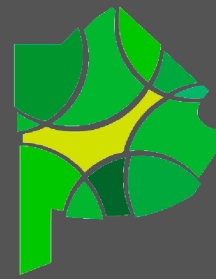
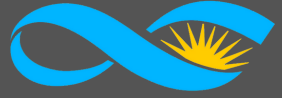


REAB

RED DE ESTUDIOS AMBIENTALES BONAERENSES
| NODO MAR DEL PLATA



CONICET



MAR DEL
PLATA

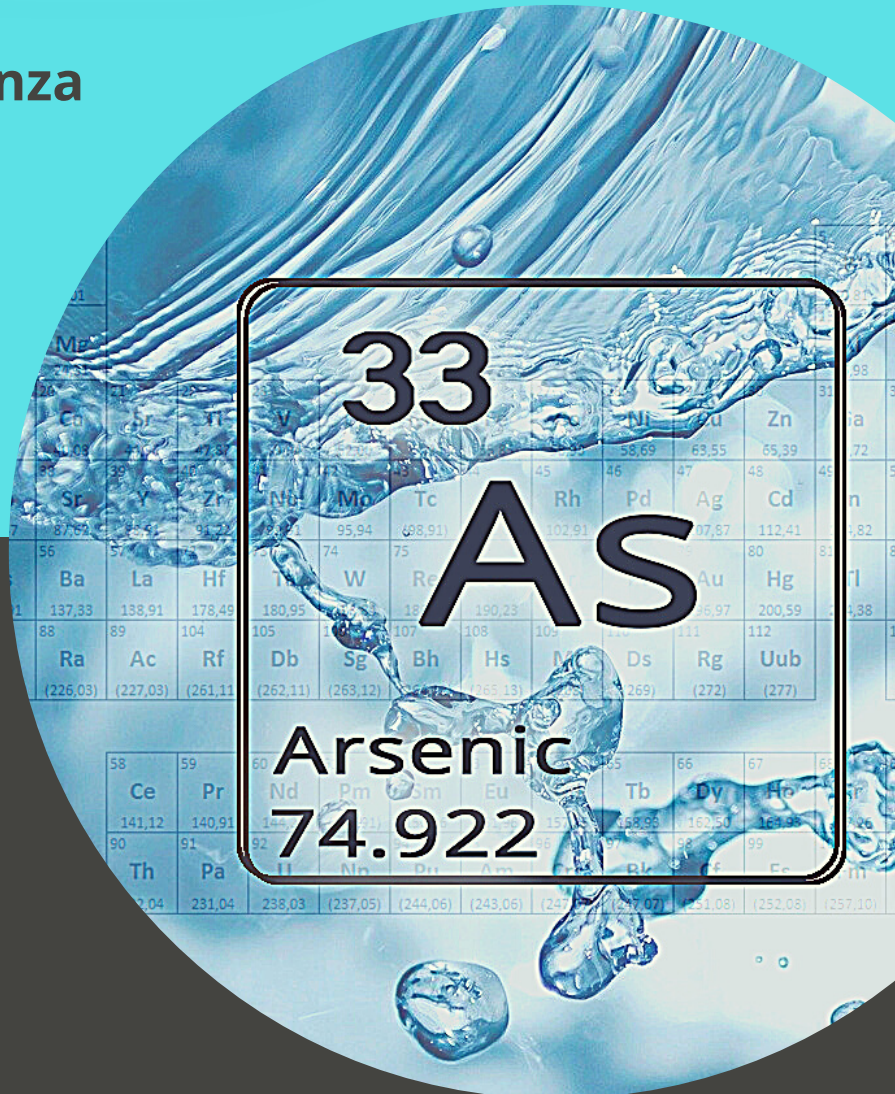
ÁREA: DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE
INFORMES DE REVISIÓN

ARSÉNICO

Coordinadora general
Dra. Karina S.B. Miglioranza

Autores coordinadores
Dra. Vera A. Álvarez
Dra. Marcela S. Gerpe
Dra. Cristina E. Hoppe

Autores colaboradores
Dra. Leila N. Chiodi Boudet
Dra. Cecilia L. Mantecón
Dra. Ana Scanone
Dra. María Florencia Silva Barni



2021

Red de Estudios Ambientales Bonaerense

Nodo Mar del Plata

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

Centro Científico Tecnológico (CCT) Mar del Plata

Coordinador REAB-MDP:

Dr. Leonardo Curatti

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología (INBIOTEC-
CONICET-UNMDP)

Coordinador alternativo de la REAB-MDP:

Dr. Tomás Luppi

Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC-CONICET-UNMDP)



Informes de revisión. Área: Disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire: Arsénico.



Esta obra está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.

Miglioranza, K.S.B. (Ed.). (2021). *Informes de revisión. Área: Disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire: Arsénico*, p. 65 p. REAB-MDP.

Informes de revisión | Área temática:

DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE

ARSÉNICO

Coordinadora general:

Dra. Karina S.B. Miglioranza

Grupo Ecotoxicología y Contaminación Ambiental. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMYC-CONICET-UNMDP). Fac. Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP).

Autores coordinadores *(por orden alfabético)*

Dra. Vera A. Álvarez

Materiales Compuestos Termoplásticos – INTEMA, CONICET- Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP).

Dra. Marcela S. Gerpe

Grupo Toxicología Ambiental. Fac. Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET

Dra. Cristina E. Hoppe

División Polímeros Nanoestructurados – INTEMA, CONICET-UNMDP.

Autores colaboradores *(por orden alfabético)*

Dra. Leila N. Chiodi Boudet

Grupo Toxicología Ambiental. Fac. Ciencias Exactas y Naturales, UNMDP, IIMyC-CONICET

Dra. Cecilia L. Mantecón

Instituto de Geología de Costas, UNMDP-CIC.

Dra. Ana Scanone

División Polímeros Nanoestructurados – INTEMA, CONICET- UNMDP.

Dra. María Florencia Silva Barni

División Catalizadores y Superficies – INTEMA, CONICET- UNMDP.

Diseño de tapa y edición de interiores

Bib. A. Matías Cánepa

Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología (INBIOTEC-CONICET)

PRÓLOGO

Es propio de nuestra realidad el reconocimiento de diversos y numerosos problemas ambientales, que van de la escala local a la global como la pérdida de biodiversidad, el calentamiento global, la contaminación por agroquímicos, los residuos urbanos, los metales pesados, la deforestación, la desertificación, la escasez de agua segura, entre otros. Entendemos que estos problemas no surgen de manera aislada, sino que se articulan como emergentes de un sistema de desarrollo humano a nivel mundial que nos pone ante problemáticas de gran complejidad, sobre las cuales debemos aunar nuestros esfuerzos para abordarlas.

En este contexto, como miembros de la comunidad científica relacionados con la educación y la investigación ambiental formamos parte de un proceso fundamental, complejo y en continuo desarrollo, orientado a la búsqueda de caminos que posibiliten la construcción de una sociedad justa, participativa, diversa y consciente.

La Red de Estudios Ambientales Bonaerenses (REAB: <https://reab.conicet.gov.ar/>) es una de las Redes Institucionales Orientadas a la Solución de Problemas (RIOSPs) del CONICET. La REAB ha sido creada por iniciativa de los cinco Centros Científico-Tecnológicos (CCTs) del CONICET de Buenos Aires: Bahía Blanca, Junín, La Plata, Mar del Plata y Tandil. La misión general de la REAB es: 1) Fomentar en forma local y regional el intercambio de información vinculada con el medio ambiente de la región; 2) Desarrollar programas y proyectos multidisciplinares para la generación de conocimiento; 3) Llevar a cabo evaluaciones y vigilancia ambiental, manejo y regulación de los recursos ambientales; 4) Desarrollar tecnologías ambientales; y 5) Asesorar a entes gubernamentales, con el objetivo general de contribuir a promover la calidad de vida de los habitantes de la región. El Nodo Mar del Plata, y zona de influencia, de la REAB (<https://mardelplata-conicet.gob.ar/reab/>) se ha comenzado a organizar en noviembre de 2018, y su estructura interna y representantes ha sido formalmente convalidada por CONICET Central en julio de 2020. En la actualidad la REAB Mar del Plata cuenta con la adhesión de más de 250 miembros, principalmente del sistema científico local y con

lugares de trabajo en las distintas dependencias (Unidades Ejecutoras) del CCT-CONICET Mar del Plata y la Universidad Nacional de Mar del Plata.

Desde su comienzo, la REAB Nodo Mar del Plata conforma grupos de trabajo de especialistas en torno a proyectos solicitados por distintos organismos gubernamentales que se canalizan desde la coordinación general de la REAB, y proyectos que surgen por iniciativa propia del Nodo regional, que en su mayoría se enfocan a problemáticas ambientales locales.

En el marco del Área: Disponibilidad y contaminación de aire, suelos y agua, surgió la necesidad de generar documentos de recopilación bibliográfica disponible acerca de las investigaciones llevadas a cabo durante los últimos 20 años, sobre temáticas de interés para la comunidad científica, entes gubernamentales y la sociedad en general. Es un documento que contribuye a brindar información y actualización sobre el estado de la situación ambiental actual referente a la temática ARSÉNICO.

La información recabada fue tomada de fuentes fidedignas, tales como publicaciones en revistas nacionales e internacionales, actas de congreso, documentos de entidades públicas o privadas certificadas, Tesis de Grado y Posgrado, legislación y normas de regulación. Dicha información fue recopilada de estudios realizados en la zona de la Influencia de la CCT-Mar del Plata (Partidos de Gral. Pueyrredón, Lobería, Necochea, Balcarce, Mar Chiquita, Partidos de La Costa y Gral. Alvarado).

El documento generado está dirigido a constituir una herramienta de información y estrategia de comunicación que contribuya a empoderar a la comunidad en el conocimiento y alcances actuales y futuros de situaciones ambientales. Se espera que, con la socialización de este conocimiento, se promuevan procesos de concientización, sensibilización ambiental e impulsen acciones concretas para implementación de políticas públicas y toma de decisiones. Además, es un documento que puede ser utilizado en la Educación ambiental formal e informal, aportando no solo conceptos sino también apoyándose en información local.

El texto se estructura de manera de cubrir los temas más relevantes de la temática ARSÉNICO.

AGRADECIMIENTOS

Para poder llevar a cabo este documento de revisión se requiere de la concurrencia de esfuerzos y aporte de personas. En este sentido, los coordinadores y autores de este documento agradecen a todos aquellos miembros de la REAB que han contribuido con el envío de documentos y publicaciones vinculadas al tema “ARSÉNICO”. Asimismo, desean agradecer a las instituciones y autores de trabajos de investigación que han sido contactados y que han proporcionado mayor información acerca de sus iniciativas.

Contenido

1. Introducción	10
1.1. ¿Qué es el Arsénico?	11
1.2. ¿Dónde podemos encontrar Arsénico?	13
2. Problemática de Arsénico a nivel mundial.....	23
2.1. Arsénico en Argentina	24
2.2. Arsénico en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires	26
3. Exposición a As y toxicidad.....	29
3.1. ¿Qué efectos produce el As en la salud humana?	30
4. Métodos de remoción de Arsénico.....	32
a- Adsorción (A)	32
b- Oxidación (O).....	33
c- Precipitación (P).....	33
d- Coagulación–filtración (C-F).....	33
e- Intercambio iónico (II).....	34
f- Ablandamiento con cal (A-c)	35
g- Procesos basados en el uso de membranas.....	35
h- Desionización capacitiva (DC).....	37
i- Tecnologías emergentes	37
4.1 Casos de métodos de remoción de As utilizados en Argentina	44
4.2. Mar del Plata y zonas de influencia	49
5. Marco jurídico	51
5.1. Normativa General Nacional.....	51
5.2. Normativa General Provincial	52
5.3. Normativa específica	53
6. Consideraciones generales.....	56
7. Referencias.....	57

1. Introducción

El arsénico (As) es un metaloide que se encuentra ampliamente distribuido en el medio ambiente en agua, rocas, suelo y aire (Smedley y Kinniburgh, 2002), contaminando plantas, animales y, en consecuencia, los alimentos consumidos por el ser humano. El agua potable y los alimentos son las principales vías de exposición humana, constituyendo un serio problema de salud pública a nivel mundial debido al poder carcinógeno y neurotóxico del elemento (IARC, 2012; OMS, 2011).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) considera que la mayor amenaza para la salud pública reside en la utilización de agua contaminada para beber, preparar alimentos y regar cultivos alimentarios. La exposición prolongada al As a través del consumo de agua y alimentos contaminados puede causar cáncer y lesiones cutáneas. La enfermedad más conocida es el HACRE (Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico) de amplia distribución mundial y de la que se cumplen más de 100 años de su descubrimiento. Las zonas en las que se registra mayor impacto son aquellas en las que tienen lugar procesos hidrotermales (Argentina, Chile, Japón, Nueva Zelanda, EE.UU., Islandia, Francia, Dominica y Kamchatka) y, también, donde se encuentran depósitos minerales y actividad minera (Ghana, Grecia, Tailandia, Chile y EE.UU.).

Las aguas subterráneas en Argentina presentan altos valores de As que hacen necesaria su remoción para hacerlas aptas para consumo humano. Las regulaciones internacionales tienden a ser cada vez más exigentes en cuanto al límite máximo admisible en agua potable (10 µg/l), establecido por la OMS en carácter de provisional. Es por ello que, a lo largo de los años, se han utilizado distintos procesos y se estudian nuevas tecnologías para la remoción y/o mitigación. La elección dependerá de diversos factores económicos, ambientales y técnicos.

Debido a la relevancia del As para la salud pública y su impacto, este documento de revisión expone una recopilación de información asociada a los siguientes aspectos del tema:

- 1) origen y concentraciones de As en aguas subterráneas;

- 2) mapa de distribución mundial, de Argentina y del sudeste de la Prov. de Buenos Aires (área de influencia de la REAB);
- 3) presencia de As en alimentos (incluyendo efectos producidos por consumo de alimentos y agua de bebida);
- 4) reglamentaciones referidas al establecimiento de límites máximos permitidos (LMP) para agua de consumo;
- 5) metodologías de remediación/mitigación de As y acceso a sistemas seguros de abastecimiento de agua potable.

Se prevé que esta recopilación resuma el estado de conocimiento de la problemática asociada al As en el sudeste de la prov. de Buenos Aires y Argentina, de manera que resulte en una herramienta para contribuir en la toma de decisiones sobre el mejoramiento del abastecimiento público de agua, la implementación de métodos alternativos de abatimiento, el desarrollo de programas de educación para la salud y campañas de prevención.

1.1. ¿Qué es el Arsénico?

El As, simbolizado "As", es el 53º elemento más abundante de los 92 que se encuentran de forma natural en la corteza terrestre (Reimann y col., 2009). Aunque se trata de un elemento que aparece en bajas cantidades, es ubicuo y altamente tóxico en su forma inorgánica (Figura 1). El As tiene un número atómico de 33 y presenta cuatro estados de oxidación (-3, 0, +3 y +5). Sus propiedades se encuentran entre las de los metales y las de los no metales, por lo que es considerado como un elemento semimetálico o metaloide (Tsai y col., 2009). Se trata de un elemento anfótero, es decir, puede actuar como ácido o como base (dependiendo de a qué se lo enfrente), siendo capaz de formar numerosos compuestos, tanto orgánicos como inorgánicos, los cuales pueden ser a su vez tri o pentavalentes.

Los compuestos inorgánicos suelen presentarse en forma de oxoaniones en disolución (arsenito (As(III)) y arseniato (As(V))), y como óxidos, cloruros y sulfuros en fase sólida, o formando parte de minerales más complejos. Los compuestos

orgánicos pueden ser formas metiladas, como el ácido monometilarsónico (MMA), ácido dimetilarsónico (DMA), óxido de trimetilarsina (TMAO) e ión tetrametilarsonio (TETRA), o compuestos orgánicos más complejos, como la arsenobetaína, arsenocolina, arsenoazúcares, arsenolípidos y compuestos de base proteica, como metalotioneínas o fitoquelatinas (Shriver y Atkins, 2008).

Las especies inorgánicas son las formas de mayor abundancia en la naturaleza, que dan lugar a las diferentes formas orgánicas a través de procesos de biotransformación. Los ácidos arsénico y arsenioso son polipróticos, y presentan propiedades ácidas muy distintas. Sin embargo, la forma química predominante en un determinado medio dependerá no solo de las condiciones de acidez, sino también de las condiciones redox (Fergusson, 1991).

En un medio aeróbico, el estado de oxidación dominante es la forma oxidada (As (V)), donde la forma neutra (H_3AsO_4) predomina sólo en medios muy ácidos ($\text{pH} < 2$), por lo que generalmente se encuentra como mono- y dihidrógeno arseniato (HAsO_4^{2-} y H_2AsO_4^-), a valores de pH entre 2 y 11. Sin embargo, el As (III), predominante en medios acuosos reductores, existe en forma neutra (H_3AsO_3) en un amplio intervalo de pH (hasta valores de pH alrededor de 9). En medios fuertemente reductores, algunas especies de As son capaces de formar el correspondiente hidruro volátil o arsina (Raab y Feldmann, 2005).

La toxicidad del As depende del estado de oxidación en que se encuentre y del tipo de compuesto del que se encuentre formando parte. Los compuestos inorgánicos de As son más tóxicos que los orgánicos, al contrario de lo que sucede con la mayoría de los metales, en los que las especies orgánicas son más tóxicas, debido a su mayor solubilidad en los tejidos lipídicos y a su capacidad para atravesar las membranas biológicas (Gong y col., 2002). La toxicidad del As disminuye al aumentar el grado de metilación (Leermakers y col., 2006), aunque la especie tetrametilarsonio es una excepción. Con respecto al estado de oxidación, las formas trivalentes son más tóxicas que las pentavalentes. De esta forma, el As (III) es la especie más tóxica, seguido de As (V), MMA, y DMA (Le y col., 2004). La arsenobetaína y la arsenocolina se consideran no tóxicas (B'Hymer y Caruso, 2004), mientras que en la actualidad se plantean dudas sobre la inocuidad de los arsenoazúcares (Feldmann y Krupp, 2011).



Figura 1: Arsénico mineral

1.2. ¿Dónde podemos encontrar Arsénico?

El As se encuentra ampliamente distribuido en el medioambiente, debido tanto a fuentes naturales como antropogénicas. El contenido medio de As en la corteza terrestre es de 2,5 mg/kg (Leermakers y col., 2006), estando presente en más de 200 especies minerales, de las cuales la más común es un mineral llamado arsenopirita (FeAsS). También está presente en las aguas naturales, debido a reacciones geoquímicas que dan lugar a la contaminación natural de acuíferos (Nordstrom, 2002). A su vez, la actividad volcánica y la volatilización de As a baja temperatura constituyen las principales fuentes naturales de emisión de As a la atmósfera (Ng, 2005). Por otra parte, el As tiene numerosas aplicaciones industriales, como en la industria del vidrio y en la de los semiconductores (Mukhopadhyay y col., 2002) y agrícolas, como plaguicida. Además, se emplea como conservante para madera y medicamento contra el cáncer, así como en pigmentos. Sin embargo, las fuentes antropogénicas de As más importantes proceden del empleo de combustibles fósiles (quema de carbón) y de las actividades mineras, en las que el As puede ser un subproducto en la extracción de diversos minerales (Ng, 2005).

Debido a su capacidad de formar diferentes tipos de compuestos y a las fuentes en las que éstos se originan, puede encontrarse As en el aire, en el suelo y en el agua. Los mecanismos de transformación del As en el medio ambiente

involucran generalmente procesos de oxidación-reducción y reacciones de biometilación o síntesis de compuestos orgánicos más complejos. Las especies orgánicas pueden también descomponerse, volviendo a las formas inorgánicas a través de procesos de degradación (Vahter, 2002).

Agua

La principal forma de transporte del As en el medio ambiente, tanto natural como antrópica, es a través del agua. El As es el primer elemento tóxico que se sabe que está diseminado a nivel global en toda la hidrósfera (Masuda, 2018). Cuando hablamos de hidrósfera nos referimos al conjunto de las partes líquidas de la Tierra, incluyendo aguas superficiales y subterráneas. La presencia de As en el agua se debe principalmente a fenómenos naturales como la desintegración de rocas (meteorización) y la actividad volcánica que, bajo condiciones ambientales variadas, permiten la liberación de este elemento hacia los suelos, acuíferos y cuerpos de agua superficiales (Figura 2).

La distribución de As en aguas naturales puede ser muy heterogénea, encontrándose desde concentraciones muy bajas hasta niveles extremadamente altos (<0.5 µg/l a >5000 µg/l), con mayor abundancia de arseniato (As (V)) y arsenito (As (III)) inorgánico en comparación con las especies orgánicas (Bhattacharya y col., 2002a; Smedley y Kinniburgh, 2002; Litter y col., 2010, 2011, 2019a, b; Bundschuh y col., 2012; Bejarano Sifuentes y Nordberg, 2003). La proporción de especies inorgánicas presentes en el agua va a estar determinada por las condiciones redox, el pH y la actividad biológica (Sharma y Sohn, 2009). En general, el estado de oxidación V predomina bajo condiciones oxidantes, como las de las aguas superficiales. En aguas subterráneas, menos oxigenadas, predomina el estado de oxidación III, pudiéndose encontrar tanto arsenitos como arseniatos.

En general, la concentración de As en aguas subterráneas está por debajo de 10 µg/L, aunque en algunos sitios se pueden encontrar concentraciones extremadamente elevadas de forma natural. Su presencia es el resultado de procesos de movilización y retención que ocurren por interacción entre las fases sólida y líquida, siendo la fuente de As, aquellos sedimentos del periodo del Holoceno (era Cenozoica) ricos en fragmentos de vidrio volcánico en los cuales

se emplaza el acuífero (Smedley y Kinniburgh, 2002). Los suelos y sedimentos constituyen uno de los principales orígenes del As en varios lugares del mundo y en particular en la llanura chaco-pampeana en Argentina (Litter y col., 2019), donde se encontraron concentraciones de As del orden de 0,25-28,0 mg/kg (Smedley y col., 2005; Nicolli y col., 2012, Rosso y col., 2013, Robles y col., 2016).



Figura 2: Origen natural de la contaminación de aguas superficiales con As

También es importante considerar la fuente de agua (superficial, subterránea y oceánica). Por ejemplo, las concentraciones medias de As en el agua de mar son cercanas a 1,7 µg/L (Neff, 1997). Las zonas con mayor problemática de As, asociada al consumo de agua, se dan donde la extracción se hace a partir de fuentes subterráneas cercanas a zonas geológicamente ricas en As. Este no deja de ser el caso de Argentina, y en especial de la zona del sudeste de la provincia de Buenos Aires, como veremos más adelante.

Aire

Las concentraciones de As en la atmósfera suelen ser bajas respecto a otras matrices, aunque pueden aumentar de forma natural o por la actividad humana, de forma que se estima que aproximadamente el 70% del As liberado a la atmósfera tiene un origen antropogénico (Nriagu y Pacyna, 1988). El As presente de forma natural en la atmósfera puede proceder de los suelos, en forma de polvo en suspensión, así como de emisiones volcánicas (Figura 3). Asimismo, el

As presente de forma natural en el agua de mar y la vegetación puede pasar a la atmósfera, bajo la forma de aerosoles salinos o debido a incendios forestales. Por otro lado, los niveles de As presentes en el aire pueden verse incrementados debido a fuentes antropogénicas, como procesos de fundición de metales, combustión de carbón, aceite y madera, e incineración de residuos urbanos, entre otros (ATSDR, 2007).

El As en la atmósfera existe principalmente asociado al material particulado, el cual es dispersado por el viento y vuelve al suelo a través de deposiciones secas o precipitaciones. Los niveles atmosféricos de As en zonas no afectadas por actividades antropogénicas suelen ser del orden de 1-3 ng/m³, mientras que en áreas urbanas la concentración de As suele estar comprendida entre 20 y 100 ng/m³ (ATSDR, 2007). La mayor parte del As en la atmósfera se encuentra bajo la forma de As inorgánico, adsorbido en partículas sólidas con un diámetro medio inferior a 2 µm (Mandal y Suzuki, 2002). Las especies predominantes varían en función de las fuentes de emisión. Normalmente, el arseniato es la especie inorgánica principal, mientras que el arsenito es la especie mayoritaria cerca de fundiciones, zonas de quema de combustibles fósiles y de actividad volcánica. La presencia de especies metiladas es menor, excepto en áreas donde se han empleado plaguicidas o compuestos con actividad microbiana (Lewis y col., 2012).



Figura 3: Esparcimiento de As en el aire

Suelos y sedimentos

La concentración de As en suelos no contaminados suele estar comprendida entre 1 y 40 mg/kg, aunque en pocas ocasiones se superan los 10 mg/kg (Mahimairaja y col., 2005), con menores niveles en suelos arenosos y graníticos, y mayores en suelos aluviales, calcáreos y con considerables contenidos de materia orgánica (Mandal y Suzuki, 2002). En suelos, los niveles naturales de As suelen estar por debajo de 10 mg/kg (Mahimairaja y col., 2005).

Existen zonas con concentraciones altas de As derivadas de los depósitos minerales, aunque suelen estar bien localizadas en las proximidades del yacimiento. Por otro lado, la actividad antropogénica, como vertidos industriales y combustión de carburantes y uso de fertilizantes y pesticidas, así como las características geológicas y climáticas de la zona, pueden aumentar los niveles de As en suelos hasta 3000 mg/kg (Mahimairaja y col., 2005).

En ambientes aeróbicos, los arseniatos son las especies estables y se encuentran fuertemente adsorbidos sobre arcillas, óxidos e hidróxidos de hierro y manganeso y materia orgánica. En suelos ricos en hierro, puede precipitar como arseniato de hierro, mientras que en condiciones reductoras, predominan los arsenitos (Mandal y Suzuki, 2002). De esta forma, las especies predominantes de As en suelos y sedimentos son As (III) y As (V), donde el estado de oxidación del As depende de las condiciones rédox y del pH (Zhao y col., 2009). Los compuestos de As presentes en el suelo también dependen del tipo y concentración de componentes adsorbentes, de forma que los arseniatos de hierro y aluminio son los compuestos predominantes en suelos ácidos y son menos solubles que los arseniatos de calcio, mayoritarios en suelos alcalinos y calcáreos (Mandal y Suzuki, 2002).

Las especies orgánicas de As también se pueden encontrar en suelos, aunque su concentración suele ser menor al 5% del As total (Cullen y Reimer, 1989). Estas especies pueden proceder de procesos de biometilación de las especies inorgánicas, llevados a cabo por los microorganismos presentes en el suelo (Quaghebeur y Rengel, 2005), constituyendo lo que podría ser un mecanismo importante de movilización de As.

Aunque los compuestos orgánicos de As se consideran menos tóxicos que los inorgánicos, algunos derivados del As que contienen grupos metilo o fenilo, muy usados oportunamente en agricultura como plaguicidas, causaron preocupación por los efectos sobre la salud de animales de experimentación. Entre estos compuestos se encuentran el ácido monometilarsónico (MMA) y sus sales, el ácido dimetilarsínico (DMA) y sus sales, y el *Roxarsona* (ácido 4-hidroxí-3 nitrobencenoarsónico) (Huang y col., 2011). Las especies MMA, DMA y TMAO, presentes en suelos aerobios, pueden sufrir procesos de reducción en condiciones anaeróbicas, dando lugar a metilarsinas volátiles (Mandal y Suzuki, 2002). Actualmente, los compuestos orgánicos de arsénico, específicamente el ácido cacodílico, el arsenato de metilo bisódico (DSMA) y el arsenato de metilo monosódico (MSMA), aun se usan como plaguicidas, principalmente en algodón (ATSDR, 2012).

Alimentos

Gran parte de la información en alimentos está referida al contenido de As total (especies inorgánicas + orgánicas), pero la toxicidad depende de las formas químicas del As (especiación).

Dada la escasez de datos de especiación, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA, European Food Safety Authority), en estudios de evaluación de riesgos para la salud humana relacionados con la presencia de As en los alimentos, propuso como alternativa la aplicación de un factor de conversión (del 70% para alimentos de origen terrestre) que podría proporcionar una estimación del contenido de As inorgánico a partir de los datos de As total (EFSA, 2009).

En general, los alimentos contienen bajas concentraciones de As total, a excepción del pescado y los mariscos. Estos últimos generalmente presentan concentraciones que se encuentran entre 5 y 100 mg/kg (Francesconi, 2010), mientras que los alimentos de origen terrestre, como cereales, carnes, verduras, frutas y productos lácteos, contienen concentraciones inferiores a 0,1 mg/kg (Uneyama y col., 2007). Las principales fuentes alimenticias de As son el pescado, los mariscos, algunos cereales, el pollo, la carne, y los lácteos (Argos y col., 2011; IARC, 2012). (Litter 2019). En los mariscos suele encontrarse,

además, en su forma orgánica menos tóxica. Además de estas fuentes principales, la exposición también puede producirse por contacto con hollines y cenizas (ya sean de producción natural o antrópica), a través del contacto directo o indirecto con la contaminación producida por procesos industriales y por la inhalación del humo del tabaco y ocupacional (minería, industria del vidrio, entre otros). (WHO, <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>, 15-2-2018).

La preparación de alimentos con aguas que contienen As aumenta su contenido hasta 10 - 30%, y en el caso de las legumbres y granos, las cuales absorben casi completamente el agua de cocción, hasta 200 - 250% (García, 2011).

Si bien los pescados y mariscos tienen niveles más altos de As total, en general predominan las formas orgánicas (menos tóxicas), principalmente arsenobetaína y diferentes arsenoazúcares (Francesconi y Kuehnelt, 2004; EFSA, 2009), mientras que en los alimentos de origen terrestre las formas predominantes son las inorgánicas (tanto As (V) como As (III)) y especies de As metilado simple (metilarsonato, metilarénita y dimetilarsinato (DMA)) (EFSA, 2014). Existen excepciones dentro de los alimentos de origen marino, como las algas marinas comestibles hijiki o hiziki, que pueden contener As inorgánico en concentraciones superiores a 60 mg/kg (Uneyama y col., 2007).

Arroz y trigo

La presencia de altas concentraciones de As en suelos y aguas de riego para el desarrollo de cultivos puede dar lugar a procesos de biocentración del compuesto en vegetales, cereales y otros productos agrícolas facilitando la incorporación en la cadena alimentaria (Peralta-Videa y col., 2009). En general, las plantas y vegetales que crecen en suelos no contaminados presentan contenidos de As total cercanos a 0,02 mg/kg (Schoof y col., 1999), siendo el arroz una excepción. La planta de arroz se distingue por acumular altas concentraciones de As, pudiendo contener entre 0,1 y 1,0 mg/kg de As total (Zavala y col., 2008; Rahman y Hasegawa, 2011), con proporciones de As inorgánico que alcanzan hasta el 91% (Lynch y col., 2014). El arroz asimila más As que otras gramíneas cultivadas, debido a la anaerobiosis generada por la

inundación, la cual facilita la movilización del As en la solución del suelo (mayor disponibilidad) principalmente como As (III), el cual es asimilado por las raíces del arroz (Xu y col., 2008; Zhao y col., 2010).

La EFSA (2009) considera que los niveles de las formas orgánicas de As en arroz no son tan relevantes toxicológicamente como para ser incluidas en el Codex Alimentarius). Debido a esto, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación y el Comité de Expertos en Aditivos Alimentarios de la Organización Mundial de la Salud (FAO / OMS) ha establecido niveles de recomendación de 0,2 mg/kg para As inorgánico en granos de arroz pulido (*Codex Alimentarius*, 2018). Por otro lado, el Código Alimentario Argentino (CAA) (2017), a través de la Resolución del Mercosur 12/11 (“Reglamento técnico del Mercosur sobre niveles máximos de contaminantes inorgánicos en los alimentos”), ha adoptado la determinación del As total en el arroz y sus derivados, excepto aceite, estableciendo como límite máximo 0,3mg/kg.

En Argentina, se siembran unas 200.000 ha de arroz concentrados en una zona de producción que involucra las provincias de Entre Ríos y Corrientes y, en menor proporción, Santa Fe, Chaco y Formosa. En ciertas zonas de Corrientes (centro-sur) y Entre Ríos (norte) se han detectado concentraciones elevadas de As en granos de arroz, que superan el nivel establecido por el Código Alimentario Argentino (Quintero y col., 2014; Farías y col., 2015), lo cual implica un riesgo para la salud y serios problemas para su comercialización.

En este contexto, se conformó un grupo ad-hoc “Arsénico en arroz” de la Red de Seguridad Alimentaria (RSA) del CONICET para evaluar una posible modificación del “Reglamento Técnico Mercosur sobre Límites máximos de contaminantes inorgánicos en alimentos” para dicho cereal, de manera de reemplazar el valor máximo de 0,3 mg/Kg de As total por 0,2 mg/Kg de As inorgánico. Para dar respuestas, se realizó un mapeo del contenido de As total, orgánico e inorgánico, en diferentes variedades de arroz pulido argentino. El mapeo demostró que el 32% de las muestras de arroz pulido tenían concentraciones de As total superiores a 0,3 mg/kg, lo que significa que no cumplían con la legislación vigente. Sin embargo, solo el 4,7% de las muestras superaron los niveles de 0,2 mg/kg de As inorgánico establecidos por el *Codex Alimentarius* (2018) (Oteiza y col., 2020). Los resultados sugieren que los

organismos reguladores competentes deberían considerar una reforma de los límites máximos de As en el arroz pulido, con base en CODEX STAN 193-1995.

En varios países el consumo de arroz constituye la fuente de As inorgánico más importante para la población, debido a que es uno de los principales ítems alimentarios; sin embargo, en la Argentina el consumo de arroz alcanza los 30 g diarios (Secretaría de Política Económica, 2017).

En base a estudios realizados a partir del contenido total de As en alimentos se estimó que la ingesta dietaria de As inorgánico en Argentina es de 0,0107 mg/día, siendo la harina de trigo el mayor contribuyente (Figura 4). Si bien las concentraciones estimadas de As inorgánico en harina de trigo fueron bajas (0,025 mg/kg), su contribución se debe al gran consumo de este cereal. La contribución de la carne vacuna también se debió a su alto consumo, aunque no tenía niveles de As cuantificables. Otros alimentos mostraron importantes concentraciones de As inorgánico, como peces, cereales utilizados en el desayuno y productos a base de arroz, aunque tenían una menor o ninguna contribución significativa debido a las bajas cantidades consumidas (Sigrist y col., 2016).

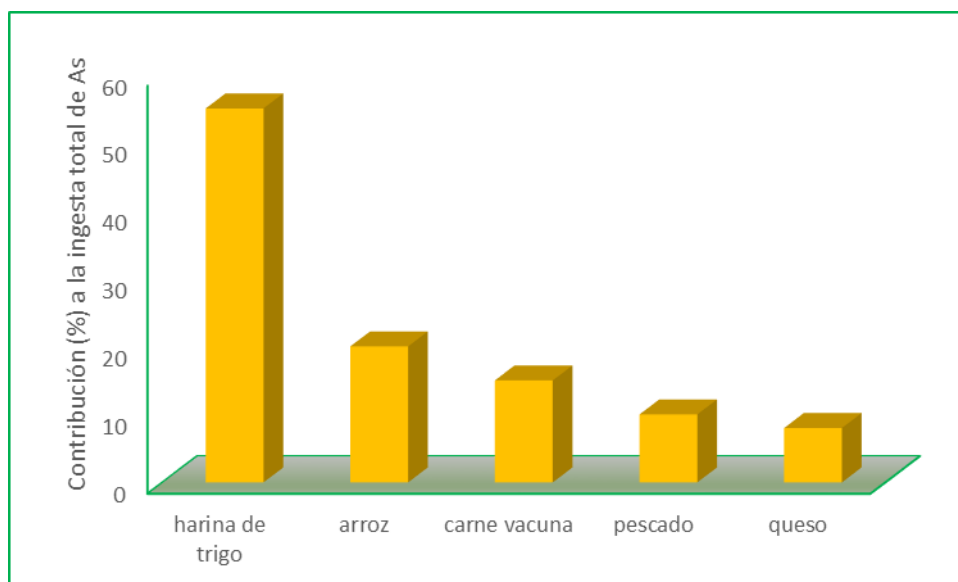


Figura 4: Aporte dietario de los principales ítems alimentarios conteniendo As inorgánico en Argentina (Adaptado de Sigrist y col., 2016)

Resulta importante comparar las contribuciones de As inorgánico de los alimentos y del agua potable, ya que varias regiones de Argentina poseen aguas subterráneas con contaminación natural por As (típicamente como As inorgánico). En varias provincias, incluida la prov. de Buenos Aires, todavía se permite un nivel máximo de 50 µg/L, lo que equivale a una ingesta diaria de 0,1mg As por 2 litros de consumo de agua potable. Incluso en lugares donde el nivel de As en agua potable alcanza un valor cercano a 10 µg/L (valor actual de referencia provisional recomendado por la OMS), el consumo de agua se considera un contribuyente importante a la ingesta de As inorgánico (WHO, 2011). Por lo tanto, la ingesta de As inorgánico a través de los alimentos es significativamente menor que la aportada por consumo de agua potable.

2. Problemática de Arsénico a nivel mundial

La presencia de As en el agua es un problema mundial, que afecta tanto a los países con ingresos bajos como a los de ingresos altos (Ahmad y col., 2018), con un alto impacto en las regiones más pobres (Litter, 2010) y con 226 millones de personas expuestas (McCarty y col., 2011; Murcott, 2012).

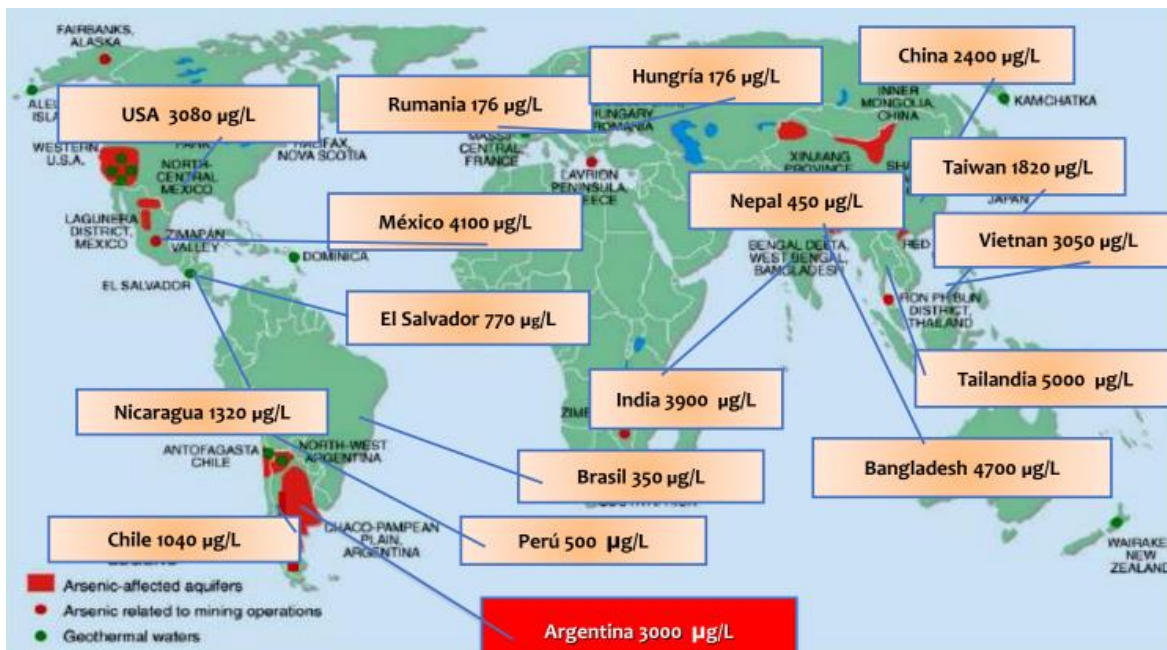


Figura 5: Mapa de distribución de As en el mundo indicando los países con las concentraciones máximas (Adaptado de P.L. Smedley, D.G. Kinniburgh., 2002)

En la Figura 5 se pueden observar las regiones del mundo con presencia de altas concentraciones de As en las aguas subterráneas. A nivel mundial, 120 países se ven afectados por la presencia de As en las aguas subterráneas, siendo los países más afectados Bangladesh, India, Myanmar, Vietnam, Taiwán y Argentina. Las mayores concentraciones y, en consecuencia, los problemas de salud más importantes se localizan en Argentina, Bangladesh, Chile, China, Hungría, India, México, Nepal, Rumania, Taiwán, Vietnam y Estados Unidos. En América Latina, el problema afecta al menos a 14 países (Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Colombia, Cuba, Ecuador, El Salvador, Guatemala, Honduras, México, Nicaragua, Perú y Uruguay), y se puede estimar el número de personas

expuestas en alrededor de 14 millones, con las zonas más críticas ubicadas en Argentina, Chile y México (Bundschuh y col., 2008).

Estudios geoquímicos de suelos y sedimentos indican que el As en las aguas subterráneas argentinas proviene de sedimentos cenozoicos y de fragmentos de vidrio volcánico presentes en estos sedimentos, con movilización en condiciones aeróbicas y con pH alto (Bundschuh y col., 2008).

2.1. Arsénico en Argentina

La llanura Chaco-Pampeana, ubicada en el centro del país, representa la zona del país con mayor concentración de As. El área, cubre una superficie de alrededor de 10 millones de km², y es una de las regiones más densamente pobladas del país.

En las provincias de Córdoba, Santiago del Estero, Chaco, Salta, Tucumán, Santa Fe y La Pampa la concentración de As se presenta como una problemática importante, encontrándose en las tres primeras las concentraciones de As más altas (Red de Seguridad Alimentaria, 2018; Villaamil Lepori, 2015). Estas regiones también están densamente pobladas, con al menos un 20% de los habitantes con necesidades básicas insatisfechas. El agua subterránea poco profunda, que presenta alta concentración de As, es el único recurso disponible para el agua potable, durante todo el año, para la mayor parte de la población rural de dichas zonas. En Santiago del Estero y Santa Fe, donde se han detectado altos niveles de As en agua y alimentos, se han medido niveles altos de As en orina (Carballo y col., 2006; Swiecky y col., 2006). Los datos de concentración de As y densidad de población en Argentina se muestran en la Figura 6 (COFES, 2018). En nuestro país las personas afectadas o en riesgo son aproximadamente 4 millones, siendo dos grupos de poblaciones afectadas, las urbanas que acceden en su mayoría a agua de red con control de los niveles y posible saneamiento, y aquellas rurales que en contraposición, se abastecen con agua de pozo sin control de los niveles de As, y que no tienen la posibilidad de acceder a metodologías de abatimiento.

En la llanura Chaco-Pampeana Argentina, el As se moviliza hacia las aguas subterráneas debido a la desorción de los oxihidróxidos de Fe y Al por las aguas

subterráneas de pH alto en condiciones oxidantes y la liberación de especies de As (V) (Smedley y col., 2000, 2002; Bhattacharya y col., 2006; O'Reilly y col., 2010; Alcaine y col., 2020).

La fuente de contaminación de As en la Llanura Chaco-Pampeana se considera geogénica, a partir de la meteorización de sedimentos de cenizas volcánicas presentes en distintas capas o dispersas en los sedimentos de loess con importante contenido de vidrio riolítico originado en las erupciones volcánicas andinas (Alarcón-Herrera y col. al., 2013; Bhattacharya y col., 2002a; Sracek y col., 2008; Zárate, 2003).

En la provincia de Buenos Aires la presencia de As está relacionada, particularmente (pero no exclusivamente) con el acuífero Pampeano, localizado en una gran área de la llanura Pampeana. Este acuífero es la principal fuente de agua subterránea de la región con contenidos de As de 130 µg/l (sur de Santa Fe), 100-300 µg/l (costa atlántica) y 40-500 µg/l (La Pampa). Afortunadamente, la parte norte de la provincia de Buenos Aires se abastece del acuífero Puelche, que tiene una mejor calidad de agua (As < 10 µg/l), aunque se registra exceso de nitrato ocasionalmente proveniente de cloacas domiciliarias, disposición de residuos o agroquímicos (Figueiredo y col., 2010).

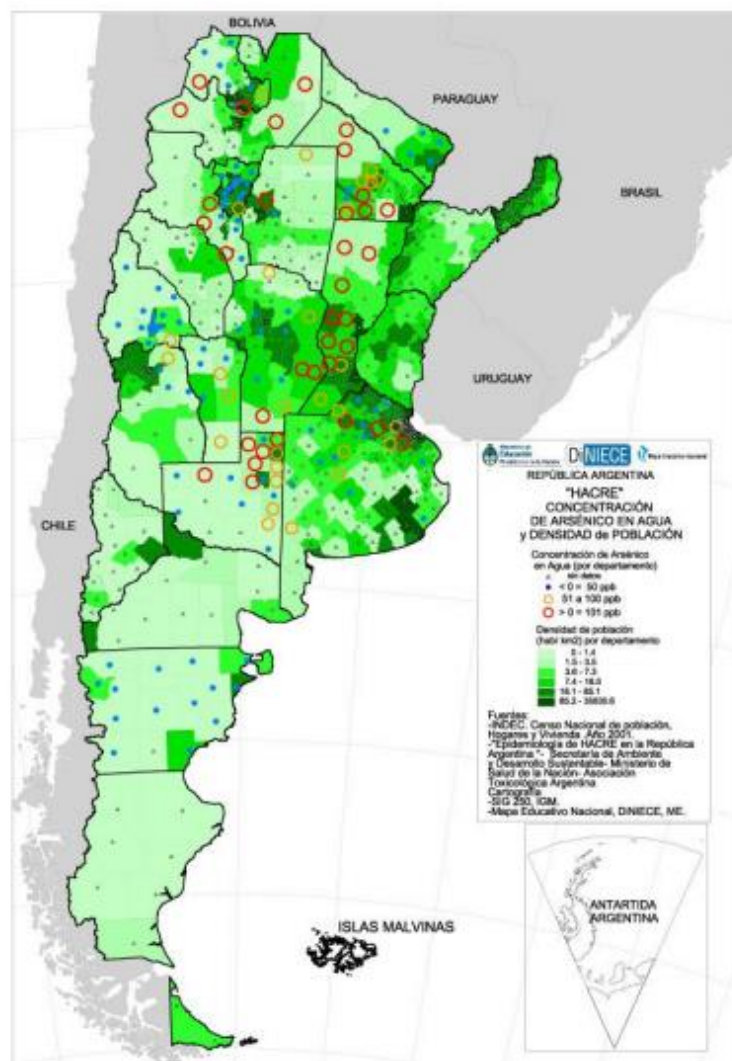


Figura 6: Distribución de As en Argentina (COFES, 2018)

2.2. Arsénico en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires

La Provincia de Buenos Aires presenta concentraciones elevadas que superan los 50 µg/L en zonas urbanas y rurales de la zona norte y oeste.

En particular, es escasa la información sobre niveles de As en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (Figura 7). En un estudio llevado a cabo en la zona se analizaron los niveles de As (III), As (V) y As total en agua subterránea de Mar Chiquita, Mar del Plata, Miramar, Comandante Nicanor Otamendi y Necochea. El As(V) fue la especie predominante en todos los sitios de muestreo con

concentraciones entre 8,3 µg/l y 76,9 µg/l. Las concentraciones medias de los sitios Miramar, Otamendi, Mar del Plata y Necochea fueron del orden de 20 µg/l, mientras que las correspondientes a Mar Chiquita superaron los 30 µg/l. Por su parte, As(III) estuvo presente en el 83% de los pozos, con concentraciones significativamente inferiores a aquellas de As total, con un rango entre 0,7 µg/l y 14,4 µg/l, con valores medios inferiores a 5,0 µg/l. Las concentraciones de As(V) fueron superiores a aquellas de As(III) en el 100% de los sitios analizados, y As total superó el Límite Máximo Permitido para agua de bebida (10 µg/l; WHO, 2001) en todos los pozos (Robles y col., 2019). Los pozos de la red de provisión de agua de la ciudad de Mar del Plata presentan un valor promedio de 25,0 µg/L (Scagliola, 2019).

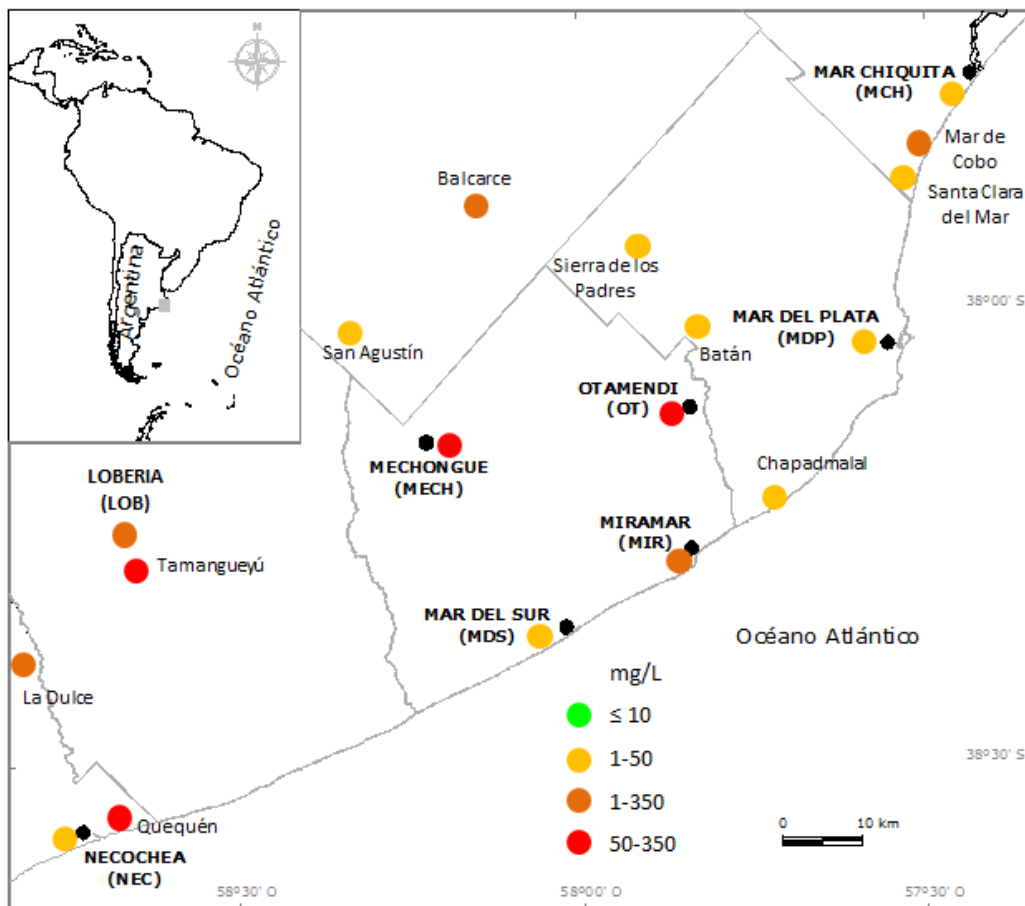


Figura 7: Mapa de distribución de As en el SE de la provincia de Buenos Aires.

En la zona del sudeste de la Provincia de Buenos Aires es posible observar que en las localidades donde se ha determinado As en aguas subterráneas, los niveles superan el valor guía establecido por la OMS y reglamentado en el CAA. Las ciudades de Otamendi, Mechongué, Tamangueyú y Quequén, presentaron valores superiores al valor guía de 50 µg/L, el cual regía anteriormente al año 2007. La zona de Mar del Plata, Mar Chiquita y Santa Clara del Mar, como Chapadmalal y Mar del Sur, se encuentran en el Rango 2, es decir entre 1,0 µg/L y 50 µg/L.

3. Exposición a As y toxicidad

Las rutas más importantes de exposición al As son el agua de consumo y los alimentos, además de las rutas de exposición ocupacional. Sin embargo, en aquellos casos en que la concentración de As en el agua de bebida es de 10 µg/L o más, se convierte esta en la fuente dominante de ingesta de As. Una ingesta prolongada de As a través del agua provoca Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE).

La fuente de exposición más frecuente del ser humano al As inorgánico (la más tóxica) es a través del consumo directo de agua de bebida y aquella utilizada para el riego. Sin embargo, en aquellos casos en que la concentración de As en el agua de bebida es de 10 µg/L o más, se convierte esta en la fuente dominante de ingesta de As (Quiroga y col., 2020).

La vía de absorción más importante es la gastrointestinal, seguida por la respiratoria, cutánea y de transferencia placentaria (Mann y col., 1996). En el proceso de absorción, la lipofilicidad de las especies de As es decisiva, ya que cuanto más liposoluble es el compuesto, más fácilmente atraviesa las membranas citoplasmáticas. De esta forma, la absorción gastrointestinal de As inorgánico es proporcional a su solubilidad en agua, mientras que el As orgánico se absorbe casi totalmente en el tracto digestivo. Una vez asimilado, se distribuye a través de la sangre a los distintos tejidos y órganos, donde la especie química define el proceso. A corto plazo, se acumula en hígado, bazo y pulmón, mientras que a largo plazo lo hace en uñas, pelo y tejido óseo (Orloff y col., 2009). La mayor proporción del As absorbido es transformada en especies químicas menos tóxicas, monometilarsénico (MMA) y dimetilarsénico (DMA) y posteriormente excretado por orina (Figura 8).

La toxicidad del As (III) se debe principalmente a que puede interferir con las funciones enzimáticas esenciales y procesos de transcripción celulares, provocando multitud de efectos adversos sobre la salud humana. Las especies trivalentes de As As(III) presentan una alta afinidad por los grupos sulfhidrilo (-SH) de las biomoléculas (Raab y Feldmann, 2005), característica que favorece su acumulación e interacción con las mismas. Por otro lado, el As(V) puede sustituir al fosfato, interfiriendo en la transferencia de fosfato a la adenosín

difosfato (ADP) para formar la adenosín trifosfato (ATP), privando a la célula de energía, mientras que la arsina causa la hemólisis de las células sanguíneas (Winship, 1984).

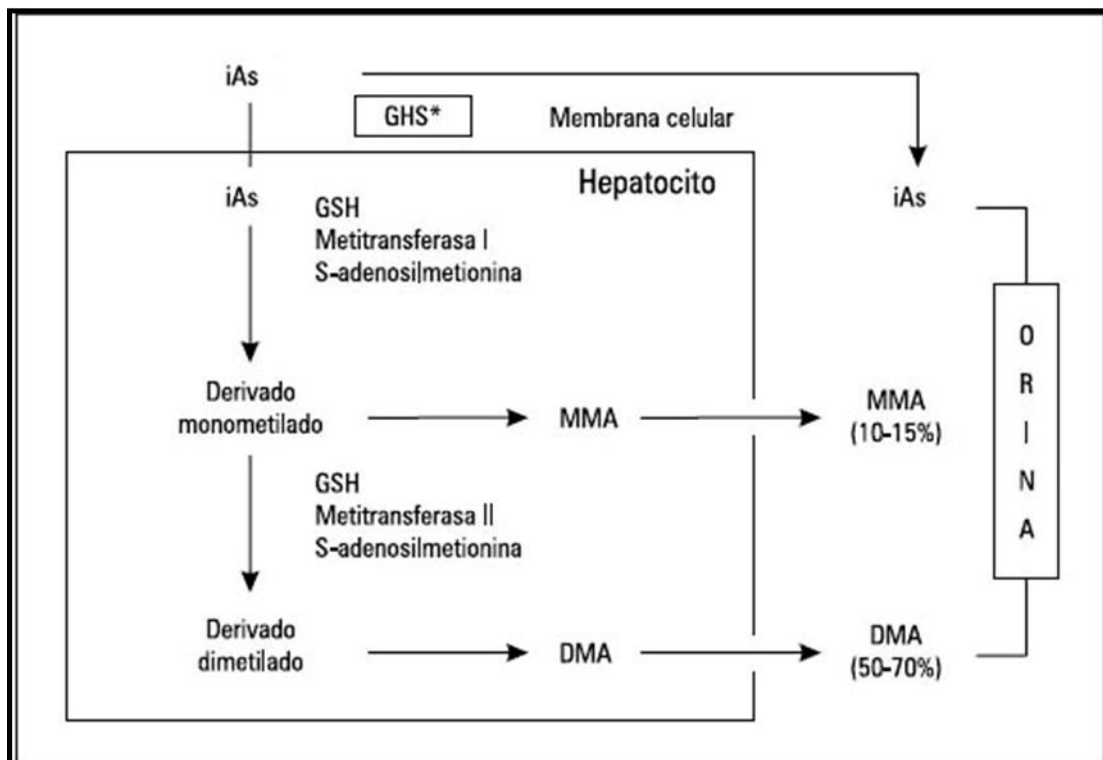


Figura 8: Metabolismo celular de As inorgánico (iAs). (Adaptado de Offergelt y col., 1992). GSH: Glutati6n reducido. GSH*: Glutati6n Sulfhidriloti6l

3.1. ¿Qu6 efectos produce el As en la salud humana?

Tanto la exposici6n aguda como cr6nica al As es peligrosa para el ser humano. Tanto el As como varios de sus derivados son considerados carcin6genos de tipo 1 por la Agencia Internacional para la investigaci6n del C6ncer (IARC), existiendo evidencias claras de que la exposici6n a este elemento causa c6ncer de pulm6n, piel y vejiga (IARC, 2012). La exposici6n a As tambi6n est6 asociada a otros tipos de patolog6as como lesiones en la piel, diabetes mellitus, problemas cardiovasculares, alteraciones reproductivas y s6ntomas neurol6gicos (Figura 9). Tanto en Argentina como en otros pa6ses de Latinoam6rica estos s6ntomas, asociados al consumo cr6nico de As, se conocen como HACRE (Litter y col., 2019).

EVENTO	PRUEBA		INTERPRETACIÓN DE LABORATORIO	
	TIPO	VALOR		
INDICADOR DE EXPOSICIÓN A ARSÉNICO (Diagnóstico, estudios poblacionales y Seguimiento)	Arsénico total por absorción atómica - generación de hidruros u otras pruebas	-	Sin resultados de laboratorio	En Estudio
		Consignar el valor de arsénico hallado correspondiente	Arsénico en orina mayor o igual a 44,6 µg/l en orina de 24 horas o mayor o igual a 29,6 µg/g de creatinina en una muestra de orina aislada, En pelo: mayor o igual a 1 µg/g, En uñas: mayor o igual a 1,08 µg/g.	Indicador de exposición ALTO
		Consignar el valor de arsénico hallado correspondiente	Arsénico en orina menor a 44,6 µg/l en orina de 24 horas o menor a 29,6 µg/g de creatinina en una muestra de orina aislada, En pelo: menor a 1 µg/g, En uñas: menor a 1,08 poner referencia µg/g. Arsénico en orina, pelo o uñas por debajo del límite de detección de la metodología utilizada	Indicador de exposición BAJO
		-		Indicador de exposición NO DETECTABLE

Figura 9: Indicadores de exposición a arsénico (Fundación Femeba, 2014).

El primer informe de intoxicación por As en Argentina fue realizado por el Dr. Goyenechea en Rosario en el año 1913. Luego, el Dr. Ayerza en Córdoba realizó otro informe en el año 1917, motivo por el cual durante varios años la enfermedad se denominó “Mal de Ayerza”. De estos eventos ya pasaron 109 años y actualmente en la Argentina se habla de Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico Argentino (HACREA), debido a que la manera de manifestarse clínicamente la enfermedad en nuestro país difiere a la de otros. Las manifestaciones clínicas de la intoxicación crónica por As dependen del nivel de exposición (dosis - tiempo) y de la susceptibilidad de la población expuesta, relacionada con el perfil metabólico, es decir la capacidad de metabolizar el As (polimorfismos genéticos). En Argentina, el efecto genotóxico del As se evaluó principalmente a través de dos biomarcadores: ensayo cometa y micronúcleos (Navoni y col., 2006, 2009; Carballo y col., 2006; Lerda y col., 1998) sumado a la presencia de As en orina.

4. Métodos de remoción de Arsénico

Para reducir la concentración de este metal y evitar sus efectos dañinos en el ambiente y la salud de las personas se han empleado diferentes tecnologías de tratamiento, las cuales están siendo estudiadas y probadas internacionalmente de manera constante.

Existen distintas alternativas para la remoción de As que se basan en métodos físico-químicos (oxidación/reducción, coagulación-filtración, precipitación, adsorción e intercambio iónico, separación sólido/líquido, exclusión física, tecnologías de membrana), así como también métodos biológicos (fitorremediación, tratamiento electrocinético) (Litter y col., 2010 a y b). La mayoría de los métodos de remoción de As son eficientes cuando el elemento está presente en el estado pentavalente (As (V)). Por tal motivo, generalmente se utiliza una etapa previa de oxidación para transformar todo el As en As (V). En la mayoría de los casos la eficiencia del proceso elegido depende no sólo del estado de oxidación del As, sino también de la concentración inicial y el pH (Castro de Esparza, 2006).

Entre los procesos disponibles para la remoción de As, podemos encontrar los que se detallan a continuación.

a- Adsorción (A)

La adsorción es un proceso de transferencia de masa donde una sustancia es transformada desde la fase líquida a la superficie de un sólido y queda atrapada por fuerzas físicas o químicas. Este proceso ocurre sobre partículas sólidas en medios fijos. Al ser un fenómeno superficial, la eficiencia aumenta cuanto mayor es la superficie del medio adsorbente (Leyva Ramos, 2010). Existen distintos medios adsorbentes, entre ellos pueden nombrarse alúmina activada, adsorbentes basados en hierro, nanomateriales, materiales geológicos, entre otros. Los sistemas de adsorción incluyen, además del correspondiente filtro, sistemas de pre-tratamiento (oxidación, ajuste de pH, etc.) y de post-tratamiento (desinfección, ajuste final de pH, etc.).

A pesar de que la adsorción es un método simple, por lo general no alcanza a reducir la concentración de As a niveles aceptables, debido principalmente a que otros iones compiten en afinidad al medio (sulfatos, cloruros, fluoruros, sílice, hierro, etc.). Además, si están presentes hierro y manganeso en las aguas, deben eliminarse antes del tratamiento.

b- Oxidación (O)

Mediante este proceso se oxida el As (III) a As (V) para mejorar su remoción en procesos complementarios, ya que la forma trivalente es neutra hasta pH 9,2, y presenta menor capacidad para ser removida. Para llevar a cabo la oxidación se usan oxidantes como cloro, dióxido de cloro, ozono y permanganato de potasio. Uno de los inconvenientes de este proceso es el tiempo invertido para llevar a cabo la reacción. La oxidación catalítica del As (III) es posible en presencia de óxido de cobre, carbón activado y radiación ultravioleta (Litter y col., 2010b, Morgada y Litter, 2010).

c- Precipitación (P)

Este método permite que el As disuelto sea transformado en un sólido de baja solubilidad. Consiste en la adición de sales de calcio, magnesio, manganeso (II) o hierro (III) a soluciones de As (V), con el fin de obtener sólidos que contienen As y que posteriormente pueden separarse por sedimentación y filtración (Höll y Litter, 2010). Sin embargo, el método no suele ser adecuado debido a la inestabilidad de la mayoría de los sólidos, como tampoco es adecuado el uso de los sólidos para su disposición directa.

d- Coagulación-filtración (C-F)

Es el tratamiento más recomendado por la OMS para remover As. El método involucra procesos en los cuales la materia suspendida es alterada de forma tal que se logra la aglomeración, floculación y coagulación, facilitando la separación

de los coágulos por la simple filtración o la sedimentación por gravedad. Los coagulantes son productos químicos que cambian la superficie cargada de los sólidos permitiendo la aglomeración de las partículas formando flóculos de mayor tamaño que sedimentan o son filtrados más fácilmente (Höll y Litter, 2010). Debe incluirse una etapa previa de oxidación, que se realiza generalmente con cloro, ya que el As que se elimina es el pentavalente, el cual se adsorbe formando coágulos y éstos se pueden retirar mediante filtración.

Los coagulantes más utilizados son el sulfato de aluminio, el policloruro de aluminio, y el cloruro de hierro (III). Las sales de hierro son, por lo general, mejores agentes de remoción. El cloruro de hierro (III) genera flóculos relativamente grandes, mientras que los más pequeños se forman con sulfato de hierro (II). La etapa de filtración puede realizarse utilizando filtros de arena semejantes a los que se usan para la eliminación de turbidez en las plantas convencionales de potabilización, lo cual mejora la eliminación de As (V) a más de 96%. La tecnología de coagulación-filtración es simple, utiliza productos químicos comunes, los gastos de instalación son pequeños, y se puede aplicar fácilmente a grandes volúmenes de agua (Höll y Litter, 2010; Sancha, 2010).

e- Intercambio iónico (II)

Este método consiste en el intercambio reversible de iones entre fases líquida (agua) y sólida (resina). Las resinas utilizadas para remoción de As consisten en matrices poliméricas que contienen grupos funcionales cargados (bases fuertes) (Höll y Litter, 2010; Rivas y Sánchez, 2010). El agua contaminada se pasa a través del lecho de resina hasta que se satura. Cuando ocurre el agotamiento de la resina, la misma debe regenerarse. Si bien es una técnica efectiva, los sólidos suspendidos y el hierro precipitado pueden provocar obstrucción. Además, los iones o sustancias que compiten, especialmente sulfato, selenio, fluoruro y nitrato, interfieren fuertemente y pueden afectar el tiempo de operación.

f- Ablandamiento con cal (A-c)

Este método consiste en la adsorción del As sobre carbonato de calcio, el cual se genera en el agua tratada a partir del ácido carbónico en solución y cal. Una vez adsorbido el As en el carbonato de calcio, se procede con una etapa de coagulación. Si bien el método es eficaz para tratar aguas con alto porcentaje de dureza, presenta las siguientes desventajas:

- 1) el agua resultante queda con un pH alto (10-12), lo que implica una etapa adicional de acidificación,
- 2) la cantidad de coagulante necesaria es muy alta,
- 3) la eficiencia de eliminación de As es relativamente baja,
- 4) se requieren tratamientos secundarios para una remoción efectiva (Höll y Litter, 2010).

g- Procesos basados en el uso de membranas

Estos procesos utilizan una membrana semipermeable, la cual puede definirse como una película delgada que separa dos fases y actúa como una barrera selectiva para el transporte de materia, permitiendo el pasaje de agua, iones o moléculas pequeñas a través de ella. Dependiendo de la energía requerida para realizar la separación y por la calidad del agua producida, los procesos pueden ser diferentes. En la mayoría de las aplicaciones, el agua fluye a través de la membrana mediante una fuerza impulsora, como por ejemplo una corriente eléctrica continua (electrodialisis, ED) o presiones elevadas (ósmosis inversa, OI, y nanofiltración, NF). De los procesos posibles, la microfiltración (MF) o la ultrafiltración (UF), que utilizan membranas de baja presión no son del todo adecuadas, ya que las especies de As son muy pequeñas y pueden atravesar las membranas. Por el contrario, la NF o la OI, que utilizan membranas de alta presión, tienen tamaños de poro adecuados.

-Ósmosis inversa (OI). En esta técnica se aplica una presión externa para invertir el flujo osmótico natural, y el agua es forzada a pasar a través de la membrana semipermeable desde una solución salina más concentrada a otra

menos concentrada. La membrana tiene una superficie delgada micro porosa que rechaza las impurezas, especialmente iones polivalentes, siendo apropiada para oxianiones de As. El proceso es eficiente en un amplio rango de pH (3 a 11) (Tarquini, 2010). En la mayoría de los casos, se requiere un pre-tratamiento del agua que ingresa al equipo de ósmosis para evitar el deterioro de las membranas. Generalmente, se colocan filtros para la remoción de partículas y ablandadores para eliminar la dureza del agua.

Los requerimientos de operación de las membranas son mínimos y el mantenimiento consiste solamente en asegurar una presión constante y una limpieza periódica. Sin embargo, la OI cuenta con una serie de desventajas importantes que se resumen a continuación:

- 1) bajos porcentajes de recuperación de agua (generalmente 40-60%),
- 2) alto consumo eléctrico;
- 3) capital de inversión relativamente alto y membranas costosas;
- 4) riesgo de ensuciar la membrana debido a interferentes (concentraciones altas de sólidos suspendidos), materia orgánica, ácidos húmicos, dureza, sulfato, amonio, nitrito, metano, etc.;
- 5) la tecnología no es útil en áreas donde el agua es escasa;
- 6) no es una técnica adecuada para el caso de poblaciones dispersas, ya que requiere instalaciones costosas y personal calificado para su operación;
- 7) la oxidación de As (III) es difícil porque los oxidantes residuales pueden dañar las membranas;
- 8) se deben agregar sales esenciales luego del paso por la ósmosis (para agua de consumo humano), ya que la técnica no sólo elimina el As sino también otros iones.

-Electrodialisis (E): es el proceso en el cual los iones son transferidos a través de una membrana selectivamente permeable a cationes o aniones bajo la influencia de corriente continua. Los iones migran de una solución más diluida a una más concentrada. Las membranas están acomodadas entre electrodos opuestos alternando membranas de intercambio iónico catiónicas y aniónicas. De esta manera se restringe la movilidad de cationes y aniones resultando en juegos de compartimientos alternados que contienen agua con baja y alta

concentración de iones. La electrodiálisis reversa se basa en este proceso con reversión periódica de la polaridad de los electrodos y, por lo tanto, la dirección de pasaje de los iones. Se logra así un bajo ensuciamiento y se minimiza la necesidad de pre-tratamiento. El equipo, además de las celdas, incluye sistema de bombeo, de reciclo, válvulas, regulación de presión y sistema de control. Es en general más caro que los equipos de ósmosis o nanofiltración. Los estudios realizados para evaluar la eficiencia en remoción de As con este proceso no son concluyentes.

h- Desionización capacitiva (DC)

Es un método electroquímico avanzado basado en la aplicación de una diferencia de potencial o una corriente constante entre dos electrodos de carbón (inmersos en la disolución a tratar) que componen un condensador, configurado como un filtro de bajo costo. Los iones son adsorbidos en la superficie de los electrodos, permitiendo removerlos del medio acuoso y almacenar energía, cargando el condensador.

Esta tecnología se recomienda para aguas con bajo contenido de sólidos disueltos. Las ventajas de la desionización capacitiva sobre la OI, la NF y la ED son:

- 1) menor cantidad de reactivos químicos para la limpieza de las celdas o las membranas;
- 2) pueden eliminarse tanto As (V) como As (III);
- 3) el volumen de agua de rechazo es bajo (entre el 3 y el 7% del volumen tratado);
- 4) tiene bajos costos operativos y de mantenimiento (Garrido Hoyos et. al., 2010).

i- Tecnologías emergentes

Estas tecnologías tienen como objetivos minimizar los costos de inversión, operación y mantenimiento, y simplificar el desarrollo tecnológico (Litter, 2008;

Litter, 2012a; Litter, 2012b). En general, se centran en la aplicación a pequeña escala o en tratamientos domésticos en poblaciones aisladas. Antes de considerar la aplicación de cada opción de remediación se necesita evaluar la aceptación social, la producción y el tratamiento de residuos, y la manipulación correspondiente requerida. Los métodos a proponer deben cumplir requisitos, tales como: ser accesibles y económicamente viables para la población en la cual se va a aplicar, ser ambientalmente amigables, estar adaptados a las prácticas culturales, las tradiciones y las reglas de la población, ser convenientes para todas las especies químicas de As, ser de fácil manipulación y facilitar la disposición final de los residuos generados.

Algunas de estas tecnologías no son más que la adaptación de los métodos convencionales como la coagulación-filtración o la adsorción, con la utilización de materiales muy baratos (arena recubierta de hierro, ladrillos, limaduras de hierro, alúmina activada o carbón) para ser empleados a escala de comunidad o domiciliaria (Höll y Litter, 2010).

Las técnicas emergentes más conocidas son:

-Remediación *in situ*: entre ellas podemos nombrar biorremediación, barreras reactivas permeables, dispersión en aire, oxidación química, extracción multifásica y atenuación natural supervisada (Höll y Litter, 2010; Cortina y col., 2010; Litter y col., 2014).

Las barreras reactivas permeables (BRPs) y zonas reactivas son una de las tecnologías más eficaces para la eliminación *in situ* de los contaminantes, en particular para eliminar As de aguas subterráneas. Los materiales que contienen óxidos de Fe (o de Al) se pueden utilizar como BRPs relativamente baratas. En la tecnología BRP, un medio reactivo se interpone en el camino de la pluma contaminante y el material reactivo es capaz de inducir procesos físico-químicos y/o biológicos para remediar la contaminación de las aguas subterráneas. Las BRPs son particularmente atractivas para este propósito debido a que son menos costosas que las tecnologías convencionales y no necesitan equipos especiales para su funcionamiento. Los principales procesos involucrados en estos sistemas son adsorción, precipitación, reacciones químicas y/o reacciones de origen biológico.

Para el As, las BRPs deben construirse con materiales que permitan la adsorción y/o co-precipitación de las especies aniónicas, tales como mezclas de óxidos de hierro con sílice y calcita. Los inconvenientes más importantes de la tecnología son:

- 1) el gran impacto a largo plazo de los procesos microbiológicos y geoquímicos en la durabilidad de la barrera;
- 2) la degradación del material por corrosión; y
- 3) la disminución de la permeabilidad por precipitación de sulfuros, óxidos, hidróxidos y carbonatos.

-Métodos de adsorción y de coagulación-floculación combinados: Se han desarrollado o adaptado diferentes tecnologías para la remoción de As en agua de bebida para uso familiar que utilizan la secuencia oxidación, adsorción y coagulación, reduciendo la escala de los métodos convencionales utilizados en las plantas de tratamiento de agua (Litter y col., 2010a; Litter y col., 2012a y b, Castro de Esparza, 2010). La dificultad más importante en este caso es que el usuario depende de la provisión del material de tratamiento, lo que requiere programas estatales de sostenimiento. Esta limitante es importante en lugares de difícil acceso.

-Hierro cerivalente (ZVI): se trata de un material emergente cada vez más utilizado para el tratamiento de diversos contaminantes, particularmente metales tóxicos (Litter y col., 2010a, Höll y Litter, 2010, Morgada y Litter, 2010). Es uno de los principales componentes de las BRPs. El método es útil tanto para As (V) como para As (III). En el caso del As (III), la remoción tiene lugar principalmente por adsorción y co-precipitación en óxidos o hidróxidos de hierro que se forman durante la oxidación del ZVI.

La aplicación de hierro metálico para eliminar el As de las aguas es prometedora por varias razones:

- 1) el hierro metálico es un material de fácil accesibilidad y las limaduras de hierro pueden producirse localmente a bajo costo;
- 2) la corrosión convierte al hierro metálico en óxidos de hierro fuertemente adsorbentes;

3) los intermediarios reactivos formados durante la corrosión del hierro metálico en aguas aireadas oxidan el As (III) a As (V);

4) la combinación de oxidación de As (III) y adsorción de As (V) hace innecesario el uso de sustancias químicas oxidantes.

-Materiales geológicos como adsorbentes naturales y otros materiales de bajo costo: La remediación con materiales geológicos naturales (suelos o sedimentos) es una solución emergente a nivel familiar para poblaciones de bajos recursos de asentamientos rurales aislados, especialmente si los materiales están disponibles localmente y la población puede aprovisionarse de ellos (Litter y col., 2010a y b; Litter y col., 2012a y b). Se han investigado varios minerales naturales ricos en Fe y Al tales como hematita, goethita, gibsita y suelos o sedimentos incluyendo estos minerales (por ejemplo, oxisoles, laterita), zeolitas recubiertas de hierro, minerales de arcilla, los cuales se identificaron como adsorbentes alternativos para pequeños volúmenes de agua. Una opción muy viable es el uso de filtros de arena simples que pueden ser utilizados para la eliminación de As de aguas subterráneas exhibiendo concentraciones de As hasta de alrededor de 400 µg/L.

Otros materiales de interés para remover As a pequeña escala son arena recubierta de óxido de hierro o de dióxido de manganeso y partículas de piedra caliza cubierta por óxido de hierro.

-Métodos biológicos: Se sabe relativamente poco sobre el uso de remoción biológica de As de agua, aunque estos métodos presentan un gran potencial debido a su compatibilidad medioambiental y a la posible relación costo-efectividad. La actividad microbiana puede extraer, movilizar y retener As a través de sorción, biometilación-desmetilación, complejación, co-precipitación y procesos de oxidación-reducción.

La bioadsorción, es decir, la adsorción de contaminantes por una biomasa o biofilm de organismos vivos o muertos (algas, bacterias, macrófitas acuáticas u organismos vegetales y biopolímeros) se puede utilizar ya sea *ex situ* o *in situ*. Tanto As (III) como As (V), pueden ser eficientemente adsorbidos y precipitados en flóculos biológicos.

La fitofiltración, es decir, el uso de plantas para eliminar los contaminantes del agua, es otra tecnología emergente. La fitorremediación puede realizarse también utilizando especies de plantas con tolerancia al As. Las algas secas constituyen otro material que se está estudiando para realizar la biosorción de As (Litter y col., 2008, 2010a, 2012 a y b).

-Tecnologías fotoquímicas: se trata de tecnologías muy económicas basadas en el uso de la luz solar, abundante en muchas de las regiones donde la problemática de la contaminación con As es preocupante. Por lo general se diseña un proceso en dos etapas: una para la oxidación del As (III) y otra para la eliminación del As (V) producido. Estas dos etapas pueden ser simultáneas o consecutivas. Otra posibilidad es la reducción fotoquímica del As (V) y/o As (III) a As elemental, el cual puede ser eliminado de la fase acuosa con mayor facilidad que los iones (Litter y col., 2010a, Morgada y Litter, 2010, Litter y col., 2012a y b).

-Co-precipitación asistida por rédox: La combinación oxidación avanzada – co-precipitación – filtración es una alternativa efectiva para remover As de agua (Ahmad y col., 2014a y b; 2016a). La tecnología comprende la oxidación de As (III) a As (V) por un oxidante fuerte (como permanganato) y la subsecuente co-precipitación del As (V) con Fe (II) o Fe (III) natural o dosificado. En el método, el Fe (II) se oxida a Fe (III), el cual sufre hidrólisis, produciendo precipitados de óxido férrico. A medida que se forman, estos precipitados adsorben el As (V) y forman precipitados de As-Fe (III), que pueden removerse del agua por medios granulares (filtración con arena) o filtración por membranas a baja presión.

-Sustitución de la fuente: Sustituir la fuente de provisión de agua contaminada por una libre de As puede ser una opción viable, dependiendo del contexto y las posibilidades. Para ello las opciones son: buscar agua subterránea con contenido menor (o nulo) de As, el tratamiento de agua superficial o la recolección de agua de lluvia. Por otra parte, el consumo de agua embotellada tiene un alto costo económico y no es una alternativa viable porque el acceso al agua es un derecho universal, por lo tanto, no debería implicar costos a la población. Otra de las alternativas es el uso de sistemas de doble red, en el cual haya agua tratada utilizada para beber y cocinar alimentos y otra red para otros

usos (limpieza, regado de plantas). Este sistema disminuye los costos de tratamiento para el agua de consumo.

Tabla 1: Métodos de remoción de As. En verde se observan las ventajas y en rosa, las desventajas

	Oxid. (O)	Ads. (A)	Precip. (P)	Coag/Filtr. (C-F)	Interc. iónico (IO)	Abland. con cal (A.c)	Os. Inversa (OI)	Electrod (E)	Desioniz. Capacitiva (DC)
Tecnología simple	x	x	x						x
Bajo costo (o costo accesible)	x	x	x	x					x
Alta remoción de As (V)	x			x	x	x	x	x	x
Alta remoción de As (III)									x
Disposición de efluentes									x
Otros beneficios							x		
Tecnología compleja				x	x	x	x	x	
Costo elevado					x	x	x	x	
Baja remoción de As (V)		x	x						
Baja remoción de As (III)		x	x	x	x		x		
Problemas en la disposición de efluentes			x	x	x	x	x		
Otros inconvenientes	x	x	x		x			x	

Disposición y tratamiento de los efluentes generados

Un factor muy importante en la decisión de la tecnología a utilizar es la disposición de los efluentes generados en el tratamiento. El objetivo es lograr confinar los contaminantes removidos para disponerlos en la forma más segura posible, evitando el lixiviado del mismo.

Los efluentes líquidos y lodos generados durante los tratamientos descritos anteriormente pueden ser tratados por distintos métodos:

- *Espesadores por gravedad*: Consisten en recipientes donde se incrementa el contenido de sólidos como primera etapa de concentración.
- *Deshidratadores mecánicos*: Entre ellos se pueden mencionar centrífugas, filtros prensa, filtros de banda y deshidratadores al vacío.
- *Lagunas de evaporación y lechos de secado*: Son las más utilizadas para las tecnologías de ósmosis inversa e intercambio iónico. Se buscan grandes superficies que favorezcan el proceso natural de evaporación. Es una buena solución para regiones con poca lluvia y humedad, alta temperatura y fuertes vientos.
- *Lagunas de almacenaje de barros*: Son la solución más común y en ellas se produce la decantación y/o evaporación del efluente.
- Los barros obtenidos de los procesos de coagulación/precipitación presentan un problema serio de disposición y son considerados residuos peligrosos.

Para la disposición de efluentes líquidos y barros deberán considerarse especialmente las regulaciones nacionales y locales vigentes sobre disposición de residuos. Entre las alternativas de disposición se pueden nombrar:

- *Descarga directa a curso de agua para dilución en el mismo*: Para ello deben tenerse en cuenta los límites permitidos de descarga en distintos tipos de curso.
- *Descarga indirecta*: A cloaca, teniendo en cuenta también los límites regulados para este tipo de descarga.
- *Relleno de barros deshidratados en tierra*: El barro deshidratado puede ser dispuesto en un relleno donde se lo reparte en la superficie del mismo. Esta solución depende de variables tales como tipo y permeabilidad de suelo, química del sólido a disponer, influencia en napas subterráneas y en el crecimiento o cultivo de especies en el terreno. Existen regulaciones sobre este tipo de opción.
- *Rellenos sanitarios*: Con esta solución también deben tenerse en cuenta los permisos necesarios, posibilidad de lixiviación y la disponibilidad de este tipo de rellenos.
- *Relleno sanitario para residuo peligroso*: cuando el residuo es tóxico se debe recurrir a esta opción y debe contemplarse un correcto aislamiento

del residuo. Deben considerarse las leyes sobre Tratamiento, Transporte y Disposición de Residuos Peligrosos (D'Ambrosio, 2005).

Una de las alternativas para evitar la disposición de residuos en un relleno sanitario es la valorización de los lodos. Pueden ser utilizados para formar ladrillos para la construcción, no de viviendas, sino por ejemplo de lugares de almacenamiento, ya que se desconoce cómo migra el As ocluido en el ladrillo de arcillas y si existe la posibilidad de que salga a la superficie.

4.1 Casos de métodos de remoción de As utilizados en Argentina

El sistema de tratamiento de OI es uno de los más aplicados en la Argentina. Hay numerosas plantas instaladas en las provincias de Santa Fe, Córdoba, Buenos Aires, La Pampa, Santiago del Estero (más de 50 plantas, Mellano y col., 2013). Según el Ente Regulador de Servicios Sanitarios (EnRess) en el año 2017 ya había instaladas 192 plantas de ósmosis inversa en la provincia de Santa Fe. Entre ellas, en la ciudad de Venado Tuerto se instaló una planta de tratamiento de agua a escala industrial (Figura 10) que utiliza una combinación de membranas de ósmosis inversa con membranas especiales selectivas que tienen muy alto rechazo de As mientras dejan pasar la sílice, que es una fuente de ensuciamiento importante en los procesos de membrana, y el 50% de las sales. La planta ha estado funcionando con éxito, produciendo aproximadamente 4.800 m³/día de agua potable.



Figura 10: Planta de ósmosis inversa instalada en Venado Tuerto (Santa Fe).

En Argentina, el Centro de Ingeniería Sanitaria (CIS) de la Universidad Nacional de Rosario (UNR) desarrolló el proceso ArCIS-UNR® basado en coagulación-co-precipitación-adsorción (Figura 11).



Figura 11: Proceso ArCIS-UNR® a escala real.

El proceso utiliza un método de coagulación-adsorción en flóculos de hidróxido de aluminio empleando como coagulante una sal polimerizada de aluminio (cloruro de polialuminio o cloruro férrico), seguido de una filtración doble. El proceso incluye una corrección de pH inicial y dos etapas de filtración: una primera de pre-filtración gruesa ascendente en mantos de grava y luego una filtración rápida final en arena.

El proceso incluye una etapa de pre-cloración. La tecnología demostró alcanzar el 80-90% de remoción de As (Fernández y Ingallinella, 2010). La sencillez en su operación y los bajos costos operativos posibilitan que el proceso sea una alternativa frente a otras tecnologías disponibles cuando las concentraciones de sales totales son bajas. El proceso ha sido aplicado a escala real y actualmente se sigue optimizando en sus distintos aspectos tecnológicos. Las plantas a escala real construidas y en operación se encuentran en las provincias de Santa Fe, Buenos Aires y Córdoba. En Córdoba se cuenta con la Planta Coronel Moldes, en Santa Fe se cuenta con la Planta Villa Cañas, López,

Aldao, Santa Isabel, entre otras; en la provincia de Buenos Aires, Planta Lezama, Puán, Carhué, Vivoratá, Oriente, entre otros, con muy buenos resultados.

En la provincia de Chaco, el grupo de Química del Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI) desarrolló un dispositivo eficiente y de fácil empleo para remover el As del agua (Figura 12).



Figura 12: Dispositivo diseñado por personal del INTI para la remoción de As instalado en escuelas rurales de la provincia de Chaco.

El dispositivo fue diseñado con el propósito de brindar asistencia en calidad de agua a zonas rurales aisladas a las que no llegará ningún sistema de saneamiento en los próximos años y hasta el momento ha sido instalado en al menos 25 escuelas rurales. Para lograr su remoción, los equipos instalados funcionan a través de un proceso de *coagulación* que captura los contaminantes, los que sedimentan, y pasan a ser filtrados a través de un manto de arena. No es un dispositivo de uso domiciliario, ya que es necesario realizar un seguimiento respecto de su buen uso. Está pensado para escuelas rurales, en las que el mismo personal de la escuela recibe capacitación previa del INTI en lo que hace a su operación y mantenimiento. Una de las ventajas del dispositivo es que no requiere de energía eléctrica para operar.

En la localidad de Verónica (Partido de Punta Indio, provincia de Buenos Aires) se instaló en el año 2019 una planta piloto de tratamiento de agua para la remoción de As en la Cooperativa de Agua Potable y otros Servicios Públicos. El proyecto fue realizado por investigadores y becarios de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP) y CONICET, en el Departamento de Hidráulica de

la Facultad de Ingeniería (UNLP). El método de remoción de As se basa en el empleo de la técnica del Hierro Cero- Valente (ZVI), que opera de manera continua para obtener hasta diez mil litros de agua por día para bebida libre de As.

San José del Boquerón es una localidad ubicada al noroeste de Santiago del Estero y sus napas de agua están contaminadas con As. Desde la Facultad de Ingeniería de la Universidad Católica de Córdoba se abordó esta problemática para brindar una solución fácil y económica que consiste en un filtro de agua casero para sectores de bajos recursos que consiste en hacer pasar el agua con As por un recipiente (filtro), el cual contiene virulana de acero, algodón y tela (Figura 13).



Figura 13: Filtro casero para agua

La virulana reacciona ante el As que queda depositado allí. El algodón y la tela se utilizan como filtro de otras partículas y del metal que pierde la virulana. Se basa en un proceso de adsorción en el que las partículas se pegan a la superficie y el óxido de hierro queda atrapado en el algodón y la tela. Las capas de algodón se deben cambiar y la virulana se lava cada 15 litros. Después de tres ciclos se reemplaza todo (Uanca y Kozameh, 2015).

En la provincia de Buenos Aires, se han instalado equipos purificadores de agua contaminada con As en escuelas rurales de Punta Indio, General Viamonte, Carlos Casares y Villarino, desarrollados por investigadores de la UNLP. El

método está basado en *materiales arcillosos como adsorbentes*. A partir de esta experiencia, se logra abastecer a alrededor de 500 alumnos por escuela ya que con una sola práctica por día pueden producirse 10 litros por persona. De esta manera, se obtiene agua pura para que los estudiantes, docentes y auxiliares puedan beber, regar plantas y llevarse a su casa para consumo familiar. Los equipos consisten en un tanque de 5.000 litros en el que se coloca agua contaminada con As, arcilla y un agitador. Para hacer arrancar el agitador se necesita un motor eléctrico que lo hace girar. Una vez terminado el proceso, el agua contiene menos de 10 ug/L (partes por billón) de As, que es el nivel que plantea como satisfactorio la OMS, pero que en la mayoría de los lugares con este problema de contaminación supera las 800 ug/L. El gasto de energía eléctrica para hacer funcionar el agitador es mínimo. Cada litro de agua cuesta 1 centavo de electricidad. A su vez, el geomaterial arcilloso es natural y al no tener agregados químicos resulta muy económico porque se usa sólo un 10% de arcilla respecto del volumen total del agua requerida y puede reutilizarse hasta 50 veces. Es un mecanismo sencillo, de bajo costo y fácil de usar: en cuatro horas se purifican hasta 5.000 litros (Figura 14).



Figura 14: Equipos de purificación de agua desarrollados por la UNLP.

En Buenos Aires hay 52 plantas, 11 de coagulación-floculación, 3 de nano-filtración y otras 15 en construcción.

4.2. Mar del Plata y zonas de influencia

En Mar del Plata, existen distintos proyectos en ejecución vinculados a métodos de remoción de As. La mayoría de ellos se desarrollan en grupos de investigación pertenecientes al Instituto de Investigaciones en Ciencia y Tecnología de Materiales, INTEMA (CONICET-UNMdP). Dichos estudios contemplan la evaluación de distintos tipos de materiales para la remoción de As en agua, tales como: materiales nanoestructurados para membranas de adsorción de As, materiales de origen natural (bentonitas, diatomitas, zeolitas, arena, pumita) y de alúminas mesoporosas, matrices cerámicas, películas y partículas magnéticas recubiertas con biopolímeros así como materiales compuestos. Además se evalúan distintos tipos de procesos: adsorción, tratamientos biológicos, catálisis enzimática, tratamientos electroquímicos, procesos de oxidación avanzada, priorizando soluciones asociadas a tecnologías de bajo costo energético y manteniendo, amigables con el ambiente y que involucren la disposición final segura de los contaminantes.

El grupo de la División Ecomateriales de INTEMA aborda la adsorción de As sobre nanocompuestos basados en biopolímeros como quitosano y alginato de sodio y óxidos de hierro magnéticos, lo cuales, prontamente, se evaluarán en la remediación de agua de la zona de la Municipalidad de Mar Chiquita. Entre las ventajas del uso de estos dispositivos se pueden encontrar: simple operación, poco mantenimiento, menor costo (dependiendo de la frecuencia de cambio del cartucho adsorbente) que otras tecnologías. Por lo general se usan como adsorbentes medios especiales basados en alúmina activada, bauxita, hematita, feldespatos, laterita, minerales arcillosos (bentonita, caolinita, etc.), carbón de hueso, material celulósico, etc. y medios especiales basados en adsorbentes con hierro y otros óxidos. Los adsorbentes que el grupo está investigando son un híbrido de adsorbentes de óxidos de hierro y quitosano, un polímero biodegradable con excelentes propiedades de adsorción. Por otro lado, la incorporación de nanopartículas de óxido de hierro contenidas en la matriz polimérica le confiere al material propiedades magnéticas, lo que facilita su remoción mediante aplicación de un campo magnético luego del uso. Además, el polímero ayuda a evitar la oxidación de las nanopartículas y a mejorar la conductividad hidráulica.

El grupo de Materiales Compuestos Termoplásticos (CoMP) desarrolla diversos materiales compuestos basados en polímeros biodegradables y refuerzos metálicos, orgánicos e inorgánicos que emplea adsorción como técnica de remoción del As. Varios de los sistemas que han desarrollado se encuentran en escala de Planta Piloto y con pruebas en aguas reales.

Otro de los grupos de investigación en Mar del Plata que aborda la temática de remoción de As es Catalizadores y Superficies de INTEMA. Trabajan en colaboración con un grupo de Eslovenia (Laboratory for Environmental Sciences and Engineering, del Instituto Nacional de Química, Liubliana) y otro de España (Grup de Tècniques de Separació en Química, Universidad Autónoma de Barcelona). Actualmente su investigación está abocada a estudios de adsorción a escala laboratorio con alúmina o sílice mesoporosa dopadas con materiales de transición, sintetizadas por el método sol-gel/EISA. Si bien el costo de la síntesis es elevado, estos materiales poseen una alta capacidad de adsorción y regeneración. Asimismo, están trabajando con materiales naturales como diatomitas, arena, pumita, ceniza volcánica, zeolitas, los cuales tienen un bajo costo, pero su capacidad de adsorción es inferior a la de los materiales sintéticos. A futuro se planean hacer estudios utilizando muestras reales en operación continua, realizar una evaluación de costos y profundizar en el escalado de la síntesis de los materiales.

5. Marco jurídico

5.1. Normativa General Nacional

Para abordar desde el marco jurídico la problemática del Arsénico en Argentina, debemos partir de los lineamientos generales ambientales definidos en la Constitución Nacional que en su artículo 41, establece el derecho a “un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras”.

Se debe considerar lo normado por la Ley General del Ambiente N°25.675 que establece “los presupuestos mínimos para el logro de una gestión sustentable y adecuada del ambiente, la preservación y protección de la diversidad biológica y la implementación del desarrollo sustentable”.

Otra norma relacionada es el Código Penal, que en su artículo 200 determina penas que se aplicarán “el que envenenare, adulterare o falsificare de un modo peligroso para la salud, aguas potables o sustancias alimenticias o medicinales destinadas al uso público o al consumo de una colectividad de personas.” Y en su artículo 201 determina que esas mismas penas se aplicarán al que “pusiere en venta, suministrare, distribuyere o almacenare con fines de comercialización aguas potables, sustancias alimenticias o medicinales o mercaderías peligrosas para la salud, disimulando su carácter nocivo”.

Asimismo, la Ley 24.051 determina un régimen penal con penas para aquellos casos dolosos, culposos o que el hecho sea realizado por una persona jurídica.

En su artículo 55 determina penas a aplicar en los casos que “utilizando los residuos a que se refiere la presente ley, envenenare, adulterare o contaminare de un modo peligroso para la salud, el suelo, el agua, la atmósfera o el ambiente en general.” Las penas se agravan en el caso que del hecho resultare la muerte de alguna persona. El artículo 56 hace referencia a los delitos culposos, es decir cuando el hecho es realizado con imprudencia o negligencia o por impericia, agravándose en caso de resultar en enfermedad de una persona o su muerte.

En el caso del artículo 57 determina que estas mismas acciones descriptas en los artículos anteriores se hubiesen producido por decisión de una persona jurídica, la pena se aplicará a los directores, gerentes, síndicos, miembros del consejo de vigilancia, administradores, mandatarios o, por sus representantes.

5.2. Normativa General Provincial

El artículo 28 de la Constitución de la Provincia de Buenos Aires expresa:” La Provincia ejerce el dominio eminente sobre el ambiente y los recursos naturales de su territorio incluyendo el subsuelo y el espacio aéreo correspondiente, el mar territorial y su lecho, la plataforma continental y los recursos naturales de la zona económica exclusiva, con el fin de asegurar una gestión ambientalmente adecuada.”

“En materia ecológica deberá preservar, recuperar y conservar los recursos naturales, renovables y no renovables del territorio de la Provincia; planificar el aprovechamiento racional de los mismos; controlar el impacto ambiental de todas las actividades que perjudiquen al ecosistema; promover acciones que eviten la contaminación del aire, agua y suelo; prohibir el ingreso en el territorio de residuos tóxicos o radiactivos; y garantizar el derecho a solicitar y recibir la adecuada información y a participar en la defensa del ambiente, de los recursos naturales y culturales.”

Asimismo, dichos preceptos ambientales se pueden observar en la Ley Ambiental de la Provincia N°11.723 que en su Título III, Capítulo I regula aspectos fundamentales para el uso racional de las Aguas consagrando los principios de: unidad de gestión, tratamiento integral de los sistemas hidráulicos y del ciclo hidrológico, economía del recurso, descentralización operativa, coordinación entre organismos de aplicación involucrados en el manejo del recurso y la participación de los usuarios. A su vez, determina como obligaciones de la autoridad de aplicación: realizar un catastro físico general, realizado por organismos técnicos y de investigación, establecer patrones de calidad de agua, evaluar en forma permanente la evolución del recurso, tendiendo a optimizar la calidad de este. Esta información deberá estar a disposición de la ciudadanía, a través de publicación oficial y periódica, así como también remitirlos al Sistema Provincial de Información Ambiental.

Por último, la Ley 11.720 de Residuos Especiales de la Provincia de Buenos Aires en su artículo 51 remite a la Ley Nacional 24.051 sobre residuos peligrosos ya expuesta anteriormente.

5.3. Normativa específica

Instrumentos y Normativa Sectoriales Internacionales y Nacionales

El Pacto Internacional de los Derechos Económicos, Sociales y Culturales en el documento referentes a las “Cuestiones Sustantivas que se Plantean en la Aplicación del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales Observación general N° 15 del año 2002 trata sobre el derecho al agua (artículos 11 y 12).

De la misma manera la Resolución N° 64/292 del año 2010, de la Asamblea General de las Naciones Unidas también versa sobre el derecho humano al agua y el saneamiento.

Otro documento importante es la Guía de Calidad del Agua del año 2006 que en su tercera edición trabajó sobre la calidad del agua potable y describió el marco orientado a garantizar su inocuidad.

Por último, dentro de los 17 objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), el Objetivo 6 establece: “Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”.

Respecto a la normativa nacional que permiten una Gestión Integrada de Recursos Hídricos, Argentina cuenta con una ley de Gestión Ambiental de Aguas (Ley 25.688) sancionada en el año 2002, en la que se establecen los presupuestos mínimos ambientales para la preservación de las aguas, su aprovechamiento y uso racional.

-Reglamentaciones respecto a la problemática del Arsénico en Argentina y el mundo.

Respecto a la calidad de agua específicamente, el primer antecedente fue realizado por el Dr. Ayerza; en el año 1918 se presentó el primer proyecto de ley, el cual destacaba la importancia del estudio de las aguas por parte del estado.

En aquel entonces, el límite máximo permitido era de 120 ug/L (Comisión Nacional Salud Investiga, Ministerio de Salud, 2016).

En Argentina, las normas de calidad de agua para suministro público y de uso domiciliario relacionadas con sus características físicas, químicas y microbiológicas están establecidas en el Capítulo XII del Código Alimentario Argentino (CAA). Los límites que se adoptan para los diferentes parámetros, normalmente siguen los valores guía recomendados por la OMS y otras fuentes internacionales. En lo que respecta al As, en el año 2007 la OMS disminuyó el límite máximo permitido para el As presente en agua de bebida de 50 µg/L a 10µ/L, valor con carácter provisional debido a las incertidumbres científicas (WHO, 2008). Esta disminución provocó que en muchas zonas en el mundo y en Argentina las aguas destinadas al consumo humano se conviertan en no aptas para tal fin.

En el año 2007 mediante la Resolución Conjunta N° 68 y N° 196 (22 de mayo de 2007) de la Secretaría de Políticas, Regulación y Relaciones Sanitarias (Ministerio de Salud) y de la ex Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos (Ministerio de Economía y Producción), el CAA, en los Artículos 982 y 983 (Capítulo XII) incorporó un valor guía de As en agua de 10 µg/l como nivel máximo a lograr en cinco (5) años en las regiones endémicas.

El CAA establece en su artículo 982, el límite máximo de As en agua potable entendiendo a ésta como aquella que es apta para la alimentación y uso doméstico y no deberá contener sustancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico, inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud. Deberá presentar sabor agradable y ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente. El agua potable de uso domiciliario es el agua proveniente de un suministro público, de un pozo o de otra fuente, ubicada en los reservorios o depósitos domiciliarios.

Posteriormente, por Resolución Conjunta SP Rel N° 34/2012 y SAGyP N° 50/2012 se prorrogó el plazo de cinco (5) años previsto para alcanzar el valor de 10 ug/L de As (que vencía en 2012) hasta contar con los resultados del estudio “Hidroarsenicismo y Saneamiento Básico en la República Argentina – Estudios básicos para el establecimiento de criterios y prioridades sanitarias en cobertura

y calidad de aguas” cuyos términos fueron elaborados por la Subsecretaría de Recursos Hídricos del Ministerio de Planificación Federal.

Antes del vencimiento del plazo de 5 años, en 2012 la Comisión Nacional de Alimentos (CONAL) prorrogó, en su acta N°93 del 30 de Noviembre de 2011 en consonancia con la Resolución Conjunta 34/2012 y 50/2012 de la Secretaría de Políticas, Regulación e Institutos del Ministerio de Salud de la Nación y la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación, el plazo establecido por la Asociación de Toxicología Argentina (ATA) hasta contar con los resultados del estudio “Hidroarsenicismo y saneamiento básico en la República Argentina – Estudios básicos para el establecimiento de criterios y prioridades sanitarias en cobertura y calidad de aguas” en elaboración por la Subsecretaría de Recursos Hídricos del Ministerio de Planificación Federal y el Instituto Nacional del Agua (INA), el cual aún se encuentra en elaboración.

6. Consideraciones generales

-Sobre la base de la recopilación bibliográfica llevada a cabo en el marco del área de incumbencia del CCT-MDP, se puede resaltar que la evaluación del estado actual de la problemática de As en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires está incompleta, debido fundamentalmente, a la falta de información actualizada en la zona.

-La generación de datos actuales sobre los niveles de As, con una diferenciación entre As (III) y As(V), en aguas superficiales y subterráneas de cada localidad, facilitará la elaboración de estrategias de mitigación.

-Las distintas vías de mitigación sólo pueden plantearse en función de la información actualizada y de la realidad local. Entre ellas pueden mencionarse la aplicación de estrategias de remediación, el tendido de redes de aguas alternativas, el aprovisionamiento de agua embotellada, el análisis de nuevas estrategias para la perforación de pozos, etc.

-Resulta fundamental diseñar estrategias a mediano plazo que permitan el aprovisionamiento de agua de red en todo el sudeste de la provincia de Buenos Aires. En el corto plazo, y para evitar la problemática asociada a las perforaciones domiciliarias, debería asegurarse el acceso rápido, eficiente y económico a expertos oficiales que puedan llevar a cabo perforaciones adecuadas que permitan un seguimiento posterior en cuanto a la calidad del agua que proveen.

-Es fundamental, para evaluar los límites máximos de As permitidos en aguas de bebida, contar con una evaluación epidemiológica a nivel regional llevada a cabo por entes capacitados. Dicha evaluación permitirá dimensionar las necesidades reales de mitigación para cada zona.

7. Referencias

- Ahmad A., Gude J., van de Wetering S., Groenendijk M., Bhattacharya P., 2014a. Arsenic treatment by AOCF: a remarkable approach to target. The Earth Living Skin: Soil, Life and Climate Changes (ELS2014). European Geosciences Union - Soil System Sciences (EGU-SSS) Conference. Bari, Italia 22 – 25 de septiembre de 2014.
- Ahmad A., van de Wetering S., Groenendijk M., Bhattacharya P., 2014b. Advanced Oxidation-Coagulation-Filtration (AOCF) - An innovative treatment technology for targeting drinking water with <1 ug/L of arsenic. Litter, M.I.; Nicolli, H.B.; Meichtry, M.; Quici, N.; Bundschuh, J.; Bhattacharya, P.; Naidu, R. (eds), CRC Press 2014, Buenos Aires, Argentina.
- Ahmad A., Schriks M., Baken K., van der Wens P., van de Wetering S., Groenendijk M., 2016a. Optimisation of conventional groundwater treatment systems for achieving <1 ug/L effluent arsenic concentration: tips and tricks from the Netherlands, IWA, Brisbane, Australia.
- Ahmad A., Hofman-Caris C.H.M., 2016b. Mogelijkheden voor arseenverwijdering uit drinkwater: State of the art [en línea]. H2O-online. Disponible en: <http://edepot.wur.nl/379664> (Consulta: diciembre 2017).
- Ahmad A., Salgado V., Siegers W., Hofman-Caris C.H.M., 2016c. Investigating arsenic removal from water by the use of drinking water treatment residuals, CRC Press, Estocolmo, Suecia.
- Ahmad A., Bhattacharya P., 2017. Tackling the king of poisons: Source substitution and treatment can help tackle naturally occurring arsenic. The Source October, 2017: 57-58.
- Alcaine A.A., Schulz C., Bundschuh J., Jacks G., Thunvika R., Gustafsson J-P., Mörth C-M., Sracek O., Ahmad A., Bhattacharya P., 2020. Hydrogeochemical controls on the mobility of arsenic, fluoride and other geogenic co-contaminants in the shallow aquifers of northeastern La Pampa Province in Argentina. *Science of the Total Environment*, 715, 136-153.
- Annaduzzaman M., Bhattacharya P., Biswas A., Hossain M., Ahmed K.M., van Halem D. 2018. Arsenic and manganese in shallow tubewells: validation of platform color as a screening tool in Bangladesh. *Groundwater for Sustainable Development*, 6: 181-188.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) Toxicological profile for arsenic, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2007, August.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2012
- Bhattacharya P., Jacks G., Hossain M., Rashid S.M.A., Ahmed K.M., Hasan M.A., von Brömssen M., 2014. Sustainable Arsenic Mitigation (SASMIT). Community Driven Initiatives to Target Arsenic Safe Groundwater as Sustainable Mitigation Strategy. Concept Note. KTH International Groundwater Arsenic Research Group, Department of Sustainable Development, Environmental Science and Engineering, KTH Royal Institute of Technology, Estocolmo, Suecia.
- Bhattacharya P., Thunvik R., Jacks G., von Brömssen M., 2015. Targeting arsenic-safe aquifers in regions with high arsenic groundwater and its worldwide implications (TASA). Report, Stockholm: KTH Royal Institute of Technology, p. 100.
- B'Hymer C., Caruso J.A, 2004. Arsenic and its speciation analysis using high-performance liquid chromatography and inductively coupled plasma mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1045, 1-13.
- Biswas A., Nath B., Bhattacharya P., Halder D., Kundu A.K., Mandal U., Mukherjee A., Chatterjee D., Mörth C.M., Jacks G., 2012. Hydrogeochemical contrast between brown and grey sand aquifers in shallow depth of Bengal Basin: consequences for sustainable drinking water supply. *Science of the Total Environment*, 431, 402–412.

- Bundschuh J., García M.E., Birkle P., Cumbal L.H., Bhattacharya P., Matschullat, 2008. Occurrence, health effects and remediation of arsenic in groundwaters of Latin America. Chapter 1. En: Natural arsenic in groundwater of Latin America—Occurrence, health impact and remediation Edition: 1st Chapter: 1 Publisher: CRC Press, 13pp.
- Bundschuh J., Litter M.I., Bhattacharya P., 2010. Targeting arsenic-safe aquifers for drinking water supplies. *Environ Geochem Health*, 32 (4): 307-15.
- Bundschuh J., García M.E., 2008. Latin America—A forgotten part of the global groundwater arsenic problem? En: P. Bhattacharya, AL. Ramanathan, A.B. Mukherjee, J. Bundschuh, D. Chandrasekharam y A.K. Keshari (Eds.). *Groundwater for sustainable development: problems, perspectives and challenges*. Taylor y Francis Group, London, UK., 311-322.
- Castro de Esparza M.L., 2006. Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS-SB/SDE/OPS) Urbanización Camacho, La Molina, Lima, Perú
- En: Tintaya Quispe Cesar Lalo. (2019). "Adsorción de arsénico de las aguas municipales y pozos domésticos en la ciudad de Huancané por coagulación-floculación." Tesis de grado. Universidad Nacional del Altiplano, Perú.
- Castro de Esparza M.L., 2010. Remoción de As del agua de pozos de zonas rurales de Puno, Perú empleando ALUFLOC. En: *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*, Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, octubre de 2010. ISBN, 978-84-96023-74-1. pp. 243-256.
- Codex Alimentarius, 2018. General standard for contaminants and toxins in food and feed. *CODEX STAN 193 1995* http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/shproxy/fr/?Ink=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCODEX%2BSTAN%2B193-1995%252FCXS_193e.pdf.
- Código Alimentario Argentino, 2017. http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp.
- COFES, 2018. Consejo Federal de Entidades de Servicios Sanitarios. La disminución del As en el agua, un desafío. [en línea]. Disponible en: http://www.cofes.org.ar/descargas/info_sector/Arsenico/Disminucion_del_Arsenico_Un_desafio.pdf.
- Comisión Nacional Salud Investiga, Ministerio de Salud, 2016. Presidencia de la Nación, Argentina. https://www.hospitalitaliano.org.ar/multimedia/archivos/noticias_attachs/16/documentos/19756_expoArsenicoCancer.pdf
- Cortina J.L.; Fiúza, A.M.A.; Silva A.; Litter, M.I. 2010. Tecnologías de tratamiento in-situ de aguas subterráneas. En: *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*, Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, octubre de 2010. ISBN, 978-84-96023-74-1. pp. 111-143.
- Cullen, W.R., Reimer K.J., 1989. Arsenic speciation in the environment. *Chem. Rev.*, 89, 713-764.
- D'Ambrosio C., 2005. Evaluación y selección de tecnologías disponibles para remoción de As. Memorias. IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto, Argentina. Vol. 25.
- EFSA, European Food Safety Authority, 2009. Panel on contaminants in the food chain (CONTAM). Scientific opinion on arsenic in food. *EFSA Journal*, 7 (10), 1351.
- European Food Safety Agency, 2009. Scientific opinion on arsenic in food. *EFSA Journal*, 7, 1351.
- European Food Safety Authority, 2014. Dietary exposure to inorganic arsenic in the European population. *EFSA Journal* 12(3):3597.
- Fernández R.G., Ingallinella A.M., 2010. Experiencia Argentina en la remoción de As por diversas tecnologías. En: Litter, M.I.; Sancha A.M.; Ingallinella, A.M. (eds.)

- Tecnologías Económicas para el abatimiento de As en aguas. Buenos Aires, Argentina. Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, pp.155-167.
- Francesconi K.A., 2010. Arsenic species in seafood: Origin and human health implications. *Pure Applied Chemistry*, 82, 373-381.
- Francesconi K.A., Kuehnelt D., 2004. Determination of arsenic species: A critical review of methods and applications, 2000-2003. *Analyst* 129, 373-395.
- García S.I., 2011. Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico HACRE: Módulo de Capacitación. - 1a Ed. - Printing shop, Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ministerio de Salud de la Nación. Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones. 60 pp.
- Garrido Hoyos S.E., Avilés Flores M., Pargaru I., Santos de la Paz J., Segura Beltrán N., Narváez Y.G., Ortiz F., 2010. México: Método electroquímico. En: Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas.*, Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. pp. 257-267. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Gong Z., Lu X., Ma M., Watt C., Le X.C., 2002. Arsenic speciation analysis. *Talanta*, 58, 77-96.
- Guanca P.E., Kozameh G., 2015. "Reducción de As en agua por filtro doméstico". VIII Congreso de Ingeniería Industrial, COINI 2015 UTN FRC.
- Masuda H., 2018. Arsenic cycling in the Earth's crust and hydrosphere: interaction between naturally occurring arsenic and human activities, *Programme Earth Planet Science* 5 68.
- Höll W., Litter M.I., 2010. Ocurrencia y química del As en aguas. Sumario de tecnologías de remoción de As de aguas. En: Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas.* Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. pp. 17-31. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Hossain M., Bhattacharya P., Frape S.K., Jacks G., Islam M.M., Rahman M.M., Hasan M.A., Ahmed K.M., 2014. Sediment color tool for targeting arsenic-safe aquifers for the installation of shallow drinking water tube wells. *Science of the Total Environment*, 493: 615-625.
- Hossain M., Rahman S.N., Bhattacharya P., Jacks G., Saha R., Rahman M., 2015. Sustainability of arsenic mitigation interventions – an evaluation of different alternative safe drinking water options provided in Matlab, an arsenic hot spot in Bangladesh. *Frontiers in Environmental Science*, 3: 30.
- Huang J.H., Hu K.N., Decker B. 2011. Organic arsenic in the soil environment: Speciation, occurrence, transformation, and adsorption behavior. *Water, Air, Soil Pollution*, 219, 401-415.
- IARC, International Agency for Research on Cancer, 2012. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. A review of human carcinogens: Arsenic, metals, fibers and dusts (Vol. 100C (pp. 41–93). Lyon, France: IARC.
- IBEROARSEN, 2008. IBEROARSEN: Distribución del As en las regiones Ibérica e Iberoamericana. J. Bundschuh, A. Pérez Carrera y M. Litter (Eds.), CYTED, CONEA, 280pp.
- Le X.C., Lu X.F., Li X.F., 2004. Arsenic speciation. *Anal. Chem.*, 76, 26A-33A.
- Leermakers M., Baeyens W., De Gieter M., Smedts B., Meert C., De Bisschop H.C., Morabito R., Quevauviller P., 2006. Toxic arsenic compounds in environmental samples: Speciation and validation. *TrAC, Trends Analytical Chemistry*, 25, 1-10.
- Villaamil Lepori E.C., 2015. "Hidroarsenicismo crónico regional endémico en Argentina." *Acta bioquímica clínica latinoamericana* 49,1: 83-104.
- Lewis A.S., Reid K.R., Pollock M.C., Campleman S.L., 2012. Speciated arsenic in air: Measurement methodology and risk assessment considerations. *Journal Air and Waste Management Association*, 62, 2-17.

- Leyva Ramos R., 2010. Fundamentos de adsorción en sistemas líquido-sólido En: Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*. Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. pp. 43-57. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Litter M.I., Fernandez R.G., Cáceres R.E., Grande Cobián D., Cicerone D., Fernández Cirelli A., 2008. Tecnologías de bajo costo para el tratamiento de As a pequeña y mediana escala. *Revista Ingeniería Sanitaria Ambiental*, 100: 41 –50.
- Litter M.I., Morgada M.E., Bundschuh J., 2010a. Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environmental Pollution*, 158: 1105–1118.
- Litter M.I., Sancha A.M., Ingallinella A.M., 2010b. *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*, Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Litter M.I., Alarcón-Herrera M.T., Arenas M.J., Armienta M.A., Avilés M., Cáceres R.E., Cipriani H.N., Cornejo L., Dias L.E., Fernández Cirelli A., Farfán E.M., Garrido S., Lorenzo L., Morgada M.E., Olmos-Márquez M.A., Pérez-Carrera A., 2012a. Small-scale and household methods to remove arsenic from water for drinking purposes in Latin America. *Science of the Total Environment*, 429: 107–122.
- Litter M.I., Bundschuh J., 2012b. Emerging options for solving the arsenic problems of rural and periurban areas in Latin America. En: Ng, J.C.; Noller, B.N.; Naidu, R.; Bundschuh, J.; Bhattacharya P. (eds.), *Understanding the Geological and Medical Interface of Arsenic*, Proceedings 4th. International Congress on Arsenic in the Environment, Cairns, Australia. Taylor and Francis Group, London. pp 267-270. ISBN 978-0-415-63763-3,
- Litter M.I., Cortina J.L., Fiúza A.M.A., Silva A., Tsakiroglou C., 2014. In-situ technologies for groundwater treatment: the case of arsenic. En: *In-Situ Remediation of Arsenic-Contaminated Sites*. Bundschuh, J.; Holländer, H.; Ma, L.Q. (Eds.). CRC Press/Balkema, 2014. Taylor y Francis Group, London, UK. ISBN: 9780415620857.
- Litter M.I., Ingallinella A.M., Olmos V., Savio M., Difeo G., Botto L., Farfán Torres E.M., Taylor S., Frangie S., Herkovits J., Schalamuk I., González M.J., Berardozi E., García Einschlag F.S., Bhattacharya P., Ahmad A., 2019. Arsenic in Argentina: Occurrence, human health, legislation and determination, *Science of The Total Environment*. 676 756–766.
- Lynch H., Greenberg G., Pollock M., Lewis A., 2014. A comprehensive evaluation of inorganic arsenic in food and considerations for dietary intake analyses. *Science of the Total Environment*, 496, 299–313.
- Mahimairaja S., Bolan N.S., Adriano D.C., Robinson B., 2005. Arsenic contamination and its risk management in complex environmental settings. *Advance Agronomy*, 86, 1-82.
- Mandal B.K., Suzuki K.T., 2002. Arsenic round the world: a review. *Talanta*, 58, 201-235.
- Mann, S., Droz, P. O. y Vahter, M. 1996. A physiologically based pharmacokinetic model for arsenic exposure: II. Validation y application in humans. *Toxicology y Applied Pharmacology*, 140(2): 471-486.
- Mellano M.F., Ramírez A.E., Paz R.M., Salto L.A., Paz H.R., Arguelles C.B., Terribile M., 2013. Diagnóstico del Funcionamiento de las Plantas Potabilizadoras de Osmosis Inversa, en la Región Sureste de Santiago del Estero, Argentina- IX Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA Provincia de Santiago del Estero.
- Morgada M.E., Litter M.I., 2010. Tecnologías fotoquímicas y solares para la remoción de As de soluciones acuosas. Estado del arte. En: Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*. Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. pp. 73-86. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Mukhopadhyay R., Rosen B., Phung L., Silver S., 2002. Microbial arsenic: from geocycles to genes and enzymes. *FEMS Microbiology Review* 26: 311-325.

- Neff J.M., 1997. Ecotoxicology of arsenic in the marine environment. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 16(5), 917-927.
- Ng J.C., 2005. Environmental contamination of arsenic and its toxicological impact on humans. *Environmental Chemistry*, 2, 146-160.
- Nicolli H.B., Barros A.J., Tullio J.O., Pearce J.M., Alonso M.S., 2005. Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry* 20:989–1016
- Nicolli H.B., Bundschuh J., Blanco M.C., Tujchneider O.F., Panarello H.O., Dapeña C., Rusansky J.E., 2012. Arsenic and associated trace-elements in groundwater from the Chaco-Pampean plain, Argentina: results from 100 years of research. *Science of the Total Environment*, 429:36–56
- Nordstrom D.K., 2002. Worldwide occurrences of arsenic in ground water. *Science*, 296, 2143-2145
- Nriagu J.O., Pacyna J.M., 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333, 134-139.
- Offergelt J. A., Roels H., Buchet J. P., Boeckx M., Lauwerys, R., 1992. Relation between airborne arsenic trioxide and urinary excretion of inorganic arsenic and its methylated metabolites. *British journal of industrial medicine*, 49(6): 387-393.
- Orloff K., Mistry K., Metcalf S., 2009. Biomonitoring for environmental exposures to arsenic. *Journal of Toxicology y Environmental Health, Part B*, 12(7): 509-524.
- Oteiza J., Barril P., Quintero C., Savio M., Befani R., Fernandez Cirelli A., Echegaray N., Mura C., Buedo A., 2020. Arsenic in Argentinean polished rice: Situation overview and regulatory framework. *Food Control* 109, 106909
- Peralta-Videa J.R., Lopez M.L., Narayan M., Saupe G., Gardea-Torresdey J. 2009. The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: Implications for the food chain. *International Journal Biochemistry Cell Biology*, 41, 1665-1677.
- Quaghebeur M., Rengel Z. 2005. Arsenic speciation governs arsenic uptake and transport in terrestrial plants. *Microchemistry Acta*, 151, 141-152.
- Quici N., Meichtry M., Montesinos V.N., 2018. Use of nanoparticulated iron materials for chromium, arsenic, and Uranium removal from water. *Iron Nanomaterials for Water and Soil Treatment*. Jenny Stanford Publishing, 177-200.
- Quintero C., Befani R., Temporetti C., Diaz E., Farias S. S., Londonio J. A., 2014. Concentration and origin of arsenic species in rice cv Camba grow in Entre Rios (Argentina). En: M. I. Litter, H. B. Nicolli,, J. M. Meichtry,, N. Quici,, J. Bundschuh,, y P. Bhattacharya, (Eds.). *Proceeding of the 5th International Congress on Arsenic in the Environment, Buenos Aires, Argentina, 11-16 May 2014. One Century of the Discovery of Arsenicosis en Latin America (1913-2014)* (pp. 449–451). London: Taylor y Francis Group.
- Quiroga A.M., Leonarduzzi E., Lunguni I., Sigrist M., Colussi C., Simoniello F., 2020. Evaluación de poblaciones rurales expuestas a As en el agua de consumo en la Provincia de Santa Fe, Argentina. Estrategias de comunicación y prevención de riesgos. *Revista salud ambiental*. 20(2):150-159.
- Raab A., Feldmann J., 2005. Arsenic speciation in hair extracts. *Analytical and Bioanalytical chemistry*, 381(2): 332-338.
- Rahman M.A., Hasegawa H., 2011. High levels of inorganic arsenic in rice in areas where arsenic contaminated water is used for irrigation and cooking. *Science of the Total Environment*, 409, 4645-4655.
- Reimann C., Matschullat J., Birke M., Salminen R., 2009. Arsenic distribution in the environment: The effects of scale. *Applied Geochemistry*, 24, 1147-1167.
- Rivas B., Sánchez J., 2010. Materiales poliméricos para la remoción de As. En: Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*. Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. pp. 91-107. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Robles A., Chiodi L., Polizzi P., Romero M.B., Dolagaratz A., Garay, F., Gerpe, M., 2019. Distribución espacial de especies químicas de As en aguas subterráneas del sudeste

- de la provincia de Buenos Aires. In *V Reunión Argentina de Geoquímica de la Superficie (RAGSU, La Plata, 12 al 14 de junio)*.
- Robles A.D., Polizzi P., Romero M.B., Chiodi Boudet L.N., Medici, S., Costas A., Gerpe M., 2016. Geochemical mobility of arsenic in the surficial waters from Argentina. *Environmental Earth Sciences*. 75(23).
- Rosso J.J., Schenone N.F., Carrera A.P., Cirelli A.F., 2013. Concentration of arsenic in water, sediments and fish species from naturally contaminated rivers. *Environmental Geochemistry Health* 35:201–214
- Red de Seguridad Alimentaria (RSA-CONICET), 2018. Arsénico en agua. Informe final de la Red de Seguridad. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) 175pp.
- Sancha A.M., 2010. Experiencia chilena en la remoción de As a escala de planta de tratamiento, En: Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*. Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. pp. 169-178. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Secretaría de Política Económica, 2017. Informes de cadena de valor. AÑO 2 - N° 33 – Subsecretaría de Programación Microeconómica, Ministerio de Hacienda. 37pp.
- Scagliola M., 2019. 1° Reunión de Arsénico en la Llanura Pampeana (As2019). 4-6 de noviembre de 2019, Azul, Buenos Aires, Argentina. <http://as2019.com.ar/>
- Schoof R.A., Yost L.J., Eickhoff J., Crecelius E.A., Cragin D.W., Meacher D.M., Menzel D.B., 1999. A market basket survey of inorganic arsenic in food. *Food Chemistry Toxicology*, 37, 839-846.
- Sharma V.K., Sohn M., 2009. Aquatic arsenic: Toxicity, speciation, transformations, and remediation. *Environmental International*, 35, 743-759.
- Shriver D.F., Atkins P.W., 2008. *Química Inorgánica*, 1ª edición, McGraw-Hill/Interamericana, Mexico.
- Sigrist M., Hilbe N., Brusa L., Campagnoli D., Beldoménico H., 2016. Total arsenic in selected food samples from Argentina: Estimation of their contribution to inorganic arsenic dietary intake. *Food Chemistry*, 210, 96–101.
- Smedley P.L., Kinniburgh D.G., Macdonald D.M.J., Nicolli H.B., Barros A.J., Tullio J.O., Pearce J.M., Alonso M.S., 2005. Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry*, 20:989–1016.
- Smedley P., Kinniburgh D., 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17, 517–568.
- Tarquini G., 2010. Tecnologías de membranas aplicadas al tratamiento de aguas con elevado contenido de As. En: Litter, M.I.; Sancha, A.M.; Ingallinella, A.M. (Eds.), *Tecnologías económicas para el abatimiento de As en aguas*. Editorial Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. pp. 59-71. ISBN 978-84-96023-74-1.
- Tsai S.L., Singh S., Chen W., 2009. Arsenic metabolism by microbes in nature and the impact on arsenic remediation. *Current Opinion Biotechnology*, 20: 659-667.
- Uneyama C., Toda M., Yamamoto M., Morikawa K., 2007. Arsenic in various foods: Cumulative data. *Food Additives Contaminants*, 24, 447-534.
- Vahter M., 2002. Mechanisms of arsenic biotransformation. *Toxicology* 181-182, 211-217.
- von Brömssen M., Jakariya M.D., Bhattacharya P., Ahmed K.M., Hasan M.A., Sracek O., Jonsson L., Lundell L., Jacks G., 2007. Targeting low-arsenic aquifers in groundwater of Matlab Upazila, Southeastern Bangladesh. *Science of the Total Environment*, 379: 121-132.
- WHO, World Health Organization, 2011. *Guidelines for drinking-water quality* (4th ed).
- WHO, World Health Organization, 2018. *World Health Organization* <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>.

- Winship K.A. 1984. Toxicity of inorganic arsenic salts. *Adverse Drug Reactive Toxicology Review*, 3, 129-160.
- Xu X.Y., McGrath S.P., Meharg A. A., Zhao F.J., 2008. Growing rice aerobically markedly decreases arsenic accumulation. *Environmental Science y Technology*, 42, 5574–5579.
- Zavala Y.J., Gerads R., Gürleyük H., Duxbury J.M., 2008. Arsenic in rice: II. Arsenic speciation in USA grain and implications for human health. *Environmental Science and Technology*, 42, 3861–3866.
- Zhao F.J., McGrath S.P., Meharg A.A., 2010. Arsenic as a food-chain contaminant: Mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies. *Annual Review of Plant Biology*, 61, 535-559.
- Zhao F.J., Ma J.F., Meharg A.A., McGrath S.P., 2009. Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytology*, 181, 777-794.

ÁREA: DISPONIBILIDAD Y CONTAMINACIÓN DEL AGUA, SUELOS Y AIRE
INFORMES DE REVISIÓN

ARSÉNICO



2021