

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA  
“ANTONIO NARRO”  
UNIDAD LAGUNA**

**DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**



**EL ARSÉNICO DE ORIGEN NATURAL EN EL  
AGUA SUBTERRÁNEA**

**POR:  
FLOR NAVARRETE RUIZ**

**MONOGRAFÍA**  
**Presentada como requisito parcial**  
**para obtener el título de:**

**INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES**

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA  
"ANTONIO NARRO"  
UNIDAD LAGUNA**

**DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**

**MONOGRAFÍA  
EL ARSÉNICO DE ORIGEN NATURAL EN EL AGUA  
SUBTERRÁNEA**

**INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES**

**ELABORADO POR:  
FLOR NAVARRETE RUIZ**

**APROBADA POR:**


**ASESOR PRINCIPAL:**

  
Ph. D. VICENTE DE PAUL ÁLVAREZ REYNA

**ASESOR:**

  
Dr. HÉCTOR MADINAVEITIA RÍOS

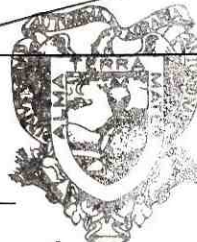
**ASESOR:**

  
M.C. FEDERICO VEGA SOTELO

**ASESOR:**

  
Dr. MARIO GARCÍA CARRILLO

  
M.C. JOSÉ JAIME LOZANO GARCÍA  
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS

  
Coordinación de la División  
de Carreras Agronómicas

Torreón, Coahuila, México

MAYO 2005

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA  
“ANTONIO NARRO”  
UNIDAD LAGUNA**

**DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**

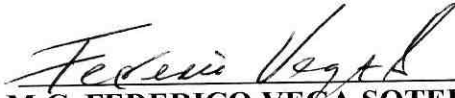
**MONOGRAFÍA QUE SE SOMETE A LA  
CONSIDERACIÓN DEL H. JURADO EXAMINADOR  
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL  
TÍTULO DE:**

**INGENIERO EN PROCESOS AMBIENTALES**

**POR:  
FLOR NAVARRETE RUIZ**

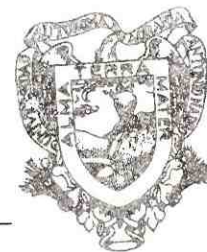
  
\_\_\_\_\_  
**Ph. D VICENTE DE PAUL ÁLVAREZ REYNA  
PRESIDENTE**

  
\_\_\_\_\_  
**Dr. HÉCTOR MADINA VEITIA RÍOS  
VOCAL**

  
\_\_\_\_\_  
**M.C. FEDERICO VEGA SOTELO  
VOCAL**

  
\_\_\_\_\_  
**Dr. MARIO GARCÍA CARRILLO  
VOCAL SUPLENTE**

  
\_\_\_\_\_  
**M.C. JOSÉ JAIME LOZANO GARCÍA  
COORDINADOR DE LA DIVISIÓN DE CARRERAS AGRONÓMICAS**



Coordinación de la División  
de Carreras Agronómicas

Torreón, Coahuila, México

MAYO 2005

## DEDICATORIA

A ti señor Dios del universo al cual debo la vida, por acompañarme en todo momento, y en cada una de las etapas de mi vida, escuchándome y atendiendo mis suplicas y por tenerme siempre unido a lo más valioso que tengo. "Mi familia".

A mi Madre Flor de Maria Ruiz Díaz, por ser ella quien me trajo a este mundo y me dio la oportunidad de ser hoy lo que soy, por su apoyo de madre que me ha ayudado afrontar la vida, y aunque que no este en vida se que ella me guía hacia el camino correcto, por su comprensión, su ternura y sobre todo por ser mi madre. TE QUIERO MAMÁ.

A mi padre Antonio Navarrete Martínez, por su infinito amor, por toda su confianza depositada en mí y por el apoyo que con mucho sacrificio logro hacer que concluyera esta hermosa carrera. Dios me lo bendiga y me lo conserve por mucho tiempo para poder ofrecerle poco de lo mucho que me ha dado. No queda más que agradecerle por estar siempre conmigo y dedicarnos su vida a mí y a mis hermanos. TE QUIERO PAPÁ.

A mis hermanos; Luís Carlos, Antonio, Miguel y Alfredo por todo su cariño desmedido y a quienes quiero mucho.

A mis hermanas; Martina, Reyna, Veronica y Amada, por que cada una de ellas ha sabido ser mi madre y amiga, por estar siempre al pendiente de mí, porque me han apoyado en todo lo que esta a su alcance. Por sus consejos y su comprensión ya que gracias a ellas pude superar muchas adversidades. GRACIAS, POR ESTAR JUNTO A MÍ.

A mi cuñados; Claudio Zuñiga Morales, Raúl Ravelo Guevara y Pedro Ávila López por brindarme su afecto, motivación y apoyo. GRACIAS

A mis cuñadas; Angélica Cruz y Zenaida Zaragoza por su afecto y por formar parte de mi familia.

A todos mis sobrinos, José Eduardo, José Miguel, Pedro, Juan de Dios, Elizabeth, María Fernanda, María Esther, Noemí, Elideth, Candelaria, Claudia y Lizzete, por la inmensa alegría que me brindan, la cual agradezco. DIOS LOS BENDIGA.

A mi compañero de vida Rigoberto Franco del Castillo por el incalculable valor que representa en mi vida, por todo su amor, cariño y comprensión que me ha brindado a lo largo de estos años.

## AGRADECIMIENTOS

A mi Dios por permitirme estar en este momento y lugar del mundo donde se conoce mucha gente interesante e importante en mi vida.

**A MI ALMA MATER**, por darme la oportunidad de realizarme como profesionalista. GRACIAS

Al Ph. D. Vicente de Paul Álvarez Reyna por su enseñanza y colaboración para realizar la elaboración de esta monografía.

Al Dr. Héctor Madinaveitia Ríos por brindarme su atención y participación para la realización del presente trabajo.

Al M.C. Federico Vega Sotelo por su apoyo, en la revisión de este trabajo.

Al Dr. Mario García Carrillo por su participación para la culminación de este trabajo.

A mis maestros que me transmitieron sus conocimientos a lo largo de mi carrera profesional, al igual que todas las personas que de alguna u otra manera contribuyeron en el desarrollo de mis estudios.

# ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE GENERAL.....	I
ÍNDICE DE CUADROS.....	IV
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. JUSTIFICACIÓN.....	3
4. REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
4.1 El arsénico.....	4
4.1.1 Generalidades.....	4
4.1.2 Propiedades físicas y químicas.....	5
4.2. Geoquímica general del arsénico.....	7
4.2.1 Abundancia y carácter geoquímico natural.....	7
4.2.2 Arsénico en la geosfera.....	10
4.2.3 Arsénico en la atmósfera.....	14
4.3. Origen del agua subterránea.....	14
4.3.1 Calidad del agua subterránea.....	15
4.3.2 Normas de potabilidad del agua.....	16
4.3.2 Contaminación de acuíferos.....	18
4.4. Origen del arsénico en el agua.....	20
4.4.1 Movilización y retención de arsénico.....	21
4.4.1.1 Adsorción/desorción de arsénico en la fase sólida.....	21
4.4.1.2 Precipitación/disolución de fase sólida.....	26

4.4.2 Transporte de arsénico en el agua.....	27
4.4.3 Mecanismos de incorporación de arsénico en el agua.....	29
4.5. Toxicología del arsénico.....	34
4.5.1 Rutas de exposición.....	34
4.5.1.1 Absorción.....	36
4.5.1.2 Distribución.....	36
4.5.1.3 Excreción.....	36
4.5.2 Mecanismos de toxicidad.....	37
4.5.2.1 Intoxicación aguda.....	38
4.5.2.2 Intoxicación crónica.....	40
4.6 Tecnologías para reducir el arsénico presente en el agua.....	45
4.6.1 Oxidación-reducción.....	46
4.6.2 Separación sólido-líquido.....	46
4.6.3 Coagulación-filtración.....	47
4.6.4 Coagulación-adsorción.....	48
4.6.5 Remoción in situ del arsénico.....	50
4.6.6 Intercambio iónico.....	50
4.6.7 Alúmina activada.....	51
4.6.8 Hierro y manganeso.....	52
4.6.9 Hidróxido férrico granular.....	53
4.6.10 Hierro con filtración directa.....	54
4.6.11 Ablandamiento con cal.....	54
4.6.12 Ósmosis inversa y nanofiltración.....	55



4.6.13 Electrodiálisis inversa.....	56
4.6.14 Procesos de remoción biológica.....	56
5. CONCLUSIÓN.....	57
6. LITERATURA CITADA.....	58

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.0 Abundancia de Arsénico, Antimonio y Bismuto en los meteoritos y en las rocas ígneas.....</b>	<b>7</b>
<b>Cuadro 2.0 Minerales de arsénico más frecuentes.....</b>	<b>10</b>
<b>Cuadro 3.0 Concentraciones de arsénico en algunos de los minerales más comunes. ....</b>	<b>12</b>
<b>Cuadro 4.0 Sustancias químicas inorgánicas de importancia para la salud presentes en el agua potable.....</b>	<b>17</b>
<b>Cuadro 5.0 Tecnología para la remoción de arsénico.....</b>	<b>46</b>
<b>Cuadro 6.0 Eficiencia de coagulantes en la remoción de arsénico.....</b>	<b>48</b>

## INTRODUCCIÓN

En países de América Latina como: Argentina, Chile, México, y El Salvador beben agua permanentemente con niveles de arsénico que ponen en riesgo su salud. La concentración de arsénico en el agua subterránea presenta niveles que en algunos casos llega hasta 1 mg/L. En otras regiones del mundo como India, China y Taiwán el problema es aún mayor.

El arsénico es un elemento natural que se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre, en forma de diferentes compuestos inorgánicos y orgánicos, tanto en estado sólido como líquido. Aunque en algunas zonas geograficas la concentración puede ser más alta. El contenido promedio en la corteza terrestre es de 5 gramos por tonelada, apareciendo normalmente combinado con más de 200 elementos diferentes (cobre, níquel, plomo, azufre, hierro, zinc, etc.).

La presencia de arsénico en el agua subterránea responde a muy diversos orígenes, entre las causas antropogénicas se incluyen las actividades mineras, industriales, ganaderas, agrícolas (aplicación de pesticidas y plaguicidas), uso de combustibles fósiles, desecantes, conservadores de madera, y como aditivos de alimento para animales, así como los grandes descensos del nivel freático asociados a una explotación intensa de la agua subterránea que provoca la aireación del entorno de las rejillas superiores de las captaciones oxidando los sulfoarseniuros existentes en el terreno (Schreiber *et al.*, 2000).

Las causas naturales más comunes de la presencia de este contaminante en el agua subterránea son: la desorción de arsénico de oxihidróxidos de hierro bajo condiciones reductoras, desorción de arsénico de minerales de la arcilla y/o de oxihidróxidos de hierro bajo condiciones oxidantes y origen magmático y/o lixiviado de rocas asociados a las aguas termales, así como la meteorización, actividad biológica y emisiones volcánicas (Nordstrom *et al.*, 2001).

El arsénico es un elemento extremadamente tóxico para el organismo humano, sus efectos tóxicos se conocen desde la antigüedad, y sus consecuencias sobre la salud han sido estudiadas desde el siglo XIX, concluyendo con la fijación de normas de tolerancia al arsénico, las que varían según el país.

En la naturaleza este metaloide existe en sus estados elemental, trivalente (-3 ó +3) y pentavalente (+5) y según sea el estado de oxidación, su estructura química y solubilidad en el medio químico, presentará mayor o menor riesgo para la salud humana.

Los compuestos inorgánicos son los más tóxicos y aparecen sobre todo en el agua, (su principal vía de transporte en el ambiente), donde se encuentran principalmente en forma de pentóxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_5$ ) o trióxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ). Los compuestos orgánicos son menos tóxicos y se encuentran en los alimentos.

Debido a la problemática existente por la presencia de arsénico en el agua, se recopiló información que permita conocer su origen y establecer medidas preventivas ó correctivas para evitar problemas de salud pública.

## **OBJETIVOS**

- El presente trabajo tiene como finalidad conocer en forma general la fuente natural de arsénico presente en el agua subterránea, sus efectos en la salud humana, aspectos químicos del arsénico, y las técnicas para la remoción de este contaminante.
- Complementar la información científica sobre la temática de la contaminación por arsénico e impulsar la toma de conciencia acerca de la problemática, para así mejorar la calidad de vida de la población en lo que se refiere al consumo de agua libre de contaminantes.

## **JUSTIFICACIÓN**

En distintas partes del mundo se ha descrito la presencia de arsénico en agua que se consume por encima de los niveles admisibles que afecta a miles de personas, siendo las más afectadas aquellas que viven en áreas rurales, carentes de distribución de agua potable, originando así problemas de salud. Por ello es necesario el mejoramiento de la calidad del agua de consumo ya que representa una herramienta fundamental en la prevención de enfermedades producidas por la presencia de altos niveles de arsénico en agua que se consume.

# REVISIÓN DE LITERATURA

## 4.1 El arsénico

El arsénico es un elemento común en la atmósfera, suelo, rocas, agua natural y organismos vivos. Su movilidad en el ambiente se debe tanto a procesos naturales como a actividades humanas. La mayor parte de los problemas ambientales del arsénico son resultado de la movilización por causas naturales (actividad volcánica, reacciones de degradación por la acción de la atmósfera, actividad biológica...), y otros factores promovidos por la actividad humana, como la combustión de combustibles fósiles, actividad minera, uso de fertilizantes y herbicidas en la agricultura, o el uso de aditivos arsenicales en dietas de animales o como conservantes de madera, son responsables de problemas de contaminación por arsénico (Matschullat, 2000).

### 4.1.1 Generalidades

El arsénico se encuentra en muchas formas alotrópicas y tiene propiedades a la vez metálicas y no metálicas, se presenta en forma natural en rocas sedimentarias y rocas volcánicas (forma el 0,00005% de la corteza terrestre) y también en aguas geotermales. En la naturaleza se presenta con mayor frecuencia en forma de sulfuro de arsénico (oropimente,  $As_2S_3$ ) y arsenopirita ( $FeAsS$ ), encontrándose éstos, generalmente, como impurezas en depósitos mineros (Miliarium Aureum, 2004).

El arsénico presenta tres estados alotrópicos, gris o metálico, amarillo y negro. El arsénico gris metálico (forma  $\alpha$ ) es la forma estable en condiciones normales y tiene estructura romboédrica, es un buen conductor

del calor pero pobre conductor eléctrico, su densidad es de  $5,73 \text{ g/cm}^3$ , tiene poca resistencia y pierde el lustre metálico expuesto al aire. El arsénico amarillo (forma  $\gamma$ ) se obtiene cuando el vapor de arsénico se enfría rápidamente. Es extremadamente volátil y más reactivo que el arsénico metálico y presenta fosforescencia a temperatura ambiente. El gas está constituido por moléculas tetraédricas de  $\text{As}_4$  de forma análoga al fósforo y el sólido formado por la condensación del gas tiene estructura cúbica, es de textura jabonosa y tiene una densidad aproximada de  $1,97 \text{ g/cm}^3$ . Expuesto a la luz o al calor revierte a la forma estable (gris). También se denomina arsénico amarillo al oropimente, mineral de trisulfuro de arsénico. Una tercera forma alotrópica, el arsénico negro (forma  $\beta$ ) de estructura hexagonal y densidad  $4,7 \text{ g/cm}^3$ , tiene propiedades intermedias entre las formas alotrópicas descritas y se obtiene en la descomposición térmica de la arsina o bien enfriando lentamente el vapor de arsénico.

Todas las formas alotrópicas excepto la gris carecen de lustre metálico y tienen muy baja conductividad eléctrica por lo que el elemento se comportará como metal o no metal en función, básicamente, de su estado de agregación (Wikipedia, 2005).

#### **4.1.2 Propiedades físicas y químicas**

El arsénico de símbolo As, número atómico 33, está en el grupo 15 o (VA) del sistema periódico. Químicamente el arsénico se encuentra entre los metales y los no metales. Sus propiedades responden a su situación dentro del grupo al que pertenece (nitrógeno, fósforo, arsénico, antimonio y bismuto). El arsénico ocupa el lugar 52 en abundancia entre los elementos naturales de la corteza terrestre (Enciclopedia, 2003).

El arsénico es uno de los 22 elementos conocidos que se componen de un solo nucleido estable,  $^{75}_{33}\text{As}$ . Sus propiedades electrónicas son: Electronegatividad 2,1. Radio covalente 1,19. Radio iónico (estado de oxidación) 0,47 (+5). Radio atómico 1,39. Estructura atómica  $[\text{Ar}]3d^{10}4s^24p^3$ . Potencial primero de ionización (eV) 10,08. Sus propiedades físicas son: Densidad (g/mL) 5,72. Punto de ebullición 613°C. Punto de fusión 817°C (McGraw-Hill, 2004).

Los cristales de arsénico son de tipo romboédrico del sistema hexagonal con dos átomos en una célula unitaria, tienen mediana actividad química, no se altera en el aire seco, pero se oxida lentamente en el aire húmedo. Arde con llama blanca azulada, despidiendo humos densos de trióxido de arsénico que tiene olor característico a ajo.

El metal es inoxidable en el ácido sulfúrico diluido, pero se disuelve en el ácido concentrado y caliente. El ácido clorhídrico ataca débilmente al arsénico, el cloro se combina directamente con él en caliente y forma el tricloruro (Alcántara, 1973).

El arsénico sustituye con frecuencia a algún azufre en los sulfuros, que son las menas principales de muchos de los metales pesados. Ciertos compuestos de arsénico, como el arseniuro de galio (GaAs), se utilizan como semiconductores y también como láser. El realgar ( $\text{As}_2\text{S}_2$ ), se usa como pigmento en la fabricación de fuegos artificiales y pinturas. Los arseniatos de plomo y calcio se usan frecuentemente como insecticidas. El arsénico también se utiliza en grandes cantidades en la fabricación de vidrio para eliminar el color verde causado por las impurezas de compuestos de hierro.



Hasta la introducción de la penicilina, el arsénico era muy importante en el tratamiento de la sífilis. En otros usos médicos ha sido desplazado por las sulfamidas o los antibióticos (Enciclopedia, 2003).

## **4.2 Geoquímica general del arsénico**

### **4.2.1 Abundancia y carácter geoquímico natural**

El arsénico (As), antimonio (Sb) y bismuto (Bi) son unos componentes muy raros de la litosfera superior, siendo el arsénico el más abundante de ellos, y el bismuto el más escaso como se muestra en el (Cuadro 1.0) donde se indican los contenidos medios de estos elementos en las materias terrestres y meteóricas (Rankama y Sahama, 1962). Dichos autores se basan en las determinaciones de (Noddack y Walter, 1930) As, Sb y Bi en los meteoritos y (Goldschmidt y Peters, 1934) en las rocas ígneas. El rango más saliente, por lo que respecta a su geoquímica general es su carácter calcófilo, sin embargo, el arsénico está concentrado también en el hierro meteorítico. Este hecho, junto con la presencia de 2300 g/Ton de arsénico en la joséfinita y 500 g/Ton de arsénico en otros minerales telúricos constituyen una prueba del carácter siderófilo del arsénico.

**Cuadro 1.0 Abundancia del Arsénico, Antimonio y Bismuto en los meteoritos y en las rocas ígneas**

<b>Materia</b>	<b>As g/Ton</b>	<b>Sb g/Ton</b>	<b>Bi g/Ton</b>
Ferroníquel de los meteoritos	360	2.0	0.5
Fase troilítica de los meteoritos	1020	7.8	2.0
Fase silicatada de los meteoritos	20	0.1	0.02
Rocas ígneas	5	1.0	0.2

El arsénico, antimonio y bismuto son oxífilos (Rankama y Sahama, 1962). No se dispone de determinaciones fidedignas relativas al contenido en arsénico de los diversos grupos de rocas ígneas, los tres se combinan fácilmente con el azufre, selenio y telurio, formando sulfosales, arseniuros y antimoniuros con varios metales pesados, de preferencia con el cobre, hierro, níquel y cobalto. Los tres se encuentran en estado nativo en muchos filones, además el arsénico forma varios arseniatos que contienen el anión  $\text{AsO}_4$  en posición estructural análoga a la del grupo  $\text{PO}_4$  de los fosfatos. Además, se conocen en la naturaleza varios arsénicos, diversos óxidos de antimonio, (algunos de los cuales se incluyen en el grupo del pirocloro), así como vandatos, arseniatos, teluratos y molibdatos de bismuto.

Las primeras menas de hierro magmático son pobres en arsénico. Siendo el contenido de unos 2000 gramos y que es probable que en la pirita existan cantidades notables de arsénico, pero es indudable que en los fosfatos y en los silicatos de las rocas ígneas hay cantidad mucho mayor.

El contenido medio en arsénico de los sedimentos arcillosos es del mismo orden de magnitud que el de las rocas ígneas. Los análisis realizados dan un promedio de 4 g/Ton de arsénico en los sedimentos del fondo del atlántico. Dichos autores han encontrado de 65-650 g/Ton de arsénico en las menas mesozoicas y paleozoicas de minerales oxidados de hierro de origen sedimentario, lo que supone una concentración 100 veces mayor que el contenido medio en los sedimentos arcillosos. Las menas sedimentarias de siderita son mucho más pobres en arsénico, pero las bauxitas ricas en hierro y los sedimentos marinos glauconíticos suelen ser ricos en este elemento, el cual acompaña también al hierro en los oxidatos de agua dulce; por ejemplo,

en los yacimientos de los lagos y de los pantanos. Suponen que el arsénico se encuentra en el agua del mar principalmente en forma de arsenito, y que su contenido fluctúa debido a que este elemento puede sustituir al fósforo en muchos organismos marinos. Por tanto, el arsénico se encuentra en los yacimientos marinos de fosfatos, como es el hecho de encontrar de 0.007 a 0.03 g/Ton de arsénico en una fosforita y que las rocas sedimentarias de origen marino contienen por término medio más arsénico que las rocas ígneas, debido a que la actividad volcánica ha introducido gran cantidad de éste elemento directamente en el ciclo exógeno (Rankama y Sahama, 1962).

#### 4.2.2 Arsénico en la geosfera

El arsénico aparece como un constituyente principal en más de 200 minerales (arsénico nativo, arseniuros, sulfuros, óxidos, arsenatos y arsenitos), aunque apenas una docena son relativamente frecuentes.

**Cuadro 2.0 Minerales de arsénico más frecuentes**

Mineral	Composición	Ocurrencia
Arsénico nativo	As	Vedas hidrotermales
Niccolita	NiAs	Filones y noritas
Rejalgar	AsS	Filones, muchas veces asociado con oropimente, arcillas y carbonatos
Oropimente	As <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	Venas hidrotermales, también como producto de sublimación de emanaciones volcánicas
Cobaltita	CoAsS	Depósitos de alta temperatura, rocas metamórficas
Arsenopirita	FeAsS	Es el mineral de As más abundante. Muy frecuente en filones
Tennantita	(Cu,Fe) <sub>12</sub> As <sub>4</sub> S <sub>13</sub>	Venas hidrotermales
Enargita	Cu <sub>3</sub> AsS <sub>4</sub>	Venas hidrotermales
Arsenolita	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Mineral secundario formado por oxidación de arsenopirita, arsénico nativo y otros minerales de arsénico
Claudetita	As <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Mineral secundario formado por oxidación de rejalgar, arsenopirita, y otros minerales de arsénico
Escorodita	FeAsO <sub>4</sub> .2H <sub>2</sub> O	Mineral secundario
Annabergita	(Ni,Co) <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> .8H <sub>2</sub> O	Mineral secundario
Hoernesita	Mg <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> .8H <sub>2</sub> O	Mineral secundario, en escorias
Hematolita	(Mn,Mg) <sub>4</sub> Al(AsO <sub>4</sub> )(OH) <sub>8</sub>	Mineral en fisuras de rocas metamórficas
Conicalcita	CaCu(AsO <sub>4</sub> )(OH)	Mineral secundario
Farmacosiderita	Fe <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>3</sub> .5H <sub>2</sub> O	Producto de oxidación de arsenopirita y otros minerales de arsénico

Aunque no como componente mayoritario, el arsénico también se encuentra en concentraciones variables formando parte de un gran número de minerales, tanto primarios como secundarios. Las mayores concentraciones de arsénico aparecen en sulfuros como pirita, calcopirita, galena y marcasita, donde el arsénico se encuentra sustituyendo al azufre en la estructura. En estos minerales, el contenido de arsénico puede superar el 10% en peso del mineral. La pirita es el sulfuro más frecuente en la naturaleza, ya que además de formarse en ambientes hidrotermales, también se forma en medios sedimentarios de baja temperatura en condiciones reductoras. Esta pirita autigénica juega un importante papel en el ciclo geoquímico del arsénico, al encontrarse en una gran variedad de ambientes, incluyendo ríos, lagos, fondos marinos, y acuíferos, donde al formarse puede incorporar arsénico en su estructura, y donde, al variar las condiciones del medio, puede oxidarse y liberar ese arsénico. Otros minerales donde puede encontrarse arsénico en concentraciones apreciables son los óxidos y oxihidróxidos, sobre todo los de hierro, y en menor proporción los de manganeso y aluminio, fases minerales donde puede estar formando parte de la estructura o adsorbido en su superficie. La adsorción de As (V) en oxihidróxidos de hierro, es el mecanismo más efectivo de retención de arsénico en la fase sólida. Los fosfatos son otro grupo de minerales que pueden tener contenidos relativamente altos de arsénico.

El arsénico puede sustituir a  $\text{Si}^{+4}$ ,  $\text{Al}^{+3}$ ,  $\text{Fe}^{+3}$  y  $\text{Ti}^{+4}$  en muchas estructuras minerales, encontrándose de esta manera en muchos minerales formadores de rocas, si bien en concentraciones muy bajas.

Por ejemplo, la mayoría de los silicatos contienen alrededor de 1 ppm o menos (Baur y Onishi, 1969). Los carbonatos (calcita, dolomita y siderita) normalmente tienen menos de 10 ppm (Boyle y Jonasson, 1973).

**Cuadro 3.0 Concentraciones de arsénico en algunos de los minerales más comunes**

<b>Mineral</b>	<b>Concentración de As (ppm)</b>
<b>Sulfuros:</b>	
Pirita	100 – 77.000
Pirrotina	5 – 100
Galena	5 – 10.000
Esfalerita	5 – 17.000
Calcopirita	10 – 5000
<b>Óxidos:</b>	
Hematites	Hasta 160
Óxidos de Fe	Hasta 2000
Oxihidróxido de Fe(III)	Hasta 76.000
Magnetita	2,7–41
<b>Silicatos:</b>	
Cuarzo	0,4–1,3
Feldespato	<0,1–2,1
Biotita	1,4
Anfíbol	1,1–2,3
Olivino	0,08–0,17
Piroxeno	0,05–0,8
<b>Carbonatos:</b>	
Calcita	1–8
Dolomita	<3
Siderita	<3
<b>Sulfatos:</b>	
Yeso/Anhidrita	<1–6
Barita	<1–12
Jarosita	34–1000
<b>Fosfatos:</b>	
Apatito	<1–1000

Las concentraciones de arsénico en las rocas ígneas son bajas, por lo general, inferiores a 5 ppm (Smedley y Kinniburgh, 2002); con pocas diferencias entre los distintos tipos litológicos. A pesar de su baja concentración de arsénico, determinadas rocas de naturaleza muy reactiva

como cenizas volcánicas de grano fino, pueden liberar cantidades suficientemente altas al agua. Las rocas metamórficas también muestran contenidos bajos de arsénico, que no suelen superar 5 ppm, excepto las metapelitas, que tienen un contenido medio de 18 ppm (Boyle y Jonasson, 1973). Las rocas sedimentarias presentan una mayor variabilidad en cuanto a contenido de arsénico, con promedios y rangos algo superiores a los de las rocas ígneas o metamórficas. En general, la pelitas de origen marino son las que tienen contenidos más altos de arsénico, que pueden ser excepcionalmente altos en ambientes medioceánicos, con promedios de 174 ppm (Smedley y Kinninburgh, 2002). Las rocas carbonatadas muestran contenidos bajos de arsénico, con valores medios inferiores a 5 ppm (Baur y Onishi, 1969), como es de esperar, dado los bajos contenidos de arsénico que tienen sus minerales constituyentes. Los materiales sedimentarios más ricos en arsénico son los carbones, donde se ha llegado a encontrar valores de hasta 35.000 ppm (Belkin *et al.*, 2000). Los valores de contenido de arsénico en sedimentos son similares a aquellos de su equivalente en roca, y como ocurría con las lutitas, con tendencia a ser más elevados en limos y arcillas. En algunas zonas con mineralizaciones donde hay presencia de roca ígneas o aguas abajo de ellas, se pueden encontrar sedimentos enriquecidos en arsénico (Oyarzun *et al.*, 2004). Los contenidos de arsénico en suelos se sitúan en un valor de fondo en el rango 5-10 ppm. Este valor de fondo es ampliamente superado en aquellos casos de suelos que se encuentran en áreas mineralizadas o formados a partir de materiales ricos en pirita u otros sulfuros, o alternativamente, de suelos que se hallan contaminados por acción antrópica (Smedley y Kinninburgh, 2002).

### **4.2.3 Arsénico en la atmósfera**

La concentración de arsénico en la atmósfera es normalmente, baja, aunque puede incrementarse de forma natural por actividad volcánica, volatilización de baja temperatura o aerosoles marinos, a partir de materiales naturales o por causas antropogénicas como emisiones de combustión, actividades industriales, etc., se estima que cerca del 70% flujo de arsénico a la atmósfera tiene un origen antropogénico (Nriagu y Pacyna, 1988). La mayor parte del arsénico en la atmósfera se halla como  $\text{As (III)}_2\text{O}_3$  en partículas en suspensión (Cullen y Reimer, 1989). La Organización Mundial de la salud ha señalado que las concentraciones de arsénico atmosférico pueden llegar hasta  $0,18 \mu\text{g m}^{-3}$  en áreas urbanas y superar  $1 \mu\text{g m}^{-3}$  en los núcleos industriales (WHO, 2001).

El retorno a la geosfera y a la hidrosfera se produce vía deposición seca y húmeda (asociada a precipitaciones) en general, y a menos que se trate de áreas contaminadas por actividades industriales, la precipitación atmosférica es despreciable como fuente de arsénico para la geosfera y la hidrosfera (Schroeder *et al.*, 1987).

### **4.3 Origen del agua subterránea**

El agua subterránea se encuentra debajo del suelo entre grietas y espacios que hay en la tierra, incluyendo arena y piedras, se acumula en capas de tierra, arena y rocas conocidas como acuíferos. La velocidad a que el agua se mueve depende del tamaño de los espacios en las capas y de la conexión entre éstos. Los acuíferos consisten típicamente de gravilla, arena, arenilla y piedra caliza. Estos materiales son permeables porque tienen poros grandes que permiten que el agua fluya con mayor rapidez (ATSDR, 2002).



#### 4.3.1 Calidad del agua subterránea

Abarca las propiedades físicas, químicas biológicas y organolépticas del agua. Se refiere a la condición general que permite que el agua se emplee para usos concretos. La calidad del agua está determinada por la hidrología, fisicoquímica y biología de la masa de agua que se refiera.

Las características hidrológicas son importantes ya que indican el origen, cantidad de agua y tiempo de permanencia, entre otros datos. Estas condiciones tienen relevancia ya que, según los tipos de substratos por los que viaja el agua, ésta se cargará de sales en función de la composición de solubilidad de los materiales de dicho substrato. La cantidad y temperatura también son importantes a la hora de analizar las causas que concurren para que el agua presente una calidad u otra. Lógicamente, para una cantidad de contaminantes dada, cuanto mayor sea la cantidad de agua receptora mayor será la dilución de los mismos, y la pérdida de calidad será menor. Por otra parte la temperatura tiene relevancia ya que los procesos de putrefacción y algunas reacciones químicas de degradación de residuos potencialmente tóxicos se pueden ver acelerados por el aumento de la temperatura.

El agua encontrada en estado natural nunca está en estado puro, sino que presenta sustancias disueltas y en suspensión. Estas sustancias pueden limitar, de modo igualmente natural, el tipo de uso del agua.

Los parámetros más comunes utilizados para establecer la calidad del agua son los siguientes: oxígeno disuelto, pH, temperatura, color, sólidos en suspensión, demanda bioquímica de oxígeno (DBO), dureza, fósforo, nitratos, amonio, amoníaco, compuestos fenólicos, hidrocarburos derivados del petróleo, cloro residual, zinc total, cobre soluble, cationes (sodio, potasio,

calcio, magnesio), aniones (carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos), arsénico, plomo, cadmio, cromo (González *et al.*, 1991).

#### **4.3.2 Normas de potabilidad del agua**

Los países tienen legislaciones relacionadas con el agua de consumo humano que sirven para determinar las responsabilidades de los distintos sectores involucrados en la producción y distribución del agua de bebida, en su monitoreo y control. Asimismo cuentan con reglamentaciones que definen qué se entiende por agua potable; es decir, los patrones que se deben seguir para que el agua sea inocua para la salud humana.

Entre esas reglamentaciones hay una muy específica, que se denomina Norma de Calidad del Agua de Bebida. Allí se establece qué sustancias pueden estar presentes en el agua y las concentraciones máximas permisibles que no significan riesgo para la salud.

En el (Cuadro 4.0) se presenta los valores guía de las sustancias químicas inorgánicas perteneciente a la última edición de las Guías de la Organización Mundial de la salud del año 1995, para la calidad del agua potable. Estos valores no deben tomarse directamente de los cuadros; ya que se establecen a base de criterios, los países adoptan y legislan los límites de acuerdo a sus peculiaridades (OMS, 1995).

**Cuadro 4.0 Sustancias químicas inorgánicas de importancia para la salud presente en el agua potable**

<b>Componentes inorgánicos</b>	<b>Valor guía (mg/L)</b>	<b>Observaciones</b>
Antimonio	0,005 (P) <sup>a</sup>	
Arsénico	0,01b(P)	Para un riesgo adicional de cáncer de la piel de $6 \times 10^{-4}$
Bario	0,7	
Berilio		NDS <sup>c</sup>
Boro	0,3	
Cadmio	0,003	
Cianuro	0,07	
Cobre	2 (P)	ASO <sup>d</sup>
Cromo	0,05 (P)	
Fluoruro	1,5	Al establecer normas nacionales, se deben tener en cuenta las condiciones climáticas, la cantidad de agua consumida y la ingesta procedente de otras fuentes
Manganeso	0,5	ASO
Mercurio total	0,001	
Molibdeno	0,07	
Níquel	0,02	
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	50	La suma de las razones entre la concentración de cada uno y su respectivo valor guía no debe sobrepasar la unidad
Nitrito (NO <sub>2</sub> )	3 (P)	
Plomo	0,01	
Selenio	0,01	
Uranio		NDS

<sup>a</sup> (P): Valor guía provisional. Esta expresión se utiliza en el caso de los componentes respecto de los cuales algunos elementos de juicio parecen indicar la existencia de un posible riesgo, pero la información disponible sobre los efectos en la salud es limitada; o cuando se ha aplicado, para obtener la ingesta diaria tolerable (IDT), un factor de incertidumbre superior a 1.000. Se recomiendan también valores guía provisionales: 1) para las sustancias cuyo valor guía calculado se situaría por debajo de la concentración cuantificable en la práctica o de la que puede lograrse

mediante los métodos de tratamiento existentes; o 2) cuando es probable que la desinfección haga que se sobrepase el valor guía.

En el caso de sustancias consideradas carcinógenas, el valor guía es la concentración en el agua potable asociada con un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida de  $10^{-5}$  (un caso adicional de cáncer por cada 100.000 personas que ingieran agua que contenga la sustancia en la concentración equivalente al valor guía durante 70 años). Multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor guía por 10, pueden calcularse concentraciones asociadas con riesgos adicionales de cáncer durante toda la vida de  $10^{-4}$  y  $10^{-6}$ . Cuando no es posible mantener la concentración asociada con un riesgo adicional de cáncer durante toda la vida de  $10^{-5}$ , debido a la insuficiencia de la tecnología de análisis o tratamiento, se recomienda un valor guía provisional practicable y se indica el riesgo adicional asociado.

<sup>c</sup> NDS: No hay datos suficientes para permitir la recomendación de un valor guía basado en criterios sanitarios.

<sup>d</sup> ASO: Concentraciones de la sustancia iguales o inferiores al valor guía basado en criterios sanitarios pueden influir en la apariencia, el sabor o el olor del agua (OMS, 1995).

#### **4.3.3 Contaminación de acuíferos**

Las aguas naturales son soluciones diluidas que contienen muchos compuestos químicos y diversas materias suspendidas y partículas coloidales. La presencia de casi todas estas impurezas se deben a procesos naturales, y es imposible eliminarlas. La calidad del agua dulce se puede afectar negativamente por adición de otras impurezas debidas a las actividades del hombre.

En realidad existen diferentes grados de contaminación del agua, según el uso que se le intente dar. Con frecuencia el sabor, el olor y el aspecto del agua indican que está contaminada. En algunos casos la presencia de contaminantes peligrosos se revela sólo por medio de pruebas químicas (Dickson, 2003).

La agricultura es un proceso bioquímico; su avance tecnológico ha permitido mejorar la calidad de vida a nivel mundial. Sin embargo el conocimiento de dichos procesos ha permitido sintetizar y aportar a la planta sustancias químicas para la producción agrícola y la protección de plagas. Alguna de las sales introducidas en el medio acuático subterráneo, debido a actividades agrícolas es preocupante por sus efectos sobre la salud, como el nitrato.

La calidad del agua subterránea, puede contaminarse por compuestos químicos a bajos niveles de concentración (traza), tanto orgánicos (pesticidas), como inorgánicos (metales). Otra fuente potencial de contaminación del agua subterránea son los residuos líquidos y sólidos urbanos, de mayor o menor consideración en función del tratamiento que reciben en los diferentes núcleos de población, que en caso permiten la infiltración de contaminantes inorgánicos y orgánicos hasta la zona saturada del suelo. Así como los lixiviados de residuos agrícolas, plásticos y otros restos de la producción agrícola muy contaminantes como son los contenedores de formulaciones de pesticidas (Martínez *et al.*, 2003).

El uso de agua residual doméstica, tratada o no para irrigación puede ser, si no se ejerce un control adecuado, causa de contaminación de los mantos acuíferos.

Los sistemas individuales de eliminación, tales como pozos negros e incluso las fosas sépticas y otros sistemas similares pueden producir problemas. La producción, almacenamiento, transporte, empleo y eliminación de materiales radioactivos, representa una amenaza para el recurso hídrico subterráneo.

La actividad industrial, agrícola, doméstica y el empleo de sustancias radiactivas, constituyen las principales fuentes de elementos químicos y microorganismos que puedan amenazar la calidad natural del agua subterránea. Su calidad puede verse amenazada además, por la contaminación de los ríos en conexión hidráulica con los mantos acuíferos, recarga artificial del acuífero con agua de baja calidad y la infiltración de agua de lluvia contaminada por la contaminación atmosférica (FAO, 1981).

#### **4.4 Origen del arsénico en el agua**

El fenómeno de la existencia de contenido alto de arsénico de origen natural en el agua está controlado por tres factores: la fuente primaria de arsénico (geosfera y atmósfera), procesos de movilización/retención de arsénico en la interacción entre la fase sólida y la fase líquida, y el transporte de arsénico como especie acuosa en el seno del agua.

Respecto al primer factor, una de las características comunes en la mayor parte de los acuíferos con contenidos altos de arsénico no asociados a procesos geotermales, depósitos minerales, ni a un origen antropogénico, es que los materiales que forman el acuífero tienen contenidos en arsénico próximos a los valores considerados como contenido medio de fondo (0,5-1.0 ppm en areniscas, 13 ppm en arcillas y pizarras, 1-1,5 ppm en carbonatos).

En otras palabras, contenidos elevados de arsénico en las aguas subterráneas no se asocia, por lo general, a materiales con contenidos altos de arsénico (Smedley y Kinniburgh, 2002).

#### **4.4.1 Movilización y retención de arsénico**

La concentración de arsénico en el agua natural está posiblemente controlada en gran medida por procesos de interacción sólido-solución. Existen dos categorías fundamentales de procesos geoquímicos de interacción agua-fase sólida, que controlarán la movilización de arsénico en el agua: 1) reacciones de adsorción-desorción y 2) reacciones de precipitación-disolución de la fase sólida. La unión de arsénico a una superficie de un óxido de hierro sería un ejemplo de reacción de adsorción. El fenómeno inverso a esta reacción, arsénico desuniéndose de esa superficie, sería un ejemplo de reacción de desorción. La precipitación consiste en la formación de una fase sólida a partir de componentes presentes en la solución acuosa (por ejemplo, precipitación de calcita, a partir de calcio y carbonato disueltos). La disolución de vidrio volcánico, o de la propia calcita, son algunos ejemplos de reacciones de disolución que pueden tener lugar en la interacción agua-fase sólida (Raven *et al.*, 1998).

##### **4.4.1.1 Adsorción/desorción de arsénico en la fase sólida**

El arsénico puede ganar o perder electrones en reacciones de oxidación-reducción. Como resultado de ese fenómeno, el arsénico puede estar presente en la naturaleza en diversos estados de oxidación (-3, 0, +3 y +5), si bien se suele encontrar en las aguas en dos estados de valencia: arsenito (As III) y arsenato (As V). El arsenato predomina en condiciones oxidantes, mientras que el arsenito predomina cuando las condiciones son

suficientemente reductoras. Bajo las condiciones de pH más comunes en el agua subterránea, el arsenato está presente como oxianiones cargados negativamente ( $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ,  $\text{HAsO}_4^{2-}$ ), mientras que el arsenito está presente como especie neutra ( $\text{H}_3\text{AsO}_3^0$ ). La fuerza de la adsorción de estas especies arsenicales por las superficies de la fase sólida, dependerá en parte de las diferencias de carga entre las especies acuosas y la fase sólida, ya que determinan el carácter de las interacciones electrostáticas entre las especies y la fase sólida. Las reacciones de adsorción-desorción son descritas mediante isothermas de adsorción (o desorción). Una isoterma de adsorción o intercambio relaciona la concentración de un determinado componente en solución con su concentración en la superficie de la partícula. Esa concentración en la superficie no solo depende del componente implicado y de la carga de superficie, también depende de otros iones en solución y de su concentración, ya que competirán a su vez para ocupar lugares (*sedes de intercambio*) en la superficie. Este fenómeno, está ligado a los procesos de adsorción-desorción, y que se conoce como *intercambio iónico*. La principal consecuencia es que a determinadas condiciones de concentración de una especie iónica, esta puede provocar la desorción de otra especie previamente adsorbida. Dada la cantidad de especies iónicas que pueden estar en solución, y por tanto compitiendo por ocupar las sedes de intercambio, es muy complejo describir las reacciones de superficie para un caso dado. A diferencia de las reacciones de precipitación-disolución, la adsorción-desorción tiende a ser rápida para la escala temporal geológica. Las isothermas de adsorción pueden ser "lineales" o "no lineales". Una isoterma "lineal" significa que la cantidad adsorbida de una especie es



directamente proporcional a su concentración en la solución. Las isothermas para los dos estados de oxidación del arsénico son muy diferentes, incluyendo su dependencia del pH. La isoterma para As (V) es “no lineal” de forma muy acusada, la isoterma para As (III) lo es algo menos. Una consecuencia de la isoterma de adsorción “no lineal” tan acusada del arsenato es que, incluso a concentraciones del orden de  $1\ \mu\text{g l}^{-1}$ , la adsorción de arsénico sobre el óxido puede corresponder a miles de ppm en el caso de oxihidróxidos férricos. En general, aunque depende de las fases minerales presentes, la máxima adsorción de As (III) se produce a  $\text{pH} < 8$ , mientras que la máxima adsorción de As (V) se da  $\text{pH} < 7$  (Raven *et al.*, 1998).

Tanto arsenito como arsenato son adsorbidos en la superficie de una gran variedad de materiales presentes en el medio como son óxidos de metales, sobre todo de hierro, manganeso, aluminio (De Vitre *et al.*, 1991), materia orgánica y arcillas. La adsorción de arsenato por oxihidróxidos de hierro es particularmente fuerte y las cantidades adsorbidas pueden ser apreciables incluso a bajas concentraciones de arsénico en la solución (Goldberg *et al.*, 1986). La adsorción de arsénico en oxihidróxidos de aluminio y manganeso también puede ser importante si estos óxidos están presentes en concentraciones altas (Peterson y Carpenter, 1983). El arsénico también es adsorbido en los bordes de las arcillas como As (III) y As (V) y en la superficie de carbonatos como la calcita, aunque la cantidad adsorbida es mucho menor que en el caso de los óxidos e oxihidróxidos de hierro. Las reacciones de adsorción y desorción entre arsenato y superficies en óxidos de hierro son particularmente importantes ya que esa fase mineral es muy común como recubrimiento de otras fases sólidas, y porque el

arsenato se adsorbe fuertemente sobre las superficies de los óxidos de hierro en condiciones ácidas o con pH próximos a los valores neutros. Sin embargo, la desorción de arsenato de dichas superficies ocurrirá en el caso de pH con valores alcalinos. El As (III) como As (V) es adsorbido en oxihidróxidos férricos como complejos de esfera interna (es decir, sin molécula interpuesta con la superficie del sólido) (Pierce y Moore, 1982).

En general, el As (V) es más fuertemente adsorbido en las fases sólidas como la goethita, mientras que el oxihidróxido amorfo (ferrihidrita) absorbe mayores cantidades de As (III) (en este caso hay una fuerte dependencia de la concentración de arsénico en solución y del pH, de tal forma que la adsorción de arsenato puede ser mayor que la de arsenito a pH bajos y bajas concentraciones de arsénico en solución (Loeppert *et al.*, 1997). De cualquier manera, la ferrihidrita presenta una mayor capacidad absorbente que la goethita, tanto para As (V) como para As (III) debido a que el oxihidróxido férrico amorfo presenta una mayor densidad de lugares de intercambio como consecuencia de una mayor superficie específica y mayor reactividad de grupos funcionales de superficie con respecto a la goethita (Jackson y Miller, 2000).

Pierce y Moore (1982) han demostrado que la ferrihidrita tiene una gran capacidad de adsorción de As (V), alcanzando la máxima adsorción a pH 4, aunque no se produce adsorción de arsénico a valores de pH superiores al del punto de carga cero o isoelectrónico (el cual se sitúa a pH 8) y a partir del cual tanto la ferrihidrita como la goethita se comportan como adsorbentes catiónicos al generarse una carga neta de superficie negativa.

De esta manera, los cambios de pH en el agua pueden determinar la adsorción o desorción de arsénico. Debido a que los procesos de diagénesis normalmente consumen  $H^+$ , el pH del agua subterránea tiende a ser mayor con el tiempo de residencia, el cual a su vez, se incrementa a lo largo del recorrido del flujo subterráneo. Por ello, la propia evolución geoquímica del agua subterránea hacia condiciones alcalinas puede causar la desorción de una cantidad apreciable de arsénico en el agua. Una restricción que condiciona la capacidad de la ferrihidrita como absorbente y secuestrador de arsénico, es que esta fase amorfa es más inestable a las variaciones de las condiciones ambientales que la fase cristalina (goethita), de tal manera que o bien se transforma en esta última (disminuyendo su superficie específica y por tanto la capacidad adsorbente) o bien es disuelta (por ejemplo, a pH bajos), liberando el arsénico adsorbido. En ese último caso, la totalidad del arsénico liberado puede llegar a ser readsorbido por la goethita si ese mineral está presente (Greubel *et al.*, 1988).

La transformación de ferrihidrita a goethita puede ser inhibida o difícil por factores como pH bajo, temperatura baja presencia de silicatos, aluminio, manganeso y compuestos orgánicos (Twidwell *et al.*, 1999).

Las reacciones de oxidación-reducción pueden controlar indirectamente la adsorción-desorción de arsénico por sus efectos sobre la especiación. Por ejemplo, la reducción de arsenato a arsenito puede facilitar la movilización de arsénico debido a que el arsenito es adsorbido más débilmente que el arsenato. Reacciones redox involucrando tanto arsénico adsorbido como acuoso puede afectar la movilidad del arsénico.

La adsorción del arsénico también puede estar condicionada por la presencia de iones competitivos. En particular, el fosfato tiene un comportamiento geoquímico similar al del arsenato, y ambos competirán por los lugares de sorción o sedes de intercambio. Otros oxianiones (molibdeno, selenio, vanadio, etc.) también pueden competir con el arsenato.

La desorción del arsénico adsorbido en la fase sólida está condicionada por los cambios en pH, ocurrencia de reacciones redox (reducción/oxidación), presencia de iones competitivos, y los cambios en la estructura cristalina de la fase sólida (Twidwell *et al.*, 1999).

#### **4.4.1.2 Precipitación/disolución de fase sólida.**

Las reacciones de precipitación-disolución implican la formación y crecimiento de una fase mineral y su destrucción, teóricamente, únicamente estarán involucrados en estos procesos aquellos elementos incluidos en la fórmula química del mineral. La solubilidad de un mineral puede ser descrita por su producto de solubilidad, aunque este valor puede variar en función del tamaño de la partícula y cristalinidad del mineral. Normalmente, la velocidad de disolución o precipitación es muy lenta, por lo La coprecipitación es un proceso natural donde constituyentes menores o accesorios se incorporan a la estructura mineral que se forma, como es el caso de arsénico que coprecipita con la pirita. De la misma manera, fósforo y arsénico son coprecipitados con los óxidos de hierro. La coprecipitación no implica ningún mecanismo en particular, y en la práctica, la adsorción y la coprecipitación tienen lugar al mismo tiempo (WHO, 2001).

El proceso inverso a la coprecipitación es la codisolución, que en el caso de arsénico dará lugar a su movilización al agua. Así, la movilización de

arsénico estará condicionada por la propia estabilidad del mineral con el que ha coprecipitado. Si tiene lugar la disolución de la fase mineral con arsénico (por ejemplo, óxidos), este mecanismo puede ser mucho más efectivo que la desorción en términos de arsénico movilizado. Los procesos de disolución/codisolución más importantes en cuanto a movilización de arsénico en el agua son: a) la oxidación de sulfuros, fundamentalmente pirita; y b) la disolución reductiva de óxidos. Las reacciones de precipitación-disolución son controladas por la fisicoquímica de la solución, fundamentalmente pH, temperatura, estado redox y concentración de especies acuosas (Guo *et al.*, 1997).

#### **4.4.2 Transporte de arsénico en las aguas**

La condición obvia para que exista una alta concentración de arsénico en el agua subterránea es que este no se haya perdido por transferencia (flujo) o dilución, lo que confiere una dimensión temporal al problema, que en definitiva dependerá del régimen hidrogeológico y paleohidrogeológico del acuífero. El tiempo que tarda el arsénico en el agua subterránea en perderse por flujo depende de varios factores, siendo un factor crítico el tiempo de residencia del agua en el acuífero: a menor tiempo de residencia, mayor tasa de renovación, y por tanto mayor tasa de pérdida de arsénico por flujo. La consecuencia directa es que, en general, en acuíferos profundos y "antiguos" será mucho más difícil encontrar altas concentraciones de arsénico, requiriéndose en estos casos flujos muy lentos. Desde el punto de vista geoquímico, el transporte de arsénico en el agua está condicionado por la adsorción, ya que esta produce un retardo en el transporte del arsénico en comparación con el propio flujo del agua (Appelo y Postma, 1994).

En el caso más sencillo de una isoterma de adsorción lineal, la relación es directa, y esa diferencia viene definida como un factor de retardo constante por el coeficiente de reparto,  $K_d$ . En el caso de una isoterma no lineal, el valor de  $K_d$  varía con la concentración y depende de la forma de la isoterma. Por lo general, el valor de  $K_d$  decrece con el incremento de la concentración. Por tanto, en altas concentraciones, el transporte de arsénico en el agua es más efectivo, pero en contraparte hay más disponibilidad de arsénico.

La consecuencia de ello, es que es muy difícil que el arsénico sea completamente extraído de los acuíferos con el flujo del agua, bien a causa de que es adsorbido, o a causa de que se halla en concentraciones altas (Smedley y Kinniburgh, 2002). Puesto que el arsenito y el arsenato tienen diferentes isotermas de adsorción, serán transportados en el agua con diferente velocidad (Gulens *et al.*, 1979). Se ha demostrado que en condiciones oxidantes y ligeramente ácidas, As (III) se mueve 5-6 veces más rápido que As (V), y que este último se moverá más rápidamente en condiciones neutras (aunque siempre más lento que As (III)); mientras que en condiciones reductoras y alcalinas, tanto As (III) como As (V) se mueven rápidamente. Los valores más altos de  $K_d$  citados en la literatura corresponden a oxihidróxidos de Fe, aunque son valores muy variables que dependen de la cantidad de óxidos y oxihidróxidos activos en el medio, la especiación de arsénico, concentración de arsénico, pH, y concentración de aniones competidores como fosfato (BGS y DPHE, 2001).

Estudios de campo han demostrado que las concentraciones altas observadas en el agua son consecuencia de bajos  $K_d$  más que de altos contenidos absolutos de arsénico en el sedimento, poniendo en evidencia

que los coeficientes de reparto calculados en laboratorio están sobrestimados, por lo que resulta muy difícil establecer la presencia de aguas ricas en arsénico únicamente partiendo de las concentraciones de arsénico en los sedimentos (Smedley y Kinniburgh, 2002).

#### **4.4.3 Mecanismos de incorporación de arsénico en el agua.**

Aunque los materiales de la geosfera no presenten grandes concentraciones de arsénico en la fase sólida, una pequeña cantidad relativa de arsénico liberado de esa fase sólida por procesos de desorción o disolución puede elevar la concentración de arsénico en el agua por encima de  $50 \mu\text{g l}^{-1}$ . En este sentido hay que considerar, que para que exista agua con contenidos altos en arsénico, no basta solo con que tengan lugar mecanismos por los cuales este se libere de la fase sólida, sino que además el arsénico liberado tiene que permanecer en el agua, es decir no tiene que ser transportado ni transferido a otro medio, ni tampoco se han de producir procesos de dilución por mezcla. Esos son los factores claves que hay que estudiar para entender la existencia de agua con contenidos altos de arsénico. Otra consideración que hay que hacer, es sobre la naturaleza diferente del agua superficial y el agua subterránea: el agua superficial constituye sistemas abiertos donde los factores ambientales están continuamente variando; en contraste, el agua subterránea se pueden considerar, en la mayoría de los casos, sistemas semicerrados, donde las condiciones pueden variar, pero de forma discontinua en el tiempo, permitiendo que el sistema solución-fase sólida pueda reequilibrarse (Smedley y Kinniburgh, 2002). Esto implica que, en condiciones naturales, y si no se producen grandes cambios en la evolución de un acuífero, este

llegará a una etapa donde la interacción agua-fase sólida será mínima, y por tanto no habrá transferencia de arsénico. Este escenario contrasta con el de agua superficial donde no tienen porque alcanzarse situaciones próximas al equilibrio solución-fase sólida. Uno de los problemas fundamentales con respecto al agua subterránea y el arsénico radica en que la explotación de aquellas puede introducir cambios sustanciales en las condiciones originales del acuífero.

Existen varios mecanismos geoquímicos de liberación y movilización de arsénico en el agua, entre los que están.

**Oxidación de sulfuros:** Según los trabajos existentes, es un mecanismo importante solo localmente y en áreas mineras con abundancia de sulfuros, aunque también puede involucrar pirita autigénica en sucesiones sedimentarias. La oxidación de sulfuros tiene lugar cuando el medio se halla en condiciones oxidantes. El Fe disuelto tiende a precipitar en sulfato de Fe (jarosita) y óxidos y oxihidróxido de Fe, con readsorción y coprecipitación de arsénico. BGS y DPHE, (2001), Señalan que la readsorción de arsénico en el óxido (que puede llegar al 90% del arsénico codisuelto de la pirita), hace que el mecanismo de movilización de arsénico por oxidación de pirita no se considere como el más eficiente en cuanto a movilización de arsénico.

**Disolución de óxidos e oxihidróxidos de Fe y Mn en condiciones ácidas:** Los óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn se disuelven en condiciones fuertemente ácidas. El arsénico presente en ellos, tanto adsorbido como coprecipitado, será movilizado durante la disolución. A diferencia de la desorción, la disolución es eficaz en la movilización de arsénico no lábil, incorporado en la red estructural del mineral.



Esto explica, al menos en parte, las concentraciones altas de arsénico en el drenaje ácido de minas (Smedley y Kinniburgh, 2002).

**Desorción en condiciones oxidantes a pH alto:** La acusada naturaleza no lineal de la isoterma de adsorción para As (V) determina que la cantidad de arsénico adsorbido sea grande, incluso cuando las concentraciones de arsénico disuelto son bajas. Pero, en condiciones oxidantes, se produce la desorción de arsénico si se alcanzan valores de pH alto (>8,5). Normalmente el incremento de pH se produce como consecuencia de los procesos de meteorización e intercambio iónico, combinado con los efectos de un incremento en salinidad en climas áridos y semiáridos. El proceso de desorción en condiciones alcalinas es considerado como uno de los mecanismos más efectivos en cuanto a movilización de arsénico en condiciones oxidantes, dándose además una correlación positiva entre la concentración de arsénico en la fase acuosa y los valores de pH. Los procesos de desorción liberan además una amplia variedad de oxianiones como vanadatos, fosfatos, uranilos y molibdatos. El papel del anión bicarbonato en relación a los procesos de desorción de arsénico no está claro.

A menudo se observan, en el agua rica en arsénico, concentraciones altas en carbono orgánico disuelto como ácidos fúlvicos y húmicos, aunque todavía no se ha podido establecer una relación causal entre el carbono orgánico disuelto y arsénico desorbido. La presencia de cationes como Ca y Mg pueden facilitar la adsorción de especies de As (V) negativamente cargadas en la fase sólida. Efectos similares pueden tener el Al en agua ácida y el  $\text{Fe}^{2+}$  en agua reductora.

Los procesos evaporativos en ambientes áridos permiten el mantenimiento de valores altos de pH, así como concentraciones altas en cloro, flúor y uranio. En general, este mecanismo no explicaría las concentraciones altas de arsénico observadas en ambientes reductores, ya que estos suelen tener un pH próximo al valor neutro (Smedley y Kinniburgh, 2002).

***Desorción y disolución de óxidos y oxihidróxidos relacionados con cambios a condiciones reductoras:*** Este constituye otro de los mecanismos más importantes en cuanto a movilización de arsénico a la fase acuosa. La causa más común es el enterramiento rápido de sedimentos, donde la cantidad de materia orgánica enterrada determinará la rapidez con que se alcanzarán las condiciones reductoras. Para que se alcancen estas, la condición requerida es que sea un sistema cerrado a la entrada de oxígeno o al menos la disponibilidad de este sea muy pequeña. En condiciones reductoras, parece que una de las primeras reacciones en tener lugar, es el paso de arsenato As (V) adsorbido en condiciones oxidantes a arsenito As (III), que está adsorbido más débilmente en la superficie de los óxidos y oxihidróxidos de hierro y manganeso. Además, estos minerales se disuelven en condiciones reductoras, aunque la disolución reductiva por sí sola no explicaría todo el arsénico que se encuentra en el agua subterránea en condiciones reductoras. Por otra parte, en ambientes reductores, el agua tiene por lo general valores de pH próximos al valor neutro, y por tanto, en este caso el pH no parece ejercer un control importante sobre la desorción de arsénico (Smedley y Kinniburgh, 2002).

### ***Desorción por reducción de superficie específica en la fase***

**sólida:** Este mecanismo que tiene especial incidencia en los óxidos e hidróxidos de Hierro, donde se produce una mayor adsorción de arsénico en las etapas iniciales de su formación, generalmente como oxihidróxidos formados por agregados de micropartículas de pequeño tamaño. Al evolucionar y transformarse en fases de mayor cristalinidad, las partículas y agregados aumentan su tamaño, reduciendo así su superficie específica, y por tanto las sedes de intercambio donde se halla el arsénico adsorbido, con la consiguiente movilización de este a la fase acuosa.

Debido al carácter no lineal más acusado de la isoterma de As (V), la desorción mediante este mecanismo es mucho más acusada para As (V) que para As (III) (Smedley y Kinniburgh, 2002).

### ***Desorción por reducción en la carga de superficie de la fase***

**sólida:** Pueden ocurrir una serie de fenómenos que causen una reducción de la carga neta de superficie en los óxidos, con la consiguiente desorción de arsénico. Estos fenómenos incluyen cambios estructurales en los óxidos de Fe que tienen lugar al pasar de condiciones oxidantes a condiciones reductoras que pueden asociar cambios netos en la carga de superficie, en intensidad y densidad (BGS y DPHE, 2001).

El arsénico presente en un medio geológico, puede tener su origen primario en relación a deposición atmosférica, o estar contenido en los minerales primarios, o en restos orgánicos que se depositen ahí. Alternativamente, puede venir transportado por el agua, bien como especie disuelta, bien en la fase sólida, como una especie adsorbida en partículas de carga de fondo o en coloides en suspensión (Oyarzun *et al.*, 2004).

## **4.5 Toxicología del arsénico**

Se ha reconocido que la toxicidad del As (III) es 10 veces mayor que el As (V) y resulta de su habilidad para enlazarse a grupos sulfhidrilos, especialmente a trioles vecinales en las proteínas, produciendo un mal funcionamiento de la actividad enzimática. La toxicidad del As (V) es el resultado de su habilidad para sustituir al fosfato en reacciones catalizadas por enzimas, donde puede impedir el normal funcionamiento de éstas (Castro y Wong, 2000).

La dosis letal oral probable en humanos de trióxido de arsénico está entre 10 y 300 mg (Yipl *et al.*, 2001). La concentración considerada normal en sangre es inferior a 5 µg/l (Ford, 1998).

El arsénico se absorbe por todas las vías con la eficacia suficiente para producir toxicidad aunque la preferente es la vía digestiva con una eficacia superior al 90%. A través de la piel intacta la absorción es escasa aunque se facilita con la irritación que la propia sustancia produce. En la sangre se encuentra en el interior de los hematíes y unido a las proteínas plasmáticas. El aclaramiento desde la sangre se produce en tres fases: la primera rápida, con una desaparición del 90% en 2-3 h; la segunda, de hasta 7 días; y la tercera, más lenta (Mealey *et al.*, 1959).

### **4.5.1 Rutas de exposición**

La exposición ambiental a un contaminante se caracteriza por la ruta de administración y dosis recibida que depende de la concentración del contaminante. La frecuencia y duración del contacto. Las principales rutas de administración con relevancia medioambiente son la vía oral, la inhalación y la penetración cutánea.

Las rutas de administración pueden influir considerablemente sobre la toxicidad del compuesto, pues de ellas depende la concentración que éste alcanza en el órgano, es decir, el órgano en el que ejerce sus efectos tóxicos. La ruta de administración afecta tanto al grado de absorción como a la posible transformación del contaminante antes de alcanzar el flujo sanguíneo por el efecto primer paso hepático o intestinal. La concentración de un compuesto tóxico en los distintos tejidos del cuerpo humano depende de la importancia relativa de los fenómenos de absorción, distribución, transformación y eliminación.

Las principales vías de entrada de un agente químico ambiental en el organismo son la piel, los pulmones y el aparato digestivo. La desaparición paulatina o eliminación de los contaminantes del organismo se produce gracias a dos grandes grupos de procesos: metabolismo o transformación y excreción. La velocidad relativa de dichos procesos depende de las propiedades físicas y químicas del contaminante. La transformación de los contaminantes constituyen en la mayor parte de los casos el paso previo a sus excreción. Aunque existen numerosos tejidos con capacidad metabólica, el órgano transformador por excelencia es el hígado, donde se ubican múltiples sistemas enzimáticos implicados en la conversión de los contaminantes en metabolitos más solubles y, por tanto, más susceptibles de excreción. Una vez efectuada la transformación de los contaminantes, los metabolitos resultantes se excretan por distintas vías. Las más importantes son la excreción renal y biliar, aunque en ciertos casos pueden ser relevantes otras vías de eliminación, como la pulmonar, las glándulas sudoríparas o las glándulas mamarias (Moreno, 2003).

#### **4.5.1.1 Absorción**

La absorción de contaminantes es el proceso mediante el cual dichos compuestos atraviesan las membranas celulares para alcanzar el torrente sanguíneo. La absorción de contaminantes se produce por las mismas vías y mecanismos utilizados por las sustancias necesarias para la actividad biológica, preferentemente por las rutas de entrada constituidas por la piel, el sistema digestivo y los pulmones (Moreno, 2003).

#### **4.5.1.2 Distribución**

A partir de la entrada de los contaminantes en el torrente sanguíneo con la absorción, tiene lugar su transporte hacia los distintos órganos y tejidos, en los que se produce su penetración. El reparto o translocación de los contaminantes en los distintos tejidos a través de la sangre se conoce con el nombre de distribución. La distribución es un proceso rápido, controlado por el flujo sanguíneo a los distintos tejidos y la facilidad con la que los contaminantes se difunden desde los capilares a dichos tejidos (Moreno, 2003).

#### **4.5.1.3 Excreción**

Las tres principales rutas de eliminación de compuestos químicos del organismo son, por vía renal, vía fecal y vía respiratoria, esta última sobre todo para los gases. Hay que tener en cuenta también que todas las secreciones corporales pueden actuar como vías de eliminación, que aunque cuantitativamente menos importantes pueden tener una gran relevancia toxicológica. Entre estas secreciones hay que mencionar el sudor, el semen y la leche (Moreno, 2003).

#### 4.5.2 Mecanismos de toxicidad del arsénico

La toxicidad de un compuesto con arsénico para los humanos depende en gran medida de su forma química, diferenciándose dos grupos de compuestos: los inorgánicos y orgánicos.

Los inorgánicos son los más tóxicos y aparecen sobre todo en agua (su principal vía de transporte en el ambiente), donde se encuentran principalmente en forma de pentóxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_5$ ) o trióxido de arsénico ( $\text{As}_2\text{O}_3$ ) (Ellenhorn, 1997).

Los compuestos orgánicos, mucho menos tóxicos que los inorgánicos, se encuentran sobre todo en alimentos y suponen la principal vía de exposición de la población al arsénico. Sin embargo, la exposición al arsénico inorgánico por la ingesta es pequeña, salvo en regiones donde el arsénico inorgánico produce contaminación de aguas de bebida, pudiendo originar envenenamientos crónicos (Braunwald *et al.*, 1997). El arsénico elemental ingestado es absorbido lentamente pero luego es eliminado; mientras que los compuestos solubles de arsénico son rápidamente absorbidos por el tracto intestinal. El  $\text{As}^{+5}$  y arsénico orgánico es rápida y completamente eliminadas por los riñones. El tiempo de vida media del arsénico inorgánico en el ser humano es de 2 a 40 días (WHO, 1996).

Los mecanismos fundamentales de acción tóxica del arsénico son:

1. Interacción con los grupos sulfhidrilos de las proteínas, alterando varias rutas enzimáticas: el arsénico trivalente inhibe el complejo piruvato deshidrogenasa, con disminución de la producción de acetilcoenzima A y de la síntesis de ATP en el ciclo del ácido cítrico (Ford, 1998).

2. Sustitución del fósforo en varias reacciones bioquímicas: el As pentavalente compite con el fosfato en los sistemas de transporte intracelular y desacopla la fosforilación oxidativa llegando a formar ADP-arsenato en lugar de ATP (Gresser, 1981).

Es un tóxico de los capilares muy potente, destruyendo la integridad microvascular y provocando con ello exudación de plasma, edemas e hipovolemia (YIP, 2001). Muchos otros enzimas se inhiben por el As: monoamino-oxidasa, lipasa, fosfatasa ácida, arginasa hepática, colinesterasa y adenilciclase, aunque tienen menos importancia clínica. El As es un agente carcinogénico humano (Grupo 1), causante de tumores epidermoides en la piel y el pulmón (WHO, 1996).

La toxicidad por arsénico puede ocurrir en dos formas: toxicidad aguda y toxicidad crónica. La toxicidad aguda es consecuencia de ingesta de alto contenido de arsénico en un tiempo corto y la toxicidad crónica es resultado de ingesta de pequeñas cantidades de arsénico en un largo periodo de tiempo.

La toxicidad aguda de compuestos de arsénico en el ser humano es función de la capacidad de asimilación del cuerpo humano. La arsina ( $\text{H}_3\text{S}$ ) es considerada la forma más tóxica, seguida del arsenito ( $\text{As}^{+3}$ ), de arsenatos ( $\text{As}^{+5}$ ) y los compuestos orgánicos de arsénico.

#### **4.5.2.1 Intoxicación aguda**

La exposición a dosis elevadas de compuestos de arsénico inorgánico puede producirse como una mezcla de inhalación e ingestión o como resultado de accidentes en industrias en las que se manejan grandes cantidades de arsénico (por ejemplo, trióxido de arsénico).



Dependiendo de la dosis, se pueden presentar diversos síntomas y, si ésta es excesiva, puede resultar fatal. Se han observado síntomas de conjuntivitis, bronquitis y disnea, seguidos por molestias gastrointestinales, vómitos, y posteriormente, síntomas cardíacos y shock irreversible, con un curso temporal de horas.

En un caso fatal, se describieron niveles de arsénico en sangre superiores a 3 mg/L. La exposición a dosis subletales de compuestos de arsénico irritantes en el aire (por ejemplo, el trióxido de arsénico) puede producir síntomas relacionados con lesiones agudas en las membranas mucosas del aparato respiratorio y síntomas agudos por exposición cutánea. En estos casos, se observa una irritación grave de la mucosa nasal, laringe y bronquios, además de conjuntivitis y dermatitis. En algunos individuos se pueden observar perforaciones del tabique nasal algunas semanas después de la exposición. Se cree que la exposición reiterada permite desarrollar cierta tolerancia contra la intoxicación aguda. Sin embargo, este fenómeno no está bien documentado en la literatura científica. Se han descrito efectos debidos a la ingestión accidental de arsenicales inorgánicos, fundamentalmente de trióxido de arsénico. Sin embargo, es muy raro que se produzcan este tipo de accidentes en la industria actual. La intoxicación se caracteriza por profundas lesiones gastrointestinales, que originan vómitos y diarrea graves, que pueden producir shock y la subsiguiente oliguria y albuminuria. Otros síntomas agudos son el edema facial, calambres musculares y alteraciones cardíacas. Los síntomas pueden aparecer unos minutos después de la exposición al tóxico en solución, pero pueden retrasarse varias horas si el compuesto de arsénico se encuentra en estado

sólido o si se ha ingerido con una comida. Cuando se ingiere en forma de partículas, la toxicidad depende también de la solubilidad y tamaño de las partículas del compuesto ingerido.

La dosis letal de trióxido de arsénico ingerido oscila entre 70 y 180 mg. La muerte puede sobrevenir en un plazo de 24 horas, aunque el curso habitual es de 3 a 7 días. La intoxicación aguda con compuestos de arsénico suele ir acompañada de anemia y leucopenia, especialmente granulocitopenia. En los supervivientes, dichos efectos revierten generalmente en 2 ó 3 semanas. También se observa hepatomegalia reversible, pero las pruebas de función hepática y las enzimas hepáticas suelen ser normales. En las personas que sobreviven a una intoxicación aguda, es frecuente que aparezcan alteraciones neurológicas periféricas algunas semanas después de la ingestión (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

#### **4.5.2.2 Intoxicación crónica**

La intoxicación crónica con arsénico puede presentarse en trabajadores expuestos durante un tiempo prolongado a concentraciones excesivas de compuestos de arsénico en suspensión aérea. Los rasgos más sobresalientes son los efectos locales sobre la mucosa del tracto respiratorio y piel. También puede afectar al sistema nervioso, circulatorio y al hígado, puede llegar a producirse cáncer del tracto respiratorio. En el caso de una exposición a largo plazo al arsénico a través de la comida, agua o medicación, los síntomas son en cierto modo distinto de los que surgen tras la exposición por inhalación. Dominan en el cuadro clínico los síntomas

abdominales vagos: diarrea o estreñimiento, enrojecimiento de la piel, pigmentación e hiperqueratosis.

Además, puede producirse una afectación vascular, que en una región da lugar a gangrena periférica. En la intoxicación crónica por arsénico son habituales anemia y leucopenia. La afectación hepática se ha observado con mayor frecuencia en las personas expuestas durante largo tiempo por vía oral que en las expuestas por inhalación, especialmente en los trabajadores de viñedos, cuya vía de exposición principal parece ser el vino contaminado. Existe una mayor incidencia de cáncer de la piel en este tipo de intoxicación (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

**Trastornos vasculares.** La exposición prolongada al arsénico inorgánico por la ingestión de agua puede dar lugar a trastornos vasculares periféricos con fenómeno de Raynaud. En las personas expuestas profesionalmente no se han observado manifestaciones tan graves en la vasculatura periférica, pero en los trabajadores expuestos durante largo tiempo a arsénico inorgánico suspendido en el aire se han observado cambios leves con fenómeno de Raynaud y mayor prevalencia de baja presión sanguínea periférica en condiciones de frío (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

**Problemas dermatológicos.** Las lesiones cutáneas arsenicales varían ligeramente dependiendo del tipo de exposición. Aparecen síntomas eczematoides de gravedad variable. En la exposición profesional al arsénico en suspensión aérea, pueden surgir lesiones cutáneas por irritación local. Se han descrito dos tipos de trastornos dermatológicos: uno de tipo eczematoso, con eritema (enrojecimiento), tumefacción y aparición de

pápulas o vesículas; y otro de tipo folicular, con eritema y tumefacción o pústulas foliculares. La dermatitis se localiza principalmente en las áreas más expuestas, como cara, nuca, antebrazos, muñecas y manos (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

Sin embargo, también puede aparecer en el escroto, cara interna de los muslos, parte superior del tórax, parte inferior de las piernas y alrededor de los tobillos. Ni la hiperpigmentación ni la queratosis son rasgos sobresalientes de este tipo de lesiones arsenicales. Mediante pruebas cutáneas se ha demostrado que la dermatitis se debe al arsénico y no a las impurezas presentes en el trióxido de arsénico crudo. Según la concentración y duración de la exposición, este tipo de reacción inicial puede ir seguido de lesiones dérmicas crónicas, que pueden aparecer después de muchos años de exposición profesional o ambiental. Los signos visibles son hiperqueratosis, verrugas y melanosis. La melanosis aparece con mayor frecuencia en los párpados, alrededor de las sienes, en el cuello, areolas de los pezones y pliegues axilares. En los casos graves, se observa arsenomelanosis en el abdomen, tórax, espalda y escroto, junto con hiperqueratosis y verrugas. En la intoxicación crónica por arsénico aparece también despigmentación (es decir, leucodermia), especialmente en las zonas pigmentadas, conocida habitualmente como pigmentación "en gota de lluvia". Estas lesiones cutáneas crónicas, especialmente las hiperqueratosis, pueden transformarse en lesiones precancerosas y cancerosas. En la intoxicación crónica por arsénico también aparecen las líneas de Mees (estrías transversales) en las uñas. Debe señalarse que las lesiones cutáneas crónicas pueden aparecer mucho tiempo después de suspenderse

la exposición, cuando las concentraciones de arsénico en la piel han vuelto a la normalidad. La lesión mucosa más clásica de la exposición crónica al arsénico es la perforación del tabique nasal tras la inhalación. Esta lesión es resultado de la irritación de la mucosa nasal y se extiende también a la laringe, tráquea y bronquios. Tanto en la exposición por inhalación como en la intoxicación por ingestión reiterada, la dermatitis de la cara y los párpados se extiende, en ocasiones, dando lugar a una queratoconjuntivitis (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

**Neuropatía periférica.** En los supervivientes de intoxicaciones agudas se observan con frecuencia trastornos del sistema nervioso periférico. Estos trastornos suelen presentarse pocas semanas después de la intoxicación aguda y su recuperación es lenta. La neuropatía se caracteriza por disfunción motora y parestesias, aunque en los casos menos graves puede aparecer sólo una neuropatía sensorial unilateral.

Las extremidades inferiores suelen resultar más afectadas que las superiores. En las personas que se recuperan de una intoxicación por arsénico pueden aparecer estrías transversales en las uñas: las llamadas líneas de Mees. El estudio histológico demuestra una degeneración Walleriana, especialmente en los axones más largos. La neuropatía periférica también puede observarse en la exposición industrial al arsénico; en la mayoría de los casos, se presenta en una forma subclínica que sólo puede detectarse por métodos neurofisiológicos.

En un grupo de trabajadores de una fundición con una exposición prolongada correspondiente a una absorción total media acumulada de aproximadamente 5 g (absorción máxima de 20 g), se observó una

correlación negativa entre la absorción acumulada de arsénico y la velocidad de conducción nerviosa (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

**Efectos carcinogénicos.** La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC) clasifica los compuestos de arsénico inorgánico como cancerígenos pulmonares y cutáneos. Ciertos datos sugieren también que las personas expuestas a compuestos inorgánicos de arsénico presentan una mayor incidencia de angiosarcoma hepático y, posiblemente, de cáncer de estómago. Se ha descrito una mayor frecuencia de cáncer del tracto respiratorio entre los trabajadores empleados en la producción de insecticidas que contienen arsenato de plomo y arsenato cálcico, en los viticultores que utilizan insecticidas que contienen cobre inorgánico y compuestos arsenicales y en los fundidores expuestos a compuestos inorgánicos de arsénico y a otros metales. El tiempo de latencia entre el inicio de la exposición y la aparición del cáncer es prolongado, generalmente de 15 a 30 años. En el caso del cáncer de pulmón, se ha demostrado una acción sinérgica con el consumo de tabaco (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

**Efectos teratogénicos.** Dosis elevadas de compuestos inorgánicos trivalentes de arsénico pueden originar malformaciones en hámsters cuando se inyectan por vía intravenosa. En los humanos, no hay pruebas concluyentes de que los compuestos de arsénico produzcan malformaciones en condiciones industriales. No obstante, existen datos que indican este efecto en los trabajadores de fundición expuestos simultáneamente a diversos metales y otros compuestos (Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001).

#### **4.6 Tecnologías para reducir el arsénico presente en el agua**

El tratamiento del agua potable está orientado a remover color, turbiedad y microorganismos de origen fecal. Esa remoción se logra a través de una combinación de procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Pero cuando se desea remover elementos químicos del agua, como el arsénico, es necesario recurrir a métodos más complejos.

Existen alrededor de 14 tecnologías para remover el arsénico del agua, con eficiencias que van desde 70 hasta 99%.

Los métodos de coagulación-floculación y ablandamiento con cal son los más usados en grandes sistemas y no se emplean exclusivamente para remover el arsénico (Sandoval, 2000).

En pequeños sistemas se aplica el intercambio iónico, alúmina activada, ósmosis inversa, nanofiltración y electrodiálisis inversa.

Las tecnologías emergentes son las que emplean arena recubierta con óxidos de hierro, hidróxido férrico granular, empaques de hierro, hierro modificado con azufre, filtración con zeolita, adición de hierro con filtración directa y remoción convencional de hierro y manganeso. La eficiencia del proceso elegido depende de la concentración inicial, estado de oxidación del arsénico y del pH. En la selección de la tecnología más adecuada para la remoción del arsénico hay que considerar las características de la fuente de agua, su tratamiento, distribución y consumo.

## Cuadro 5.0 Técnicas para la remoción de arsénico

- Oxidación-reducción
- Separación sólido-líquido
- Coagulación-adsorción con sales de hierro y aluminio
- Intercambio iónico
- Alúmina activada
- Hierro y manganeso
- Hidróxido férrico granular
- Hierro con filtración directa
- Ablandamiento con cal
- Ósmosis inversa y nanofiltración
- Electrodiálisis inversa
- Procesos biológicos

A continuación se describen las tecnologías para remover el arsénico.

### 4.6.1 Oxidación-reducción

Mediante este proceso se oxida el arsenito a arsenato para mejorar su remoción en procesos complementarios. Se puede usar cloro, dióxido de cloro, ozono y permanganato de potasio. La oxidación catalítica del  $\text{As}^{+3}$  es posible en presencia de óxido de cobre, carbón activado y radiación ultravioleta (UV).

Uno de los inconvenientes de este proceso es el tiempo de reacción. También es posible su oxidación biológica (Madiéc *et al.*, 2000) y por medio de la acción catalítica de la luz.

### 4.6.2 Separación sólido-líquido

Los procesos de precipitación, coprecipitación, adsorción e intercambio iónico pueden transferir el arsénico de la fase disuelta a la fase sólida. En algunos casos, el sólido que provee la superficie de adsorción es grande y fijo, por ejemplo, los granos de resina de intercambio iónico, lo que requiere una separación adicional.



Los sólidos formados *in situ*, a través de la precipitación o coagulación, se deben separar del agua por sedimentación o filtración.

Por precipitación, el arsénico disuelto se transforma en un sólido de baja solubilidad y se remueve por sedimentación y filtración, por ejemplo, la precipitación del arsenato de calcio. Durante la coagulación y floculación pueden coprecipitar algunos compuestos disueltos como el arsénico, que luego se remueve por filtración.

Por adsorción e intercambio iónico, los materiales sólidos, incluidos los flóculos de hidróxido de hierro y aluminio adsorben el arsénico por un mecanismo de adsorción de las superficies, para que luego pueda ser removido del agua.

El intercambio iónico, implica el desplazamiento reversible de un ión ligado a una superficie sólida por los iones  $\text{As}^{+5}$  y  $\text{As}^{+3}$ . Puede ser considerado como una forma especial de adsorción, aunque con frecuencia es considerado en forma separada.

#### **4.6.3 Coagulación-filtración**

En las plantas de tratamiento de agua, el  $\text{As}^{+5}$  puede ser removido en forma efectiva tanto por coagulación con sulfato de aluminio o hierro, como por los procesos de ablandamiento con cal y soda.

Los coagulantes señalados se hidrolizan y forman hidróxidos sobre los cuales el  $\text{As}^{+5}$  se adsorbe y coprecipita con otros iones metálicos. El agua natural con gran cantidad de coloides requiere altas concentraciones de coagulantes para lograr mejor eficiencia.

**Cuadro 6.0 Eficiencia de coagulantes en la remoción de arsénico**

Coagulante	Arsenato As <sup>+5</sup>		Arsenito As <sup>+3</sup>	
	Remoción (%)	pH	Remoción (%)	pH
Sulfato férrico Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	100	<9,0	20	<9,0
Sulfato de aluminio Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	90	<7,0	50	<7,0

La remoción de arsénico con procesos convencionales de coagulación que usan sales de aluminio o hierro y ablandamiento con soda depende de la concentración inicial del elemento, pH del agua tratada, tipo y dosis del coagulante.

#### 4.6.4 Coagulación-adsorción

Se realiza con sales de hierro o aluminio y es el tratamiento más documentado, tanto para la remoción de arsénico, como para los compuestos disueltos y suspendidos del agua (turbiedad, hierro, manganeso, fosfato y flúor). Con este método también se puede obtener reducciones de olor, color y precursores de trihalometanos. Sin embargo, las condiciones óptimas para la remoción de arsénico dependen de las características del agua y de las condiciones del tratamiento. Debido a la dificultad de remover As<sup>+3</sup> por coagulación, se requiere su oxidación a As<sup>+5</sup>. En rangos de pH alto y bajo, la eficiencia de este método disminuye significativamente (Johnston *et al.*, 2001).

Un paso importante para asegurar la remoción del arsénico es la filtración, por ejemplo, mediante el uso de filtros de arena (Cheng *et al.*, 1994). El sulfato de aluminio es el coagulante más usado en el tratamiento del agua

debido a su bajo costo y manejo relativamente sencillo (Avilés y Pardón, 2000). También se usan sulfato ferroso y férrico, clorosulfato férrico, cloruro férrico (Madiéc *et al.*, 2000), alumbre y carbonato de magnesio. Estas sales se hidrolizan en el agua y transforman en hierro y aluminio, los que forman flóculos gelatinosos que facilitan el proceso de separación de los materiales disueltos y coloidales. La remoción de  $As^{+5}$  con cloruro férrico y pH 8-9 disminuye con la presencia de materia orgánica. La eficiencia de remoción de  $As^{+3}$  con cloruro férrico se ve afectada por la composición del agua, la presencia de sulfato (pH 4-5) y materia orgánica natural (pH 4-9). Durante la remoción del arsénico son importantes los procesos de oxidación de las formas de  $As^{+3}$  a  $As^{+5}$  y adsorción del hidróxido férrico amorfo que ocurre durante la coagulación (Hering *et al.*, 1997).

La remoción del  $As^{+5}$  con sales de hierro y aluminio de igual concentración molar y pH <7,5 son igualmente efectivas. Sin embargo, el hierro es más efectivo que el sulfato de aluminio para la remoción de  $As^{+3}$  y  $As^{+5}$  a pH >7,5 y evita la formación de residuos del coagulante si el pH está por encima de 8. Un factor que limita la remoción de  $As^{+5}$  son las bajas dosis del coagulante (Hering *et al.*, 1996).

El sulfato ferroso tiene mayor efectividad y ventajas que el cloruro ferroso debido a que los flóculos (de buena calidad) de hidróxido de hierro formados con el sulfato ferroso ayudan a una mejor filtración, lo que evita el lavado frecuente de los filtros. El Fe (II) es más fácil de usar y de controlar que el Fe (III) en el proceso de coagulación porque requiere menor mantenimiento, se opera con más facilidad y es más económico (Jekel y Seith, 2000).

#### **4.6.5 Remoción in situ del arsénico.**

El arsénico en agua subterránea es móvil en condiciones reductoras, pero es posible su inmovilización si se crean condiciones oxidantes en la superficie del acuífero. El acuífero subterráneo ha sido usado como un reactor bioquímico natural, que no genera residuos ni lodos contaminados. La técnica es ideal para el arsénico, hierro, manganeso, amonio y otras sustancias orgánicas. Bajo condiciones reductoras y en presencia de sulfuro, el arsénico puede precipitar y formar sulfuros de arsénico insolubles (Johnston *et al.*, 2001). Se ha probado la eficiencia de remoción del arsénico de una fuente de agua por coagulación con sales de hierro y aluminio en dos situaciones: a) con formación de sólidos *in situ* y b) adición de hidróxidos preformados en agua. La remoción de  $As^{+5}$  *in situ* es cinco veces más eficiente que con el uso de los hidróxidos preformados. Esto sugiere que el mecanismo de remoción del arsénico *in situ* es a través del sólido formado con una gran superficie de adsorción o por coprecipitación.

#### **4.6.6 Intercambio iónico**

En la remoción del arsénico, las resinas de intercambio aniónico requeridas son de base débil y fuerte. Las de base fuerte pueden remover el arsenato del agua y producir un efluente con menos de 0,001 mg/L de arsénico. Este método no remueve el arsenito y permite la diferenciación analítica entre las especies de arsénico. Los principales interferentes del proceso son el sulfato, sólidos disueltos totales, hierro y manganeso que pueden provocar la obstrucción del lecho. El agua requiere pretratamiento cuando se presentan estos parámetros en concentraciones altas.

La remoción del arsénico es relativamente independiente del pH y la concentración inicial de este afluente es casi completa (85-100%). Las ventajas de las resinas de intercambio iónico son su fácil regeneración con el cloruro de sodio, su amplio rango de pH y el mejoramiento de la calidad del agua por remoción de cromato, selenato, nitrato y nitrito. Este método es relativamente costoso y la regeneración de la resina produce salmueras ricas en arsénico (EPA, 1997).

#### **4.6.7 Alúmina activada**

La técnica es efectiva para el tratamiento del agua con alto contenido de sólidos disueltos. Sin embargo, el selenio, flúor, cloro y sulfato, en niveles altos, pueden competir con el arsénico por los sitios de adsorción. La alúmina activada es altamente selectiva para  $As^{+5}$ , lo que constituye un problema para su regeneración, con pérdida de 5 a 10% de la capacidad de adsorción por ciclo; la eficiencia de remoción de arsénico es mayor de 95%. La remoción del arsenato ocurre bajo condiciones moderadamente ácidas (pH 5,5-6) y las superficies de la alúmina están protonadas.

Este método es ineficiente para la remoción completa de arsenito debido al carácter no iónico en ese rango de pH. El agua con alto contenido de sólidos, hierro y manganeso requieren pretratamiento para evitar la obstrucción del medio (EPA, 1997). Por lo general, este método se recomienda para el tratamiento de aguas subterráneas debido a la alta carga de sólidos que puede tener el agua superficial.

Como en el agua subterránea 20 a 50% del arsénico está en forma de arsenito, se requiere un proceso previo de oxidación con hipoclorito de sodio.

Si el agua tiene hierro, este se oxidará y propiciará la formación de compuestos insolubles de hierro que adsorben el arsénico, pero pueden separarse del agua mediante filtración por arena. El arsénico restante soluble residual es adsorbido por la alúmina activada (Rivera *et al.*, 2000).

#### **4.6.8 Hierro y manganeso**

La geoquímica del arsénico revela que altas concentraciones de arsénico con frecuencia están asociadas a altas concentraciones de  $\text{Fe}^{+2}$  y  $\text{Mn}^{+2}$ . Las fuentes de agua que contienen hierro o manganeso y arsénico pueden ser tratadas con procedimientos convencionales para la remoción de Fe/Mn. Estos procesos pueden reducir significativamente el arsénico al remover hierro y manganeso de la fuente de agua mediante los mecanismos que ocurren con la adición de hierro.

Cuando la concentración natural de hierro y Manganeso no es suficiente para alcanzar el nivel necesario para remoción de arsénico, este puede ser adicionado (EPA, 1997).

La oxidación para remover  $\text{Fe}^{+2}$  y  $\text{Mn}^{+2}$ , conduce a la formación de hidróxidos que remueven el arsénico soluble por reacciones de coprecipitación y adsorción. La producción de especies oxidadas de Fe-Mn y la precipitación seguida de los hidróxidos son análogas a la coagulación *in situ* (la cantidad de Fe o Mn removidos se traduce como la dosis de coagulante). Con  $\text{Fe}^{+2}$  o  $\text{Mn}^{+2}$  sin oxidar no se produce remoción de arsénico. Cada 1 mg/L de  $\text{Fe}^{+2}$  removido es capaz de adsorber 83% de un afluente de 0,022 mg/L de  $\text{As}^{+5}$ , lo que produce un efluente con 0,0035 mg/L de arsénico.

La precipitación de 3 mg/L de Mn (II) podría producir un efluente con 0,00375 mg/L de arsénico residual, en un afluente con 0,012 mg/L (McNeill y Edwards, 1997).

#### **4.6.9 Hidróxido férrico granular**

El hidróxido férrico granular es un  $\beta$ -FeOOH ligeramente cristalino, que forma una suspensión de hidróxido de hierro, de forma irregular, cuyos granos llegan a medir hasta 2 mm. Las superficies de las partículas del hidróxido de hierro granular adsorben  $As^{+5}$ , en procesos independientes del pH, y disminuyen la capacidad de adsorción con el incremento de este (aunque se han obtenido buenos resultados con pH 8). Comparado con la alúmina activada, esta técnica es mucho más eficiente porque la carga es 10 veces mayor (promedio de carga alrededor de 2 g As/Kg de peso seco). Además de arsénico también adsorbe carbonato, silicato, fluoruro y fosfato. Al comparar este método con la floculación, se ha demostrado que este ofrece alta confiabilidad operacional, mínimo de energía y bajos niveles de inversión en la planta. Su desventaja es que la producción es relativamente costosa (Jekel y Seith, 2000).

La estabilidad del  $As^{+3}$  en las estructuras de la goetita ( $\sigma$ FeOOH) ha sido evaluada mediante técnicas de espectroscopía de absorción de rayos X y los resultados muestran que la reactividad del  $As^{+3}$  con la goetita es independiente del pH y que se observa la formación de complejos de  $As^{+3}$  bidentados, similares a otros oxianiones que también pueden ser adsorbidos.

#### **4.6.10 Hierro con filtración directa**

Este proceso consiste en la adición de hierro (coagulación) seguida de filtración directa (sistema de microfiltración), que remueven consistentemente el arsénico hasta 0,002 mg/L.

Los parámetros críticos son la dosis de hierro, potencia del mezclador, tiempo de retención y pH (EPA, 1997).

#### **4.6.11 Ablandamiento con cal**

El ablandamiento con cal es un proceso similar a la coagulación con sales metálicas. La cal  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  se hidroliza y reacciona con el ácido carbónico para formar carbonato de calcio, el cual actúa como el agente adsorbente en la remoción de arsénico. Este proceso se usa solo con aguas muy duras, con tratamiento y pH en el rango de 10 a 12 (Johnston *et al.*, 2001). Esta técnica no es apropiada para sistemas pequeños debido a su alto costo (EPA, 1997).

La remoción (pruebas de jarras) de arsénico  $\text{As}^{+5}$  del agua natural con una concentración de 0,4 mg/L es de 40-70% para un rango de pH 9-10. En esos niveles, la eficiencia de remoción se incrementa cuando el ablandamiento con cal es seguido por coagulación con hierro. El ablandamiento con cal en un rango de pH de 10,6-11,4 mostró una remoción de 95% de  $\text{As}^{+5}$  en un agua con una concentración inicial entre 0.1 a 12 mg/L de arsénico (Kirchmer y Castro, 1979).

El mecanismo principal en la remoción de arsénico mediante el ablandamiento con cal es la adsorción de este dentro del hidróxido de magnesio que se forma durante el ablandamiento. La remoción del arsenato es excelente a pH >11.



La remoción de arsénico se mejora con la adición de hierro, pero el carbonato disminuye el efecto. La presencia de cantidades traza de ortofosfato disminuye significativamente la remoción de As con este método (McNeill y Edwards, 1997).

#### **4.6.12 Ósmosis inversa y nanofiltración**

Proporciona eficiencias de remoción de 95% cuando la presión de operación es de 1 psi ideal (75 a 250 psi). La remoción del arsénico es independiente del pH y la presencia de otros solutos. La membrana requiere que el agua a tratar no contenga cantidades excesivas de material coloidal, en especial materia orgánica. En la nanofiltración, la eficiencia de remoción de arsénico alcanza 90% (Johnston *et al.*, 2001). La remoción de contaminantes inorgánicos, incluidos el arsénico, se logra mediante sistemas de ósmosis inversa de alta (400 psi) y baja presión (200 psi), con capacidad de tratar 1,82 L/s de agua. Estos sistemas remueven  $As^{+5}$  entre 91 a 98% en reactores de alta presión y entre 77 a 87% en los de baja presión.

La eficiencia de remoción para el  $As^{+3}$  en los sistemas de alta presión es de 63 a 70% y en los de baja presión, 12 a 35%. Con diferentes tipos de membrana, la remoción de  $As^{+3}$  y  $As^{+5}$  varía entre 46 a 75% para concentraciones iniciales de  $As^{+3}$  de 0,04 a 1,3 mg/L. En concentraciones de 0,11 a 1,9 mg/L con el mismo tipo de membrana, se obtiene mayor eficiencia en la remoción del  $As^{+5}$  (98 a 99%) (Viraraghavan *et al.*, 1994).

Las principales desventajas son las bajas tasas de recuperación de agua (10 a 20%), la necesidad de operar con presiones bastante altas, altos costos de operación y agua tratada con muy bajos niveles de sólidos disueltos, le

confiere características corrosivas y bajos niveles de micronutrientes importantes para la salud humana (Johnston *et al.*, 2001).

#### **4.6.13 Electrodiálisis inversa**

Se puede tener una eficiencia de remoción hasta de 80%. En un efluente de 0,021 mg/L de arsénico se obtuvo una concentración residual de 0,003 mg/L. El porcentaje de recuperación del agua tratada es de 20 a 25% con respecto al afluente, que lo convierte en un problema para las regiones que tienen escasez de agua. Esta técnica no es competitiva con respecto a los métodos de ósmosis inversa y nanofiltración en cuanto a costos y eficiencia del proceso (EPA, 1997).

#### **4.6.14 Procesos de remoción biológica**

Estudios muestran que en condiciones óptimas de pH, temperatura y oxígeno es posible la filtración biológica y la eliminación simultánea de  $As^{+3}$  y hierro. El parámetro crítico es la concentración inicial del hierro; a mayor concentración de este, la eficiencia de la remoción de arsénico llega a ser >90% y a menor concentración, la eficiencia es de aproximadamente 40%. En los sistemas de agua con bajas concentraciones de hierro es recomendable adicionar sulfato ferroso para completar la remoción del arsénico. El mecanismo principal es la fijación del  $As^{+3}$  en los óxidos de hierro producidos por la actividad bacteriana.

La filtración biológica para el tratamiento del arsénico se puede aplicar a cualquier sistema de agua subterránea para la oxidación bacteriológica del hierro (Lehimas *et al.*, 1999).

## CONCLUSIÓN

En base a los resultados de esta revisión se concluye que la contaminación de agua por arsénico de origen natural, es debido a la presencia de minerales en el subsuelo, que de cierta manera, es imposible evitar que contaminen los acuíferos. Sin embargo nos queda muy claro que existen tecnologías que permite erradicar el contaminante de manera total, del agua, independientemente cualquiera que sea la naturaleza de la misma y estado de oxidación del metaloide.

Por lo tanto a medida que surge y se detecta la presencia de arsénico en el agua se debe buscar aplicar la tecnología más adecuada, y en esa forma darle una solución rápida, estable y definitiva para evitar problemas mayores sobre todo en la que respecta a la salud humana.

## LITERATURA CITADA

- Alcántara, B., M. C. 1973. Química Inorgánica Moderna. Ed. ECLALSA. México.
- ATSDR, 2002. El Agua Subterránea. Agencia Para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos. (Revisado el 21 de Febrero 2005). [En Línea]. [http://www.atsdr.cdc.gov/es/general/es\\_groundwater\\_fs.html](http://www.atsdr.cdc.gov/es/general/es_groundwater_fs.html)
- Avilés, M., Pardón, M. 2000. Remoción de arsénico de agua mediante coagulación-floculación a nivel domiciliario. En XII Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, 21-24 mar. 2000, Morelia, México. FEMISCA, pp. 1-10.
- Appelo, C.A.J., Postma, D.1994. Geochemistry, Groundwater and Pollution. AA Balkema, Rotterdam.
- Baur, W. H., Onishi, B. M. H. 1969. Arsenic. In: Wedepohl, K. H. (Ed.). Handbook of Geochemistry. Springer-Verlag, Berlin. pp.33-A-1-33-0-5.
- Belkin, H. E., Zheng, B., Finkelman, R. B. 2000. Human health effects of domestic combustion of coal in rural China: a causal factor for arsenic and fluorine poisoning. In:2nd World Chinese Conf. Geological Sciences, Extended Abstr., August 2000, Stanford Univ., pp. 522 .524.
- Boyle, R. W., Jonasson, I. R. 1973. The geochemistry of arsenic and its use as an indicator element in geochemical prospecting. J. Geochem. Explor. 2, 251-296.
- BGS y DPHE. 2001. Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh. In: Kinniburgh D.G., Smedley P. L. (eds.) Volume 1: Summary. BGS Technical Report WC/00/19, British Geological Survey.
- Braunwald, E. Isselbacher KJ y Cols. 1997. Principios de la Medicina Interna. Ed. 14. Interamericana McGraw-Hill de España.
- Castro de Esparza, M. Wong M. 2000. Remoción de arsénico a nivel domiciliario. Homepage. CEPIS; HDT 74. (Revisado el 28 de marzo 2005). [En Línea]. <http://www.cepis.org.pe>.

Cullen, W. R., Reimer, K. J. 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.*, 89, 713 -764.

Cheng, R., Liang, S., Wang, H., Beuhler, M. 1994. Enhanced coagulation for arsenic removal *J. AWWA*, 86(9):79-90.

De Vitre, R., Belzile, N., Tessier, A.. 1991. Speciation and adsorption of arsenic on diagenetic iron oxyhydroxides. *Limnol.Oceanog.* 36,1480-1485.

Dickson, T. R. 2003. *Química. Enfoque Ecológico*. Ed. Limusa. México.

Ellenhorn, MJ. Arsenic: Metals and related compounds.1997. In: *Ellenhorn's Medical Toxicology, Diagnosis and Treatment of Human Poisoning*, 2nd ed. Baltimore: Williams & Wilkins, p. 1540.

Enciclopedia Microsoft® Encarta® 2003. Microsoft Corporation. (Revisado el 13 de Enero 2005).

EPA, 1997. Arsenic in drinking water, treatment technologies. EPA, Washington D.C.

FAO, 1981. Riego y Drenaje. Contaminación de las Aguas Subterráneas. Tecnología. Economía y gestión. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia.

Ford, M., 1998. Arsenic. En: Goldfrank LR, Flomenbaum NE, Lewin NA, Weisman RS, Howland MA, Hoffman RS, editors. *Goldfrank's Toxicologic Emergencias*, 6ª edición. Stamford: Appleton and Lange: 1261-1273.

Goldberg, S., 1986. Chemical modeling of arsenate adsorption on aluminum and iron oxide minerals. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 1154-1157.

Goldschmidt, V., M. y C. Peters L. 1934. Zur Geochemie des Arsens. *Ibid, Math. Physik. Klasse, IV, W. F., 1, Numero 2.*

- González, H. L., L. F. Sánchez y M. Arellano, 1991. Estudio Hidrogeoquímico e isotópico del acuífero granular de la Comarca Lagunera. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Coordinación de Tecnología de Sistemas Hidráulicos. Subcoordinación de Hidrología y Aprovechamientos Hidráulicos y Comisión Nacional del Agua. Gerencia en la Región Lagunera. México.
- Greubel, K. A., Davis, J. A., Leckie, J. O., 1988. The feasibility of using sequential extraction techniques for arsenic and selenium in soils and sediments. *Soil Science Society of America Journal*, 52, pp. 390-397.
- Gresser, MJ. 1981. ADP-arsenato: Formation by submitochondrial particles under phosphorylating conditions. *J Biol Chem*; 256: 5981-5983.
- Gulens, J., Champ, D. R., Jackson, R. E. 1979. Influence of redox environments on the mobility of arsenic in ground water. In: Jenne, E.A.(Ed.), *Chemical Modelling in Aqueous Systems*. American Chemical Society, pp.81-95.
- Guo, T. Z., DeLaune, R. D., Patrick, W. H. 1997. The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. *Environ. Internat*, 23, 305-316.
- Hering, J., Chen, P., Wilkie, Elimelech, M. 1997. Arsenic removal from drinking water during coagulation, *Journal of environmental engineering*, 123(8): 800-807.
- Hering, J., Chen, P., Wilkie, J., Elimelech, M., Liang, S. 1996. Arsenic removal by ferric chloride, *J. AWWA*, 88(4):155-167.
- Jackson, B. P., Miller, W. P. 2000. Effectiveness of phosphate and hydroxide for desorption of arsenic and selenium species from iron oxides. *Soil Science Society of America Journal*, 64, pp. 1616-1622.
- Jekel, M., Seith, R. 2000. Comparison of conventional and new techniques for the removal of arsenic in a full scale water treatment plant. *Water supply* 18(1/2): 628-631.
- Johnston, R., Heijnen, H., Wurzel, P. 2001. Cap. 6: Safe water technology, OMS, Final draft. (Revisado el 25 de abril 2005). [En Línea]. [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/en/arsenicun6.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/arsenicun6.pdf)

- Kirchmer, C., Castro de Esparza, M. L. 1979. Tratamiento para la remoción de arsénico en aguas con alto contenido de magnesio, río Locumba, Perú. *Acodal* 22(89):11-30.
- Lehimas, F., Chapman, I., Bourguine, P. 1999. Use of biological processes for arsenic removal: cost effective alternative to chemical treatment for  $As^{+3}$  in groundwater (Revisado el 25 de Abril 2005). [En Línea]. <http://www.saur.co.uk/poster.html>
- Loeppert, R.H., Jain, A., Raven, K., Wang, J. 1997. Arsenate and arsenite retention and release in oxide and sulphide dominated systems. Texas A&M University System, Technical report n° 176.
- Madiec, H., Cepero, E., Mozziconacci, D. 2000. Treatment arsenic by filter coagulation: South American advanced technology. IWA Publishing. Manning, B.A., Goldberg, S. 1997b. Adsorption and stability of arsenic (III) at the clay mineral-water interface. *Environ. Sci. Technol.*, 31, 2005-2011.
- Martínez, J. L., L. Molina, M. D. García, F. Sánchez, A. Pulido y A. Garrido, 2003. *El Agua Subterránea: Calidad y Contaminación*. Departamento de Hidrogeología y Química Analítica. Universidad de Almería. Encuentro Medioambiental Almeriense: en Busca de Soluciones.
- Matschullat, J. 2000. Arsenic in the geosphere. A review. *The Science of Total Environment*, 249:297-312.
- Mealey J, Brownell GL, Sweet, WH. 1959. Radioarsenic in plasma, urine normal tissues and intracranial neoplasms. *Arch Neurol Psychiatry*; 8: 310-320.
- Miliarium Aureum, 2004. Arsénico. *Ingeniería Civil y Medio Ambiente. La Contaminación del Agua por Arsénico*. (Revisado el 20 de Enero 2005). [En Línea]. <http://www.miliarium.com/Monografias/Arsenico/ArsenicoNatural/asp>
- Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, 2001. *ENCICLOPEDIA DE SALUD Y SEGURIDAD EN EL TRABAJO* © Copyright de la edición española. (Revisado el 20 de Marzo 2005). [En Línea]. <http://www.mtas.es/insht/EncOIT/pdf/tomo2/63.pdf>

- Moreno Grau Maria Dolores. 2003. Toxicología Ambiental. Evaluación de riesgo Para la Salud Humana. McGraw-Hill. España.
- McGraw-Hill. Interamericana de España S. A. U. 2004. (Revisado el 13 de Enero 2005). [En Línea].  
[http://www.mcgraw-hill.es/bc/tabla\\_periodica/t/elemento33.html](http://www.mcgraw-hill.es/bc/tabla_periodica/t/elemento33.html)
- McNeill, L., Edwards, M. 1997. Arsenic removal during precipitative softening, *Journal of environmental engineering*, 123(5):453-460.
- Noddack, I. y Walter. 1930. Die Haufigkeit der Chemischen elemente. *Naturwissenschaften* 18, p. 757.
- Nordstrom, D. K.; McCleskey, R.B.; Ball, J.W. 2001. Processes governing arsenic geochemistry in the thermal waters of Yellowstone National Park. U.S. Geological Survey Workshop: Arsenic in the Environment. February 21-22, Denver, Colorado, USA, 4pp.
- Nriagu, J. O., Pacyna, J. M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals. *Nature*, 333,134-139.
- OMS, 1995. Estándares para la calidad de agua potable. (Revisado el 20 de febrero del 2005. [En línea].  
<http://www.cepis.ops-oms.org/bvsacg/e/guiasoms.html>
- Oyarzun, R., Lillo, J., Higuera, P., Oyarzún, J., Maturana, H., 2004. Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, northern Chile: industrial (gold mining at El Indio-Tambo district) versus geologic processes. *J. Geochem. Explor.* In press.
- Peterson, M.L., Carpenter, R. 1983. Biogeochemical processes affecting total arsenic and arsenic species distributions in an intermittently anoxic Fjord. *Mar.Chem.*,12, 295-321.
- Pierce, M. L., Moore, C. B. 1982. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water Res.*,16, 1247-1253.



- Rankama K. D. y G. D. Sahama, H. 1962. *Geoquímica*. Ed. Aguilar Raven, K. P.; Jain A. y Loeppert, R. H., 1998. Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrate: kinetics, equilibrium, and adsorption envelopes. *Environmental Science and Technology*, 32, pp. 344-349.
- Raven, K.P.; Jain A. y Loeppert, R.H., 1998. Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrate: kinetics, equilibrium, and adsorption envelopes. *Environmental Science and Technology*, 32, pp. 344-349.
- Rivera, M., Cortés, J., Soberanis, M., Martín, A. 2000. Remoción de hierro y Arsénico de agua de consumo humano mediante precipitación y adsorción en Zimapán, Hidalgo, México, En *Anales del XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: Las Américas y la Acción por el Medio Ambiente en el Mundo*, Río de Janeiro, ABES, p.1-8.
- Sandoval, L. 2000. Estabilización y disposición de residuos que contienen arsénico. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México D.F.
- Schreiber, M. E.; Simo, J. A.; Freiberg, P. G. 2000. Stratigraphic and geochemical controls on naturally occurring arsenic in groundwater, eastern Wisconsin, USA. *Hydrogeology Journal*. Vol. 8: 161-176.
- Schroeder, W.H., Dobson, M., Kane, D.M., Johnson, N.D. 1987. Toxic trace-elements associated with airborne particulate matter-a review. *Internat. J. Air Pollut. Control Hazard Waste Manag.* 37, 1267-1285.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517-568. St.
- Twidwell, L. G.; McCloskey, J. M.; Miranda, P. y Gale, M., 1999. Technologies and potential technologies for removing arsenic from process and mine wastewater. *Proceedings Global Symposium on Recycling, Waste Treatment and Clean Technology*, San Sebastián, Spain. Gaballah, I., Hager, J., Solozábal, R. (Eds.). TMS, Warrendale, PA, pp. 1715-1726.
- Viraraghavan, T., Subramanian, S., Swaminathan, V. 1994. Drinking water without arsenic: a review of treatment technologies. *Environmental systems reviews*, N37.

WHO. 1996. Guidelines for drinking-water quality. (Second Edition). Vol 2. Health criteria and other supporting information. Geneva: World Health Organization.

WHO, 2001. Environmental Health Criteria 224: Arsenic compounds 2nd edition. World Health Organisation, Geneva.

Wikipedia. La Enciclopedia Libre 2005. Arsénico. (Revisado el 15 Enero del 2005). [En Línea]. <http://es.wikipedia.org/wiki/Ars%C3%A9nico>

YIP, L. DART RC. 2001. Arsenic. En: Sullivan JB, Krieger GR, editors. Clinical environmental health and toxic exposures. Philadelphia: Lippincott William and Wilkins, 858-866.