

FACULTAD DE BIOLOGÍA, CIENCIAS AMBIENTALES Y QUÍMICA

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

TRABAJO DE FIN DE GRADO

<< EL ARSÉNICO EN LAS AGUAS NATURALES Y SU INCIDENCIA EN LA SALUD >>

Autora: Sara García Botija

Tutora: Rosa Vicente Lapuente

FACULTAD DE BIOLOGÍA, CIENCIAS AMBIENTALES Y QUÍMICA

GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES TRABAJO DE FIN DE GRADO

<< EL ARSÉNICO EN LAS AGUAS NATURALES Y SU INCIDENCIA EN LA SALUD>>

Tribunal de calificación:					
Presidente:	(Firma)				
Vocal 1º:	(Firma)				
Vocal 2º:	(Firma)				
Calificación:					
Fecha:					

INFORME PARA LA DEFENSA PÚBLICA DEL TRABAJO DE FIN DE GRADO

D/D ^a			,
profesor	del	Departamento	de
		de la UAH, con	no tuto
del Trabajo de Fin d	le Grado en	(de D/D
titulado			
INFORMA:			
	Alcalá de H	enares de d	e 20
Firma del tutor		Firma del cotutor (si lo hub	oiere)
Fdo.:		Fdo.:	

JUSTIFICACIÓN

Una de las razones para la elección de este Trabajo Fin de Grado es que engloba diversas disciplinas. La aparición de arsénico en las aguas subterráneas o superficiales conlleva una serie de estudios muy diversos. Es decir, que para determinar las causas de su aparición, la forma de propagación y la afección a la salud se necesitan estudios geológicos, hidrológicos, toxicólogicos, microbiológicos y diversidad de ramas más, que contemplan la participación de expertos de muy diversos campos.

Otra de las motivaciones es que durante la realización de la asignatura Prácticas Externas en el Instituto Madrileño de Investigación y Desarrollo Rural, Agrario y Alimentario (IMIDRA) llevadas a cabo en el laboratorio de Descontaminación de Suelos y Gestión de Residuos, uno de los contaminantes que se estaba estudiando era el arsénico. En concreto el estudio trataba de la aplicación de estrategias biológicas para la remediación de un emplazamiento contaminado con arsénico procedente de una actividad industrial. Por ello, me ha resultado atractivo el desarrollar un trabajo que se centra en la situación actual del arsénico a nivel mundial.

Resumen: La presencia de arsénico en las aguas subterráneas en cantidades dañinas para la salud constituye uno de los principales problemas a escala internacional. Este metaloide presente de forma natural en el medio ambiente de países como Bangladesh, España, Chile o Argentina se encuentra en forma de compuestos inorgánicos (los más tóxicos) o, en menor medida, como compuestos orgánicos.

El As aparece de forma natural en la atmósfera, los suelos y en las rocas desde donde es liberado a las aguas de ríos, lagos, mares y aguas subterráneas por reacciones de adsorción-desorción y reacciones de coprecipitación-disolución.

Históricamente el As se ha utilizado como un potente veneno aunque en la actualidad se emplea en la agricultura, industria o en la medicina. La presencia de As en las aguas de consumo provoca diferentes enfermedades dependiendo de la vía de exposición.

Debido al conocimiento de estos efectos adversos sobre la salud y al tratarse de una sustancia cancerígena, la OMS ha ido reduciendo el valor de referencia de As permitido en las aguas de consumo. Con el paso del tiempo ha sido posible rebajar dicho valor debido a la sofisticación de los métodos de análisis y eliminación de dicho metaloide.

Palabras clave: arsénico, aguas subterráneas, aguas superficiales, movilización, salud, Bangladesh, Chile, Argentina, España.

Abstract: The presence of arsenic in groundwaters in detrimental amounts for health constitutes one of the main problem at an international scale. This metalloid is found naturally in the environment of countries like Bangladesh, Spain, Chile or Argentina in the form of inorganic compounds (the most toxic) or, lesser extent, organic compounds.

Arsenics appears naturally in the atmosphere, soil and rocks from where it is released to the waters of rivers, lakes, seas and groundwater by adsorption-desorption reactions and coprecipitation-dissolution reactions.

Arsenic historically has been used as a potent poison but currently is used in agriculture, industry or medicine. The presence of arsenic in drinking water

causes several diseases depending on the route of exposure. Due to the knowledge of these adverse health effects and as a consecuence of being a carcinogenic substance, WHO has reduced the allowed reference value of arsenic in drinking water. As time goes by it has been possible to reduce this value due to the sophistication of the arsenic methods of analysis and elimination.

Key words: arsenic, groundwater, superficial water, mobilization, health, Bangladesh, Chile, Argentina, Spain.

ÍNDICE

1.	IN	NTRODUCCIÓN	1
	1.1	OBJETIVOS	1
	1.2	ORIGEN Y DISTRIBUCIÓN DEL AS EN EL MEDIO NATURAL	1
		1.2.1 Arsénico en las rocas	2
		1.2.2 Arsénico en las aguas	3
		1.2.3 Arsénico en la atmósfera	5
		1.2.4 Arsénico en el suelo	5
	1.3	USOS	5
	1.4	COMPORTAMIENTO QUÍMICO DEL AS EN EL MEDIO NATURAL	6
		1.4.1 Especiación del arsénico	6
		1.4.2 Movilidad del arsénico	8
	1.5	AFECCIONES A LA SALUD	9
		1.5.1 Exposición aguda	10
		1.5.2 Exposición crónica	11
		1.5.3 Vías de exposición	12
	1.6	VALOR DE REFERENCIA	13
2.	CA	ASOS DE CONTAMINACIÓN POR ARSÉNICO EN EL MUNDO	15
	2.1	BANGLADESH	15
	2.2	CHILE	18
	2.3	ARGENTINA	20
3.	LA	A SITUACIÓN EN ESPAÑA	22
4.	C	ONCLUSIONES	25
5	RΙ	IRLIOGRAFÍA	26

1. INTRODUCCIÓN

La presencia de arsénico en las aguas es un tema muy preocupante para los expertos. Por ello, se han desarrollado en países como España, Chile y Argentina congresos cuyo tema central es la presencia de este metaloide en las aguas de consumo. Por ejemplo en Ávila (España) en 2007 tuvo lugar la "I Reunión Científica Nacional sobre Arsénico en Agua"; en Chile en 1999 se desarrolló el "XIII Congreso De Ingeniería Sanitaria Y Ambiental" en el que uno de los temas tratados era el arsénico; recientemente en 2014 Buenos Aires ha acogido el "5º Congreso Internacional sobre el Arsénico en el Medio Ambiente" cuyo tema es "Un siglo del descubrimiento de la Arsenicosis en América (1913-2014)".

1.1 OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es conocer la importancia del arsénico en la naturaleza, cómo se moviliza y la forma en la que afecta a la salud de los humanos.

Este objetivo general se concreta en diversos objetivos secundarios o específicos, que son:

- -Considerar la presencia del arsénico en el medio natural.
- -Comprender el comportamiento hidroquímico del arsénico.
- -Estudiar la toxicidad de las distintas especies del As y su afección a la salud.
- -Relacionar los objetivos anteriores con los casos de afecciones del arsénico en diferentes zonas geográficas.

1.2 ORIGEN Y DISTRIBUCIÓN DEL AS EN EL MEDIO NATURAL

El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza, se estima que constituye un 5×10⁻⁴ % de la corteza terrestre. El arsénico se concentra, fundamentalmente, en los últimos estadios de la cristalización magmática (Bundschuh et al., 2008).

Puede aparecer formando parte de los minerales mayoritarios silicatados en los que sustituye al Si⁴⁺, Al³⁺, Fe³⁺ y Ti⁴⁺, apareciendo así en muchos minerales

formadores de rocas, si bien en la mayoría de los silicatos las concentraciones de arsénico suelen ser inferiores a 1 ppm.

El arsénico (en formas como el arsénico nativo, arseniuros, sulfuros, óxidos, arsenatos y arsenitos) aparece en más de 200 minerales como uno de los principales constituyentes, aunque solo son frecuentes una docena. Los principales minerales en los que aparece el arsénico son sulfuros como: arsenopirita (FeAsS), enargita (Cu₃AsS₄), oropimente (As₂S₃), rejalgar (As₄S₄) y tennantita (Cu₁₂As₄S₁₃), entre otros (Baur y Onishi, 1969 en Lillo, 2003).

En los minerales carbonatados (calcita, dolomita y siderita) las concentraciones pueden alcanzar los 10 ppm (Baur y Onishi, 1969 en Lillo, 2003).

1.2.1 Arsénico en las rocas

En general, la presencia de As en los diferentes tipos de rocas cristalinas (ígneas y metamórficas) no supera la concentración de 5ppm. En las rocas sedimentarias especialmente en las lutitas, se pueden alcanzar valores de 28,40 ppm (Gromet et al., 1984); las rocas carbonatadas, sin embargo, presentan por lo general valores similares a las rocas cristalinas (5 ppm) (*Figura 1A*).

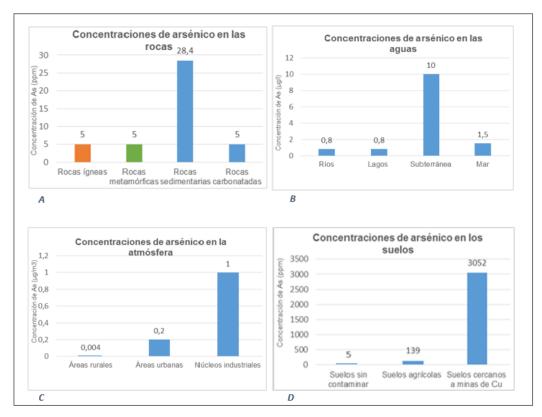


Figura 1. Concentraciones de arsénico en la naturaleza. (A) concentraciones de As en las rocas, (B) concentraciones de As en las aguas, (C) concentraciones de As en la atmósfera, (D) concentraciones de As en los suelos.

El arsénico puede incorporarse a la atmósfera, aguas o suelos bien por meteorización de las rocas en las que se encuentra, bien por procesos volcánicos o por transferencia en actividades industriales.

1.2.2 Arsénico en las aguas

En los **ríos** la presencia de arsénico es baja, se dan valores inferiores a 0,8 μg/l (*Figura1B*) aunque estos pueden variar dependiendo de factores como el clima, los procesos geotermales, la litología de la cuenca, el drenaje procedente de las actividades mineras y la presencia de zonas industriales (Lillo ,2003).

En lo que respecta al clima en áreas áridas, debido a procesos de evaporación se da un aumento de la concentración de arsénico en las aguas superficiales junto a un aumento en la salinidad y pH de las aguas (Lillo, 2003). La saturación debido a la evaporación ha causado, en parte, las concentraciones extremadamente altas (190–21,8 μg/l) observadas por Cáceres et al. (1992) en el río Loa en el norte chileno.

En lo referente a procesos asociados con la circulación geotermal tanto en la zona del Tatio (Chile) con concentraciones de As de 7600-27000 μg/l (Romero et al., 2003) o la región de Waikato (Nueva Zelanda), donde se han observado concentraciones en el rango 28-36 μg/l (Lillo, 2003). Nimick et al. (1998) registraron concentraciones de arsénico de hasta 370 μg/l en zonas de influencia de sistemas geotermales en el del río Madison, en el sistema de Yellowstone.

En zonas mineras o con mineralizaciones elevadas las corrientes fluviales muestran contenidos altos de arsénico, generalmente en el rango de 200-400 μg/l (Smedley et al., 1996). En el caso de la existencia de drenaje ácido de minas, se han registrado contenidos de arsénico muy variables, en ocasiones extremadamente altos, de hasta 850.000 μg/l (Nordstrom y Alpers, 1999 en Lillo, 2003).

En los **lagos** se dan los mismos valores de arsénico que en el agua de río, ya que estos están controlados por los mismos factores, excepto en lo que se refiere a la dinámica del agua.

La estratificación de algunos lagos en términos redox, con la existencia de un ambiente relativamente oxigenado en el epilimnion y condiciones anóxicas en el hipolimnion, determinará a su vez una estratificación relativa de las especies de arsénico. En esta estratificación predomina el As (V) en el epilimnion y As (III) en el hipolimnion, además de una variación de la concentración de arsénico con la profundidad (Azcue y Nriagu, 1995). Cabe señalar que la distribución de especies de arsénico en los lagos no siempre sigue esas pautas (Newman et al., 1998 en Lillo, 2003).

En **mar** abierto, el valor medio de la concentración de arsénico en sus aguas es de 1,5 µg/l (Lillo, 2003).

En **aguas subterráneas** los valores de fondo de concentración de arsénico son, para la mayoría de los casos, inferiores a 10 μg/l. Sin embargo, los valores citados en la literatura se extienden en un rango muy amplio que se sitúa entre <0,5 y 5.000 μg/l (Smedley y Kinniburgh, 2002).

La contaminación de las aguas por arsénico puede ser antropogénica o de origen natural. La gran mayoría de los acuíferos que contienen altos niveles de arsénico son aquellos que tienen un origen ligado a procesos geoquímicos naturales de movilización del As (Smedley y Kinniburgh, 2002).

Las concentraciones altas de arsénico en las aguas subterráneas con origen natural están relacionadas con ambientes geológicos muy diferentes. Entre los ambientes geológicos que se describen podemos destacar: los metasedimentos con filones mineralizados, las formaciones volcánicas, las formaciones volcanosedimentarias, los sistemas hidrotermales activos y determinadas cuencas aluviales terciarias y cuaternarias (Boyle et al, 1998).

Asimismo, aparecen en acuíferos con características muy diferentes como: pH alto y condiciones oxidantes, acuíferos con circulación geotermal, acuíferos afectados por procesos relacionados con la actividad minera o ligados con depósitos minerales, y acuíferos relacionados a otros procesos antropogénicos como pueden ser la actividad industrial, la actividad agropecuaria o los asentamientos urbanos entre otros (Lillo, 2003).

Cuando la contaminación es de origen antropogénico la afección de los recursos es a escala local, en cambio cuando dicha contaminación corresponde a un origen natural afecta a grandes áreas (Lillo, 2003).

1.2.3 Arsénico en la atmósfera

En la atmósfera, las concentraciones de este metaloide normalmente son bajas (0,004 μg/m³) pero pueden verse incrementadas debido a las emisiones volcánicas, emisiones por la utilización de combustibles fósiles o por actividades industriales. Según la OMS (OMS, 2001) las concentraciones de arsénico (*Figura 1C*) se ven incrementadas desde las zonas rurales (0,004 μg/m³), a las áreas urbanas (0,2μg/m³) y los núcleos industriales (1 μg/m³).

La mayor parte del arsénico en la atmósfera se encuentra como As₂O₃ en partículas en suspensión (Cullen y Reimer, 1989 en Lillo, 2003). Este arsénico regresa a la hidrosfera y geosfera mediante deposición seca o húmeda asociada a las precipitaciones.

1.2.4 Arsénico en el suelo

El valor medio de fondo del arsénico en los suelos no contaminados es de 5 ppm (Smedley y Kinniburgh, 2002). Estos valores se van incrementando a medida que las actividades antrópicas hacen su aparición, por ello en suelos agrícolas tratados con pesticidas arsenicales se encuentran concentraciones que pueden alcanzar 139 ppm. En los suelos próximos a minas de cobre en Perú se han registrado concentraciones máximas de As de 3052 ppm (OMS, 2001) (*Figura 1D*).

1.3 USOS

La presencia de As como constituyente de minerales metálicos ha determinado que este elemento se extraiga y concentre, utilizándose así en diversas actividades humanas.

Entre las actividades humanas en las que se emplea el arsénico se encuentran la industria y agricultura. Este metaloide se utiliza comercial e industrialmente como un agente en la fabricación de láseres, semiconductores, en la fabricación de vidrio, textiles, adhesivos de metal y en la curtiduría entre otros. También se emplea, cada vez en menor medida en la elaboración de insecticidas, raticidas, herbicidas, fungicidas y como pigmento en la fabricación de fuegos artificiales y pinturas (Bocanegra et al., 2002).

En la industria farmacéutica el arsénico ha formado parte de varios medicamentos, en concreto hasta mediados del siglo XX se ha venido utilizando

para tratar la sífilis. Actualmente contra esta enfermedad se sigue utilizando un compuesto de arsénico llamado melarsoprol (Lykknes y Kvittingen, 2003). Otras enfermedades que también han sido tratadas con diferentes compuestos de arsénico son la psoriasis, enfermedad caracterizada por la descamación e inflamación de la piel, y la tripanosomiasis, enfermedad parasitaria transmitida por la mosca tse-tse (Albores et al., 1997).

En odontología se usa para destruir la pulpa dentaria (Leonhard y Paduli, 2013) y se está empleando el trióxido de arsénico para tratar pacientes con leucemia promielocítica aguda (Suárez et al., 2014).

1.4 COMPORTAMIENTO QUÍMICO DEL AS EN EL MEDIO NATURAL

1.4.1 Especiación del arsénico

El arsénico es un metaloide cuyo comportamiento en el medio natural es similar al de los metales. En condiciones normales, la mayoría de los elementos metálicos o metaloides potencialmente tóxicos como es el As se encuentran en cantidades determinadas por su origen geológico y en formas poco solubles en la mayoría de los casos, lo que unido a su capacidad de adsorción sobre coloides minimiza los riesgos para el ser humano. Sin embargo, en determinadas condiciones de pH y potencial redox algunas de las especies de As en el agua tienen una solubilidad suficiente para que se encuentren en concentraciones superiores a los límites de potabilidad (Lillo, 2003).

El estado de oxidación del arsénico, y por tanto su movilidad, están controlados fundamentalmente por las condiciones redox y el pH.

El arsénico se encuentra como As (V), As (III), As (0), As (-I) y As (-II). En las aguas naturales en condiciones de Eh alto, el arsénico disuelto aparece como oxianiones de arsénico en dos estados de oxidación arsénico pentavalente As(V) y arsénico trivalente As (III) (Lillo, 2003).

El As (V) aparece como H₃AsO₄ y sus correspondientes productos de disociación (H₂AsO₄⁻, HAsO₄²⁻ y AsO₄³⁻). El As (III) aparece como H₃AsO₃ y sus correspondientes productos de disociación (H₄AsO₃⁺ , H₂AsO₃⁻ , HAsO₃²⁻ y AsO₃³⁻) (Lillo, 2003). Aunque As (V) y As(IIII) son móviles en el medio, el As(III) es el más inestable y biotóxico (Lillo, 2003). En concreto, es 60 veces más tóxico que el As (V) (Bundschuh et al., 2008).

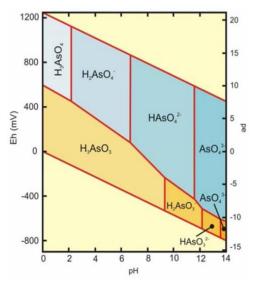


Figura 2. Especies acuosas del arsénico y su relación Eh-pH en el sistema As— O₂—H₂O a 25°C y 1 bar de presión total. Tomado de: Lillo (2003).

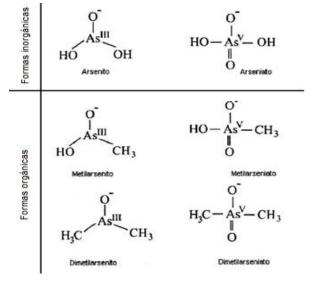
El As (V) se halla fundamentalmente como H₂AsO₄⁻ a valores de pH inferiores a 6,9, cuando el pH es superior a 6,9 la especie predominante es HAsO₄²- (Yan et al., 2000). (Figura 2)

La presencia y concentración de determinados elementos mayoritarios es otro de los factores que controlan las especies de arsénico que aparecen, y por ello su movilidad. Así, con concentraciones altas de azufre si se establecen condiciones ácidas y reductoras, precipitarán sulfuros de

arsénico como oropimente, (As₂S₃) y rejalgar (As₄S₄) (Lillo, 2003).

Una vez ha entrado el arsénico en el sistema, la actividad biológica y las condiciones redox determinan las concentraciones y proporciones relativas de As (III) y As (V). Generalmente, en las aguas superficiales predomina el mayor estado de oxidación, sin embargo, en las aguas subterráneas se puede encontrar el As en ambos estados de oxidación (Smedley y Kinniburgh, 2002). (*Figura 3*)

Las formas orgánicas de As se encuentran en general en pequeñas concentraciones, estas concentraciones pueden incrementarse debido a las



reacciones metilación de catalizadas por actividades microbianas de algas y bacterias (Lillo, 2003). En contraposición con las formas inorgánicas del arsénico, los compuestos orgánicos (como los que se encuentran en pescados mariscos) У son menos perjudiciales para la salud (OMS, 2012).

Figura 3. Principales especies de arsénico. Modificado de: Martínez, L.D. y Gasquez, J.A. (2005)

Según Lillo (2003), la presencia en mayor o menor medida de este elemento en las rocas está controlada por tres factores: la fuente primaria de arsénico, los procesos de movilización/retención de arsénico en la interfase sedimento-agua y el transporte de arsénico como especie disuelta en el agua.

Generalmente, altos contenidos de arsénico en los materiales no se traducen en altos contenidos de este metaloide en las aguas subterráneas. Esta afirmación se cumple siempre y cuando los acuíferos no estén asociados a procesos geotermales, ni a un origen antropogénico y tampoco a depósitos minerales (Lillo, 2003).

1.4.2 Movilidad del arsénico

Los principales mecanismos de incorporación del arsénico de origen natural a las aguas son:

-Reacciones de adsorción-desorción. Tanto arseniato como arsenito son adsorbidos sobre la superficie de múltiples materiales presentes en el medio como son los óxidos de hierro, manganeso y aluminio, arcillas o materia orgánica. La desorción del arsénico adsorbido en la fase sólida está condicionada por los cambios en pH, cambios del potencial redox que provocan oxidaciones o reducciones del material adsorbente, la presencia de iones competitivos y los cambios en la estructura cristalina de la fase sólida (Lillo, 2003).

La adsorción del arsénico en los óxidos metálicos depende del pH. El As (V) es adsorbido en condiciones ácidas, en cambio a pH alcalino se favorece la desorción del arseniato (Bundschuh et al., 2008).

Por otra parte, los oxianiones de arsénico también compiten con los aniones más abundantes en agua como sulfato, bicarbonato o cloruro. Se ha observado que altas concentraciones de carbonato y bicarbonato en aguas subterráneas dificultan la retención del arsénico adsorbido por los minerales que componen el sustrato rocoso de los acuíferos, especialmente óxidos de Fe y Mn y arcillas. El fosfato también ejerce un efecto competitivo, y puede estar presente en las aguas, especialmente cuando el acuífero entra en contacto con suelos agrícolas a los que se ha aplicado fertilizantes inorgánicos (Smedley y Kinniburg, 2002).

Cuando las especies de As están adsorbidas sobre materia orgánica u óxidos metálicos los cambios de las condiciones redox pueden provocar la desorción por inestabilidad de la fase absorbente (oxidación de la materia orgánica o reducción de los óxidos metálicos).

-Reacciones de coprecipitación-disolución. La coprecipitación es un proceso donde elementos menores se integran en la estructura mineral que se forma, como es el caso del arsénico que coprecipita con la pirita. De la misma manera, el arsénico puede ser coprecipitado con los óxidos de hierro. El proceso inverso es la disolución, que en el caso de arsénico dará lugar a su movilización al agua, los procesos de disolución más importantes en cuanto a movilización de arsénico en las aguas son la oxidación de sulfuros, principalmente pirita y la disolución reductiva de óxidos (Litter et al., 2008).

Las reacciones principales se dan cuando el arsénico forma parte de minerales sulfurados, que son estables en condiciones reductoras, y se dan variaciones en las condiciones redox, fuerte presencia de O₂ y agua, por lo que se produce la disolución del mineral y el paso del As al medio acuoso. Inversamente en condiciones de potencial redox altas (As⁺³ y As⁺⁵), si el Eh disminuye y el azufre está presente en el medio, puede tener lugar la coprecipitación en la fase sulfurada (Lillo, 2003).

1.5 AFECCIONES A LA SALUD

El As es una de las sustancias en las que se ha comprobado que la exposición en aguas de consumo causa efectos sobre la salud humana (OMS, 2012). En diferentes estudios epidemiológicos se ha demostrado que altas cantidades de arsénico en el agua provoca la aparición de cáncer en diferentes órganos como son los pulmones, la piel y la vejiga (OMS, 2012). Por este motivo, el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) clasificó en 2012 los compuestos inorgánicos de arsénico en el Grupo 1 (cancerígenos para el ser humano).

La toxicidad de este elemento depende de la vía de exposición, de la forma química del compuesto y del estado de valencia. Cuando el arsénico se encuentra en forma inorgánica es el responsable de la mayoría de los casos de intoxicación en los humanos (OMS, 2012). En lo referente a los compuestos

orgánicos del arsénico y su toxicidad, son pocos los estudios existentes que relacionen estos dos caracteres (OMS, 2012).

El arsénico inorgánico trivalente posee una mayor reactividad y toxicidad que el arsénico pentavalente, se cree que la forma trivalente es la cancerígena. No obstante, sigue existiendo una gran incertidumbre y discusión sobre el mecanismo de la acción cancerígena y también sobre la forma de la curva de dosis-respuesta para ingestas bajas (OMS, 2012).

El arsénico es un elemento que tiende a acumularse generalmente en el riñón, el hígado, los pulmones y el bazo. En concreto el As (III), cuando penetra en el organismo se une a los grupos sulfhidrilos de proteínas como la queratina, por lo que se deposita en las uñas y el pelo (OMS, 2012).

Los niveles de concentración de As en sangre, orina, uñas y cabello se consideran como marcadores de exposición. La cuantificación del As en la orina es el mejor de los indicadores aunque cuando se quiere constatar una exposición crónica no es el más adecuado debido a su corta vida media, en su lugar un buen indicador de exposición crónica es el cabello y las uñas (Agahian et al., 1990).

Las lesiones cutáneas son los signos clínicos más evidentes de la exposición crónica al As y hasta ahora se ha utilizado como indicador clásico de diagnóstico de exposición al metaloide (ATSDR, 2007).

Los daños ocasionados por la exposición al arsénico se pueden dividir en efectos agudos y en efectos crónicos:

1.5.1 Exposición aguda

Las consecuencias más comunes de la exposición aguda a As son alteraciones gastrointestinales, cardiovasculares, nerviosas, renales y hepáticas. Los síntomas que se pueden observar son un aumento en la irrigación de un órgano o tejido (hiperemia), vasodilatación, hiperpigmentaciones, edemas y caída de la presión arterial, lo que a menudo genera un estado de choque. También los pacientes intoxicados con esta sustancia pierden los movimientos voluntarios, sufren psicosis, confusión, delirio e incluso pueden entrar en coma y llegar a morir (ATSDR, 2007). Según ATSDR (2007), la dosis fatal de arsénico en adultos es de 70 a 180mg.

1.5.2 Exposición crónica

Los efectos de la exposición crónica al arsénico dependen de la vía de exposición y aparecen en la piel, las vías respiratorias, el sistema cardiovascular, el hígado, el riñón y el sistema nervioso. Según afirma la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 2007) el arsénico es un agente que causa mutaciones en el feto, es carcinogénico y mutagénico. Además, la exposición prolongada a este metaloide también se asocia a un mayor riesgo de desarrollar diabetes mellitus, hipertensión arterial y enfermedad cardiovascular (Robles-Osorio et al., 2012).

1.5.3 Vías de exposición

Las tres vías de exposición al arsénico son la ingesta, la inhalación y la exposición dérmica. La ingesta y la inhalación son las rutas más comunes y las que usualmente conducen a enfermedad. La exposición dérmica, por su parte, también puede provocar enfermedades pero lo hace en menor proporción (2%) que las otras dos rutas (Albores et al., 1997). Excepto en las personas expuestas al arsénico por motivos laborales, la vía de exposición más importante es la oral. Dentro de la ingesta, la forma más común de introducir este metaloide en nuestro organismo es el consumo de agua que contenga formas solubles del arsénico. (*Tabla 1*)

Ingestión

La exposición a este elemento en el agua de bebida genera lesiones características como son las lesiones cutáneas. Se dan alteraciones en el color de la piel (hipercromías e hipocromías) en zonas no expuestas del cuerpo, hiperqueratosis palmoplantar (engrosamiento de la capa externa de la piel) (*Figuras 4A y 4B*) y lesiones ulceradas que denotan la presencia de un carcinoma epidermoide (ATSDR, 2007).





Figura 4. Queratosis por arsénico en las palmas de las manos (A) (Imagen por Atish Saha/Human Rights Watch) y en las plantas de los pies (B) (Imagen por Mr. Manzurul Hassan).

Tabla 1. Efectos crónicos de la exposición a As en función de las vías de exposición

	Vía exposición Efectos sobre la salud	Ingesta	Inhalación	Exposición dérmica
	Lesiones cutáneas	-Alteraciones de color en la piel en zonas no expuestas al sol: hipercromías e hipocromías -Engrosamiento de la capa externa de la piel palmoplantar: hiperqueratosis -Lesiones ulceradas: carcinoma epidermoide		
crónica	Cáncer	-Cáncer de piel -Tumores en: Riñón Hígado Vejiga Pulmón	-Cáncer de pulmón	-Úlceras en la piel
Exposición crónica	Efectos cardiovasculares	-Efectos vasculares periféricos:	- Arritmias cardiacas	
	Efectos neurológicos	-Neuropatía central -Tumores -Infartos cerebro-vasculares	-Neuropatía central -Tumores -Infartos cerebro- vasculares	
	Efectos reproductivos	-Abortos espontáneos -Malformaciones cognitivas y físicas		

El arsénico inorgánico también es un agente carcinogénico. Según Stanwell Smith, 2001 en Bocanegra et al., 2002, una de cada diez personas que consumen agua contaminada por As van a padecer cáncer de piel derivado de esta ingesta. La ingesta de As se relaciona con la aparición de tumores de riñón, hígado, vejiga y pulmón. Pese a esta relación directa entre el consumo de As y la aparición de cáncer aún no se conoce el mecanismo por el cual el arsénico induce al daño del material genético (ATSDR, 2007).

Según Gehle (2009) los efectos cardiovasculares son uno de los problemas más graves derivados de la exposición al arsénico. Estos efectos cardiovasculares están caracterizados por una coloración azulada de la piel y la pérdida progresiva de la circulación en las extremidades que pueden derivar en gangrena de las extremidades o como se le conoce ampliamente "enfermedad del pie negro" (ATSDR, 2007).

En cuanto a los efectos nocivos sobre la reproducción existen estudios contradictorios. Según Sancha (1998), el consumo de arsénico tiene efectos reproductivos adversos como son los abortos espontáneos, malformaciones cognitivas y físicas. En cambio la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 2007), señala que después de hacer estudios en laboratorio con ratas no existe evidencia de que el arsénico cause ningún tipo de efecto reproductivo.

Inhalación

La inhalación suele producirse por exposición ocupacional y aumenta el riesgo de padecer cáncer de pulmón si se alcanzan niveles acumulativos de 0,75 mg/m³. Esta cantidad se traduce en unos 15 años de exposición en una sala de trabajo con una concentración existente de 50 µg/m³ (Bocanegra et al., 2002).

En trabajadores expuestos al arsénico por vía inhalatoria también se han advertido síntomas de neuropatía central. Esto afecta a las fibras sensoriales y motoras, lo que produce una degeneración y desmielinización de los axones (ATSDR, 2007). Si estos síntomas no son tratados a tiempo, pueden desembocar en enfermedades más graves como tumores o incluso infartos cerebro-vasculares (Gehle, 2009).

Por otra parte, la inhalación continuada de arsénico inorgánico afecta al sistema cardiovascular, ya que causa arritmias cardiacas.

Exposición dérmica

Cuando la piel entra en contacto con agentes como el trióxido de arsénico (As₂O₃) se pueden producir úlceras sobre todo en las manos debido a su mayor exposición (Guimaraens, 2004).

1.6 VALOR DE REFERENCIA

Los valores de potabilidad del arsénico han ido disminuyendo a medida que se conocían los efectos adversos sobre la población y se iban mejorando las técnicas de análisis y detección.

Así, en 1958 la OMS en sus Normas Internacionales para el agua potable recomendaba una concentración de arsénico máxima admisible de 200 μg/l. En 1963, en estas mismas Normas internacionales, redujeron el valor a 50 μg/l

(OMS, 2012). Valor que se mantuvo hasta 1993 en que las Guías para la calidad del agua potable fijaron un nuevo valor de referencia de 10 μg/l. El valor fijado en 1993 es el vigente a día de hoy aunque este valor es provisional debido a las dificultades de medición y eliminación, y no se descarta que cuando la técnica mejore se produzca una disminución del valor de referencia (OMS, 2012).

Aunque la OMS ha fijado la concentración de referencia en 10 μg/l, los países afectados establecen diferentes valores en función de la tecnología de que disponen para su análisis y eliminación. Así, los países desarrollados como España, Argentina o Chile siguen las directrices de la OMS, sin embargo países en vías de desarrollo como la República Popular de Bangladés mantiene el valor de 50 μg/l (OMS, 2012).

Actualmente el método de análisis más preciso es la espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP/MS), cuyo límite de detección se sitúa en 0,1 µg/l pero la utilización de estas técnicas demasiado costosa para países en vías de desarrollo. Otros métodos de análisis de este metaloide son la absorciometría, la espectrometría de absorción atómica de llama, el plasma acoplado por inducción y la espectrometría de absorción atómica electrotérmica, igualmente costosos y en general de difícil acceso en medios rurales (OMS, 2012).

Entre los métodos más empleados de eliminación del arsénico en las aguas encontramos el de coagulación-precipitación donde se adicionan al agua coagulantes químicos como son el sulfato de aluminio, cloruro férrico o cloruro de polialuminio para propiciar la remoción de arsénico (OMS, 2012). El tratamiento de intercambio de iones también es frecuente, en este los iones de una especie dada son desplazados de un material insoluble de intercambio (resina) por otros iones que se encuentran en solución. Sin embargo, el tratamiento de eliminación de As más efectivo y novedoso es el proceso de membranas pero su coste actualmente es muy elevado y su uso se acota a industrias como las farmacéuticas (OMS, 2012). En todos los procesos de tratamiento se consigue un 80% o más de reducción de la concentración de origen de arsénico. Técnicamente es viable reducir la concentración de arsénico hasta un valor de 5 μg/l (OMS, 2012).

2. CASOS DE CONTAMINACIÓN POR ARSÉNICO EN EL MUNDO

Las zonas afectadas por As a nivel mundial se distribuyen en todos los continentes (*Figura 5*). De los 140 millones de afectados (Remtavares, 2013) por los elevados niveles de arsénico en las aguas, la mayor parte se encuentran en Asia (Taiwán, Vietnam, el norte de China, India y Bangladesh) donde la problemática derivada de la contaminación por arsénico ha sido una de las principales preocupaciones acaecidas en las últimas décadas (Lillo, 2003) y en América (Argentina, Chile, oeste de E.E.U.U. y Méjico).



Figura 5. Principales áreas afectadas por altos niveles de As en las aguas. Tomado de Smedley P., (2002)

2.1 BANGLADESH

Bangladesh o como se le conoce formalmente, República Popular de Bangladés, es un país ubicado en el sur de Asia. Geográficamente, el país se localiza en el terreno fértil del delta del Ganges, por lo que está expuesto a las inundaciones anuales provocadas por los monzones y los ciclones.

Cuarenta y cinco años atrás, los programas de salud pública sacaron a la luz que más de la mitad de las muertes de niños menores de cinco años eran debidas a las aguas superficiales contaminadas con *E. coli*. En las décadas posteriores al conocimiento de estos datos, las familias de Bangladesh instalaron pozos cuyas aguas destinadas al consumo provenían del acuífero menos profundo, pero nadie conocía que con este cambio la población se exponía a un nuevo contaminante como es el arsénico (Rammelt et al., 2011).



Figura 6. Situación de una de las zonas contaminadas por arsénico en Bangladesh. Tomado de Rammelt et al., 2011.

El área afectada por la contaminación con arsénico de las aguas es de 150.000 km², en este espacio encontramos entre otras las poblaciones de Kumerbhog y Kanokshar (*Figura 6*) en las que se han registrado valores de arsénico <0,5 a 2.500 μg/l.

-Origen del As y geología

La zona de Bangladesh afectada por la contaminación de arsénico se desarrolla en una amplia llanura de inundación del Pleistoceno Superior formada por arenas y limos con lodos orgánicos y turberas. Por debajo de esta unidad se encuentran los denominados acuíferos Holocenos cuyas concentraciones de arsénico son elevadas. A mayor profundidad se encuentran los acuíferos Plio-Pleistocenos con menores contenidos de arsénico (Lillo, 2003).

El acuífero con elevadas concentraciones de arsénico, el más superior, se sitúa entre los 100 y 150 metros de profundidad y está separado de la llanura de inundación por un nivel de arcillas. Este acuífero está constituido por sedimentos fluviales y deltaicos de edad holocena, procedentes de la erosión de las cumbres de Himalaya y de rocas del basamento formadas por arenas micáceas, limos y arcillas con materia orgánica abundante (Anawar et al., 2003). Las concentraciones de As presentes van desde los 2 ppm a los 20 ppm. En este acuífero se dan condiciones fuertemente reductoras y un pH que va desde la neutralidad a condiciones básicas. Además la proporción de arsenito/arsenato comprende rangos muy amplios, aunque suele ser de 50 a 60% de arsenito sobre el total de arsénico (Lillo, 2003).

Tanto arseniato como arsenito se encuentran adsorbidos sobre la superficie de los óxidos de hierro y la materia orgánica. Según Lillo (2003), la oxidación microbiana de la materia orgánica provoca un déficit de O₂ y por tanto la creación de un ambiente reductor; este ambiente reductor hace que los óxidos de hierro sean reducidos y con ello se provoca la desorción del arsénico contenido en

estos óxidos y su movilización al agua subterránea. Inicialmente, se propuso un origen derivado de la oxidación de sulfuros por descenso del nivel freático pero esta hipótesis fue descartada.

El acuífero más profundo presenta contenidos de arsénicos bajos. La explotación de este acuífero podría suponer una alternativa al uso del agua pero su mayor profundidad incrementa los gastos de extracción y lo hace inviable para familias en situación de pobreza (Rammelt et al., 2011).

-Salud

Según los estudios realizados, entre 18 y 35 millones de personas han estado consumiendo agua contaminada con concentraciones superiores al Estándar de Agua Potable de Bangladesh (EAPB) fijado en 50 µg/l (Rammelt et al., 2011). Las personas afectadas, en su mayoría, viven en la pobreza y sufren desnutrición. Esta desnutrición debilita el sistema inmunológico y hace al individuo más susceptible hacia enfermedades relacionadas con el arsénico (Crow y Sultana, 2002; Howard, 2003; Hanchett, 2006; Atkins et al., 2007). Por ejemplo, en Bengala Occidental Smith y Smith (2004) documentaron el doble de lesiones de piel en los hogares con menor consumo de nutrientes esenciales. Por tanto, se puede afirmar que existe una correlación positiva entre la pobreza y la arsenicosis.

Además, síntomas de la arsenicosis como el cambio de la coloración y el grueso de la piel de las palmas de las manos y pies, también se dan usualmente en pacientes sanos debido al trabajo que desempeña esta población rural. Se dan casos en los que los síntomas externos no aparecen, en cambio los problemas internos están presentes. Un diagnóstico completo, puede requerir pruebas clínicas patológicas de muestras de pelo, uñas o en algunos casos se requieren biopsias para el examen del tejido y de tumores. Debido al coste de estos exámenes, la gente sin recursos no puede cubrir esos gastos (Rammelt et al., 2011).

La Fundación para la Mitigación y la Investigación del Arsénico (FMIA) junto con el Hospital de la Beneficencia comenzaron en Kumerbhog y Kanokshar en 2006 la sustitución de los pozos cuyas aguas proceden del acuífero más superficial por otros que captaran aguas del acuífero más profundo ya que su contenido de

arsénico es bajo. Pese a ello actualmente se están diagnosticando nuevos pacientes aquejados de intoxicación por arsénico. Esto se puede deber a que los efectos del envenenamiento por arsénico no son instantáneo sino que aparecen pasados varios años o a que la población teme ser diagnosticada y con ello perder sus trabajos (Rammelt et al., 2011).

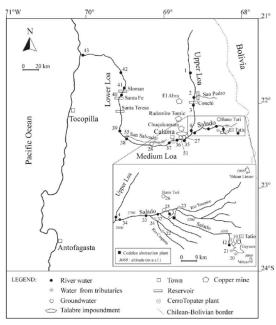
2.2 CHILE

Chile es un país ubicado en el extremo sudoeste de América del Sur y se encuentra en la zona de subducción de las placas Antártica y Nazca en la placa Sudamericana. Este territorio incluido en el cinturón de fuego del Pacífico, con una intensa actividad volcánica y sísmica, posee niveles significativos de As en el magma (Errázuriz at al., 1998). El vulcanismo ha sido activo y el As se encuentra presente en los sedimentos (Fernández-Turiel et al., 2005).

La Región de Antofagasta cuenta con una población de 390.832 habitantes y el área afectada es de 125.000 km², registrándose concentraciones de arsénico comprendidas entre los 100-1000 µg/l (Sancha y Castro, 2001).

- Origen del As y geología

La problemática de Antofagasta se halla, sobre todo, en las aguas superficiales y especialmente en el río Loa que discurre por esta región norteña (Figura 7). El río Loa, cuyo principal afluente es el río Salado, nace en la cordillera de los Andes en su zona occidental y es el más largo de la zona con 440km. Su contenido



medio de arsénico es de 1400 µg/l (Fernández-Turiel et al., 2005), aunque esta concentración no es homogénea en la totalidad de su curso.

Las menores concentraciones de As se dan en el curso alto del río Loa con valores de 120 µg/l (Romero et al., 2003). Los niveles más altos de arsénico proceden del río Salado, afluente del río Loa, cuyo nacimiento tiene lugar en la cordillera de los Andes y es abastecido

Figura 7. Localización del río Loa. Tomado de Romero et al., 2003.

con las aguas termales del Tatio, campo de géiseres ubicado en los montes andinos (Romero et al., 2003). Las concentraciones del río Salado en su nacimiento alcanzan los 10000 µg/l, aunque antes de su desembocadura en el río Loa esta concentración ha disminuido y se encuentra en torno a los 1200 µg/l (Romero et al., 2003).

Cuando el río Salado vierte sus aguas en el Loa se produce una dilución en las concentraciones de arsénico, registrándose valores de 300 µg/l (Romero et al., 2003). A partir de este punto de confluencia de ambos ríos, las concentraciones del metaloide se ven incrementadas por los aportes de las aguas subterráneas procedentes de los sedimentos volcánico-sedimentarios que forman la cuenca media del río Loa (Ferreccio et al., 1995) y por los efectos de la evaporación en esta zona árida se alcanzan concentraciones de As de 1900 µg/l (Romero et al., 2003).

A estos procesos naturales se les suma localmente las emisiones procedentes de las actividades mineras de la zona basadas en el cobre (Fernández-Turiel et al., 2005). La región de Antofagasta es una importante zona minera en la que se explotan yacimientos de cobre. Según Oyarzun et al. (2010) los minerales existentes son la enargita (Cu₃AsS₄) y tenantita (Cu₁₂As₄S₁₃). El proceso de extracción y molienda de estos minerales libera al ambiente arsénico, aunque la aportación no es significativa en el contexto general debido a la escasa precipitación (0-300mm) de Antofagasta. Solo en episodios esporádicos de intensa precipitación relacionados con el fenómeno de El Niño se produce una movilización significativa de As desde las zonas mineras hacia las aguas superficiales (Wang y Mulligan, 2006).

-Salud

En el XIII Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de Chile (1999) se expuso que en la región de Antofagasta la tasa de mortalidad por cáncer de tráquea, bronquios y pulmón posee un índice elevado en comparación con otras regiones (Cáceres, 1999). Esta enfermedad se manifiesta en personas de más de 45 años, los cuales consumieron agua entre los años 1958 y 1970 con una concentración de arsénico de 850 μg/l. En este periodo el agua provenía de ríos originados en la cordillera de los Andes (Cáceres, 1999).

Consecuencia de esta ingesta desmedida de arsénico empezaron a darse casos de enfermedades de la piel, cardiovasculares y respiratorias entre niños. Por todo ello, y al relacionarlo con la presencia de arsénico en el agua potable, la administración instaló en 1970 en Salar del Carmen (Antofagasta) la primera planta de tratamiento de agua que reducía las concentraciones de arsénico en el agua mediante la tecnología de coagulación para poder cumplir la norma vigente en la época (120 µg/l). En concreto, esa norma fijaba un contenido máximo de arsénico de 120 µg/l (Cáceres, 1999). Debido a la modificación de la norma en 1984, el contenido máximo en arsénico de las aguas se reduce hasta 50 µg/l. Hasta 2005 este ha sido el límite fijado, pero a partir de ese año se concedieron 10 años para reducir la concentración de este metaloide hasta alcanzar los 10 µg/l recomendados por la OMS (Norma Chilena 409/1, 2006).

Según Fernández-Turiel et al., 2005, se estima que entre un 5 y un 10% de personas afectadas por el consumo de arsénico en las aguas desarrollan síntomas de enfermedad entre los 10 y los 15 años posteriores al consumo de este metaloide.

2.3 ARGENTINA

Argentina es un país ubicado en el extremo sur y sudeste de América del Sur. Su territorio continental abarca gran parte del Cono Sur, limita al norte con Paraguay y al sur y oeste con Chile cuya frontera común está constituida en su mayor parte por la cordillera de los Andes.

En Argentina una de las zonas más afectadas por la presencia de arsénico en las aguas es la llanura Chacopampeana que ocupa el centro y norte del país, esta región es la mayor y más poblada de Argentina. Este área de un millón de km² se extiende desde el límite con Paraguay, en el norte del país, hasta el altiplano de la Patagonia, por el sur, desarrollándose al este de la Sierras Pampeanas. En el sector central, se encuentran importantes ciudades como Santiago del Estero, Resistencia, la ciudad de Reconquista o Córdoba (Bundschuh et al., 2008). En concreto, en este país más del 3% de la población está expuesta al agua contaminada por arsénico que proviene de pozos, lo que hace que sea una de las preocupaciones principales en relación a la salud pública (Bundschuh et al., 2008).

- Origen del As y geología

En Argentina, la presencia de elevados niveles de As en agua subterránea en diferentes regiones de la llanura Chacopampeana ha sido vinculada con la actividad volcánica en la Cordillera de Los Andes y la actividad hidrotermal asociada.

La llanura Chacopampeana es una depresión rellena con una secuencia sedimentaria cenozoica donde están presentes campos geotérmicos de bajas temperaturas (30-50°C).

La fuente principal de As en el agua se relaciona con los materiales de origen volcánico existentes en los sedimentos loéssicos (limo-arcillosos) que conforman parte de los acuíferos y están representados por el vidrio, minerales y fragmentos líticos volcánicos, su presencia en solución se debe a procesos de disolución e intercambio de iones (Bocanegra et al., 2002; Smedley y Kinninburg, 2002).

Debido a que la distribución del As es muy heterogénea especialmente al sur de la llanura Chacopampeana, otros autores (Fernández-Turiel et al., 2005) defienden la hipótesis de que el arsénico proviene de la cordillera Andina desde donde es transportado en forma disuelta en las aguas superficiales hasta la costa atlántica, pero en este recorrido las aguas se encuentran con la llanura Chacopampeana. Las bajas pendientes de esta llanura provocan que el As no sea lavado y transportado y por ello se infiltra en los acuíferos

-Salud

En 1913, se tuvo constancia de dos pacientes con síntomas de una intoxicación por arsénico la cual simplemente se diagnosticó como una intoxicación accidental. A partir de este año, el número de casos fue en aumento y la enfermedad llegó a ser conocida como enfermedad de Bell Ville, ciudad argentina en la provincia de Córdoba en la que se registró el mayor número de casos. Esta enfermedad se daba en regiones rurales donde los niveles de arsénico en el agua de consumo eran superiores a 1000 μg/l (Bundschuh et al., 2008). En 1917, esta enfermedad pasó a ser conocida como hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) y se concluyó que la etiología era debida a la ingestión de agua con arsénico (Astolfi et al., 1982). La población

potencialmente afectada por el HACER en 2008 era de unos 2 millones de habitantes en la llanura Chacopampeana (Bundschuh et al., 2008).

Como medidas mitigadoras se construyeron acueductos desde ríos con contenidos bajos de arsénico para el abastecimiento. También se instalaron plantas de tratamiento de agua con métodos para la eliminación del arsénico, aunque en algunas poblaciones pequeñas continúan utilizando agua subterránea en combinación con el agua de lluvia recogida en aljibes (Benítez et al., 2011).

3. LA SITUACIÓN EN ESPAÑA

Algunas de las zonas de España donde el arsénico está presente en las aguas son Asturias o el acuífero detrítico de la Comunidad de Madrid.

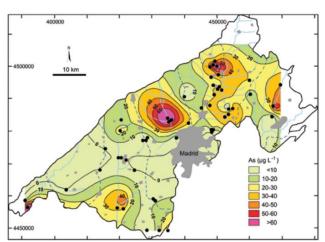
En **Asturias** los casos de contaminación de las aguas por arsénico están asociadas a la minería del mercurio. En el área de La Peña-El Terronal se cesó la actividad en la década de los 70, pero las escombreras se sitúan a lo largo de la ladera del valle del río San Tirso (Cama et al., 2008).

Las concentraciones de As en los suelos se sitúan de media en 506 ppm, cerca de las chimeneas la concentración llega a 7.287 ppm mientras que en los suelos alejados de los lugares mineros las concentraciones de arsénico varían entre 6-20 ppm (Cama et al., 2008).

En las aguas las concentraciones de As tomadas en el río San Tirso aguas arriba de los trabajos mineros se dan valores inferiores a 5 μg/l, mientras que aguas abajo las concentraciones varían entre 90 y 5600 μg/l (Cama et al., 2008).

Acuífero detrítico de la Comunidad de Madrid. En Madrid en 1998, se detectó de forma casual en una industria alimentaria concentraciones de arsénico superiores a las permitidas, en concreto 365 μg/l. En nuestro país la concentración máxima admisible en el agua de bebida en ese año era de 50 μg/l. A raíz de este hallazgo se analizaron 353 pozos, de los cuales en 204 los niveles oscilaban entre 1 y 10 μg/l; en 80 se encontraban entre 10 y 50 μg/l; y en otros 13 superaban 50 μg/l. En los 56 pozos restantes el nivel de arsénico se encontraba por debajo del nivel de detección (Aragonés et al., 2001).

A raíz de estos datos se estudió la distribución espacial del arsénico en el acuífero detrítico de la Cuenca del Tajo, en la parte correspondiente al territorio



de la Comunidad de Madrid (Hernández y Fernández, 2002). En las concentraciones de arsénico se observó un incremento gradual desde las áreas de recarga (valores < 10 µg/l) hacia las zonas de descarga (valores de hasta 91 µg/l) (Figura 8) (Cama et al., 2008).

Figura 8. Mapa de e isoconcentraciones de As (μg/l) en el agua subterránea de los pozos del acuífero detrítico de Madrid. Tomado de: Cama et al., 2008

Respecto a su origen, se determinó que el arsénico encontrado en las aguas subterráneas es geogénico y procede de los sedimentos que colmatan la cuenca. Estos sedimentos derivan de las rocas ígneas y metamórficas de las montañas circundantes, así en la Cordillera Central encontramos arsenopirita (Cama et al., 2008). Una de las teorías propuestas para explicar la concentración y movilidad del arsénico apunta a la alta explotación de los pozos de suministro de agua, que hacen que el nivel freático descienda (100-200m) y el aire con oxígeno atmosférico favorezca la oxidación de sulfuros que contienen arsénico. Después, cuando el nivel freático asciende en los periodos de no explotación, el arsénico oxidado puede liberarse al agua subterránea (Cama et al., 2008). Actualmente la hipótesis más aceptada relaciona la movilidad del arsénico con la tendencia a la alcalinidad del agua subterránea, que pasa de tener un pH próximo a 7 en las zonas de recarga en las que las aguas son bicarbonatadas cálcicas, a pH de 9 en las zonas de descarga, en las que las aguas son de composición bicarbonatada sódica. En las zonas de recarga el arsénico estaría adsorbido en las fases sólidas (arcillas e oxihidróxidos de Fe y Al) y se liberan en las zonas de descarga (Cama et al., 2008).

Por otra parte, en la Red de Control de Calidad de las Aguas Subterráneas en la cuenca hidrográfica del Tajo, dos masas en 2009 y una en 2010 presentaron un punto de control cada una con concentración media anual superior al valor umbral propuesto para As (65,6 µg/l), pues se encontró una concentración 80

μg/l. Para estas dos masas de agua (Manzanares-Jarama y Guadarrama-Manzanares) se valoró la incidencia que este incumplimiento puntual tiene en el conjunto de la masa de agua y se concluyó que la presencia de arsénico no afecta al buen estado químico de las dos masas de agua subterránea estudiadas en ninguno de los dos años (Corral y Orío, 2012).

El caso más destacado de presencia de arsénico en las aguas se da en la **cuenca del Duero**, donde varios estudios han determinado la presencia de arsénico en las aguas subterráneas en concentraciones superiores al límite de potabilidad establecido en España (10 μg/l) desde el año 2003 (Palau et al., 2011).

En Castilla y León las comarcas más afectadas son El Carracillo y Las Cogotas (Segovia), La Moraña (Ávila) y Tierra de Pinares (Valladolid) (Gómez et al., 2006), donde las aguas son captadas mediante pozos profundos (100m o más) (Gómez et al., 2006).

Según Cama et al. (2008) la concentración media de arsénico hallada en el agua subterránea de esta cuenca hidrográfica es de 40,8 µg/l, mientras que los valores registrados en las aguas superficiales son normales.

El análisis de muestras de agua subterránea y de roca revelan una coincidencia espacial entre la anomalía en la distribución del As en el agua subterránea y la distribución de este metaloide en la facies arcillosa Zaratán del Mioceno Medio (rica en materia orgánica), por lo que las rocas de esta unidad son el principal origen del As en las aguas subterráneas (Cama et al., 2008). Otro de los orígenes del As propuestos son las ferricretas asociadas a los siliciclastos del Cretáceo tardío-Mioceno medio. La movilidad del As en el agua subterránea corresponde a la desorción del arsénico de los óxidos de hierro y de la materia orgánica (Cama et al., 2008).

Actualmente, las aguas subterráneas están destinadas al uso agrícola y ganadero. Ante este problema, la Junta de Castilla y León inició en 2002 un trasvase de agua proveniente del río Eresma hacia los municipios afectados (Fernández et al., 2004).

4. CONCLUSIONES

En condiciones normales el arsénico aparece de forma natural en bajas concentraciones en la atmósfera, los suelos, las rocas y las aguas pero estas concentraciones pueden verse incrementadas por la presencia de industrias, agricultura o bien ser liberadas desde las rocas hacia las aguas subterráneas o superficiales por procesos de adsorción-desorción y reacciones de coprecipitación-disolución.

En el medio acuoso su comportamiento es similar al de los metales, en condiciones normales se encuentra en formas poco solubles. Sin embargo, con los cambios de pH y potencial redox algunas especies de As se vuelven solubles. En las aguas subterráneas este elemento aparece como As (V) y As (III), mientras que en las aguas superficiales generalmente se encuentra en su mayor estado de oxidación.

Aunque As (III) y As (V) son dañinos para la salud, la forma más biotóxica es el arsénico trivalente. Los efectos causados dependen de la vía de exposición, siendo la ingesta seguida de la inhalación las rutas que usualmente conducen a enfermedad mientras que la exposición dérmica lo hace de forma minoritaria. Entre los efectos en la salud que provoca destacan las lesiones cutáneas, el cáncer, los efectos cardiovasculares, neurológicos y reproductivos.

Como podemos apreciar en los casos de contaminación de aguas por arsénico descritos en los casos de Bangladesh, Chile, Argentina o España, el origen del arsénico es natural. Bangladesh, es uno de los países más afectados y con mayor número de estudios sobre la contaminación de aguas con As cuyo origen es la desorción de este metaloide de los óxidos de hierro, propiciado por la oxidación de la materia orgánica. El grado de pobreza y desnutrición han hecho a la población más vulnerable a padecer enfermedades causadas por el As. En los casos de Argentina y Chile la liberación de As está asociada con el vulcanismo y la actividad hidrotermal asociada a la Cordillera de los Andes. En estos dos países los casos de enfermedades asociados al consumo de agua son palpables y han afectado a un gran número de individuos. Por el contrario, en España y debido a mejores sistemas de tratamiento de aguas de aguas e información, no se han registrado enfermedades relacionadas con el consumo del metaloide.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Agahian, B., Lee, J.S., Nelson, J.H. y Johns, R.E. (1990). Arsenic levels in fingernails as a biological indicator of exposure to arsenic, *American Industrial Hygiene Association Journal*, vol. 51, no. 12, pp. 646-651. Recuperado de: http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/15298669091370293 [05 de julio de 2016]
- Albores, A., Quintanilla, B., Del Razo, L., y Cebrian, M. (1997). Arsénico. En: L. Albert, ed. 1997. Introducción a la Toxicología ambiental. México: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. pp. 247-261. Recuperado de: http://www.bvsde.paho.org/bvstox/fulltext/toxico/toxico-03a15.pdf [05 de julio de 2016]
- Anawar, H.M., Akai, J., Komaki, K., Terao, H., Yoshioka, T., Ishizuka, T., Safiullah, S. y Kato, K. (2003). Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes", *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 77, no. 2–3, pp. 109-131. Recuperado de: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037567420200273X [05 de julio de 2016]
- Aragonés, N., Palacios, M., Avello, A., Gómez, P., Martínez, M. y Rodríguez, M.J. (2001). Nivel de arsénico en abastecimientos de agua de consumo de origen subterráneo en la Comunidad De Madrid. Revista Española de Salud Pública, 75(5), pp. 421-432. Recuperado de: http://scielo.isciii.es/scielo.php?pid=S1135-57272001000500003&script=sci_arttext&tlng=e [12 de mayo de 2016]
- Astolfi, E., Besuschino, S. C., García, J. C., Guerra, C. y Maccagno, A. (1982). Hidroarsenicismo crónico regional endémico. Buenos Aires: Talleres Gráficos de la Cooperativa General Belgrano. 144p.

- Atkins, P., Hassan, M. y Dunn, C. (2007). Environmental Irony: Summoning Death in Bangladesh. *Environment and Planning*, vol. 39, no. 11, pp. 2699-2714. Recuperado de: http://epn.sagepub.com/content/39/11/2699.abstract [05 de julio de 2016]
- ATSDR. (2007). Toxicological profile for arsenic. U.S. Department Of Health And Human Services. Recuperado de: http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/TP.asp?id=22&tid=3 [05 de julio de 2016]
- Azcue, J.M. y Nriagu, J.O. (1995). Heavy Metal Aspects of Mining Pollution and Its Remediation Impact of abandoned mine tailings on the arsenic concentrations in Moira Lake, Ontario. *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 52, no. 1, pp. 81-89. Recuperado de: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0375674294000327 [05 de julio de 2016]
- Benítez, R., Rivero, S. y García, S. I. (2011). Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico HACRE: Módulo de Capacitación. Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación. Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones. 60 p. Recuperado de: http://www.msal.gob.ar/images/stories/bes/graficos/0000000332cnt-03-Capacit_hidroarsenicismo.pdf [05 de julio de 2016]
- Bocanegra, O. C., Bocanegra, E. M., y Álvarez, A. A. (2002). Arsénico en aguas subterráneas: su impacto en la Salud. En XXXII IAH y VI ALHSUD CONGRESS "Aguas Subterráneas y Desarrollo Humano". Mar del Plata (pp. 21-27). Recuperado de: http://cofes.org.ar/descargas/info sector/Arsenico/Bocanegra2 Alvarez pdA s Estudio Bocanegra.pdf [05 de julio de 2016]
- ➤ Boyle D.R., Turner R.J.W. y Hall G.E.M. (1998). Anomalous arsenic concentrations in groundwaters of an island community, Bowen Island,

British Columbia. *Environmental Geochemistry & Health*, 20, 199-212.

Recuperado de: http://link.springer.com/article/10.1023/A:1006597311909
[05 de julio de 2016]

- Bundschuh, J., Pérez, A., y Litter, M. (2008). Introducción: Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana. En: Bundschuh, J., Pérez, A., y Litter, M eds. 2008. Argentina: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Marta_Litter/publication/258702251_Distribucion_del_arsenico_en_las_regiones_Iberica_e_Iberoamericana/links/00_b4952b1fbb7dc223000000.pdf [05 de julio de 2016]
- Cacéres, L., Gruttner, E., y Contreras, R. (1992). Water Recycling in Arid Regions: Chilean Case. *Ambio*, vol. 21, no. 2, pp. 138-144.. Recuperado de: http://www.jstor.org/stable/4313907 [05 de julio de 2016]
- Cáceres, A. (1999). Arsénico, Normativas y efectos en la Salud. XIII Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS. Recuperado de: http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/chile13/trab-04.pdf [05 de julio de 2016]
- Cama, J., Rovira, M., Ávila, P., Pereira, M. R., Asta, M. P., Grandia, F., Martínez-Lladó, X., y Álvarez-Ayuso, E. (2008). Distribución de arsénico en la región Ibérica. En: Bundschuh, J., Pérez, A., y Litter, M eds. 2008. Argentina: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Marta_Litter/publication/258702251_Distribucion_del_arsenico_en_las_regiones_Iberica_e_Iberoamericana/links/00b4952b1fbb7dc223000000.pdf [05 de julio de 2016]
- Cama, J., Rovira, M., Ávila, P., Pereira, M. R., Asta, M. P., Grandia, F., Martínez-Lladó, X., y Álvarez-Ayuso, E. (2008). Distribución de arsénico en la región Ibérica. [Figura]. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Marta_Litter/publication/258702251_Dis

- tribucion del arsenico en las regiones Iberica e Iberoamericana/links/00 b4952b1fbb7dc223000000.pdf [05 de julio de 2016]
- Corral, M.V. y Orío, A. (2012). Red de control de calidad de las aguas subterráneas en la cuenca hidrográfica del Tajo. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo. Recuperado de: http://www.chtajo.es/Informacion%20Ciudadano/Publicaciones/Documents/Red%20de%20Control%20de%20Calidad%20de%20AGUAS%20SUBTERR%C3%81NEAS.pdf [05 de julio de 2016]
- Crow, B. y Sultana, F. (2002) Gender, Class, and Access to Water: Three Cases in a Poor and Crowded Delta. Society & Natural Resources, vol. 15, no. 8, pp. 709-724. Recuperado de: http://escholarship.org/uc/item/8j29f3df [05 de julio de 2016]
- Errázuriz, A., Cereceda, P., González, J.I, González, M., Henríquez, M. y Rioseco. R. (1998). Manual de Geografía de Chile. Chile: Andrés Bello.
- Fernández-Turiel, J. L., Galindo, G., Parada, M. Á., y Gimeno, D. (2005). Estado actual del conocimiento sobre Arsénico en el agua de Argentina y Chile: origen, movilidad y tratamiento. *Taller de Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento*, 1-22. Recuperado de: http://digital.csic.es/bitstream/10261/4019/1/Galindo_et_al-Arsenico-2005.pdf [05 de julio de 2016]
- Fernández, L., Vega, M., Carretero, M., Pardo, R., Debán, L., & Barrio, V. (2004). Hidrogeología de los acuíferos de la zona Vallelado-Mata de Cuéllar, Segovia afectados por altos contenidos de arsénico. En: VIII Simposio de Hidrogeología. Zaragoza, 165-174. Recuperado de: http://aguas.igme.es/igme/publica/VIII CON HIDROGEO 04/Tomo%20XX VII WEB/165-174.pdf [3 de julio de 2016]

- Ferreccio, C., González, C., Solari, J., y Noder, C. (1995). Cáncer broncopulmonar entre trabajadores expuestos a arsénico. Revista Médica de Chile, 124, 119-123. Recuperado de: http://bvsper.paho.org/cursoepi/e/lecturas/mod8/ejercicio.pdf [05 de julio de 2016]
- Gehle K., (2009). La toxicidad del arsénico, estudios de caso en medicina ambiental. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Recuperado de: http://www.atsdr.cdc.gov/es/csem/arsenic/docs/arsenic_csem_spanish.pdf [12 de mayo de 2016]
- Gómez J.J., Lillo J. y Sahún B., (2006) Naturally occurring arsenic in groundwater and identification of the geochemical sources in the Duero Cenozoic Basin, Spain. *Environmental Geology*, vol. 50, pp. 1151-1170. Recuperado de: http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00254-006-0288-z [12 de mayo de 2016]
- Gromet, L. P., Haskin, L. A., Korotev, R. L., y Dymek, R. F. (1984). The "North American shale composite": its compilation, major and trace element characteristics. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 48, pp. 2469-2482. Recuperado de: http://apostilas.cena.usp.br/moodle/pessenda/projes/simposio/artigo2.pdf [05 de julio de 2016]
- Guimaraens, D. (2004). Exposición dérmica y riesgos para la salud. Madrid: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales. Recuperado de: http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/FICHAS%20DE%20PUBLICACIONES/EN%20CATALOGO/Aip%20en%20catalogo/AIP%20203%20RISKOFDERM/informacion%20importante.pdf [05 de julio de 2016]
- Hanchett, S. (2006). Social aspects of the arsenic contamination of drinking water: a review of knowledge and practice in Bangladesh and West Bengal.

APSU Selected papers on the social aspects of arsenic and arsenic mitigation in Bangladesh. Dhaka, Arsenic Policy Support Unit: pp. 1-51. Recuperado de:

http://users.physics.harvard.edu/~wilson/arsenic/references/selected_social_ _papers.pdf [05 de julio de 2016]

- Hassan, M. (2001). Groundwater arsenic poisoning in Bangladesh: An interview with Dr Manzurul Hassan. [Figura]. Recuperado de: http://ihrrblog.org/2010/06/17/groundwater-arsenic-poisoning-in-bangladesh-an-interview-with-dr-manzurul-hassan/ [27 de junio de 2016]
- Hernández, M. E. y Fernández, L. (2002). Presencia de arsénico de origen natural en las aguas subterráneas del acuífero detrítico del Terciario de Madrid. Boletín Geológico y Minero, 113 (2): 119-130. Recuperado de: http://www.igme.es/Boletin/2002/113 2 2002/ARTICULO%20PRESENCIA %20DE%20ARSEN.pdf [05 de julio de 2016]
- Howard, G. (2003). Arsenic, Drinking-water and Health Risks Substitution in Arsenic Mitigation: a Discussion Paper. Geneva, World Health Organization: 60. Recuperado de: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/WSH03.06fulltext.pdf [05 de julio de 2016]
- Leonhard, A. M., y Paduli, N. R. (2013) Contenido de arsénico del ProRoot, MTA Angelus y cemento Portland según normas IRAM. Revista de la Sociedad de Endodoncia de Chile, 27.
- Lillo, J. (2003). Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Madrid, Universidad Rey Juan Carlos. Recuperado de: https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Peligros%20geoqu%C3%ADmicos%20del%20ars%C3%A9nico%20-%20Javier%20Lillo.pdf [05 de julio de 2016]

- Lillo, J. (2003). Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. [Figura]. Recuperado de: https://www.ucm.es/data/cont/media/www/pag-15564/Peligros%20geoqu%C3%ADmicos%20del%20ars%C3%A9nico%20-%20Javier%20Lillo.pdf [27 de junio de 2016]
- Litter, M., Carrera, A. P., Morgada, M. E., Ramos, O., Quintanilla, J., y Fernández-Cirelli, A. (2008). Formas presentes de arsénico en agua y suelo. En: Bundschuh, J., Pérez, A., y Litter, M eds. 2008. Argentina: Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. Recuperado de: https://www.researchgate.net/profile/Marta_Litter/publication/258702251_Distribucion_del_arsenico_en_las_regiones_Iberica_e_Iberoamericana/links/00b4952b1fbb7dc223000000.pdf#page=14 [05 de julio de 2016]
- Lykknes, A. y Kvittingen ,L. (2003) Arsenic: Not so evil after all?. Journal of chemical education, 80 (5), pp. 497. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/230594737 Arsenic Not So Evil After All [05 de julio de 2016]
- Martínez, L.D. y Gasquez, J.A. (2005). Determinación de arsénico en aguas: diferentes técnicas y metodologías. [Figura]. Recuperado de: http://www.produccion-animal.com.ar/agua_bebida/177-Determinacion_arsenico.pdf [27 de junio de 2016]
- Nimick, D.A., Moore, J.N., Dalby, C.E. y Savka, M.W. (1998). The fate of geothermal arsenic in the Madison and Missouri Rivers, Montana and Wyoming. Water Resour. Res. 34, 3051-3067. Recuperado de: http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/98WR01704/pdf [05 de julio de 2016]
- Norma Chilena 409/1 sobre Calidad del Agua Potable (2006). Instituto Nacional de Normalización, Chile

- Organización Mundial de la Salud. (2001). Environmental Health Criteria 224: Arsenic compounds 2nd edition. World Health Organization, Geneva. Recuperado de: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/42366/1/WHO_EHC_224.pdf [05 de julio de 2016]
- Organización Mundial de la Salud. (2012). Arsénico. Recuperado de: http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/es/ [05 de julio de 2016]
- Oyarzun, R., Higueras, P., Lillo, J., Oyarzún, J., y Maturana, H. (2010). Investigando temas minero-ambientales en el norte de Chile: más allá de los megaproyectos, la investigación formateada y la retórica ambientalista. *Tierra y tecnología*, 37, 81-90. Recuperado de: https://ruidera.uclm.es/xmlui/handle/10578/1399 [05 de julio de 2016]
- Palau, M., Guevara, E. y González, S. (2011). Calidad del agua de consumo humano en España. Informe técnico. 1º ed. Madrid: Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad, pp.91-95. Recuperado de: http://www.msssi.gob.es/profesionales/saludPublica/docs/agua_consumo_2 011_v3_.pdf [05 de julio de 2016]
- Rammelt, C., Masud, Z. M., Boes, J. y Masud, F. (2011). Más allá del tratamiento médico: Envenenamiento con arsénico en Bangladesh rural. *Medicina Social*, 6(1), 34-43. Recuperado de: http://www.medicinasocial.info/index.php/medicinasocial/article/view/528 [12 de junio de 2016]
- Rammelt, C., Masud, Z. M., Boes, J. y Masud, F. (2011). Más allá del tratamiento médico: Envenenamiento con arsénico en Bangladesh rural. [Figura]. Recuperado de: http://www.medicinasocial.info/index.php/medicinasocial/article/view/528 [05 de julio de 2016]

- Remtavares (5 de diciembre de 2013). Arsénico en aguas: una amenaza silenciosa para millones de personas. [Post en un blog]. Recuperado de: http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2013/12/05/131978 [12 de mayo de 2016]
- Robles-Osorio M.L., Pérez-Maldonado I.N., del Campo D.M., Montero-Perea D., Avilés-Romo I., Sabath-Silva E. y Sabath E. (2012). Niveles urinarios de arsénico y el riesgo de lesión renal en un estudio transversal en población abierta. Revista de Investigación Clínica. 2012; 64 (6.II). Recuperado de: http://www.medigraphic.com/pdfs/revinvcli/nn-2012/nn126lle.pdf [05 de julio de 2016]
- Romero, L., Alonso, H., Campano, P., Fanfani, L., Cidu, R., Dadea, C., Keegan, T., Thornton, I. & Farago, M. (2003) Arsenic enrichment in waters and sediments of the Rio Loa (Second Region, Chile), *Applied Geochemistry*, vol. 18, no. 9, pp. 1399-1416. Recuperado de: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0883292703000593 [05 de julio de 2016]
- Romero, L., Alonso, H., Campano, P., Fanfani, L., Cidu, R., Dadea, C., Keegan, T., Thornton, I. & Farago, M. (2003). Arsenic enrichment in waters and sediments of the Rio Loa (Second Region, Chile). [Figura]. Recuperado de:
 https://www.researchgate.net/publication/222836128 Arsenic enrichment in waters and sediments of the Rio Loa Second Region Chile Appl Geochem [30 de junio de 2016]
- Saha, A. (2016). Nepotism and Neglect, the failing response to arsenic in the drinking water of Bangladesh's rural poor [Figura]. Recuperado de: https://www.hrw.org/report/2016/04/06/nepotism-and-neglect/failing-response-arsenic-drinking-water-bangladeshs-rural [27 de junio de 2016]

- Sancha, A.M, (1998). Estudio de caso: Contaminación por arsénico en el norte de Chile y su impacto en el ecosistema y la salud humana.
 Recuperado de: http://www.conflictosmineros.net/agregar-documento/estudios-e-informes/contaminacion/contaminacion-chile/download [05 de julio de 2016]
- Sancha, A. M., y Castro, M. L. (2001). Arsenic in Latin America: occurrence, exposure, health effects and remediation. Arsenic exposure and health effects IV. Elsevier, Amsterdam, 87-96. Recuperado de: <a href="https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=kpT2elxOCi8C&oi=fnd&pg=PA87&dq=Arsenic+in+Latin+America:+occurrence,+exposure,+health+effects+and+remediation&ots=EnGQ1eGp3R&sig=qNSl57f-AB9NoAGVLTOIBKZiDAs#v=onepage&q=Arsenic%20in%20Latin%20America%3A%20occurrence%2C%20exposure%2C%20health%20effects%20and%20remediation&f=false [12 de mayo de 2016]
- Smedley, P.L., Edmunds, W.M. y Pelig-Ba, K.B. (1996). Mobility of arsenic in groundwater in the Obuasi area of Ghana. En: Appleton, J.D., Fuge, R., McCall, G. J.H., Eds. *Environ. Geochem. and Health*, Geol.Soc.Spec.Publ. 113. Geological Society, London, pp.163 .181. Recuperado de: http://sp.lyellcollection.org/content/113/1/163.short [05 de julio de 2016]
- Smedley, P. (2002) A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. Applied Geochemistry 17 517–568 [Figura]. Recuperado de: http://www.psasenik.com.ar/03 presencia arsenico.php [27 de junio de 2016]
- Smedley, P. y Kinniburgh, D.G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, vol. 17, no. 5, pp. 517-568.
- Smith A. y Smith, M. (2014). Arsenic drinking water regulations in developing countries with extensive exposure. *Toxicology* 198(1-3), 39-44. Recuperado de:

http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300483X04001660 [27 de junio de 2016]

- Suárez, L. C., Noa, Y., Rodríguez, I., Hernández, G. y de la Uz, B. O. (2014). Tratamiento con trióxido de arsénico en pacientes con leucemia promielocítica aguda. *MEDISAN*, 18(1), 25-33. Recuperado de: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci arttext&pid=S1029-30192014000100005&Ing=es&tIng=pt. [05 de julio de 2016]
- Wang, S. y Mulligan, C.N. (2006). Occurrence of arsenic contamination in Canada: Sources, behavior and distribution. Science of The Total Environment, vol. 366, no. 2–3, pp. 701-721.
- Yan, X., P., Kerrich, R. y Hendry, M.J. (2000). Distribution of arsenic (III), arsenic (V) and total inorganic arsenic in pore-waters from a thick till and clay-rich aquitard sequence, Saskatchewan, Canada. Geochim. Cosmochim. Acta, 64, 2637 -2648. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/223506414 Distribution of the arsenic III arsenic V and total inorganic arsenic in pore-waters from the thick till and clayrich aquitard sequence Saskatchewan Canada Geochem Cosmicha Acta 64 2637-2648 [05 de julio de 2016]