estimate and Mine Plan. *Informe interno inédito para Orvana Minerals Corp.* 276 p.

- Paillete, A., 1853. Investigaciones sobre la historia y condiciones de yacimiento de las minas de oro en el Norte de España. *Revista Minera*, 4: 450-457.
- Schulz, G., 1858. *Descripción geológica de la provincia de Oviedo*. Impr. de José González, Madrid, 138 p.

# LA DESCARBONIZACIÓN DE LAS INDUSTRIAS MINERALES EN EL PRINCIPADO DE ASTURIAS

*Andrés Olay Sánchez*

Consultor, ejercicio libre de la profesión, Oviedo, España

## RESUMEN

La Unión Europea ha fijado el objetivo de neutralidad climática para 2050. Bajo esta premisa, la mayor parte de los sectores de actividad abordarán el abatimiento de sus emisiones mediante la implantación de energías renovables y medidas de eficiencia energética, en un progresivo escenario de electrificación de la economía. Sin embargo, determinadas actividades con emisiones inherentes a la materia prima utilizada en el proceso productivo, como es el caso de las industrias minerales (Epígrafe 3 de la Ley IPPC), que cuentan con un peso específico significativo en el perfil emisor del sector industrial del Principado de Asturias, deben encontrar alternativas adicionales para reducir su huella de carbono. A este respecto, en este artículo se apuesta por los beneficios de la economía circular, intensificando los niveles de coprocesado de combustibles y materias primas alternativas, junto a la compensación de las emisiones químicamente irreducibles mediante el fomento de los sumideros forestales de carbono en la región.

## 1. INTRODUCCIÓN

En el marco de los compromisos de la Unión Europea en materia de lucha contra el cambio climático, España debe hacer frente a un rápido proceso de descarbonización que va a afectar a todos los sectores de la economía. Este ajuste tendrá especial relevancia en Asturias, caracterizada por un perfil emisor en el que la contribución de los sectores incluidos en el régimen europeo de comercio de derechos de emisión (RCDE UE) de gases de efecto invernadero (GEI) es, con un 74% del total de las emisiones regionales en 2018, muy superior al de las denominadas emisiones difusas.

Dichas emisiones reguladas, de carácter industrial, se pueden subdividir en emisiones de combustión y emisiones de proceso. Las emisiones de combustión se derivan del empleo de combustibles fósiles en fuentes estaciona-

rias, fundamentalmente destinadas a la producción de vapor y al calentamiento de corrientes diversas. Alternativamente, las emisiones de proceso se producen como resultado de reacciones entre sustancias, o de su transformación, incluyendo la reducción química o electrolítica de minerales metálicos, la descomposición térmica de sustancias y su síntesis para ser utilizadas como productos o materias primas (Reglamento de Ejecución (UE) 2018/2066 sobre el seguimiento y la notificación de las emisiones de gases de efecto invernadero).

Al contrario de lo que ocurre con las emisiones de combustión, cuya disminución puede ser progresivamente abordada mediante diferentes enfoques de carácter tecnológico y sistémico bien conocidos, como puede ser la sustitución de energías fósiles por energías renovables o la mejora de la eficiencia energética en los dispositivos, las emisiones de proceso tienen un potencial de reducción muy limitado por su carácter inherente, es decir, vinculado a la descomposición química de las materias primas empleadas.

En consecuencia, teniendo en consideración los planteamientos de reducción de la asignación gratuita de derechos de emisión previstos para la cuarta fase del RCDE UE, que dará comienzo en 2021, se hace imprescindible que actividades especialmente intensivas en emisiones de proceso, como es el caso de las industrias minerales, que en 2017 ocuparon en Asturias a 2309 trabajadores, alcanzando una cifra de negocio de 567 millones de euros (INE, 2020), dispongan de una estrategia de reducción de emisiones que limite su exposición al riesgo de fugas de carbono en los próximos años.

## **2. LAS EMISIONES GEI DE LAS INDUSTRIAS MINERALES EN EL PRINCIPADO ASTURIAS**

Confrontando los datos regionalizados de la edición 2020 del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, correspondiente a la serie 1990-2018 (MITECO, 2020), y los datos de emisiones verificadas de las instalaciones afectadas por el régimen de comercio de derechos de emisión de la Unión Europea en el Principado de Asturias, disponibles desde su entrada en vigor en 2005, se pone de manifiesto, en la Fig. 1, la relevancia de los sectores regulados en el perfil emisor de la comunidad autónoma.

En este sentido, la evolución de las emisiones globales de GEI en Asturias está principalmente determinada por las variaciones en la producción de energía termoeléctrica que, a su vez, se correlacionan con el ciclo económico y la hidraulicidad. Dentro de este contexto, las emisiones de GEI de las industrias minerales han venido suponiendo, desde 2005 hasta 2018, entre el 5 y 6% de las emisiones totales de la comunidad autónoma, si bien esta cuota tenderá a incrementarse a medida que se reduzca la correspondiente a la generación de energía eléctrica mediante combustibles fósiles.

Respecto a la distribución entre emisiones de combustión y emisiones de proceso en las industrias minerales en Asturias, la Fig. 2 (en la se recogen datos agregados extraídos de los informes verificados de las instalaciones incardinadas en los epígrafes: 10. Producción de cemento, 11. Producción de cal o calcinación de dolomita o magnesita, 12. Producción de vidrio y 13. Fabricación de productos cerámicos del Anexo I de la Ley 1/2005, de 9 de marzo, por la que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de

LA DESCARBONIZACIÓN DE LAS INDUSTRIAS MINERALES EN EL PRINCIPADO DE ASTURIAS

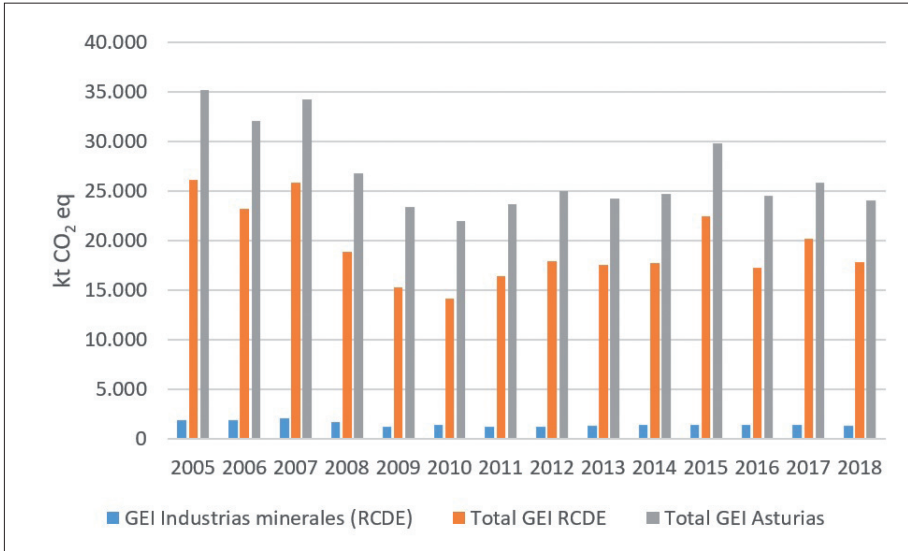


Fig. 1. Emisiones GEI de las industrias minerales frente a las emisiones totales del RCDE UE y del inventario nacional de emisiones en Asturias. Periodo 2005-2018 (elaboración propia, 2020)

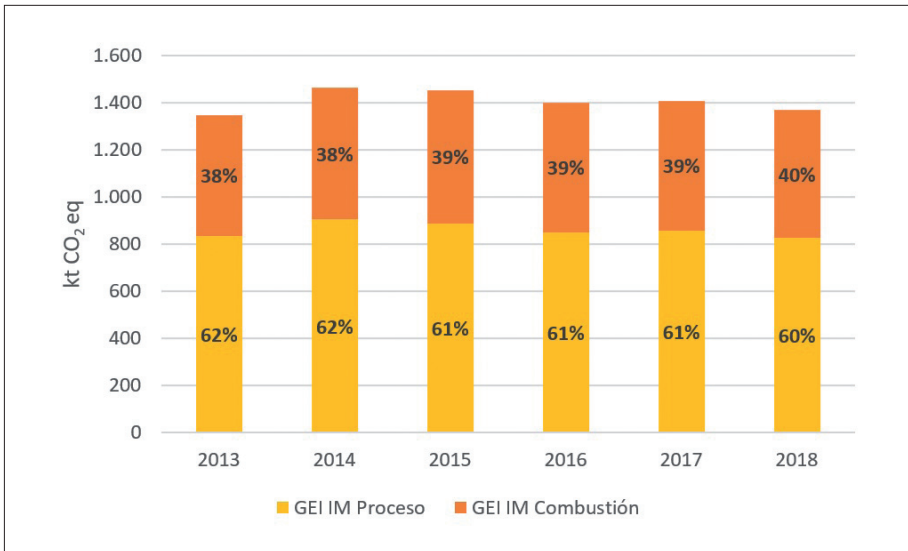


Fig. 2. Emisiones de combustión y proceso de las industrias minerales en Asturias durante la fase 3 del RCDE UE (elaboración propia, 2020)



gases de efecto invernadero), muestra que alrededor de un 60% de las emisiones aportadas anualmente por las industrias minerales en Asturias son emisiones de proceso, inherentes a la descarbonación de las materias primas utilizadas.

### 3. ALTERNATIVAS DE REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES GEI EN LAS INDUSTRIAS MINERALES

El Acuerdo de París establece una meta a largo plazo en consonancia con el objetivo de mantener el aumento de la temperatura mundial muy por debajo de los 2 °C sobre los niveles preindustriales y de proseguir los esfuerzos para que permanezca en 1,5 °C por encima de esos niveles.

La Unión Europea (UE) ha establecido como objetivo general la descarbonización sistemática de la economía de sus Estados miembros para alcanzar la neutralidad en carbono en el año 2050. Dentro de esta senda, la UE ha adquirido el compromiso vinculante de reducir los gases de efecto invernadero (GEI), para 2030, en un 40% con respecto a los niveles del año 1990. Para lograrlo, los sectores incluidos en el RCDE UE tienen que afrontar una disminución de emisiones conjunta del 43% en 2030 en relación con los niveles de 2005. Así, la reducción anual de emisiones pasa del 1,74% durante la fase 3 (2013-2020) al 2,2% en la fase 4 (2021-2030).

Dentro de este marco de reducción de emisiones GEI, las industrias minerales disponen de diferentes alternativas tecnológicas, que según el estudio bibliográfico realizado por Gerres *et. al.* (2019) se encuentran ordenadas de mayor a menor número de menciones en la Tabla 1.

*Tabla 1. Alternativas tecnológicas de reducción de emisiones de las industrias minerales (modificado de Gerres et. al., 2009)*

	CEMENTO	CERÁMICA	VIDRIO
1. Más mencionada	Materia prima alternativa	Hornos	Hornos
2.	Residuos de base biológica y biomasa	Recuperación de calor	Recuperación de calor
3.	Captura y almacenamiento de carbono	Cogeneración	Precalentador
4.	Hornos	Residuos de base biológica y biomasa	Oxcombustión
5. Menos mencionada	Recuperación de calor	Materia prima alternativa	Materiales primarios reciclados

### 4. ECONOMÍA CIRCULAR Y REDUCCIÓN DE EMISIONES DE PROCESO EN ASTURIAS

Asturias es una región altamente industrializada que dispone de una singular concentración de actividades de extracción y transformación de materias primas metálicas y minerales, así como de industria química. Dichas actividades generan importantes volúmenes de subproductos y residuos con diferente potencial para ser reintroducidos en nuevas cadenas de valor o en otras preexistentes, de acuerdo con los principios de la economía circular.

Adicionalmente, el Vertedero Central de Asturias, en el que se eliminan de forma controlada todos los residuos domésticos y comerciales mezclados de la región, se encuentra al final de su vida útil, después de sucesivas ampliaciones de capacidad. A este respecto, el Plan Estratégico de Residuos del Principado de Asturias 2017-2024 (Gobierno del Principado de Asturias, 2018) define un nuevo modelo de gestión de los RSU, conducente a la obtención de un Combustible Sólido Recuperado (CSR) que, aunque tendrá la valorización por vía química como destino preferente, podría ser objeto de valorización energética «en instalaciones de combustión para la generación de energía eléctrica u otras instalaciones industriales».

Por tanto, en el caso particular de las industrias minerales en Asturias, son dos los ámbitos en los que la economía circular puede contribuir eficazmente a minimizar la huella de carbono recuperando energía y materiales a partir de residuos y subproductos: por una parte, reducir las emisiones de combustión mediante el uso de combustibles alternativos a los fósiles primarios; por otra, la introducción de materias primas sustitutivas, lo que también permite disminuir las emisiones de proceso.

#### A) Empleo de combustibles alternativos

La sustitución de combustibles fósiles convencionales constituye una de las principales palancas de reducción de emisiones GEI en las industrias minerales. A este respecto, el empleo de combustibles alternativos, compuestos total o parcialmente por biomasa residual, incrementa aún más este potencial de reducción.

En 2017, la fabricación de cemento valorizó energéticamente 819248 toneladas de residuos en las instalaciones españolas. Estas cantidades supusieron un 27% de sustitución en energía respecto al consumo total de combustibles en cementeras, registrándose un incremento respecto a los niveles alcanzados en 2016 (25,2%). Los residuos con mayores niveles de consumo en 2017 fueron el CDR (Combustible preparado a partir de rechazo de plantas de tratamiento de residuos municipales e industriales), los neumáticos fuera de uso y las harinas animales (Fundación Cema, 2017).

No obstante, a pesar de que esta sustitución energética lleva varios años implementándose en la fabricación del cemento, en Asturias su penetración es muy limitada si se compara con los porcentajes alcanzados por la mayoría de las comunidades autónomas en las que se practica (Fig. 3).

#### B) Introducción de materias primas sustitutivas

La fabricación de clínker, cemento y cal admite el consumo de residuos inorgánicos (principalmente procedentes de procesos térmicos, como escorias de acería y cenizas volantes de centrales térmicas de carbón) y orgánicos (procedentes de la fabricación de pasta de papel o determinadas fracciones de RSU) (IDEPA, 2017).

El consumo de materias primas alternativas en industria cementera en España, durante el periodo 2004-2017, ascendió a 44,7 millones de toneladas (Fundación Cema, 2019). En el conjunto del periodo mencionado, Asturias fue la segunda comunidad autónoma donde se produjeron mayores consumos

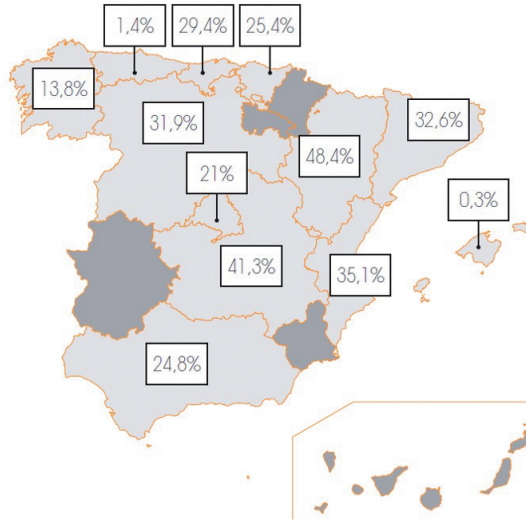


Fig. 3. Porcentaje de sustitución energética de combustibles alternativos por comunidades autónomas (Fundación Cema, 2019)

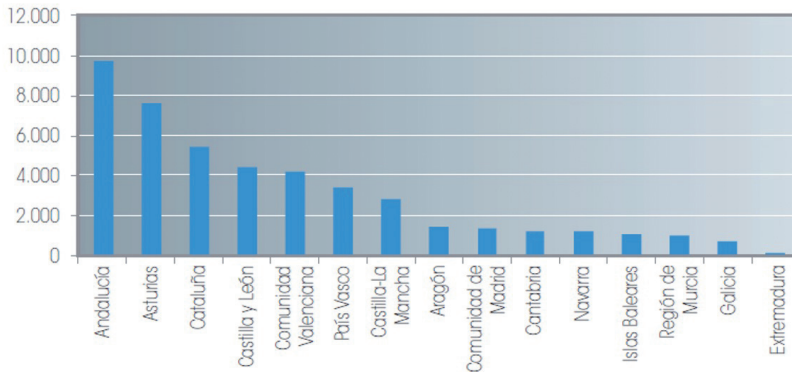


Fig. 4 Consumos totales de materias primas alternativas por comunidades autónomas durante el periodo 2004-2017 (Fundación Cema, 2019)

(Fig. 4). Sin embargo, es preciso indicar que la mayor parte de este consumo está localizado en los años 2004-2009, vinculado al gran desarrollo del sector de la construcción en dicho intervalo temporal.

También los fabricantes de materiales refractarios son potenciales usuarios de residuos, especialmente los procedentes de procesos térmicos, en sustitución de materias primas naturales. Por ejemplo, la utilización de materias pri-

mas secundarias, provenientes de la recuperación y limpieza de los propios refractarios con los que estaban revestidos los diferentes hornos industriales ha sido una práctica muy extendida entre los fabricantes de refractarios en las últimas décadas en Asturias (IDEPA, 2017).

## **5. LA COMPENSACIÓN DE EMISIONES MEDIANTE PROYECTOS FORESTALES DE ABSORCIÓN DE CARBONO**

La regulación climática está intrínsecamente ligada a los bosques, siendo estos un eslabón fundamental en el ciclo del carbono. A través de la fotosíntesis, durante su crecimiento, los árboles incorporan dióxido de carbono de la atmósfera en forma de biomasa forestal, actuando como sumideros de carbono. Este hecho confiere a los bosques un singular valor para contribuir a la mitigación del cambio climático; en particular, en el año 2017, la absorción neta de GEI correspondiente a tierras forestales (descontadas las emisiones) supuso, en España, el 10% de las emisiones brutas anuales del país (Enríquez-de Salamanca, 2019).

En Asturias, la forma de vida ligada a la actividad minera desarrolló, durante décadas, una cultura basada en la actividad industrial y un abandono de un medio rural que es mayoritariamente forestal y no agrícola (Gorgoso, 2019). A este respecto, continúa Gorgoso Varela (2019), la pérdida de actividad derivada del cierre de las explotaciones mineras exige cambiar el modelo productivo de la región, incrementando las producciones derivadas del medio natural y la generación de nuevos empleos.

Con relación a este planteamiento, el Principado de Asturias cuenta con 770479 ha de superficie forestal (MAPAMA, 2020), lo que supone un 73% del territorio de la comunidad autónoma. De ese total de superficie forestal, 316 762 ha (41%), corresponden a superficie desarbolada, presentando un elevado potencial para su desarrollo como sumidero de carbono en el caso de disponer de un marco regulatorio y de incentivos adecuado.

Por tanto, la absorción de carbono mediante proyectos forestales de ámbito local puede constituirse en una alternativa válida para la compensación de aquellas emisiones de procesos industriales, entre ellos los de las industrias minerales, que no puedan ser abatidas mediante otro tipo de enfoques.

Adicionalmente, este instrumento de mitigación de las causas del cambio climático también tiene valor en el campo de la adaptación a sus efectos, tanto en cuanto los bosques proporcionan servicios ecosistémicos de importancia vital en materia de conservación de la biodiversidad, regulación del ciclo hidrológico y protección de los suelos frente a la erosión (Blanco, 2017).

## **6. CONCLUSIONES**

El compromiso de la UE de alcanzar la neutralidad climática en 2050 supone un reto de gran magnitud para la economía española y, en particular, para el sector industrial, que no solo tendrá que minimizar las emisiones asociadas al consumo de combustibles fósiles, sino que también deberá hacer frente al abatimiento de las emisiones de proceso, inherentes a las materias primas utilizadas, y que, en la actualidad, cuentan con escaso margen tecnológico para su reducción.

En Asturias, las emisiones de GEI de las industrias minerales suponen entre el 5 y el 6% del total de las emisiones regionales y entre un 7 y un 10% de las emisiones reguladas, proporciones que tenderán a incrementarse a medida que se reduzca la relevante cuota aportada por la generación termoeléctrica, cuya presencia se prevé residual al final de esta década. Asimismo, alrededor de un 60% de las emisiones del sector corresponden a emisiones de proceso, siendo el 40% restante atribuible a emisiones de combustión.

Teniendo en consideración las características del tejido industrial de la región, es necesario establecer una hoja de ruta conjunta para que las industrias minerales consigan minimizar sus emisiones de GEI, mejorando tanto su desempeño ambiental como su competitividad en un mercado cada vez más globalizado. A este objeto, además de apostar por la investigación en tecnologías de fabricación cuyos procesos sean menos intensivos en carbono, se debe estimular la simbiosis entre sectores industriales, utilizando residuos y subproductos como materias primas, e incrementando el consumo de combustibles alternativos siempre que sea compatible con el resto de condicionantes técnicos y ambientales establecidos.

No obstante, para aquellos casos en los que las emisiones de proceso impidan llegar a un balance neto nulo en carbono, Asturias cuenta con gran potencial para el desarrollo de proyectos forestales de absorción de carbono que, además de contribuir a compensar el exceso de emisiones GEI, podrían constituirse en dinamizadores de la actividad socioeconómica del medio rural.

## AGRADECIMIENTOS

El autor agradece la colaboración de Dña. Elsa Gutiérrez San Millán, técnico del Servicio de Cambio Climático, Información y Participación Ambiental de la Dirección General Calidad Ambiental de la Consejería de Infraestructuras, Organización del Territorio y Medioambiente del Gobierno del Principado de Asturias.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Blanco, J. A., 2017. Bosques, suelo y agua: explorando sus interacciones. *Ecosistemas*, 26(2): 1-9.
- Comisión Europea, 2018. Reglamento de Ejecución (UE) 2018/2066 DE LA COMISIÓN de 19 de diciembre de 2018 sobre el seguimiento y la notificación de las emisiones de gases de efecto invernadero en aplicación de la Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo y por el que se modifica el Reglamento (UE) n.º 601/2012 de la Comisión. *Diario Oficial de la Unión Europea*, L, 334/1. Disponible online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R2066&from=EN>
- Enríquez-de Salamanca, Á., 2016. La absorción de CO<sub>2</sub> en tierras forestales. *Foresta*, 74: 11.
- Fundación Cema, 2019. Reciclado y Valorización de Residuos en la Industria Cementera en España. (Actualización año 2017). *Cema Cuaderno Técnico*, 66 p. Disponible online: <https://www.fundacioncema.org/wp-content/uploads/2019/06/CT-Act-RecVal2019.pdf>.

- Gerres, T., Chaves, J. P., Linares, P., Gómez, T., 2019. A review of cross-sector decarbonisation potentials in the European energy intensive industry. *Journal of Cleaner Production*, 210: 585-601.
- Gobierno de España, 2005. Ley 1/2005, de 9 de marzo, por la que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero. *Boletín Oficial del Estado*, Legislación Consolidada. Disponible online: <https://www.boe.es/eli/es/l/2005/03/09/1/con>.
- Gobierno del Principado de Asturias, 2018. Plan Estratégico de Residuos del Principado de Asturias 2017-2024 (Revisión del Plan Estratégico de Residuos del Principado de Asturias 2014-2024), 263 p. Disponible online: <https://www.asturias.es/medioambiente/articulos/ficheros/PERPA-2017-2024.pdf>
- Gorgoso, J. J., 2019. La situación del sector forestal en Asturias y sus potencialidades. *Foresta*, 75: 66-75.
- Instituto de Desarrollo Económico del Principado de Asturias (IDEPA), 2017. *Hoja de Ruta de Materiales Sostenibles @AsturiasRIS3*, 15 p. Disponible online: [https://www.idepa.es/documents/20147/185584/Hoja\\_Ruta\\_MAT\\_SOST\\_ASTRIS3.pdf/1a775197-7f0a-395b-d747-106fd8632014](https://www.idepa.es/documents/20147/185584/Hoja_Ruta_MAT_SOST_ASTRIS3.pdf/1a775197-7f0a-395b-d747-106fd8632014).
- Instituto Nacional de Estadística (INE), 2020. *23 Fabricación de otros productos minerales no metálicos*. Magnitudes regionalizadas según comunidades y ciudades autónomas y actividad principal (CNAE-2009 a 1 y 2 dígitos). Estadística Estructural de Empresas: Sector Industrial.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPAMA), 2020. *Avance del Anuario de Estadística 2019*. Secretaría General Técnica. Madrid: Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado NIPO: 003-19-200-0.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), 2020. *Tablas CRF Asturias del Inventario Nacional de emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero y de contaminantes atmosféricos*. Madrid.



## NOTAS SOBRE LIDERAZGO

*Juan Carlos Rodríguez-Ovejero*

Dr. Ingeniero de Minas; M Sc. MBA, Consultor Senior

### RESUMEN

Deseo aportar mi contribución a libro jubilar del profesor, Dr. Jorge Loredó –amigo compañero de muchos años– en varios temas «blandos» de valores, principios liderazgo y estrategia empresarial/ personal... que tanto Jorge como nuestro común maestro Fernando Pendas han potenciado sutilmente durante sus muchos años de docencia en la Escuela.

En primer lugar, se presenta una reflexión sobre los «maestros» en la profesión que hicieron gala de «predicar con su ejemplo» los fundamentos sólidos e imperecederos que nos han permitido adaptarnos a tecnologías y conocimientos nuevos, que evolucionan con los años. En segundo lugar, un repaso de «la visión, la misión y los valores» que es vital para cada persona y organización y que nos permiten buscar la excelencia, así como el liderazgo sentido y asumido por las personas de la organización para sacar el potencial y crear un ambiente que maximice la contribución. Se incluyen dos visiones de liderazgo muy diferentes: una sobre los factores de éxito en la primera etapa del desarrollo del proyecto de DuPont en Asturias –cuyo líder fue Bill Walker– y otra del general de los Jesuitas, Adolfo Nicolás, recientemente fallecido, sobre el «liderazgo al estilo Jesuitas». Se anexa un extracto del «Desarrollo del liderazgo personal» empleado por DuPont.

### 1. NUESTROS MAESTROS: HERRAMIENTAS PARA UN MUNDO CAMBIANTE

Tengo el recuerdo y la experiencia de nuestros maestros de profesión – los profesores en la Universidad y en la Industrias– como personas que, sin referirse formalmente a liderazgo, nos hicieron sentir lecciones con el ejemplo hace casi 50 años: Fernando Pendás, Ramón Querol, Martínez-Abad, Carlos Conde, José Antonio Martínez, Francisco Pintado... y muchos otros que permanecen en nuestro recuerdo. Estas personas, con sus enseñanzas, nos transmitieron las piezas que nos permitieron entrar en el cambiante mundo industrial y económico y adaptarnos a los grandes cambios que allí sucedieron.



Los conocimientos técnicos de detalles se olvidan o se vuelven obsoletos: lo que queda son los fundamentos, los conceptos y el poso de la cultura técnica e industrial; estos son los verdaderos pilares fundamentales sobre los que evolucionamos y nos adaptamos a nuevas tecnologías, los fundamentos sobre los que se pueden sustentar edificios que resisten y se adaptan a las condiciones variables del entorno.

Mi vida profesional ha sido el fruto de la experiencia directa y el poso que deja la experiencia indirecta para adaptarnos a los cambios con espíritu abierto: flexibilidad, cultura del cambio y capacidad de adaptación. Siempre recuerdo el mensaje de que, si una empresa u organización no se reinventa en 5 años, acabará perdiendo su competitividad.

Los maestros nos orientaron a centrarnos en los fundamentos, que son las piezas que nos permiten adaptarnos al entorno industrial y económico cambiante con una actitud abierta y un espíritu joven. ¿Por qué hablo de esto en el libro homenaje a Jorge? Porque con Jorge, compañero de estudios, compartimos maestros, trabajé para él durante una etapa de mi vida académica y, sobre todo, somos discípulos de los mismos los maestros de esa generación en la Universidad. Él ha sido discípulo aventajado de nuestro querido Fernando Pendás, maestro de generaciones que de un modo «sutil» nos enseñó a vivir y disfrutar en este mundo de la ingeniería.

## **2. MISIÓN, VISIÓN, VALORES Y PRINCIPIOS. DESARROLLO DEL LIDERAZGO PERSONAL**

Para una organización, incluso a nivel personal, es importante definir quiénes somos, qué queremos hacer y cómo lo queremos realizar; son preguntas y reflexiones necesarias que cualquier persona y organización debe hacerse, empleando un tiempo en su desarrollo y revisando con periodicidad. Similar tratamiento se debe dar a la pregunta de dónde queremos ir y qué camino queremos elegir para llegar a ese lugar: eso permitirá verificar si mantenemos el rumbo y la dirección correcta. Aquí entran en juego la visión, la misión, los principios y los objetivos.

Los emprendedores, empresarios y particulares que ponen en marcha proyectos, parten de una idea que aumentará su nivel de éxito cuando tienen claro cuál es su visión, la misión y los valores; esto es esencial, incluso para estudiantes y profesionales. La reflexión sobre qué somos, qué deseamos ser, cómo nos vemos o dónde deseamos estar en unos años, es marcar la ruta estratégica para nuestro camino vital. ¿Qué somos? ¿Qué hacemos? ¿Cuál es nuestra actividad? ¿Qué ofrecemos? ¿Cuáles son nuestros objetivos? ¿Qué nos diferencia de los demás en las tareas que hacemos? ¿Cuáles son nuestras ventajas competitivas?... Ahí está la esencia.

### *La Misión*

La misión es la razón de ser de ese proyecto, el motivo que aporta sentido al trabajo diario. Esta misión determina la dirección a seguir y, por tanto, la coherencia de un proyecto determina un horizonte claro en el plan de decisión y acción. La misión debe conectar con las características del público objetivo, la idea emprendedora, la presentación de la empresa, el catálogo de

productos y servicios, el nicho de mercado o la apuesta de diferenciación corporativa como elementos presentes en la síntesis de la misión. Depende de la actividad que la organización realice, así como del entorno en el que se encuentra y de los recursos de los que dispone; dependerá, igualmente, del tipo de negocio del que se trate, de las necesidades de la población en ese momento dado y de la situación del mercado.

La misión es, en definitiva, el principal motivo o razón de existencia de una organización, definida en forma precisa y con carácter factible. Es el camino a través del cual los líderes de la empresa u organización harán realidad la visión.

### *La Visión*

La visión habla de los propósitos que queremos llegar a conseguir: ¿Cuál es nuestro propósito a largo plazo? ¿Qué nos gustaría llegar a ser? La visión de una empresa se puede definir como aquella imagen que una empresa tiene de sí misma; es decir, la visualización del proyecto atendiendo, no solo a las características actuales de la empresa, como sus fortalezas y debilidades, sino también al modo en el que puede llegar a ser una mejor versión en el futuro. Se refiere a una imagen que la organización plantea a largo plazo sobre cómo espera que sea su futuro, una expectativa ideal de lo que espera que ocurra. La visión debe ser realista, pero puede ser ambiciosa: su función es guiar y motivar al grupo para continuar con el trabajo. La visión es la meta, el ideal o el sueño al cual se quiere llegar, algo que incentiva que políticas y objetivos trazados ayuden a que la empresa o institución llegue cada vez más cerca del objetivo.

Misión y visión, aunque son dos elementos diferentes, son términos complementarios. La visión de futuro parte de la esencia de esa misión inicial que define la razón de ser de esa empresa y las personas que trabajan en el equipo son quienes hacen que sea posible el cumplimiento de la misión y de la visión.

### *Valores*

Los valores de una empresa son aquellos principios que representan a una organización y se manifiestan en el cumplimiento de la misión y de la visión. Los valores hablan de nuestra forma de ser: ¿Qué reglas éticas y de funcionamiento nos guían? ¿Cómo queremos ser vistos? En gran medida, los valores están relacionados con la cultura empresarial y la política de la empresa. También deben estar alineados y ser coherentes con su estrategia. Ejemplos: cooperación, trabajo en equipo, participación, proactividad, I+D, innovación, transparencia, responsabilidad social, responsabilidad medioambiental, orientación a los resultados, orientación a las personas, orientación al cliente, creación de valor, calidad, mejora continua, uso de nuevas tecnologías, liderazgo, eficiencia, responsabilidad social corporativa, etc.

La misión, la visión y los valores de una empresa forman parte de la realidad de una organización que tiene una razón de ser, una aspiración y unos principios que guían el plan de acción y los objetivos como indicadores en el camino a recorrer, en su dirección estratégica (largo plazo), táctica (medio plazo) y de corto plazo.

### 3. FACTORES DE ÉXITO, CASO 1: DUPONT DOW (1995)

La existencia de una visión clara y alineada, unos principios bien definidos y el compromiso de la organización han sido claves de éxito del proyecto de DuPont en Asturias especialmente en las primeras etapas. Aprovecho esta ocasión para resumir lo que William O. Walker, primer director del emplazamiento, gran líder y amigo personal, consideró que eran los factores de éxito en el proyecto de DuPont en Asturias. El Sr. Walker es autor de un libro denominado *Factores de Éxito* que, por diferentes motivos, no vio la luz; también es, sobre todo, la persona que lideró el desarrollo del proyecto, un modelo mundial localizado en Asturias.

Las metas y las estrategias pueden cambiar, pero los valores deben permanecer, ya que son el soporte de la organización, el fundamento de la actividad, la razón de ser para dar valor a los pilares de una organización, que debe ser entendida como el conjunto de clientes, empleados, accionistas y la comunidad. El objetivo último de una compañía solo se puede alcanzar a través de personas competentes, comprometidas y creativas y para ello se debe fomentar un entorno que fomente, genere y acentúe el espíritu para alcanzar el éxito: un ambiente en que los equipos humanos, diversos y capaces, vean unidos su desarrollo personal con el éxito del proyecto.

Las líneas de actuación o factores de éxito que se recogen en la Tabla 1, junto con un liderazgo comprometido, han sido las claves del éxito en el proyecto de Dupont.

### 4. FACTORES DE ÉXITO, CASO 2: LIDERAZGO IGNACIANO

En esta sección se incluye un resumen personal de una conferencia del entonces general de los Jesuitas sobre liderazgo Ignaciano. Me he permitido hacer un breve resumen de las algunas ideas claves para un buen liderazgo, en el sentido ignaciano (Nicolás, 2014):

- SENTIDO DE FINALIDAD: Sin visión no hay líder. Se ve en el atrevimiento con que algunos grandes misioneros de nuestra historia se han enfrentado a todo un continente –en tiempos en que no había ni aviones, ni Internet, ni nada– y han sido capaces de crear todo un estilo misionero muy audaz e imaginativo; han sido personas que realmente han pensado siempre más allá de la propia y limitada capacidad. Personas que, incluso con muy mala salud, han sabido llevar una gestión creativa y moverse a lo largo de todo un continente. Como Anchieta, entrando a lomo de luma por Brasil y llegando hasta el Perú y Bolivia. Cosas que en su tiempo se realizaron por gente que tenía ideales y visión.

- ADAPTABILIDAD en un mundo de cambios. Hoy nos quejamos de que la sociedad está cambiando y pasamos por toda clase de crisis: cultural, religiosa, económica... Pero esto no es nuevo: ha pasado siempre, y los tiempos más creativos del apostolado de la SJ Jesuitas han sido tiempos de crisis. La crisis es muy buena cuando produce la creatividad para sobrevivir y para seguir ofreciendo un servicio de calidad.

- MIEDO a enfrentarse a situaciones que desbordaban la capacidad personal o grupal. El liderazgo solo es posible si no hay miedo: un mensaje fundamental es «no tengáis miedo».

Tabla 1. Factores de éxito en la implantación de Dupont Dow en Asturias

Factor	Acciones
Desarrollar una <i>visión</i> clara	Conjuntar las ideas de los diferentes elementos y agentes de la organización de un modo claro y bien definido y que esto se constituya en lo que es la <i>visión de la organización</i> . La visión debe ser comunicada y compartida a todos los que participan en el proyecto, que aporten sus ideas y que tengan «sentido de propiedad».
Mantener el <i>enfoque</i> de la Organización en el proyecto	Si se tiene un sentido de propiedad es necesario que a través de las diferentes situaciones que lleva la dinámica de la actividad, <i>se mantenga un enfoque</i> y se eviten las distorsiones, efectos de distracción...
<i>Directrices</i>	Definir y escribir, con la participación de todos, los modelos de organización «Directrices del proyecto» que contienen <i>misión, visión, valores y principios</i> y asumirlos como guía de funcionamiento. Cuando haya dudas, debemos <i>remitirnos a los principios</i> para orientar nuestro discernimiento.
<i>Dirección unificada</i>	Aunque haya muchos equipos, compañías diferentes, etc., se debe crear una dirección unifica de las empresas (con colaboradores, etc.) para tomar decisiones y compartir sensibilidades, en un ambiente de franqueza y sinceridad.
Desarrollar conocimientos y experiencia	A partir de las experiencias de las diferentes personas, construir el conocimiento/experiencia ( <i>Know How</i> ) de la organización, basándose en la propuesta de los grupos nuevos y de más experiencia.
Medir el éxito y el desempeño	Lo que se valora, se debe medir. Si valoramos el desempeño, debemos establecer fórmulas para medirlo. Igualmente, para el éxito. Se recomienda un «Panel de métricas» que nos permita conocer si estamos en el camino correcto o si es necesario rectificar.
<i>Construir una relación con la comunidad</i>	Hay que establecer, desarrollar y alimentar relaciones con la comunidad cercana, la administración, los grupos sociales activos, grupos ecologistas y de protección del medioambiente, todo ello con espíritu de alineamiento de valores, credibilidad y confianza.
<i>Trabajar en equipo</i>	El equipo es la clave de éxito y parte fundamental de la cultura de trabajo. El éxito se logra con el trabajo de todos juntos, por lo que se deben eliminar/reducir jerarquías innecesarias.
<i>Facultar-potenciar a las personas</i>	Seleccionar las personas adecuadas por sus <i>conocimientos</i> , pero, sobre todo, por su <i>potencial y actitud (ser y voluntad)</i> para desarrollarse en la organización y trabajar con otros en equipo. Proporcionar las herramientas para que se desarrollen y aporten el máximo de su capacidad y potencial.
Potenciar liderazgo	El liderazgo no está limitado a los «jefes»; todas las personas en la organización deben desarrollar su máximo potencial.
Celebrar el éxito	Celebraciones para romper barreras, limar asperezas y fricciones, crear equipo, involucrar a las familias.
Reflexionar con la mejora continua	Medir el desarrollo y establecer canales para para la mejora continua. Analizar los éxitos y errores para buscar e implementar mejoras

- APEGOS. El Papa Francisco es un ejemplo de cómo la espiritualidad ignaciana afecta a la libertad interior: es importante no estar apegado a nada. Servir, y hacerlo bien, pero sin apegos: eso es liderazgo y espiritualidad ignaciano. En la espiritualidad ignaciana se espera una libertad total del ego, una libertad interior que nos permite elegir, buscar siempre y acercarnos a la voluntad de Dios.

- REFLEXIÓN. Otro elemento importante para un buen liderazgo es desarrollar hábitos de reflexión. Una persona que está muy ocupada y no tiene

tiempo ni para sentarse a respirar, será un mal líder. Quien no tenga hábitos de reflexión para darle vueltas a las cosas y para ayudar a su comunidad cuando vayan a consultarle, encontrará gran dificultad para liderar.

- **DISTINGUIR ENTRE EL OBJETIVO Y LOS MEDIOS;** resulta clave no confundirse, no perderse en los medios. Sobre los medios podemos tener distintas opiniones, pero lo importante es tener claros los objetivos, y que no cualquier medio sirve. El saber distinguir fines y medios es muy importante para no perder tiempo en discusiones absurdas.

- **ABIERTO A UNA EVALUACIÓN Y MEDICIÓN CONTINUA.** A veces cuesta poner números a las cosas, pero, tal y como se cita en la tabla anterior, lo que se valora se mide. Aunque resulte difícil y no nos gusten las escalas que tenemos.

- **NO HAY QUE TENER MIEDO A SER UN LÍDER CON VALOR.** El valor es el miedo pasado por la oración (*Courage is fear that has done its prayers*).

- **EL LIDERAZGO BASADO EN EL DISCERNIMIENTO (COMUNIDAD+LIBERTAD).** Es importante que la comunidad participe en la visión, con la libertad interior, total información y que todos tengan los mismos valores.

Algunos aforismos de interés relacionados con lo anterior:

- «La persona más difícil de gobernar es uno mismo».
- «Cuando recibes un golpe quiere decir que estás al frente».
- «Los mejores líderes son grandes escuchadores».
- «Si quieres saber cómo lo está haciendo un líder, mira a su comunidad».
- «La mayor equivocación es no preguntar a nadie en qué te estás equivocando».



Fig. 1. Curva de Bradley, mostrando la evolución cultural de una organización (cortesía de Dupont).

## 5. DESARROLLO DEL LIDERAZGO: LA CURVA DE BRADLEY

El objetivo del liderazgo es crear un ambiente en que las personas desean formar parte activa de la organización, no solo trabajar en la organización. Un ambiente en el que las personas «desean» más que «tienen que...». Resulta deseable, en este sentido, pasar de «Cumpro» a «Me comprometo», después a «Soy autónomo» y, finalmente, a «Ayudo a la organización». Con esto se espera que las personas desarrollen su potencial: sería pasar de actitud reactiva, de hacer lo que te dicen, a ser proactivo, anticiparse, llegar a ser no solo independiente sino interdependiente, sentir propiedad por la organización y los objetivos. Así, los resultados en seguridad y competitividad de la organización serán extraordinarios y las personas, mucho más satisfechas y realizadas.

En el anexo se incluye un ejemplo de guías de desarrollo del liderazgo en las personas.

### AGRADECIMIENTOS

Agradecer a los doctores ingenieros de minas Jorge Loredó, Fernando Pendas (+), Ramón Querol (+), José Luis M. Abad (+), y a los profesionales y jefes, amigos y maestros William O. Walker, Enrique Pascual Jarero, German Lastra, John Little, Frank Coulter, Pedro de Silva..., y muchos otros, que me han ayudado a desarrollarme como se dice «*Leading by Example*».

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Nicolás, A. (S. J.), 2014. *El Liderazgo Ignaciano*. ITESO, Colección Pensamiento Jesuítico, 3, 26 p.
- Walker W. O., 1995. *Factores de éxito*. Obra inédita.
- Pascual Jarero E., 2000 *Guías de DOC Liderazgo Dirigido* –DuPont Asturias, documento interno inédito.

### ANEXO

Lo que se presenta en este anexo está tomado de la documentación *Historia sobre liderazgo dirigido*, transcrita por E. Pascual Jarero en los años 90 en DuPont para el desarrollo de líderes. Me ha parecido un resumen excelente de ideas aplicables en el desarrollo del liderazgo de las organizaciones. Son ideas/frases que permiten periódicamente reflexionar de un modo personal y con ayuda de terceros sobre el estado en que te ves o te ven en el desarrollo de tu liderazgo. Contemplan «Etapas» en el desarrollo (I a IV) y ángulos de aplicación (A a F).

Los ángulos de aplicación son los siguientes:

- A. Directo/consecuente
- B. Liderazgo
- C. Flexibilidad
- D. Motivación personal e iniciativa
- E. Flexibilidad
- F. Constancia en la contribución

### ETAPA I. AYUDAR Y APRENDER

- A) Funciona con sinceridad. No le preocupa en exceso la aprobación de los demás. Acepta la responsabilidad de sus propios errores. No permite que sus in-

tereses personales influyan indebidamente en sus acciones/decisiones. Se esfuerza por entender los valores básicos de la organización.

- B) Demuestra capacidad para ser un buen colaborador. Asume la dirección de su trabajo para conseguir objetivos individuales y de grupo.
- C) Se adapta a exigencias cambiantes. Averigua lo que se pide, analiza y hace ajustes.
- D) Muestra el deseo de obtener logros. Mantiene un nivel alto de energía. Muestra interés e intensidad. Ataca el trabajo con gran energía. Demuestra con hechos que su trabajo es importante. Muestra preferencia por la iniciativa más que por la reacción.
- E) Aprende con rapidez y tiene una amplia gama de intereses.
- F) No pierde de vista sus objetivos. Sabe cumplir bajo presión. Escucha las críticas sin ponerse a la defensiva y las utiliza eficazmente. Mantiene el equilibrio entre el trabajo y otras actividades, de forma que aumente su eficacia global.

## **ETAPA II. CONTRIBUIR CON INDEPENDENCIA**

- A) Funciona con sinceridad. Evita decirle a la gente solo lo que quiere oír. No permite que sus intereses personales influyan indebidamente en sus acciones. Guarda la confidencialidad. Practica lo que predica. Se enfrenta a las situaciones difíciles. Es capaz de decir «no» cuando debe. Respeta los valores de la organización y mantiene las normas éticas/empresariales básicas.
- B) Utiliza su propio ejemplo e influencia para dirigir a las personas (colaboradores, compañeros, superiores) o grupos, hacia la consecución de objetivos.
- C) Se adapta rápidamente a las condiciones inesperadas o cambiantes. Maneja eficazmente situaciones nuevas y diferentes. Cambia su comportamiento para conseguir objetivos.
- D) Se aferra a tareas y problemas y toma decisiones con, o sin ayuda. Mantiene un alto nivel de dinamismo. Es perseverante y no se amilana ante los obstáculos. Se anticipa a las necesidades y pone medios para hacerles frente.
- E) Capta rápidamente conceptos distintos. Muestra el deseo de participar activamente en distintos acontecimientos. Muestra curiosidad por las personas y las cosas. Se le ve como una persona que aplica sus conocimientos para solucionar los problemas.
- F) Sus resultados son eficaces incluso en situaciones poco claras o no estructuradas. Escucha las opiniones de los demás sin ponerse a la defensiva y las utiliza de modo eficaz. Mantiene el equilibrio entre el trabajo y otras actividades para mejorar su eficacia personal.

## **ETAPA III. LIDERAR Y ASESORAR**

- A) Establece y mantiene relaciones de confianza. Es directo de un modo apropiado y útil. No permite que las presiones inmediatas influyan en acciones y decisiones que puedan ir contra los valores establecidos. Es capaz de tomar decisiones que puedan disgustar a otros. Impulsa a los demás y constituye un ejemplo de apoyo a los valores de la organización.
- B) Emplea procesos de comunicación e influencia interpersonales para dirigir a individuos y grupos (colaboradores, compañeros, superiores) hacia la consecución de objetivos. Crea entusiasmo e interés en el grupo por las tareas o misiones.
- C) Se adapta rápidamente a las condiciones inesperadas y ayuda a los demás a llevar a cabo ajustes similares. Maneja eficazmente situaciones nuevas y diferentes. Puede comportarse de distintas maneras, que incluso pueden verse co-

- mo opuestas; puede ser, al mismo tiempo, duro y compasivo; sabe liderar y también dejar que otros lideren.
- D) Tiene motivación y energía para desarrollar un gran esfuerzo que les lleva, a él y al grupo, hacia la excelencia. Es perseverante y no se amilana ante los obstáculos.
  - E) Capaz de trabajar solo y a la vez abierto para aprender de otros si es preciso. Busca aumentar su responsabilidad. Se responsabiliza por los demás. Se enfrenta a las situaciones difíciles; es capaz de decir «no» cuando hace falta. Identifica lo esencial de la información de diversas fuentes; es capaz de «ver el bosque a través de los árboles». Tiene ideas originales enfocando los problemas de formas nuevas. Su nivel de pensamiento está un punto o dos por encima de su posición. Rápido y con recursos para conseguir conocimientos necesarios para él y otros en tareas nuevas y poco conocidas.
  - F) Sus resultados son eficaces incluso en situaciones poco claras o no estructuradas y en situaciones de ansiedad consigue lo mismo del grupo. No se amedrenta por los conocimientos de los demás y, de forma eficaz, utiliza sus habilidades. Mantiene el equilibrio entre el trabajo y otras actividades de forma que aumentan su eficacia global y la del grupo.

#### **ETAPA IV. INTEGRAR Y ABRIR CAMINO**

- A) Se confía ampliamente en él. Impulsa la mejora continua de los valores clave de la organización en seguridad, ética, gestión medio ambiental y valoración de las personas. Directo y auténtico. Mantiene los principios bajo presión interna y externa. Es consecuente y constante a lo largo del tiempo. Expresa sus convicciones.
- B) Marca una dirección, crea las condiciones necesarias para responsabilizar a los demás, y emplea su influencia interpersonal y procesos de comunicación para alinear a las personas (colaboradores, compañeros, superiores) y motivarlos/inspirarlos a conseguir objetivos elevados. Sensible a lo que los demás perciben de su propio comportamiento, los símbolos que establece y su posición como modelo para otros. Se busca su dirección en tiempos de crisis.
- C) Proporciona el liderazgo necesario para incrementar la capacidad de la organización de crear su propio futuro. Ayuda a la organización a adaptarse a situaciones o cambiantes o inesperadas. Gestiona de modo eficaz situaciones nuevas y diferentes. Puede comportarse de distintas maneras, que incluso pueden ser al mismo tiempo duro y compasivo; sabe liderar y también dejar que otros lideren.
- D) Tiene la suficiente motivación para desarrollar un gran esfuerzo que lleve a la organización hacia el éxito. Capaz de ejercer el poder con efectividad para ejecutar las tareas críticas necesarias para conseguir los objetivos organizativos. Posee la fuerza mental para hacer lo mejor por el negocio y la corporación.
- E) Es mentalmente rápido. Tiene la capacidad de pensar estratégicamente y en varias dimensiones para conceptualizar y organizar. Tiene intereses variados. Puede manejar varias agendas y equilibrar múltiples objetivos para optimizar los resultados del negocio.
- F) Capaz de mantener calma y objetividad al enfrentarse con situaciones que podrían provocar una defensiva personal, incluso en grupos grandes o frente al público. Mantiene el equilibrio entre el trabajo y otras actividades de modo que aumentan su eficacia global y la de la organización.





# VIABILIDAD ECONÓMICA AMBIENTAL PARA LA RECUPERACIÓN O REDUCCIÓN DEL CONSUMO DE AGUA DE PLANTAS DE PROCESAMIENTO DE ORO

*Jorge Soto Yen,<sup>1</sup> Jonathan Melendez<sup>2</sup> y Pablo Cienfuegos<sup>3</sup>*

<sup>1</sup> EP de ingeniería de minas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Perú

<sup>2</sup> Prevconsult Perú

<sup>3</sup> Escuela de ingeniería de minas, energía y materiales, Universidad de Oviedo

## RESUMEN

La investigación consiste en analizar y comparar los costos de las inversiones ambientales de los estudios realizados para la recuperación de agua de relaves y su alternativa de almacenamiento del proceso metalúrgico y el estudio de tratamiento de agua de mar por ósmosis inversa para la obtención de agua industrial para el proceso metalúrgico de una planta de beneficio de oro. La planta de beneficio actual se ubica en la región costera semi-árida de Arequipa, aproximadamente a 600 km sureste de Lima, y a 170 km al sur de Nazca.

La planta está diseñada para una ampliación de hasta 600 toneladas por día (tpd) o 204000 toneladas por año (tpa). La tasa actual de producción aprobada por la autoridad competente es de 430 tpd. El factor determinante de la ampliación hasta las 600 tpd es el manejo ambiental de pérdidas de agua principalmente por la evaporación de la pulpa de relaves y los costos actuales de adquisición de agua debido a la poca producción de los pozos autorizados por la autoridad competente para su explotación. Ambos factores deben establecerse para mejorar la viabilidad del incremento en la tasa de producción.

En la actualidad, se está utilizando la disposición convencional de relave en pulpa para las operaciones en curso, lo que ha llevado a la empresa minera a realizar diversos proyectos («Estudio conceptual para desaguado de relaves y alternativas de almacenamiento» y «Estudio de viabilidad de instalación de planta de tratamiento de ósmosis inversa para la producción de agua industrial») con la finalidad de obtener relaves espesados o relaves filtrados o obtener agua dulce a partir de agua de mar mediante una planta de ósmosis inversa. Estos estudios han sido evaluados como alternativas para recuperar

el 85% del agua de los relaves y la obtención de agua fresca industrial para reducir el consumo de agua de pozo, con el fin de contribuir en el balance operacional de agua de la empresa y su estrategia de manejo de relaves a largo plazo. Este análisis ha incluido:

- Recopilación de información de los estudios del manejo de relaves en la empresa del año 2016.
- Comparar los parámetros ambientales.
- Determinar las condiciones físicas y ambientales de las evaluaciones de los estudios conceptuales de recuperación de agua de relaves y aguas tratadas mediante ósmosis inversa.
- Evaluar los costos de inversión de los estudios para determinar la viabilidad económica y ambiental factible para los objetivos de crecimiento de la planta de beneficio.

## 1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, las operaciones mineras de tratamiento de oro y cobre se ubican al sur del Perú (Nazca y Chala, plantas de cianuración-concentradoras de oro y cobre) y en el norte del Perú (Trujillo y Piura y, en menor medida, en Ancash). Algunas de estas plantas realizan el almacenaje y desecho de relaves en infraestructuras convencionales tales como depósitos de relaves y a su vez tienen problemas ambientales en cuanto a la recuperación de agua y problemas económicos para obtener el recurso hídrico. Las normas ambientales en Perú son cada vez más estrictas y paulatinamente los depósitos de relaves se convertirán quizás en una solución menos atractiva, así como el uso del agua se tornaría más difícil por la misma demanda que es solicitada por la población y las actividades agrícolas principalmente y cada vez se cuestiona más el consumo de agua y desperdicio de la misma.

Las empresas mineras y los consultores han empezado a buscar soluciones y alternativas que impliquen un impacto ambiental mínimo. En algunos casos se propone la implementación de relaves deshidratados (también denominados relaves en seco), pero aún son minoría en proyectos para reducir la explotación de pozos de agua para consumo humano, sobre todo en zonas costeras, como el caso de Chala, en Arequipa (Davies, 2002).

Sin embargo, los últimos avances en tecnologías de filtración han proporcionado proyectos económicamente viables para algunas empresas, pero también se han presentado tecnologías viables para tratamiento de agua de mar a bajo costo mediante el sistema de ósmosis inversa cuya tecnología está disponible.

La evaluación del manejo actual de la planta de beneficio de minerales ha tomado un nuevo rumbo debido a su necesidad de expansión, lo que constituye un caso de estudio ideal para comparar y determinar la viabilidad económica ambiental de recuperar el agua utilizada en el proceso o reducir el consumo de la misma, evitando o reduciendo la explotación de los pozos de agua natural esenciales para el consumo humano, dada la escasez en las zonas costeras sobre todo de Chala, Arequipa donde se ubican aproximadamente 12 plantas de beneficio de oro. Estas 12 plantas tienen un consumo anual de agua en promedio de 1346400 m<sup>3</sup>/año (Soto, 2018), donde solo se recupera, en promedio, un 60%: es decir, quedan por recuperar aproxima-



- d) Aumentar la confianza de la población de Chala en la reducción del consumo de agua de pozo y proporcionar agua para consumo humano desde la planta de ósmosis inversa.
- e) Mejorar la confianza de los inversores para sus aportes de capital en una nueva forma de obtener agua fresca a menor costo.

### **3. DESARROLLO DE LA INVESTIGACIÓN**

#### **3.1. Sistema de relaves espesados y filtrados**

La empresa minera MVD (Minera Veta Dorada) solicitó a una consultora internacional el estudio conceptual del sistema de relaves espesados y filtrados que consistió en:

- Realizar pruebas de laboratorio de los relaves de MVD para caracterizar las propiedades físicas y mineralógicas del material, efectuadas por un laboratorio externo.
- Realizar pruebas de floculación y asentamiento diferencial para establecer los criterios de diseño del espesador y su rendimiento nominal.
- Realizar una campaña de pruebas (filtros de Series-CX) en los relaves de MVD para validar/comparar los resultados de las pruebas exploratorias de filtrado efectuadas en la planta Huanca Metalex.
- Desarrollar flujogramas conceptuales para el desaguado de relaves en dos consistencias de pulpa, considerando un rango desde relaves convencionalmente espesados (65% w/w sólidos), a relaves filtrados de (85 % w/w sólidos).
- Estimar los costos de inversión y de operación a un grado de precisión del  $\pm 30\%$  para el método de operación actual.

##### **3.1.1. Programa de Laboratorio**

Los programas de desaguado y caracterización de relaves confirmaron los cambios en el material de relaves proporcionados anteriormente por MVD durante evaluaciones preliminares anteriores efectuadas por la consultora. Los relaves de la planta de MVD fueron analizados y mostraron tener propiedades físicas y químicas diferentes de las producidas por la Planta Metalex (Stokman *et al.*, 2014).

Se efectuaron pruebas de laboratorio usando dos tipos de dosificaciones y dos floculantes (ver fig. 2) para establecer la tasa de asentamiento diferencial, calidad del sobrenadante y máxima compactación del flujo subálveo. Se obtuvo con facilidad un 60% w/w sólidos, pero se deberían efectuar investigaciones adicionales para determinar el porcentaje óptimo.

La consultora confirma la capacidad para obtener una torta de filtro con un 15% w/w de agua residual usando la tecnología de disco al vacío Serie CX. Estas series de pruebas también confirmaron la capacidad de recuperar un filtrado extremadamente claro (14,4 NTU), aplicable para procesos o agua de sello de bomba centrífuga (o «agua de empaquetadura») en la planta.

Considerando una torta de filtro con 15% w/w de agua residual, CECMS midió una carga de torta de diseño de 0,430 t/h/m<sup>2</sup> (ver fig. 2), que se encuentra dentro de las expectativas y rendimientos anteriores comparables

VIABILIDAD ECONÓMICA AMBIENTAL PARA LA RECUPERACIÓN O REDUCCIÓN DEL CONSUMO DE AGUA DE PLANTAS DE PROCESAMIENTO DE ORO

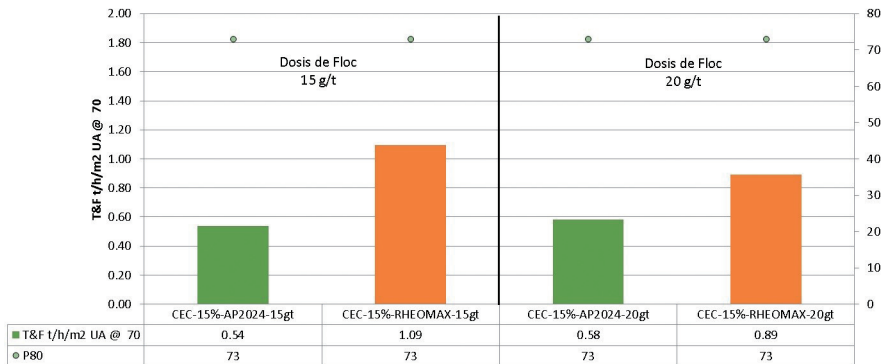


Fig. 2. Tasa de flujo ( $t/m^2h$ ) para diferentes dosis de floculante (CECMS, 2018)

con otras operaciones de relaves de oro CIL/CIP con distribuciones de partículas comparables. A continuación, se indican los controles del proceso necesarios para lograr los criterios de diseño indicados en la tabla 1.

- Membrana de cerámica de 0,75 micras(s)
- Sólidos SG: 2,92.
- TUF: 1,65  $t/m^3$  / 60% sólidos wt.
- Nivel de pulpa de relave: (-)200-mm debajo del eje.
- Tiempo de formación: 10-21 s.
- Tiempo de secado: 16-35 s.
- Tiempo de rotación: 0,92-2 rpm.

Tabla 1. Especificaciones del diseño de filtración (CECMS, 2018).

Productividad	Humedad de la torta de filtración (% de agua)
0,43 $t/h/m^2$	14,90

El equipamiento y el proceso requerido para desaguar los relaves de la empresa MVD no son únicos o sin precedentes. Este tipo de disposición, incluyendo el uso de espesador en conjunción con un sistema de filtrado para desaguar aún más el flujo subálveo en una torta de filtro, ha sido implementado exitosamente en otras plantas de procesamiento.

El diagrama de flujo de proceso propuesto para MVD incluye la capacidad para espesamiento y filtración. La consultora recomienda el diseño y la instalación de una planta de espesamiento y filtrado que permita la suficiente flexibilidad operacional y maximizar la recuperación del agua liberada para su uso en la planta de procesos (tabla 2).

Tabla 2. Criterios de diseño (CECMS, 2018)

	Descripción	Unidades
<b>Información del Proyecto</b>		
<b>Nombre del Proyecto</b> <b>Ubicación del Proyecto</b> <b>Definición del Proyecto</b> <b>Vida de Mina</b>	Minera Veta Dorada Chala, Región Arequipa, Perú. 600 Km SE de Lima. Alternativas de Diagramas de Flujo Conceptuales-Desaguado de Relaves Sin definir - considerar > 10 años	
<b>Condiciones de la Ubicación</b>		
<b>Temperatura ambiental</b> <b>Elevación</b> <b>Zona Sísmica</b> <b>Costo de energía</b> <b>Costo Mano de Obra</b> <b>Horas por año</b> <b>Otros</b>	20 < 200 Zona 4 - Asumida USD 0.13 \$5,6/h. (Costo base); \$10/h. (incluye gastos generales) 365 días x 90% disponibilidad de planta Región árida, poca precipitación; aguas subterráneas salobres	°C msnm UBC \$/kwh US\$/h
<b>Datos del Material</b>		
<b>Descripción del material de alimentación</b> <b>Sólidos SG</b> <b>Líquidos SG</b> <b>Temperatura de Pulpa</b> <b>Alimentación</b> <b>pH de Pulpa</b>	Relaves CIL de Oro 2,92 1.0 20 a 25 10,5	°C
<b>Distribución de Tamaño de Partículas (Granulometría)</b>		
<b>P80</b> <b>P50</b> <b>% w/w &lt; 25 micrones</b>	7335 16	Micras Micras % w/w
<b>Data de Diseño del Diagrama de Flujo</b>		
<b>Tasa de Alimentación de sólidos ROM</b> <b>Horas de Operación Efectivas</b> <b>Sólidos en los relaves (nominal)</b> <b>Sólidos en los relaves (proyecto)</b> <b>Relaves % w/w Sol. (Actual)</b> <b>Relaves % w/w Sol. (Objetivo)</b> <b>Otros</b>	360 tpd, actual; 430 tpd, expansión 24 horas al día; 90% disponibilidad de planta 15 16,7 (para 90% de disponibilidad de la planta [15 tph x 24h o 16, 7x21,6--360]) 25 - asumido 65% Espesado, Asumido - 85% Filtro - Asumido	Tpd Tph Tph w/w w/w
<b>Límite de Batería</b>		
<b>Alimentación</b> <b>Productos - Sólidos</b> <b>Productos - Líquidos</b> <b>Servicios</b>	Descarga de la bomba del sumidero de relaves del circuito CIL. Punto de descarga del sistema de desaguado como las bombas de flujo subálveo o de fajas transportadoras de descarga cortas o chutes de descarga Descarga de agua clara (filtrado/sobrenadante) a canal/tanque de aguas de procesos (por el Propietario) cerca al área de desaguado de relaves. Servicios (energía/agua/aire de instrumentación) serán suministrados hasta el perímetro de la planta de procesos.	

### 3.1.3. Estimaciones de Costos de Capital y Operativos

Los costos de capital («CapEx») y de operación («OpEX») se han estimado de acuerdo con la capacidad de la planta de espesado y filtrado basada en un diagrama de flujo capaz procesar 360 tpd de relaves espesados hasta un 65% w/w de sólidos y relaves filtrados hasta un 85% w/w de sólidos.

El CapEx asociado con el diagrama de flujo que incluye la planta de espesado y la planta de filtrado fue estimado en 1,22M US\$ para la planta de espesado y 1,38M US\$ para la planta de filtrado, obteniéndose un costo total de capital de 2,60M US\$ (ver tablas 3 y 4).

El OpEX calculado se ha estableciendo en un total de 1510 US\$ por tonelada (incluyendo el espesado) para la planta de desaguado integrada.

Tabla 3. Resumen de costos de capital (CECMS, 2018)

Descripción	Detalle de equipo	Cant.	Potencia Instalada kW	Costo Capital (US\$x1000)
<b>Planta espesador</b>	Líneas de alimentación + Conexiones Planta complementaria de - Floculante ( <i>Make-up</i> ) Espesador de alta densidad de 8 m + Tanque de bombas de descarga de flujo subálveo	1	17 Inc. s/by	920
<b>Líneas de Pulpa de Relaves</b>	Tanque de relaves y bombas para desechos VFD, Instrumentos y controles 620 m de Sistema de distribución de relaves Surtidores ( <i>spigots</i> ) y válvulas	1	18 Inc. s/by	300
<b>Planta de filtrado</b>	Filtro CX-Series 1 x 50 m <sup>2</sup> Accesorios y Banda Transportadora Plataforma de Planta de Cemento Sistema de Entubado, Instrumentos y controles	1	34	1,38
TOTAL			<b>69</b>	<b>2,605</b>

Tabla 4. Resumen de costos operativos (CECMS, 2018)

OpEX DE LA PLANTA DE PROCESAMIENTO DE RELAVES	US\$/t Relaves	0,53	1,51
<b>OpEX DEL ESPESADOR y RELAVES</b>	US\$/t Relaves	0,53	0,52
<b>OpEX DEL FILTRO DE CERAMICA - VACIO</b>	US\$/t Relaves		0,99

### 3.2. Sistema de desalinización de agua

La empresa minera MVD solicitó a una consultora peruana el estudio económico ambiental para la implementación de un sistema a base de ósmosis inversa para la potabilización de agua de mar extraída de un pozo playero produciendo un caudal de 300 m<sup>3</sup>/día (250 m<sup>3</sup> requeridos en 20 horas de trabajo) que consistió en:

- Diseñar una planta desalinizadora para una capacidad de 250 m<sup>3</sup>/día en 20 horas de operación. (capacidad nominal de 300 m<sup>3</sup> en 24 horas), tratar el agua de mar que proviene de un pozo playero y convertir en agua potable para proceso y consumo humano.
- Realizar el estudio del emisario submarino, trámites y autorizaciones del vertido del agua de rechazo ante la Autoridad Nacional del Agua (ANA).
- Diseñar la línea de impulsión agua tratada a la planta de MVD que requiere de un sistema de bombeo de agua tratada a 5 km de la mina e incluye tuberías, bomba de impulsión y obras civiles.
- Gestionar las autorizaciones del vertido de agua de rechazo proveniente de la planta desalinizadora ante el ANA.
- Estimar los costos de inversión y de operación de la planta de tratamiento de agua de mar.



### 3.2.1. Características del proyecto

El agua cruda se bombearía con un equipo sumergible (fabricado en acero especial SS904 altamente resistente al agua de mar) a través de filtros de resina de poliéster reforzada con fibra de vidrio para retener sólidos suspendidos hasta de 18 micras y posteriormente, a través de cartuchos intercambiables de 5 micras. Esto asegura una larga vida a las membranas, válvulas motorizadas, equipo de bombeo, recipientes de presión y membranas, que son los más resistentes y de larga vida útil en el mercado mundial para la desalinización.

*Tabla 5. Características técnicas del agua del pozo playero*

Consideraciones y valores estándar de agua de mar	
Agua fuente	Pozo playero
TDS	38000 ppm
Dureza	2000 a 5000 ppm
Conductividad	39000 $\mu$ s/cm
pH	7-9
Temperatura	18 °C
<b>A tratarse de un pozo playero el agua de mar contiene baja turbidez y metales totales</b>	
Capacidad de cada tren	300 m <sup>3</sup> /día (24 horas) 250 m <sup>3</sup> /20 horas
Calidad del Producto	180 ppm con 3 años de vida de las membranas
Recuperación	40% con tres años de vida de las membranas
Energía eléctrica tablero	440 V (3 fases + neutro + tierra física)
Flujo máximo del sistema membrana	10,45 lmh

### 3.2.2. Desarrollo del proyecto

El proyecto se diseña con las siguientes características:

#### *a) Pozo playero y estudio hidrogeológico*

Definir la mejor ubicación del pozo playero basándose en un estudio hidrogeológico para determinar el nivel del agua, caudal a explotar, calidad del agua, información que deberá estar de acuerdo al inventariado de pozos existentes establecidos por la autoridad nacional del agua. La perforación del pozo playero es del tipo tubular mixto para una profundidad estimada de 50 m para la explotación del agua de mar; el procedimiento comprende movilización y desmovilización del equipamiento adecuado de perforación, la tubería ciega, filtros, grava, desarrollo del pozo y prueba de aforo.

#### *b) Planta desalinizadora de 250 m<sup>3</sup>/h*

La planta desalinizadora deberá cumplir con el tratamiento de agua de mar mediante ósmosis inversa, cuya fuente es de pozo playero, de acuerdo al caudal de 250 m<sup>3</sup>/ día. El proceso requiere de un pretratamiento y un postratamiento.

- **Pretratamiento.** El pretratamiento consiste en un sistema de pre-bombeo de pozo, un tanque de almacenamiento, sistemas de filtros, bomba de alta presión, recuperador de energía, tren de membranas de ósmosis inversa y sistema de auto *flushing*, lavado de membranas, instrumentación y centro de control de motores.
- **Postratamiento.** El postratamiento detalla de un sistema de dosificación de reactivos, tanque de almacenamiento de agua tratada, arranque y capacitación operación del sistema y servicios.

*c) Sistema de Bombeo de agua tratada a 5 km a la mina*

El sistema de impulsión del agua requiere el lanzamiento de tuberías a lo largo de 5 km, bomba de impulsión y la ejecución de obras civiles de excavación para instalar las tuberías.

*d) Estudio completo de emisario submarino y permisos*

Todo el sistema de la planta de desalinización requiere la realización de estudios ambientales de acuerdo a la normativa legal de las entidades gubernamentales, así como estudios de ingeniería, trámites y coordinaciones y las autorizaciones del vertido de agua de rechazo proveniente de la planta desalinizadora.

### 3.2.3. Estimados de Costos de Capital y Operativos

En las tablas 6 y 7 se muestran los costes de capital y los costes operativos estimados por la compañía INAGUA Perú, SAC.

*Tabla 6. Resumen de costos de capital (INAGUA Perú SAC, 2018)*

Descripción	Detalle de equipo	Cant.	Costo Capital US\$x1000
<b>Pozo playero</b>	El estudio hidrogeológico y Tramites ante el ANA	1	8,50
	Pozo playero	1	29,80
<b>Planta de tratamiento</b>	Pretratamiento Post tratamiento	1	379,10
<b>Sistema de bombeo de 5 km a la mina</b>	Tubería Bomba de impulsión Obras civiles	1	85,35
<b>Estudio de emisor submarino</b>	Ingeniería Trámites	1	75,50
<b>Otras autorizaciones</b>	Vertido de agua de rechazo	1	13,68
	Instrumento de gestión ambiental	1	80,00
<b>TOTAL</b>			<b>671,93</b>

*Tabla 7. Resumen de costos operativos (INAGUA Perú SAC, 2018)*

Descripción	Detalle de equipo	Cant.	Costo Capital US\$x1000
<b>Planta de tratamiento</b>	Tiempo de vida de membranas 3 años	US\$/t	0,05
	Cambio de 15 pz membrana cada 3 años US\$ 19500		
<b>Costo consumo Agua</b>	Costo por metro cubico de agua US\$ 0,88 m <sup>3</sup>	Relaves	0,88
<b>Costo de mantenimiento</b>	Mantenimiento de la planta US\$ 10500 por año		0,07
<b>Costo químicos</b>	Materiales químicos US\$ 6800		0,05
<b>TOTAL</b>			<b>1,05</b>

#### 4. ANALISIS FINANCIERO Y VIABILIDAD DEL PROYECTO

El análisis financiero se desarrollará para un horizonte de vida de la operación de la planta de diez años con la finalidad de comparar los dos proyectos y determinar la mejor viabilidad económica ambiental de la recuperación de agua del proceso o disminuir el consumo de agua fresca de los pozos autorizados. En la tabla 8 se presentan los costos por compra de agua en 10 años donde la planta de filtrado, que recupera el 85% del agua, tendría un diferencial de reposición de 110,79 m<sup>3</sup> a un costo total de 1139508 US\$, mientras que para la planta desalinizadora, que aporta 250 m<sup>3</sup>/d, el diferencial de reposición asciende a 45,43 m<sup>3</sup>/d a un costo total de 467259 US\$. Ambos proyectos se pagan dentro de los 10 primeros años, dado que la operación actual tiene un costo por reposición de agua de 3038688 US\$, mientras que la inversión para una planta de filtrado asciende a 2605000 US\$, y para la planta desalinizadora es de 671930 US\$.

Tabla 8. Costos comparados por requerimiento de agua para 10 años

Detalle del Proyecto	Consumo m <sup>3</sup> /d	Recuperación m <sup>3</sup> /d	Reposición m <sup>3</sup> /d	Agua US\$/m <sup>3</sup>	Costo US\$/día	Costo agua en 10 años
<b>Operación actual Recuperación 60%</b>	<b>738,57</b>	<b>443,14</b>	<b>295,43</b>	<b>2,86</b>	<b>844,08</b>	<b>3038688</b>
Planta de filtrado Recuperación 85%	738,57	627,78	110,79	2,86	316,53	1139508
Planta desalinizadora producción 250 m <sup>3</sup> /d	738,57	443,14	295,43	2,86	129,79*	467259

\* Costo US\$/día (295,43-250) x 2.86.

Para una operación de 360 tpd y un horizonte de 10 años, la planta desalinizadora es más viable económicamente que la planta de espesado y filtrado (ver tabla 9).

Tabla 9. Inversión por proyecto

Detalle del Proyecto	CapEX US\$	OpEX US\$/t	OpEX 10 años US\$	Costo total C+O en 10 años
Planta de filtrado (Recuperación 85%)	2605000	1,51	1956960	4561960
Planta desalinizadora (Producción 250 m <sup>3</sup> /d)	671930	1,05	1360800	2032730

En la tabla 10, manteniendo los mismos parámetros de inversión, resulta más beneficiosa la operación de la planta desalinizadora, mientras que para una operación de 600 tpd la mejor rentabilidad sería la de la planta de espesado y filtrado.

Tabla 10. Costos por requerimiento de agua por toneladas por día

Detalle del Proyecto	360 tpd	432 tpd	600 tpd
Planta de filtrado (Recuperación 85%)	1139508	1367681	1899180
Planta desalinizadora (Producción 250 m <sup>3</sup> /d)	467259	1075721	2493051

## 5. ANALISIS AMBIENTAL

La ventaja económica al implementar una planta desalinizadora es muy atractiva; sin embargo, no es suficiente para ofrecer una recomendación final. El gasto de capital inicial y los gastos de funcionamiento son una importante consideración para establecer un presupuesto, pero también es importante considerar diferentes implicaciones asociadas a riesgos socio-ambientales, costos de recuperación y cierre de la mina.

### 5.1. Riesgos socio-ambientales

En el Perú, los conflictos socio-ambientales están muy ligados a los proyectos mineros. Estos conflictos representan un 69% de un total de 184 proyectos (Defensoría del pueblo, 2019). Por esta razón es posible que la población sea reacia a la instalación de una planta desalinizadora por una empresa minera y habría que establecer estrategias que facilitasen su aprobación, como por ejemplo facilitar un volumen adecuado de agua (m<sup>3</sup>/día) a la población.

La planta desalinizadora implica mantener un depósito de relaves convencional (asociado a un espacio físico y riesgos de estabilidad y sísmicos), suficiente para la vida de la operación de la planta. Por el contrario, la construcción de la planta de espesado y filtrado representa menos responsabilidad ambiental debido a las características propias de un relave seco (Keesey, 2007). A largo plazo, la planta desalinizadora puede ser ampliada sin mayores contratiempos y bajos costos.

### 5.2. Beneficios futuros

La planta desalinizadora facilita muchos beneficios cuantificables derivados del tratamiento del agua de mar por ósmosis inversa; sin embargo, hay otros beneficios, intangibles, que tienen mucho valor e importancia. Se realiza una mejora en la reducción de consumo de agua de pozo para compensar el consumo de agua de la población. También hay beneficio cuando se realiza una solicitud de permisos diferidos para ampliaciones de la planta desalinizadora y mayor flexibilidad operacional.

#### 5.2.1. Contribución a la comunidad

Uno de los beneficios cuantificables de una planta desalinizadora es el de reducir el consumo de agua potable de los pozos y proveer de agua potable a la población de Chala, Arequipa.

### 5.2.2. Aprobaciones Regulatorias

Las aprobaciones regulatorias para este tipo de proyectos de plantas desalinizadoras son más factibles siempre y cuando la planta sea propiedad de un tercero que brinde los servicios a la empresa minera y, a su vez, apoye a la comunidad con facilitar agua potable.

### 5.2.3. Confianza

La implementación de una planta desalinizadora puede tener un impacto positivo para la población porque la empresa minera reduciría drásticamente el consumo de agua de pozo. Asimismo, los inversores y accionistas que mantienen una huella ambiental pueden ver reflejado su impacto positivo en el precio de la acción de la compañía.

## 6. CONCLUSIONES

Este trabajo de investigación sobre la viabilidad económica para reducir el consumo de agua potable de pozo mediante la producción de agua a partir de una planta desalinizadora ha demostrado que implementar este tipo de plantas genera beneficios económicos y ambientales en la empresa minera y a la población de Chala. Por una parte, se detallan los costos de implementar una planta desalinizadora comparado con los costos que demanda una planta de espesado y filtrado. El análisis demuestra que al considerar una operación a 360 tpd y 432 tpd, la planta desalinizadora tiene una clara ventaja económica; pero estos beneficios se pierden cuando la operación alcance las 600 tpd, manteniendo la planta desalinizadora al ritmo de producción de 250 m<sup>3</sup>/d. Si esta producción se incrementa al doble de su capacidad, los beneficios seguirán manteniéndose por encima de la planta de espesamiento y filtrado.

## AGRADECIMIENTOS

Quizás mis palabras de agradecimiento queden cortas por el inmenso apoyo recibido de una gran persona, profesor y asesor de mi tesis doctoral.

*¡Sí, a ti mi estimado Jorge!, a quien siempre estaré eternamente agradecido por darme esa confianza de que las cosas se pueden lograr con esfuerzo y dedicación y consejos que han hecho de mí una mejor persona en lo profesional y familiar. Recordaré siempre esas palabras de aliento ¡vamos bien, sigue adelante! Y aquella frase que daba mucha tranquilidad: «Si hoy no se puede, será para mañana» y ese mañana para mí, se ha concretado en el hoy, porque logré mis objetivos... ¡Gracias, querido profesor Jorge Loredó!*

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CECMS, 2018. *Estudio conceptual para desaguado de relaves y alternativas de almacenamiento para Minera Veta Dorada, Planta de oro*. Informe interno inédito.
- Davies, M. P., 2002. Tailings Impoundment Failures: Are Geotechnical Engineers Listening? *Geotechnical News*, 20: 31-36

- INAGUA Perú SAC, 2018. *Planta desalinizadora 250 m<sup>3</sup>/día – Minera Veta Dorada*. Informe técnico inédito.
- Defensoría del Pueblo, 2019. Disponible online: <https://www.defensoria.gob.pe/wp-content/uploads/2020/01/Conflictos-Sociales-N%C2%B0-190-diciembre-2019.pdf>.
- Keesey, T.S., 2007. *Minto Mine, Tailings Management Plan*. Informe inédito para el Department of Energy, Mines & Resources, Yukon, 14 p.
- Soto, J., 2018. Recuperación de agua mediante sistema de filtros termoplásticos y disposición de relaves en seco: beneficios ambientales y económicos. *Minería*, 490: 59-65.
- Stokman, C., Soto, J., González, D., 2014. Peruvian gold-cyanide tailings filtration -a detailed cost comparison. *Paste 2014* (9-12): 1-14.



# LA EXPLOTACIÓN MINERA DEL KARST FÓSIL EN LA SIERRA DEL ARAMO: DEL CALCOLÍTICO AL SIGLO XX

*Manuel Suárez Fernández*

Doctor Ingeniero de Minas. Escuela de Ingeniería de Minas, Energía y Materiales. Universidad de Oviedo. Miembro del grupo de investigación «Minería Prehistórica del cobre en el Noroeste de la Península Ibérica».

## RESUMEN

La Sierra del Aramo, en su sector meridional, ha sido objeto de una actividad extractiva, hoy desaparecida, cuyo objeto fueron, además de los filones, las menas metálicas contenidas en los rellenos kársticos. Las abundantes cavidades moldeadas por el agua, que frecuentemente permanecen libres de sedimentos en las numerosas cuevas o simas, aparecen también colmatadas por minerales de cobre y hierro que fueron objeto de explotación minera. El aprovechamiento de estos depósitos, en el caso del mineral de cobre de la Mina del Aramo, fue objetivo de los mineros prehistóricos y tanto por su dimensión como por la utilización de la mina como espacio funerario la convierten en uno de los casos más notorios de la minería en la Edad de Cobre en Europa. La explotación moderna comienza en la última década del siglo XIX y tras años de inactividad, se reanudaron los trabajos en los años cincuenta para paralizarse definitivamente en los años sesenta. Las explotaciones de hierro en el Aramo fueron breves, los primeros años de la segunda mitad del siglo XIX, y ninguna de las minas alcanzó proporciones relevantes.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre las mineralizaciones metálicas en el Aramo comienzan con la publicación por Adrien Paillete (1809-1858) de los «Estudios químicos-mineralógicos sobre la caliza de montaña (caliza metalífera o carbonera) de Asturias» en la *Revista Minera* (1855). En el apartado del Aramo, se centra en las explotaciones de minerales de hierro, aunque hace alusión a «... encima del pueblecito de Llamo, labores sumamente antiguas en un criadero cobrizo». Tuvieron que pasar más de cien años para que aparecieran nuevas publicaciones: Landeta y Solans (1981), Paniagua *et al.* (1988) y Loredó *et al.* (2007), estos trabajos dedicados exclusivamente a los yacimientos del cobre.



El aprovechamiento minero del karst fósil (Fig. 1) en la Cordillera Cantábrica ha sido frecuente, fundamentalmente en minerales de hierro y manganeso. También abundan las mineralizaciones de cobre en la caliza de montaña entre las que sobresale, además del Aramo, la Mina El Milagro (Onís). El interés, en el caso que nos ocupa, reside en que en un espacio de apenas dos kilómetros coexiste una minería en dos tipos de yacimiento, con métodos de explotación particulares y explotados en épocas diferentes, caracterizada por el beneficio de minerales metálicos que rellenan las cavidades excavadas por el agua en la caliza.



*Fig. 1. Karst fósil en el Aramo (Los Veneros)*

## **2. LA MINERÍA DEL HIERRO**

La incorporación de Adrien Paillete a la dirección de la Sociedad Minera Lenense Asturiana en 1848 impulsó el conocimiento y la explotación de los yacimientos de hierro en las cercanías de las instalaciones de la Compañía. Cuatro fueron las minas, localizadas en la vertiente SE de la Sierra del Aramo, en las que hubo alguna actividad (Fig. 2)

Mina Bizarrera. Es la más importante del conjunto y se encuentra en el valle de los Veneros, por debajo de la carretera que une el Alto de la Cobertoria y el Gamoniteiro. Se ha explotado una bolsada formada en un filón de dolomía de dirección NO, con mineral en forma botroidal. El contenido de óxido férrico es del 43% (Paillette, 1855). En el filón se identifican minerales de cobre, fundamentalmente malaquita.

Camparredonda. Es un valle muerto karstificado con forma de embudo por el que se sumen las aguas pluviales. En el fondo se ha formado un depósito de cantos rodados de mineral de hierro, que los ganaderos del Aramo



Fig. 2. Detalle del plano de Paillette y Bézard (1849) con los yacimientos de hierro en el Aramo

confunden con meteoritos, y que contienen un 70% de peróxido de hierro (Adaro y Junquera, 1916)

Mina Francisca. Es una sima fósil, oblicua, de unos cuatro metros de diámetro. En sus comienzos se obtuvo un mineral oxidado de una calidad excelente, pero al profundizar la explotación fueron apareciendo sulfuros, lo que muy probablemente llevó a la paralización de la mina. El contenido en óxido férrico mezclado con manganeso era del 75% (Paillette, 1855). Esta mina, con el nombre de *Mina Panadiella*, junto con el depósito de Camparedonda, fue objeto de una reseña que Noel Llopis publicó en la revista *Speleon*: «Dicha mina explotó pues una sima fósil, correspondiente a una fase de karstificación, evidentemente muy antigua, tal vez precuaternaria» (Llopis, 1955).

Mina Pico Villoriz. Se encuentra en la vertical por encima de la mina de cobre del Aramo y explotó la concesión Lucila, propiedad, como las anteriores, de la Sociedad Minera Lenense Asturiana. El yacimiento es un pozo irregular de grandes dimensiones relleno de mineral con un contenido en óxido de hierro del 70% (Paillette y Bézard, 1849).

Los minerales eran transportados mediante carros hasta un alto horno situado en Riabona, valle del río Naredo, para lo cual se construyó un camino, denominado *La Calza'l Fierro*, que parte de la Mina Francisca, pasa por el Mayau Espines y desciende al fondo del valle donde se encontraba el establecimiento metalúrgico. El camino, de unos 6 km entre las cotas 1300 m y 450 m es fácilmente identificable en la actualidad sobre todo en su parte más elevada. El alto horno, que comenzó a tratar mineral en el año 1872, no debió de obtener buenos resultados ya que dejó de funcionar al poco tiempo (Adaro y Junquera, 1916).

### 3. LA MINERÍA DEL COBRE: LA MINA DEL ARAMO

El yacimiento está encajado en la caliza de montaña y se localiza, cercano al pueblo de Llamo, en el entorno de la falla del Aramo, que está orientada E-O y es del tipo de desplazamiento de rumbo (levógiro). Se formó en una fase póstuma de la orogenia Hercínica.

El depósito de Cu es una mineralización epitermal relacionada con la circulación de fluidos a través de la falla a temperaturas de 90-130 °C (Panigua *et al.*, 1988). El fluido hidrotermal, de origen magmático, transportó a la superficie los metales implicados: cobre, cobalto y níquel.

El mineral se dispone fundamentalmente en vetas de pocos centímetros que recorren los filones de dolomía. Estos se integran en dos grupos que se cruzan: el primero de ellos, paralelo a la falla del Aramo (orientación E-O), está formado por los filones Metastur, Cinco, Santa Bárbara y San Pedro, mientras que el segundo es paralelo al cabalgamiento del Aramo (orientación N-S) y lo forman los filones San Felipe y San Pedro. Se ha explotado la zona de oxidación formada por carbonatos y óxidos de cobre.

Como yacimiento secundario están los depósitos mineralizados en las simas kársticas. En el informe elaborado por el ingeniero H. Blumenan para la Aramo Copper Mines, pocos años después del descubrimiento de la mina, se describe su formación con estas palabras: «Aparte de los filones se presentan en el Aramo las bolsas de las que tanto se ha hablado, constituidas por una masa arcillosa que contiene minerales de cobre. Estas bolsas se encuentran siempre en los filones, nunca fuera de los mismos, lo que demuestra cierta relación entre ellos. La explicación de este fenómeno es que las aguas han penetrado en las grietas de los filones por ser el camino más fácil. Así, poco a poco, por una lixiviación del material filoniano, y principalmente de la caliza encajante se han ido formando cuevas o cavidades que se han ido rellenando con los finos insolubles transportados por el agua» (Blumenan, 1907).

Tres son las grandes simas encajadas en el sistema filoniano:

**El Primer Pozo.** Aflora a 1226 m como dos pozos en un avanzado estado de coalescencia. Se desarrolla en el filón Santa Bárbara y llega a tener unos 10 m de diámetro. Ha tenido una gran importancia en la minería prehistórica como depósito de mineral y acceso desde el exterior para la explotación del filón Santa Bárbara.

**Pozo San Alejandro.** Es el lugar más profundo con restos de actividad prehistórica (1101 m). Está asociado al filón del mismo nombre (Fig. 3).

**Pozo San Alfonso.** El más septentrional de ellos, transcurre a lo largo del filón Cinco y su importancia prehistórica radica en su uso como acceso al filón San Felipe. En profundidad es probable su continuidad en el *soplao* El Pozo, sobre el filón Metastur.

La importancia que estos Pozos han tenido en los inicios de la explotación moderna se manifiesta en que sus nombres se refieren a las dos personalidades en ese momento: Pozo San Alejandro (Van Straalen) y Pozo San Alfonso (Dory).

Las simas pertenecen al mismo «aparato kárstico» (Llopis, 1970) caracterizado por tener la misma surgencia: La Gran Fuente de Llamo.

### 3.1. La minería prehistórica

En la mina del Aramo y desde el tercer milenio antes de Cristo, los mineros prehistóricos conocieron y beneficiaron todos los filones existentes en su área y supieron aprovechar las ventajas que les proporcionaban las simas y los tubos kársticos. No resulta fácil aventurar una hipótesis que explique cómo lograron esa deliberada conjunción entre huecos naturales y labores mineras, pero es patente que consiguieron sus propósitos: una gran economía de excavación en la caliza compacta y una intensa ventilación en los frentes de trabajo que permitiría el uso de la torrefacción. A la vez que sistemáticamente explotaron el yacimiento filoniano, generalmente con la ayuda del fuego, perseguían los re-



Fig. 3. «Soplao» (Primer Pozo)

llenos de los karst que requerían mucho menos esfuerzo «La arcilla que rellenaba todos los huecos de la roca, bastante frecuentes y algunos de grandes dimensiones, no se quitaba con los instrumentos de asta o de piedra que reemplazaban a nuestros picos y picachones, sino que se arrancaba a mano, como lo evidencian en la misma arcilla las impresiones de millares de dedos de todas dimensiones, desde los más pequeños hasta el pulgar de magnitud doble que la que tiene la de un obrero de nuestro tiempo» (Dory, 1893).

El karst fósil no solamente es un preciado almacén de minerales de alta ley que se pueden arrancar con facilidad, es también, con frecuencia, una comunicación con el exterior labrada por la naturaleza y que fue aprovechada por los antiguos mineros. Es útil simplificar el entramado de galerías dividiendo la mina del Aramo en tres sectores que corresponden a tres fases diferenciadas en la evolución de la mina prehistórica (figura 4). En cada uno de ellos, las galerías conducen a una sima kárstica con lo que consiguen lo que, en la minería moderna, es la característica esencial de estas divisiones de las labores: un circuito de ventilación independiente. Esta disposición, que debemos entender como deliberada, se explica cuando consideramos que la mina, para aquellos explotadores, no solamente les proporcionaba riquezas minerales, sino que también era donde depositaban los cadáveres como ofrendas a las divinidades en pago a los minerales arrebatados. Compatibilizar los trabajos mineros con un espacio funerario exige que el aire que recorre los cuerpos en descomposición no acceda a los frentes de trabajo, lo que consiguieron utilizando las simas como chimeneas de ventilación que

conducen el aire viciado al exterior e independizan las áreas de trabajo. Explotaron en primer lugar el Sector San Alfonso, posteriormente cuando explotaron el Sector San Alejandro utilizaron el Sector San Alfonso como recinto funerario y finalmente cuando los trabajos se trasladaron a los filones verticales, Sector Santa Bárbara, depositaron los cadáveres en San Alejandro (Fig. 4).

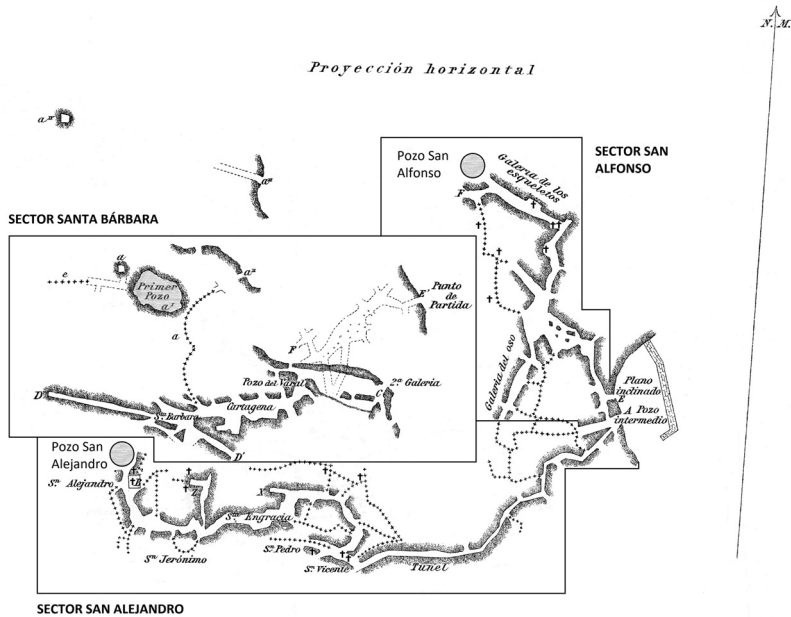


Fig. 4. Sobre el Plano de Dory, los sectores de la mina y la sima kárstica a la que se conectan

### 3.2. La minería moderna

La explotación de los *soplaos*, término con el que se conoce en el argot minero a los karsts, también fue objetivo preferente de la minería moderna en la explotación de yacimientos de cobre en rocas carbonatadas. Uno de los ejemplos más curioso sucedió en la Mina El Milagro (Cangas de Onís) cuando una bomba de la aviación, en 1937, puso al descubierto mineral de cobre. «La bolsada descubierta se continuó en profundidad en forma de una torre o cilindro vertical de seis metros de diámetro y doce de altura de la cual se obtuvo una gran cantidad de mineral, en casi su totalidad hidratos de cobre de una riqueza extraordinaria» (Hevia 1959).

En 1948 se reanudan las explotaciones en las Minas del Aramo, que hasta entonces habían consistido fundamentalmente en labores de preparación. Es cuando en el fondo del Pozo San Alfonso se identifica el filón Metastur. Se trata de una mineralización de alta ley, pero escaso desarrollo horizontal y en la que unos 100 m por debajo de su inicio aparece un *soplaio* colmatado de mineral, que denominaron *El Pozu*. Como en casos anteriores el karst



- Landeta, F., Solans, J., 1981. Procesos supergénicos en la mina de cobre del Aramo. *Boletín Geológico y Minero*, 92: 429-436.
- Loredo, J., Álvarez, R., Ordóñez, A., Bros, T., 2007. Mineralogy and geochemistry of the Texeo Cu-Co mine site (NW Spain): screening tools for environmental assessment. *Environmental Geology*, 55: 1299-1310.
- Llopis Lladó, N., 1955. Karst fósil en las vertientes SE. del Aramo (Riosa). *Speleon*, VI: 226.
- Llopis Lladó, N., 1970. *Fundamentos de hidrogeología cárstica*. Ed. Blume. Madrid, 68 p.
- Paillette, A., 1855. Estudios químicos-mineralógicos sobre la caliza de montaña (caliza metalífera o carbonera) de Asturias. *Revista Minera*, 6: 289-305.
- Paillette, A., Bézard, E., 1849. *Coup d'Oeil sur le gisement et la composition chimique de quelques minerals de fer de la province des Asturies*. Bulletin de la Société Géologique de France, VI: 575.
- Paniagua, A., Loredo, J., García-Iglesias, J., 1988. Epithermal (Cu-Co-Ni) mineralization in the Aramo mine (Cantabrian mountains, Spain): correlation between paragenetic and fluid inclusion data. *Bulletin de Minéralogie*, 111: 383-391.



Universidad de Oviedo  
*Universidá d'Uviéu*  
*University of Oviedo*