

Alternativas de Remoción de Arsénico en Aguas de Rechazo de Plantas de Osmosis Inversa

Cynthia Corroto¹⁻², Alejo Pérez Carrera¹, Enrique Calderón² y Alicia Fernández Cirelli¹

1.- Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA). Facultad de Ciencias Veterinarias – Universidad de Buenos Aires.

2.- Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA)

E-mail: cynthiacorroto@yahoo.com.ar

RESUMEN: El arsénico es un elemento de amplia distribución en Argentina, donde se han identificado extensas regiones afectadas por su presencia en el agua subterránea. Este elemento produce serias alteraciones en la salud del hombre y de los animales, por ello se han desarrollado diferentes alternativas para la remoción de arsénico del agua. Una de las tecnologías utilizadas es la Osmosis Inversa (OI), que permite alcanzar altos niveles de remoción. Sin embargo, en algunos casos, el uso de la OI puede generar problemas ambientales cuando el agua de rechazo es eliminada sin tratamiento previo, debido a que concentra las sales disueltas entre cuatro y cinco veces. En aquellos lugares donde se use la OI para eliminar arsénico del agua de bebida, la elevada concentración del mismo en el agua de rechazo, puede alterar la calidad del agua del cuerpo receptor y causar impactos negativos sobre la biota acuática. En la literatura se describen los efectos tóxicos del arsénico sobre algunas especies de anfibios, insectos y peces.

El uso de biosorbentes, tales como, hongos, bacterias, macrófitas, etc., forma parte de las tecnologías que se encuentran en desarrollo para la remoción de arsénico. Estos han permitido porcentajes de remoción altos, dependiendo de las condiciones del sistema planteado, incluso superando el 95%.

En nuestro laboratorio hemos realizado experiencias de laboratorio en sistema batch, a pH 7 – 7.5. Las concentraciones de arsénico que se ensayaron fueron: 0.5, 1 y 2 mg/l. En cada sistema se recolectaron muestras a diferentes tiempos para analizar las variaciones en la concentración de arsénico, que fueron determinadas por ICP-OES, según conforme a normas APHA, 1993. Los mejores resultados se obtuvieron con la macrófita *Lemma minor*, removiendo hasta el 52% del arsénico total.

En base a los resultados obtenidos, el objetivo de este trabajo es aportar una solución tecnológica eficiente, sostenible, económica y ambientalmente sustentable para el tratamiento y disposición del agua de rechazo de las plantas de OI a través del uso de biosorbentes.

INTRODUCCION

La mayoría de los países del mundo, presentan como problemática cotidiana la falta de disponibilidad del agua potable. El agua es un factor importante para el desarrollo social y económico. El grave problema de acceso al agua potable, se debe en muchos casos a la contaminación.

Existen importantes problemas de salud causados por contaminantes químicos orgánicos e inorgánicos en el agua. Los riesgos más trascendentales, asociados a este tipo de contaminación, corresponden principalmente a la capacidad de los componentes químicos de producir efectos adversos sobre el organismo humano en períodos prolongados de exposición aún a dosis relativamente bajas, al menos que se presente en forma eventual una contaminación masiva que produzca efectos agudos sobre la salud.

Uno de los elementos traza inorgánicos presentes en el agua al que se le ha prestado más atención en los últimos tiempos, es el arsénico (As). Este elemento, de amplia distribución en Argentina, se encuentra habitualmente como especie disuelta en el agua, ya sea superficial o subterránea (Nicolli et al., 1989; Smedley y Kinniburgh, 2002, Perez Carrera y Fernandez Cirelli, 2004, 2010).

El As es un elemento ampliamente distribuido en la naturaleza, constituyendo aproximadamente un 0,0005% de la corteza terrestre. Su origen es natural o antropogénico aunque en general, el As presente en el medio ambiente proviene de fuentes naturales. Se puede encontrar en distintos estados de oxidación, es un elemento extremadamente tóxico, la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) lo considera entre los primeros puestos, en lo que a toxicidad se refiere. El As (III) se considera 60 veces más tóxico que el As (V), también se pueden encontrar en compuestos orgánicos en el ambiente (Bundschuh J. et al., 2008).

Varios países de América han reportado la existencia de población expuesta crónicamente al As a través del agua de bebida. Es el caso de Canadá, Estados Unidos, Chile, Perú, Bolivia, México, El Salvador, Nicaragua y Argentina (Castro de Esparza M.L., 2006).

En Argentina, se estima que la población expuesta al consumo de agua con contenido de As superiores al nivel aceptable, es de 4.000.000 de habitantes (Litter M. et al., 2000). La región más afectada, comprende las provincias de Salta, La Pampa, Córdoba, San Luis, Santa Fe, Buenos Aires, Santiago del Estero, Chaco, Tucumán, San Juan, Mendoza y Jujuy (Nicolli et al., 1989; Pinedo y Zigarán, 1998; Cabrera et al., 2001; Smedley y Kinniburgh, 2002; Farías et al., 2003; González et al., 2003, Pérez-Carrera y Fernández-Cirelli, 2004, Bhattacharya et al., 2006). El rango de concentración hallado en la literatura va desde valores menores a 1mg/l hasta valores mayores a 14 mg/l.

La ingestión prolongada de agua con concentraciones bajas de As inorgánico, está asociada a varios efectos crónicos sobre la salud de la población expuesta, entre ellos, problemas cutáneos tales como melanosis, queratosis y cáncer de piel; cáncer de vejiga, riñón y pulmón; enfermedades de los vasos sanguíneos de las piernas y pies, y posiblemente también diabetes, hipertensión arterial, trastornos reproductivos y menoscabo del desarrollo intelectual de los niños (OMS, 2006). En Argentina, el principal problema de salud pública,

producido por la ingesta de dosis variables de As durante largos períodos de tiempo, es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció un valor guía de 10 µg/l para el agua de bebida. Con respecto a los límites de As en líquidos residuales que serán vertidos a cuerpo receptor, en nuestro país aun no existe una normativa unificada sobre el tema. En este trabajo se considera como referencia lo establecido por ACUMAR (Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo), que coincide con lo que expone el Decreto 674 – Resolución 79179/90 (Anexo A), estableciendo el límite de As para descarga a colectora cloacal, pluvial y cuerpo superficial en 0,5 mg/l.

En los países de Latinoamérica el rango de concentraciones límites para las descargas es 0,1 a 1,5 mg/l, en referencia a los niveles de descarga, siendo Ecuador (Congreso Nacional, Codificación 2004-019, Ley de Gestión Ambiental) el más estricto en los niveles establecidos y Brasil (Do Lançamento de Efluentes Líquidos na Rede Coletora de Esgotos) el más permisivo.

En cuanto a las tecnologías de remoción de As del agua, existen diferentes tecnologías utilizadas en poblaciones medianas y pequeñas, con eficacias que van desde 70 hasta 99%. Los métodos de coagulación-floculación y ablandamiento con cal son los más usados en grandes sistemas y no se emplean exclusivamente para remover el As (Sandoval, 2000). En sistemas más pequeños puede aplicarse el intercambio iónico, alúmina activada, ósmosis inversa (OI), nanofiltración y electrodiálisis inversa. En los últimos años se ha trabajado con gran intensidad en tecnologías alternativas, fundamentalmente en fitotecnologías.

En el caso de la OI, es un proceso donde se aplica una presión a la solución concentrada y de esta forma no solo se impide que ocurra la osmosis, si no que se invierte el proceso. Se requiere de presión para forzar el pasaje del agua pura a través de la membrana, dejando las impurezas retenidas. Se utiliza una membrana semipermeable para separar y eliminar sólidos disueltos, productos orgánicos, pirogénicos, materia coloidal, virus y bacterias del agua.

El agua que atraviesa la membrana se conoce como *Permeado*. Las moléculas de agua pueden pasar a través de los poros de la membrana, pero las partículas que se encuentran en el agua no son lo suficientemente pequeñas para hacerlo, entonces quedan atrapadas.

Las sales disueltas en agua, que se encuentran como iones, son repelidas por la membrana. Las impurezas retenidas se descartan en un flujo de agua conocido como *Rechazo o Concentrado* y representa, al menos, entre el 15 y el 25 % de la alimentación (EPA, 1996).

Según el lugar donde se encuentre ubicada la planta de OI, este *Rechazo*, puede ser un problema, fundamentalmente para el medio ambiente. La particularidad de la membrana, es que concentra los sólidos disueltos entre cuatro y cinco veces respecto al valor ingresado. Por lo tanto, a la hora de diseñar un sistema de tratamiento del agua de rechazo residual, se deben considerar las características de la misma, ya que posee una elevada concentración tanto de sales disueltas, como así también de contaminantes. Por ejemplo, en el

caso del As, para un caudal de 1.750 m³/h y 65 µg/l de As (en el caudal de alimentación), la carga en el concentrado sería de 2,34 kg_{As}/d (considerando que se concentra cinco veces). Si bien se han planteado, diversas soluciones para resolver los problemas que estas descargas causarían en un cuerpo receptor natural, aún no se ha establecido el procedimiento óptimo y en cada uno de los casos analizados se plantea una solución particular.

Las plantas de tratamiento de agua por OI son muy utilizadas en la industria alimenticia, en sistemas de producción animal, y en algunos países del mundo (inclusive en Argentina), para producción de agua de bebida.

El agua de rechazo, frecuentemente se diluye con otra corriente resultante de una parte diferente del proceso antes de ser enviada a una planta de tratamiento de líquidos residuales. Otras de las soluciones o prácticas usuales para el destino final del rechazo son: la recirculación a la alimentación de la OI, evaporación, solidificación, regadío, etc.

La elevada concentración de As en el agua de rechazo, puede causar diversos impactos sobre el curso de agua donde es vertida. Los datos sobre los efectos agudos del As en las especies acuáticas, son limitados (Wageman et al., 1978; Forget et al., 1998). Sin embargo, algunas publicaciones muestran los efectos tóxicos del As sobre algunos grupos de organismos, en peces, puede generar problemas genéticos y/o bioquímicos hasta causar la muerte. Shah et al., 2008 detectaron que existen ciertas especies de peces que son capaces de acumular el As en las branquias, intestinos, hígado, y en los músculos, se encontró que el rango de concentración que puede ser acumulado en estos últimos es mayor a los límites tolerables para la ingesta humana sugeridos por la OMS. En anfibios e insectos, también puede originar la muerte.

Durante los últimos años, se han desarrollado estrategias de remoción de contaminantes de diferentes matrices ambientales, principalmente agua y suelo, utilizando diferentes especies de plantas. Este conjunto de metodologías conocido como **fitotecnologías** incluye el uso de plantas para la remoción materia orgánica, contaminantes, etc. Se realizan aplicaciones *in situ* y *ex situ*, que se rigen por las características del suelo y el agua, la presencia de los nutrientes, la meteorología, la hidrología, los ecosistemas viables, y las características de los contaminantes (Mc Cutcheon y Jorgensen, 2008).

La **biosorción** es una rama dentro de las fitotecnologías, consiste en la inmovilización pasiva de los metales por la biomasa, que se basa principalmente en la “afinidad” entre el sorbente y la sustancia en cuestión. Los mecanismos de sorción en la superficie celular son independientes del metabolismo de la célula y están basados en interacciones fisicoquímicas entre los metales y los grupos funcionales de la pared celular. Este tipo de tecnologías poseen como ventajas la posibilidad de reutilización del biomaterial, bajos costos operativos, bajos tiempos operativos y el hecho de que no producen compuestos secundarios que podrían ser tóxicos. Los diferentes biosorbentes han permitido porcentajes de remoción altos, superando el 95%, dependiendo en general, de las condiciones de los diferentes sistemas planteados.

Un gran número de plantas se han estudiado para la remediación de ambientes contaminados con sustancias tales como: As, Zn, Cd, Cu, Pb, Cr, Hg, etc. En trabajos realizados en el Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA, Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad de Buenos Aires, Argentina), se han utilizado macrófitas flotantes (*Spirodela intermedia*, *Lemna minor* y *Pistia stratiotes*) en experimentos de remoción simultánea de metales pesados del agua (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y Cr^{2+}) utilizando las plantas acuáticas vivas y desecadas, con muy buenos resultados (Miretzky y Fernandez Cirelli, 2004, 2006; Perez Carrera y Fernandez Cirelli, 2007).

En el caso de este trabajo el interés se centra en el As. Se ha reportado, para algunas plantas, un alto poder de acumulación de As en aguas contaminadas. Las más estudiadas son: Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), Lentejas de agua (*Lemna gibba*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*), Espinaca de agua (*Ipomoea aquatica*), Helechos de agua (*Azollacaroliniana*, *Azolla filiculoides*, y *Azolla pinnata*), Maleza acuática (*Hydrilla verticillata*), Berro (*Lepidium sativum*) y Repollo de agua (*Pistia stratiotes*). En suelo se ha descripto la capacidad de bioacumulación de diferentes especies vegetales entre los que se destacan, los helechos *Pteris vittata* (Weng-Li, 2011).

Otra tecnología emergente son los sistemas de los humedales construidos que constituyen, procesos de biodepuración/biotratamiento del agua cuyo estudio se puede abordar a partir de varias disciplinas como la ingeniería, la química, la ecología y la microbiología. Entre las ventajas de los humedales cabe destacar su simplicidad en la operación, limitada a trabajos de jardinería y retirada de residuos; y su moderado costo de explotación y mantenimiento, debido a un consumo energético mínimo y a una baja producción de residuos durante la operación del sistema. Además, se destaca su bajo impacto ambiental sonoro y su buena integración en el medio ambiente rural. Sin embargo, se debe considerar su difícil diseño y el tiempo que insume su puesta en marcha. Existen pocos factores de control durante la operación, es por esta razón que corresponde prestar atención a las fases de diseño y construcción.

Estudios realizados previamente por Alarcón-Herrera et al., 2007, 2009, 2011; y Olmos-Marquez et al., 2009, han considerado a los humedales construidos como una opción viable para la remoción de As del agua.

Diferentes experimentos a nivel de laboratorio muestran que plantas como *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus* son capaces de retener diferentes cantidades de As presente en el agua a tratar, a nivel de la raíz y en un medio de soporte circundante. De acuerdo a los resultados obtenidos, es posible disminuir el contenido del metaloide a niveles menores que la concentración requerida para la eliminación de agua de rechazo residual e incluso, en muchos casos, con la requerida por la OMS de 10 $\mu\text{g/l}$.

El objetivo de este trabajo es aportar una solución tecnológica eficiente, sostenible y ambientalmente sustentable para el tratamiento y disposición del agua de rechazo residual de las plantas de OI.

MATERIALES Y METODOS

Las especies de macrófitas flotantes utilizadas en este trabajo, *Lemna minor* y *Spirodela intermedia*, se recolectaron en lagunas pampásicas de la provincia de Buenos Aires.

Una vez en el laboratorio, las plantas se lavaron con agua destilada para eliminar restos de residuos sólidos de la laguna y se colocaron en reactores de 2,5 l con el agua de la laguna correspondiente, previamente escurridas y pesadas (25 g. aprox. en cada reactor), recibiendo por día 8 horas de luz fluorescente (Foto 1).

Se trabajó en condiciones de laboratorio, a pH 7-7,5. Se ensayaron las siguientes concentraciones de As en el agua para ambas especies: 0,5, 1 y 2 mg/l. Las experiencias se realizaron por duplicado para todas las concentraciones. Para cada especie se utilizaron como blanco, reactores con macrófitas donde no se adicionó As al agua. Además se utilizaron controles para cada una de las concentraciones donde no se agregaron macrófitas al agua, con concentración conocida de As (Foto 2).

Previo a la colocación de las plantas en los reactores, se agregó en cada reactor el volumen de As correspondiente para cada concentración, utilizando una solución patrón de As. Para preparar esta solución se diluyeron 1,320 g de As_2O_3 (Merck) en 10 ml de agua miliQ que contenía 4 g de NaOH y se diluyó con agua miliQ hasta 1000 ml, obteniendo una solución con una concentración final de As de 1 mg/ml (APHA, 1993).

Las muestras de agua (10 ml) de cada uno de los reactores se tomaron a distintos tiempos: 0, 2, 4, 6, 24 hs. y 3, 6 y 13 días, al cabo de este tiempo se suspendió la experiencia ya que no se encontraron variaciones en la concentración de As en el agua y se determinó la concentración de As en todas las muestras.

Luego, se registró una liberación de As al agua como consecuencia de la mortandad de plantas, en ambas especies. En este caso, las especies deberían ser cosechadas cada 15 días a fin de evitar dicho problema (Hammouda, 1990).

Las concentraciones de As se determinaron mediante espectrofotometría de emisión atómica utilizando un Espectrofotómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP), modelo Optima 2000 (Perkin Elmer) conforme a normas APHA, 1993. Las determinaciones fueron realizadas por duplicado siendo el error relativo < 1.0% para todos ellos.



Foto 1

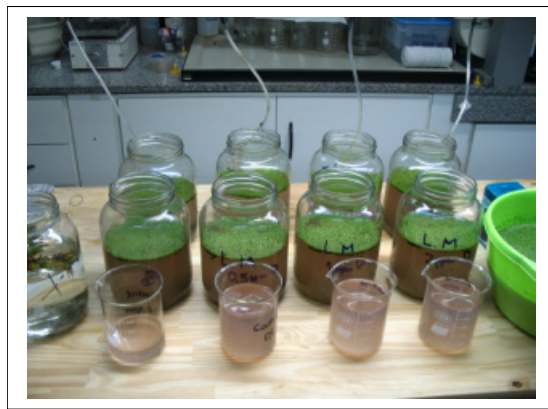


Foto 2

RESULTADOS Y DISCUSIONES

A partir de los resultados obtenidos de concentración de As en el agua, registrados a lo largo de la experiencia, se calcularon los porcentajes de remoción para cada una de las especies estudiadas, pudiendo observarse que para *Lemna minor* los porcentajes de remoción estuvieron en el rango 38-52%, en cambio, para *Spirodela Intermedia* los porcentajes obtenidos fueron prácticamente nulos, debido a que la concentración de As en los reactores se mantuvo sin variaciones a lo largo de la experiencia. Este hecho podría deberse a que esta especie no posee verdaderas raíces y por lo tanto no serían eficientes para la remoción de As del agua.

El porcentaje de remoción más alto (52%) al finalizar la experiencia, se observó cuando la concentración de As en el agua fue de 0.5 mg/l. Para las demás concentraciones el porcentaje de remoción fue menor.

En las Figuras 1 y 2 se muestra la concentración de As en el agua en función del tiempo para *Lemna minor* y *Spirodela intermedia* respectivamente.

Este tipo de metodología se utilizó en nuestro laboratorio para la remoción simultánea de metales pesados del agua, siendo ambas especies más eficientes para la remoción de Pb, Mn y Zn, ya que estos metales

presentaron los mayores porcentajes de remoción. En la figura 3 se muestran los porcentajes de remoción de metales pesados del agua (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y Cr^{2+}) (Miretzky y Fernandez Cirelli, 2004) en comparación con el porcentaje de remoción para As utilizando las especies *Lemna minor* y *Spirodela intermedia*, cuando la concentración de los metales y de As en el agua fue de 1 mg/l. Las macrófitas estudiadas resultaron altamente efectivas en la remoción de metales pesados del agua en comparación con los porcentajes obtenidos para el As.

Lemna minor mostró una mayor remoción de As del agua en las primeras 24 horas de la experiencia (22-25%), para todas las concentraciones ensayadas. Luego la cantidad de As removido fue disminuyendo gradualmente hasta el final de la experiencia.

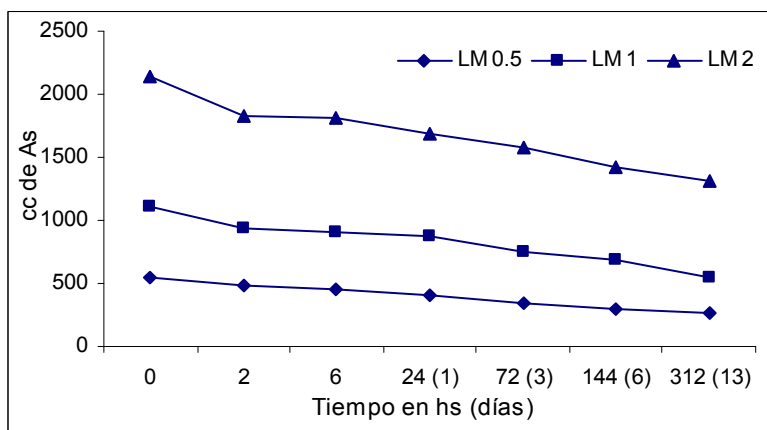


Figura 1.- Remoción de As del agua por la especie Lemna minor

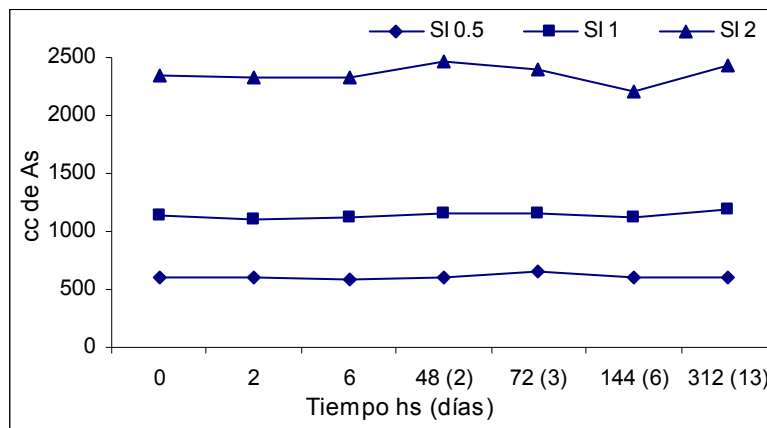


Figura 2.- Remoción de As del agua por la especie Spirodela intermedia

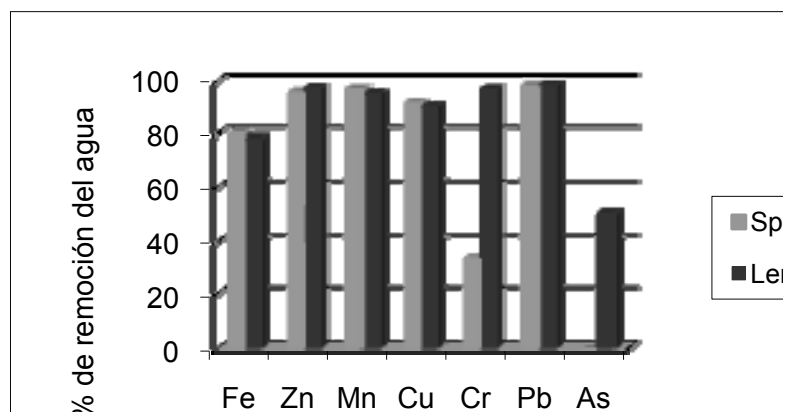


Figura 3.- Remoción de metales pesados y As del agua por las macrófitas estudiadas

CONSIDERACIONES FINALES

El porcentaje de remoción depende, en general, de las concentraciones de As en el agua, y en muchos casos, es mayor a mayores concentraciones. La eficiencia de remoción también depende de las condiciones climáticas, por lo que los estudios deben ser específicos de cada región. En el caso de la especie de macrófita flotante *Lemna minor*, de fácil cultivo en variadas condiciones climáticas, el mayor porcentaje de remoción observado se obtuvo cuando la concentración de As en el agua fue de 0,5 mg L⁻¹.

El uso de plantas acuáticas para la remoción de As del agua constituye un método efectivo, de fácil implementación y particularmente económico. Considerando los niveles permisibles de vuelco en cuerpos receptores naturales, el implemento de estas fitotecnologías en el agua de rechazo residual podría resultar muy positivo. Es por ello que se implementará también, el desarrollo de humedales construidos para la remoción de As en las condiciones particulares del agua de Rechazo de la OI.

REFERENCIAS

1. Vimazal, J. (2009). "The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater". *Ecological Engineering*, 35, 1-17.
2. Miretzky, P., Saralegui, A., Fernández Cirelli, A. (2004). "Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires)". *Chemosphere* 57 (2004), págs. 997-1005.
3. Frers, C. (2008). "El uso de plantas acuáticas para el tratamiento de aguas residuales".
4. Miretzky, P., Saralegui, A., Fernández Cirelli, A.: Simultaneous heavy metal removal mechanism by dead macrophytes. *Chemosphere* 62 (2006), págs. 247-254.
5. Pérez Carrera, A., Fernández Cirelli, A. (2007). "Fitotecnologías para la remoción de As en aguas". *XXI Congreso Nacional del Agua*. San Miguel de Tucumán, Argentina.
6. Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACYL, 2006). "Manejo Sostenible de Suelos y Aguas Contaminadas por As en Áreas Rurales de Latinoamérica". Acrónimo: ARSLAND.

7. Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACYL, 2006). *“Manejo Sostenible de Suelos y Aguas Contaminadas por As en Áreas Rurales de Latinoamérica”*. Acrónimo: ARSLAND.
8. Robinson, B., Duwing, C., Bolan, N., Kannatasana, M., Saravanan, A.(2003). *“Uptake of As by New Zealand watercress (Lepidium sativum)”*. Sci. Total Environ. 301, págs. 67-73.
9. Mkandawire, M., Gert Dudel, E. (2005). Accumulation of arsenic in *Lemna gibba* L. (duckweed) in tailing waters of two abandoned uranium mining sites in Saxony, Germany. *Sci. Total Environ.* 336 (2005), págs. 81-89.
10. Codificación de la Ley de Gestión Ambiental (Ecuador, Codificación 2004/019).
11. Rahman, M.A., Hasegawa, H., Ueda, K., Maki, T., Okumara, C., Rahman, M.M. (2007). *“Arsenic accumulation in duckweed (Spirodela polyrhiza L.) a good option for phytoremediation”*. Chemosphere 69 (2007), págs. 493-499.
12. Hammouda, O., Gaber, S., Abdul-Hameed, M.(1990). *“Assessment of the effectiveness of treatment of wastewater-contaminates aquatic systems with Lemna gibba”*. Enzyme Microb. Technol. 17 (1990), págs. 317-323.
13. Ley 26.168, Artículo 5°, Actualizado al 1/6/2007. Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo Proyecto de Tabla Consolidada de Límites Admisibles para Descargar Efluentes Líquidos.
14. Disposición 79179/90. Disposiciones instrumentales para la aplicación de Decreto N°674/89 reglamentario de los artículos 31,32 y 34de la Ley N° 13577 modificada por la Ley N°30324.
15. Decreto N°18.328, 18/06/1997. Título VI, *“Do Lançamento de Efluentes Líquidos na Rede Coletora de Esgotos.”* Seção I Dos Padrões de Emissão em Coletores Públicos.
16. Prowater Argentina. *“Tratamiento de Agua por Osmosis Inversa”*. www.prowaterargentina.com.ar
17. Organización Mundial de la Salud (OMS) (2006). *“Guía para agua potable, tercera edición”*. ISBN: 9249241546964.
18. United States Environmental Protection Agency EPA (Capsule Report). Office of Research and Development (1996). *“Reverse Osmosis Process”*. EPA/625/R-961009.
19. Organización Mundial de la Salud (OMS) (2006). *“Mitigación de los efectos del arsénico presente en las aguas subterráneas”*.
20. Bernal, F.; Mosquera, D.; Maury, H.; Gonzalez, D.; Guerra, R.; Pomare, A.; Silva, M. *“Humedales Artificiales para el tratamiento de las Aguas Residuales en la Corporación Universitaria de la Costa”*. Seminario Internacional sobre Métodos Naturales para el tratamiento de Aguas Residuales.
21. Perez Carrera, A.; Cayla, C.; Fabre, J; Fernandez Cirelli, A. (2010). *“Uso de plantas acuáticas para la remoción de arsénico del agua”*.
22. Pesticide Action Network North America. Disponible en www.pesticideinfo.org.
23. Shah, A.; Kazi, T.; Arain, M.; Jamali, M.; Afridi, H.; Jalbani, N.; Baig, J.; Kandhro, G. (2008). *“Accumulation of arsenic in different fresh water fish species – potential contribution to high arsenic intakes”*. Food Chemistry, 112, 520-524.
24. Castro de Esparza, M. (2006). *“Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos”*. Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America, International Congress, Mexico City.

25. Castro de Esparza, M. (2006). "*Presencia de arsénico en el agua de bebida de América Latina y su efecto en la salud pública*". Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America, International Congress, Mexico City.
26. Lloréns Pascual del Riquelme, M.; Esteve Selma, M; Martínez Gallur, C. (2003). "*Los Recursos Naturales de la Región de Murcia un Análisis Interdisciplinar*". ISBN: 84-8371-368-3
27. Bundschuh, J.; Pérez Carrera, M.; Litter, M. (2008). "*Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana*". Iberoarsen. ISBN: 978-84-96023-61-1.
28. Litter, M.; Sancha, M.; Ingallinella, M. (2010). "*Tecnologías Económicas para el Abatimiento de Arsénico en Aguas*". Iberoarsen. ISBN: 978-84-96023-74-1
29. Azizur Rahman, M.; Hasegawa, H. (2011). "*Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes*". Chemosphere, 83:5, 633-646.
30. López Martínez, S.; Gallegos Martínez, M.; Pérez Flores, L.; Gutiérrez Rojas, M. (2005). "*Mecanismos de fitorremediación de suelos contaminados con moléculas orgánicas Xenobióticas*". Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 21:2, 91-100.
31. Baldwin P.; Butcher D. (2007). "*Phytoremediation of arsenic by two hyperaccumulators in a hydroponic environment*". Microchemical Journal, 85:2, 297-300.
32. Mc Cutcheon, S.; Jorgensen, S. (2008). "*Phytoremediation*". Encyclopedia of Ecology, 2, 2751-2766.
33. Canivet, P.; Chambon, P.; Gibert, J. (2000). "*Toxicity and bioaccumulation of arsenic and chromium in epigeal and hypogean freshwater macroinvertebrates*". Environmental Contamination and Toxicology, 40:3, 345-354.
34. Nicolli, H.; Suriano, J.; Gomez Peral, M.; Ferpozzi, L.; Baleani, O. (1989). "*Groundwater Contamination with Arsenic and other trace elements in an area of the Pampa, Province of Córdoba, Argentina*". Environmental Geology Water Science, 14: 1, 3-16.
35. Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. (2004). "*Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Bell Ville, Pcia. de Córdoba)*". Revista Investigación Veterinaria (INVET), 6:1, 51-59.
36. Pérez Carrera, A. y Fernández Cirelli, A. (2005). "*Arsenic concentration in water and bovine milk in Cordoba, Argentina. Preliminary results*". Journal of Dairy Research, 72: 122-124.
37. Farías, S.; Casa, V.; Vázquez, C.; Ferpozzi, L.; Pucci, G. y Cohen, I. (2003). "*Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Plain*". The Science of the Total Environment, 309: 187-199.
38. Cabrera, A.; Blarasin, M. y Villalba, G. (2001). "*Groundwater contaminated with arsenic and fluoride in the Argentine pampean plain*". Journal of Environmental Hydrology, vol, 9, paper 6.
39. Smedley, P. y Kinniburgh, D. (2002). "*A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters*". Applied Geochemistry, 17: 517-568.
40. González, D.; Ferrúa, N.; Cid, J.; Sansone, G. y Jiménez, I. (2003). "Arsénico en aguas de San Luis (Argentina). Uso de un equipo alternativo Al De Gutzeit modificado. Acta Toxicológica Argentina, 11 (1): 3-6.

41. Biagini, R.; Salvador, M.; Querio, R.; Torres Soruco, C.; Biagini, M. y Diez Barrantes, A. (1995). HACRE: Casos diagnosticados en el período 1972-1993. *Archivo Argentino de Dermatología*, 45: 47-52.
42. Pinedo, M. y Zigarán, A. 1998. Hidroarsenicismo en la Provincia de Córdoba, Actualización del mapa de Riesgo e Incidencia. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Lima, Perú.
43. Trelles, R.; Larghi, A. y Páez, J. 1970. “*El problema sanitario de las aguas destinadas a la bebida humana con contenidos elevados de arsénico, vanadio y flúor*”. Facultad de Ingeniería, UBA. Instituto de Ingeniería Sanitaria, publicación N°4, 96 pp.
44. Kadlec R.H. and Knight R.L. (1996). “*Treatment Wetlands*”. CRC Press, Florida, 893 pp.
45. García J. (2004). Humedales construidos para controlar la contaminación: perspectiva sobre una tecnología en expansión. En: *Nuevos Criterios para el Diseño y la Operación de Humedales Construidos*. García, J., Morató, J. and Bayona, J.M. (eds). Ediciones CPET, UPC, pp. 7-16.
46. Alarcón Herrera, M.T.; Martín Domínguez, I. R. y Benavides Montoya A. (2007). “*Wetlands for Arsenic Removal*”. In: Mander, Ü., Kóiv, M. and Vohla, C. (ed.). 2nd International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, WETPOL 2007 – Extended abstracts II, Tartu, Estonia.
47. Alarcón Herrera, M.T.; Núñez Montoya, O.G.; Melgoza Castillo, A.; Royo Márquez, M.H. y Rodríguez Almeida, F.A. (2009). “*Potential use of sedges (Cyperaceae) in arsenic phytoremediation*”. In: Bundschuh, J.; Armienta, M.A.; Birkle, P.; Bhattacharya, P.; Matschullat, J. y Mukherjee, A.B.: Geogenic Arsenic in Groundwater of Latin America. In: J. Bundschuh and P. Bhattacharya (series eds): *Arsenic in the Environment*, Volume 1. CRC Press/Balkema Publisher, Leiden, The Netherlands, pp. 649–655.
48. Alarcón Herrera, M.T.; Llorens E.; Olmos Márquez, M.A. y Martín Domínguez, I.R. (2011). “*Arsenic uptake and performance of Eleocharis macrostachya in constructed wetlands*”. Presentado en: *Joint meeting of society of Wetland Scientists, WETPOL and Wetland Biogeochemistry Symposium*. Praga, República Checa.
49. Olmos Márquez, M.A.; Benavides A.; Rosette M. y Alarcón Herrera, M.T. (2009). “*The arsenic removal efficiency of Eleocharis macrostachya in constructed wetlands with subsurface flow*”. In: *Proceedings of the 3rd Wetland Pollutant Dynamics and Control Symposium, WETPOL*. CD-ROM. Barcelona. Josep M. Bayona and Joan García (eds.).
50. Ye, W.; Khan, M.; McGrath, S.; Zhao, F. (2011). “*Phytoremediation of arsenic contaminated paddy soils with Pteris vittata markedly reduces arsenic uptake by rice*”. *Environmental Pollution* 159 pp. 3739-3743.