

142
2eq.

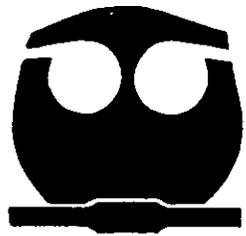


UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE QUIMICA

EVALUACION DE PROCESOS PARA LA ELIMINACION DE ARSENICO PRESENTE EN EL AGUA DE ABASTECIMIENTO

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A
FRANCISCO JORGE RIANCHO SANCHEZ



MEXICO, D. F.

265681



1998.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

EXAMENES PROFESIONALES FAC. DE QUIMICA



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Jurado asignado:

Presidente	Prof. Rodolfo Torres Barrera
Vocal	Prof. Baldomero Pérez Gabriel
Secretario	Prof. José Sabino Sámano Castillo
1er. Suplente	Prof. Víctor Manuel Luna Pabello
2do. Suplente	Prof. José Luis López Martínez

Sitio donde se desarrolló el tema:

Facultad de Química, U.N.A.M.

Nombre y firma del Asesor del tema:



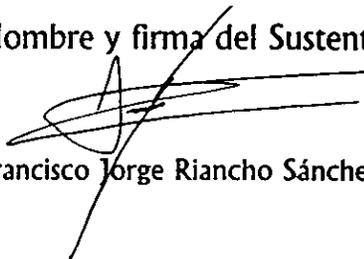
M.I. José Sabino Sámano Castillo

Nombre y firma del Supervisor Técnico:



I.Q. Fulvio Mendoza Rosas

Nombre y firma del Sustentante:



Francisco Jorge Riancho Sánchez

*Entreteneos aquí con la esperanza.
El júbilo del día que vendrá
Os germina en los ojos como una luz reciente.
Pero ese día que vendrá no ha de venir: es éste.*

Sabines

*A Dios.
A mis padres por su amor, apoyo y sacrificio sin el cual
hubiera sido imposible la realización de esta tesis.*

A Gaby por su apoyo y capacidad organizativa.

A mis abuelos, tíos y primos.

*A los muy distinguidos miembros de la orden
del búho por su amistad.*

*Al Ing. José Sámano Castillo y al Ing. Fulvio Mendoza
Rosas que con su atinada dirección supieron encauzar
esta tesis hasta su presentación.*

*A la Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Química y a todos mis profesores que
contribuyeron a mi formación profesional.*

**EVALUACIÓN DE PROCESOS
PARA LA ELIMINACIÓN
DE ARSÉNICO PRESENTE EN EL AGUA
DE ABASTECIMIENTO.**

CONTENIDO

	página
<i>Lista de tablas</i>	4
<i>Lista de figuras</i>	5
RESUMEN	6
OBJETIVOS	8
<i>Objetivo general</i>	8
<i>Objetivos particulares</i>	8
1. INTRODUCCIÓN	9
2. ANTECEDENTES	11
2.1 Química del arsénico	11
<i>2.1.1 Ciclo del arsénico</i>	12
<i>2.1.2 Equilibrio en solución</i>	13
2.2 Toxicidad del arsénico	21
<i>2.2.1 Exposición al arsénico</i>	21
<i>2.2.2 Metabolismo del arsénico</i>	22
<i>2.2.3 Toxicología clínica</i>	25
<i>2.2.3.1 Toxicidad aguda en humanos</i>	25
<i>2.2.3.2 Toxicidad crónica no carcinógena en humanos</i>	26
<i>2.2.3.3 Toxicidad crónica carcinógena en humanos</i>	27
2.3 Normatividad ambiental en agua potable	35
<i>2.3.1 Legislación actual</i>	35
<i>2.3.2 Costo-beneficio</i>	38
<i>2.3.2 Legislación en otros países</i>	38

3. PROCESOS DE TRATAMIENTO	39
3.1 Introducción	39
3.2 Sedimentación simple	39
3.3 Coagulación-Floculación	40
3.4 Adsorción	47
3.5 Filtración	54
3.6 Intercambio iónico con resinas poliméricas	56
3.7 Ósmosis inversa	56
3.8 Electrodialisis	58
3.9 Selección del proceso	59
4. EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA	63
4.1 Introducción	63
4.2 Adsorción	65
4.2.1 <i>Tecnología ADI®</i>	65
4.2.2 <i>Descripción del Proceso</i>	66
4.2.3 <i>Evaluación Económica</i>	67
4.2.4 <i>Inversión requerida</i>	69
4.3 Coagulación-Floculación	70
4.3.1 <i>Descripción del proceso</i>	71
4.3.2 <i>Evaluación Económica</i>	71
4.4 Evaluación comparativa	74
5. CONCLUSIONES	77
6. BIBLIOGRAFÍA	79

Lista de Tablas

	página
Tabla 1. Propiedades de compuestos inorgánicos de arsénico	11
Tabla 2. Propiedades de compuestos orgánicos de arsénico	12
Tabla 3. Consejeros de salud en la ingestión de arsénico	29
Tabla 4. Factores de incertidumbre usados por la USEPA para el cálculo de dosis de referencia	31
Tabla 5. Límites permisibles de características químicas para algunos metales de acuerdo a la NOM-127-SSA I-1994	35
Tabla 6. Análisis Costo-Beneficio para Estados Unidos (1992)	38
Tabla 7. Resultados de sedimentación simple	39
Tabla 8. Coagulantes más utilizados en el tratamiento de agua	40
Tabla 9. Coagulación por diferentes agentes coagulantes	42
Tabla 10. Efectos en la coagulación por el tricloruro férrico	43
Tabla 11. Efecto de la oxidación y coagulación en la remoción de arsénico	43
Tabla 12. Prueba de oxidación y coagulación para remoción de arsénico	44
Tabla 13. Resultados de oxidación y coagulación para remoción de arsénico	44
Tabla 14. Remoción de arsénico por varios adsorbentes	52
Tabla 15. Resultados de filtración	54
Tabla 16. Lavado de arena con NaOH	55
Tabla 17. Evaluación para selección del proceso	61
Tabla 18. Análisis fisicoquímico	63
Tabla 19. Estimación de capital de inversión	64
Tabla 20. Costos de producción anual	65
Tabla 21. Equipo suministrado por ADI	67
Tabla 22. Estimación de inversión (adsorción)	69
Tabla 23. Costos de producción anual (adsorción)	70
Tabla 24. Equipo de coagulación-floculación-filtración	73
Tabla 25. Estimación de inversión (coagulación-floculación-filtración)	73
Tabla 26. Costos de producción anual (coagulación-floculación-filtración)	74
Tabla 27. Resultados	75

Lista de Figuras

	página
Figura 1. Ciclo del arsénico	13
Figura 2. Distribución de especies de As(V)	15
Figura 3. Predicciones termodinámicas de la química del equilibrio de especies Inorgánicas de arsénico	16
Figura 4. Reacciones importantes del arsénico en regímenes acuáticos	19
Figura 5. Compuestos involucrados en el metabolismo del arsénico en humanos	24
Figura 6. Ejemplo de determinación de dosis de referencia para efectos no cancerígenos	30
Figura 7. Remoción de As(V) por alúmina activada	45
Figura 8. Remoción de As(V) por cloruro férrico	46
Figura 9. Proceso de coagulación-floculación	47
Figura 10. Proceso de adsorción	48
Figura 11. Adsorción de As(V) sobre alúmina	49
Figura 12. Adsorción de As(V) sobre bauxita activada	49
Figura 13. Adsorción de As(V) sobre carbón activado	50
Figura 14. Isotherma de adsorción (alúmina activada)	50
Figura 15. Isotherma de adsorción (bauxita activada)	51
Figura 16. Isotherma de adsorción (carbón activado)	51
Figura 17. Proceso de adsorción	54
Figura 18. Sistema de ósmosis inversa	57
Figura 19. Diagrama de sistema de adsorción	68
Figura 20. Diagrama de sistema de coagulación-floculación-filtración	72

RESUMEN

El presente trabajo consiste en evaluar los diferentes procesos tecnológicos de tratamiento para la remoción de arsénico en el agua de abastecimiento.

Su realización surgió por la necesidad de determinar los procesos cuya implementación sea factible en México, debido a que el problema por la presencia de arsénico en el agua de abastecimiento (en concentraciones mayores a las dictadas por la normatividad actual, 0.05 mgAs/L), existe de manera importante para fuentes de abastecimiento en diferentes regiones de nuestro país, principalmente en la región lagunera y algunos estados del centro de la República.

El trabajo presenta un panorama general referente al arsénico que incluye su química, toxicidad y normatividad ambiental, con la finalidad de comprender la problemática, además de proporcionar criterios para el posterior análisis de los procesos de tratamiento.

Posteriormente, se presentan los diferentes procesos aplicables a la remoción de arsénico identificando sus cualidades y limitaciones, para llegar a la selección de dos sistemas diferentes: adsorción y coagulación-floculación.

Se realizó una evaluación técnico económica a los dos sistemas propuestos(adsorción y coagulación-floculación) tomando como base el análisis de una muestra de agua de una fuente de tipo superficial proveniente del estado de Durango y para un flujo volumétrico de 60L/s, con el objeto de analizar su implementación para comunidades pequeñas en el interior de México.

Finalmente, se realizó la evaluación de factibilidad económica para los procesos de adsorción y coagulación-floculación; para que este estudio inicial resultara lo más cercano posible a las condiciones reales, se hizo la cotización directa con el proveedor para el proceso de adsorción; en el caso del proceso de coagulación-floculación, se obtuvo información de la literatura y se estimó para las condiciones actuales tomando en cuenta los diferentes factores que pueden afectar dicha estimación.

Como resultado de la evaluación mencionada, se identificó al sistema de adsorción como el mejor calificado ya que elimina al arsénico de manera más específica, su operación es muy simple, la calidad del efluente que proporciona es superior y aunque el monto de inversión requerida es mayor al del proceso de coagulación-floculación, su costo de producción anual por metro cúbico de agua tratada es menor.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar las diferentes alternativas para el tratamiento de Arsénico en el agua, e identificar aquellas cuya aplicación en México sea más factible con el fin de garantizar la disminución en el riesgo de desarrollar cáncer por su ingestión.

Objetivos Particulares

Presentar la problemática existente en México debida a la presencia de Arsénico en el agua de abastecimiento (causas y efectos), así como la normatividad vigente en la materia.

Presentar los diferentes procesos existentes a nivel internacional y nacional para la eliminación de Arsénico de aguas de abastecimiento.

Realizar la evaluación técnica de los procesos, con el propósito de seleccionar la(s) más viable(s) a desarrollar en México.

Estimar los costos de los procesos más viables para la eliminación de Arsénico en aguas de abastecimiento para identificar el óptimo, de acuerdo al análisis de los montos de inversión inicial requeridos, así como sus costos de producción anual por metro cúbico de agua tratada.

Determinar la(s) alternativa(s) más viable técnica y económicamente a desarrollar en México, que sirvan como una guía para su posterior implementación en fuentes de abastecimiento de agua con este problema.

1. INTRODUCCIÓN

El Arsénico es un elemento que a partir de concentraciones cercanas a los $10\mu\text{g/L}$ ocasiona efectos adversos a la salud. En México se ha detectado su presencia en cuerpos subterráneos de agua que se utilizan para el abastecimiento de la población, por ejemplo en la comarca lagunera comprendida en los estados de Coahuila y Durango; en Zimapán, Hidalgo; en Acámbaro, Guanajuato; en Zacatecas, Zacatecas; en Huautla, Morelos y en Delicias-Meoqui y Camargo-Jiménez en Chihuahua, lugares donde se alcanzan concentraciones de arsénico hasta de 1.0 mg/L .

Dadas estas condiciones resulta importante conocer diferentes aspectos en relación al arsénico como lo son su química, normatividad ambiental y toxicidad con la finalidad de que nos sirvan de referencia para comprender la magnitud del problema y nos proporcionen argumentos para evaluar un determinado esquema de tratamiento para su remoción del agua de abastecimiento.

En este sentido, es necesario conocer los sistemas de tratamiento comúnmente utilizados para la eliminación de elementos como el arsénico. Actualmente, existen suficientes procesos de tratamiento comprobados que pueden eliminar arsénico; sin embargo, es necesario su evaluación para las condiciones específicas en que será implementado, en este caso para comunidades pequeñas en el interior de México.

Asimismo, el trabajo presenta 7 procesos de tratamiento a los cuales se aplicaron criterios de evaluación utilizados en la ingeniería de proceso, de los cuales 2 resultaron cumplir con la mayoría de los requerimientos: el proceso de adsorción y el de coagulación-floculación.

Finalmente, se presenta una evaluación económica para estos dos procesos seleccionados con el fin de identificar el óptimo. El proceso de adsorción resultó el más calificado mientras que el proceso de coagulación-floculación puede ser utilizado preferentemente en el caso de agua con un nivel mayor de turbiedad además de otros contaminantes a ser eliminados.

2. ANTECEDENTES

2.1 Química del arsénico

El arsénico es un no-metal clasificado en el grupo VA de acuerdo a la notación del Chemical Abstracts Service, aunque su apariencia física es semejante a la de un metal es referido como un metaloide para ser distinguido. Comúnmente, existe en diferentes estados de oxidación: +V(Arsenato), +III(Arsenito), 0 (Arsénico), y -III(Arsina). El estado de oxidación, el cual indica la capacidad del átomo para combinarse con otros átomos, es usado para denotar la forma presente del arsénico.

Fuente: (Pontius, 1994)

En las [tablas 1 y 2] se presentan los compuestos más comunes de arsénico encontrados en la naturaleza.

Tabla 1. Propiedades de compuestos inorgánicos de arsénico.

Propiedad	Arsénico	Oxido de Arsénico	Arsenato de Sodio	Arsenito de Sodio
Sinónimo	Arsénico negro, arsénico coloidal	Oxido de arsénico, óxido arsenioso, arsénico blanco	Arsenato disódico, biarsenato de sodio, sal disódica del ácido arsénico	Metaarsenito de sodio, sal sódica del ácido arsenioso
Fórmula Química	As	As ₂ O ₃ (As ₄ O ₆)	Na ₂ HAsO ₄	NaAsO ₂
Peso Molecular	74.9216	197.84	185.91	129.91
Valencia	0	+III	+V	+III
Solubilidad en agua	Insoluble	37g/L a 20°C 101g/L a 100°C	Soluble	Muy Soluble

Fuente: (Pontius, 1994)

Tabla 2. Propiedades de compuestos orgánicos de arsénico.

Propiedad	Acido metilarsónico	Acido dimetilarsínico
Sinónimo	Acido monometilarsónico (MMA)	Acidohidroxidimetilarsínico (DMA)
Fórmula Química	$\text{CH}_3\text{H}_2\text{AsO}_3$	$(\text{CH}_3)_2\text{HAsO}_2$
Peso molecular	140	107
Solubilidad en agua	Soluble	660 g/L a 25°C

Fuente: (Pontius, 1994)

El arsénico aparece en la naturaleza siendo el vigésimo elemento más abundante en la corteza terrestre y es un componente de más de 245 minerales, los cuales en su mayoría contienen sulfuros junto con cobre, níquel, plomo, cobalto y otros metales. La fundición de estos minerales produce trióxido de arsénico (As_2O_3) como un subproducto, el cual es la materia prima para la industria de químicos del arsénico.

El arsénico también se agrega al ambiente a través de la quema de combustibles fósiles que lo contienen, por la erupción de volcanes, así como por otros procesos naturales, aunque su aporte por estas vías resulta poco significativo.

2.1.1 Ciclo del arsénico

El Arsénico y sus compuestos están en constante movimiento en el ambiente. La erosión de las rocas convierte al sulfito de arsénico en trióxido de arsénico, el cual entra al ciclo del arsénico como polvo o por disolución en la lluvia, ríos, o agua superficial.

Cuando es liberado de las rocas y de la tierra, el arsénico entra en un ciclo entre la tierra, el aire y el agua. Las formas volátiles del arsénico, por ejemplo, la arsina (AsH_3) y la trimetilarsina [$(\text{CH}_3)_3\text{As}$], entran a la atmósfera desde la tierra y agua, y son reincorporados por la lluvia y precipitaciones atmosféricas, a su vez, las formas oxidadas del arsénico son convertidas nuevamente a sulfuros por procesos anaerobios que ocurren en la tierra y en sedimentos acuosos. El agua es el medio principal de transporte para el arsénico.

Fuente: (Pontius, 1994)

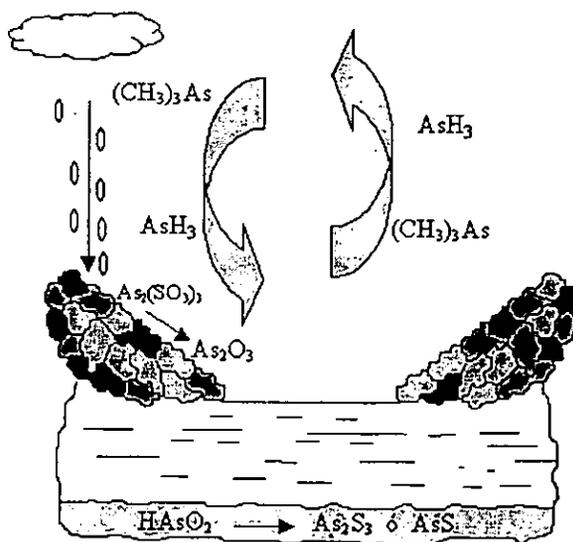


Figura 1. Ciclo del arsénico.

2.1.2 Equilibrio en solución.

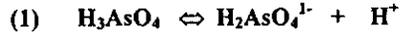
El Trióxido de Arsénico es sólo ligeramente soluble en agua (37 g/L a 20°C), formando ácido arsenioso (H_3AsO_3), el cual se puede disociar en iones hidrógeno (H^+) y arsenito ($AsO_3H_2^-$) según la reacción:



Es importante mencionar que en aguas freáticas con pH en el intervalo de 6-8, el arsénico trivalente existe como ácido arsenioso no disociado.

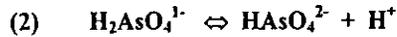
Por su parte el pentóxido de arsénico (As_2O_5), formado por la oxidación del As_2O_3 , es fácilmente soluble en agua formando ácido arsenico (H_3AsO_4) el cual se disocia en tres

pasos cuyas expresiones de equilibrio se muestran a continuación, y que a su vez permiten construir la [figura 2]:



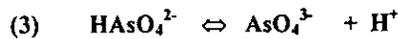
$$K_1 = 2.5 \times 10^{-4} = \frac{[\text{H}^+][\text{H}_2\text{AsO}_4^{1-}]}{[\text{H}_3\text{AsO}_4]}$$

$$\text{PK}_1 = \text{pH} = 3.6 \text{ donde } [\text{H}_3\text{AsO}_4] = [\text{H}_2\text{AsO}_4^{1-}]$$



$$K_2 = 5.6 \times 10^{-8} = \frac{[\text{H}^+][\text{HAsO}_4^{2-}]}{[\text{H}_2\text{AsO}_4^{1-}]}$$

$$\text{PK}_2 = \text{pH} = 7.25 \text{ donde } [\text{H}_2\text{AsO}_4^{1-}] = [\text{HAsO}_4^{2-}]$$



$$K_3 = 3 \times 10^{-13} = \frac{[\text{H}^+][\text{AsO}_4^{3-}]}{[\text{HAsO}_4^{2-}]}$$

$$\text{PK}_3 = \text{pH} = 12.5 \text{ donde } [\text{HAsO}_4^{2-}] = [\text{AsO}_4^{3-}]$$

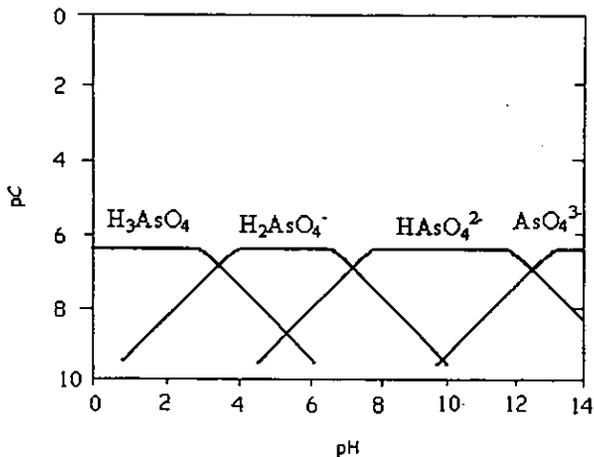


Figura 2. Distribución de especies de Arsénico (V). Especies en solución $6.7 \times 10^{-7}M$ ($50\mu\text{g/L}$ de ácido arsénico)

Fuente: (Gulledge, 1973)

En la figura 2 se observa que el anión predominante en solución es una función del pH; así, cuando el pH se encuentra entre 4.4 y 7.9, el arsenato existe principalmente como $\text{H}_2\text{AsO}_4^{1-}$ y HAsO_4^{2-} .

Cuando el ion predominante es el arsenato (AsV) se pueden formar muchas sales, mientras que el arsenito (As+III) puede formar muy pocas, por lo tanto, desde el punto de vista de tratamiento de agua, el arsenato se puede remover más fácilmente que el arsenito por medio de la adición de una variedad de iones tal como el hierro, aluminio y el manganeso.

En agua, el arsénico se encuentra generalmente en la forma de arsenato As(V), sin embargo pequeñas cantidades de arsenito As(+III) se encuentran presentes. En agua aireada, el arsenito tiende a ser oxidado a arsenato, especialmente a pH alcalino; por otro lado, la reducción de arsenato a arsenito puede ocurrir a bajos valores de pH.

Compuestos orgánicos que contienen arsénico, como el ácido monometilarsónico (MMA) y el ácido dimetilarsínico (DMA), existen en ambientes naturales, formados por el metabolismo microbiano a partir de arsénico inorgánico. Cuando el MMA y DMA se

encuentran presentes en aguas naturales, normalmente constituyen un pequeño porcentaje del total del arsénico presente.

Aunque se han detectado ambas formas, orgánica e inorgánica en agua, las especies orgánicas (arsénico metiladas), rara vez se encuentran en concentraciones mayores a $1\mu\text{g/L}$ y son consideradas generalmente de poca significancia comparada con las especies de arsénico inorgánicas en el tratamiento de agua para beber.

Un estudio termodinámico puede ser muy útil en la predicción del equilibrio químico de las especies de arsénico inorgánico en el agua. La [figura 3] muestra un diagrama de equilibrio termodinámico para especies inorgánicas de arsénico.

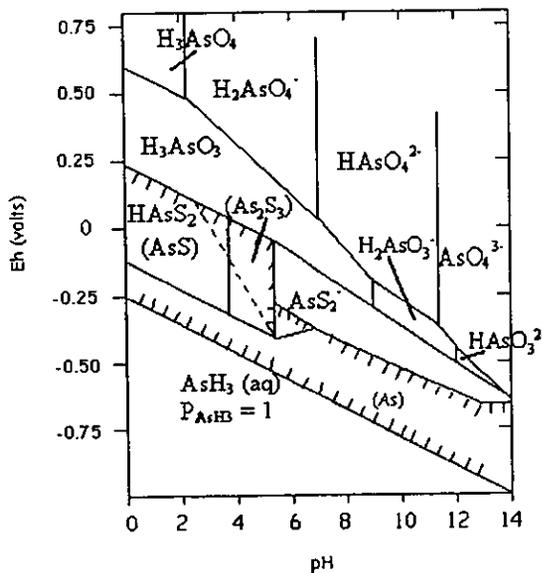


Figura 3. Predicciones termodinámicas de la química de equilibrio de especies inorgánicas de arsénico.

Diagrama de estabilidad a 25°C , 1 atm con 10^{-6}M total de arsénico, y 10^{-3}M total de azufre.

Las especies sólidas encerradas en áreas tramadas, indican $<10^{-5.3}\text{M}$ de solubilidad.

Fuente: (Edwards, 1994)

De acuerdo al diagrama de distribución de las especies de arsénico en función de pH-pE, en aguas freáticas oxigenadas bajo un intervalo de pH típico de 6-8 (lo cual significa un Eh de 0 a 0.25V), las especies del ácido arsénico H_2AsO_4^- y HAsO_4^{2-} son predominantes, por otro lado, en aguas bajo condiciones de reducción moderadas (Eh < 0 a 0.25V) y en el mismo intervalo de pH, el ácido arsenioso en la forma de H_3AsO_3 es más común.

Esto quiere decir que en la mayoría de las aguas superficiales oxigenadas y en condiciones oxidantes, el As(V) es la especie dominante, existiendo en formas aniónicas como H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} , o AsO_4^{3-} en el intervalo típico de pH encontrado en el agua de tratamiento (pH 5-12); en el caso contrario, bajo condiciones anóxicas (de reducción), el As(III) es estable, con especies no iónicas (H_3AsO_3) y aniónicas (H_2AsO_3^-) las cuales son dominantes por debajo y por arriba de pH 9.22 respectivamente.

El arsenito (As+III) puede ser oxidado a arsenato (AsV) por medio de agentes oxidantes como el oxígeno, cloro o permanganato de potasio, y dado que el arsenato se puede remover de forma más efectiva que el arsenito, la oxidación antes del tratamiento suele ser el método utilizado cuando se trata de aguas con altos niveles de arsenito.

En presencia de sulfitos, la precipitación de AsS (rejalgar) o As_2S_3 (oropimente) puede remover el As(III) soluble y ejercer un considerable control sobre trazas de concentración de arsénico, por ejemplo, en un pH entre 5 y 9 y en presencia de sólo 0.2 mg/l H_2S , menos de $0.075\mu\text{g/L}$ ($1 \cdot 10^{-9}$ M) de As(III) total es soluble, basado en el equilibrio del oropimente.

Aunque la termodinámica proporciona una predicción precisa de cambios posibles en condiciones de no-equilibrio, no proporciona una idea de la velocidad en la que esos cambios ocurrirán; generalmente en las reacciones ácido-base de As(III) y As(V) puede asumirse que ocurren instantáneamente, mientras que los cambios en estado de oxidación requieren periodos de tiempo indeterminados en aguas naturales.

Como ejemplo de lo mencionado, la conversión de As(III) a As(V) en aguas aireadas es termodinámicamente favorable, sin embargo, la velocidad de transformación puede tomar días, semanas o meses, dependiendo de las condiciones específicas como es la concentración de oxígeno presente, pH, etc.

En soluciones fuertemente ácidas o básicas, la presencia de sales de cobre, carbón y altas temperaturas pueden incrementar la velocidad de oxidación; por su parte el óxido de manganeso, cloro, permanganato y otros oxidantes pueden transformar directamente As(III) a As(V) en ausencia de oxígeno. En el caso contrario, la reducción de As(V) a As(III) en ausencia de oxígeno es químicamente lenta y puede requerir de mediación bacteriana.

Se ha registrado que tanto el hierro (Fe) como el manganeso (Mn) ejercen una fuerte influencia sobre la concentración de arsénico en el ambiente; a pesar de que no se observa la formación de la escorodita ($\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en los niveles en los que se encuentra típicamente en sistemas naturales, otros sólidos como $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$, $\text{Ba}(\text{AsO}_4)_2$, y especialmente la arsenopirita (FeAsS) y $\text{Mn}_3(\text{AsO}_4)_2$ se cree que ejercen control sobre la solubilidad del arsénico.

En concentraciones más bajas (desde 2 mg/L), el arsénico puede ser inmovilizado a través de la adsorción-coprecipitación con hidróxidos de hierro y manganeso, cuando tales sólidos son disueltos bajo condiciones de reducción, o liberados de superficies de óxido en el evento de competencia (por sitios en la superficie de adsorción) en presencia de ortofosfato y materia orgánica natural.

Lo anterior, explica porqué el arsénico puede ser correlacionado con grandes cantidades de Mn(II) (óxido de manganeso disuelto y reducido), Fe(II) ($\text{Fe}(\text{OH})_3$ disuelto y reducido) y ortofosfato (competencia con arsénico por sitios de adsorción) en ciertas aguas.

Las reacciones más importantes dadas en agua subterránea y superficial se observan en la [figura 4]:

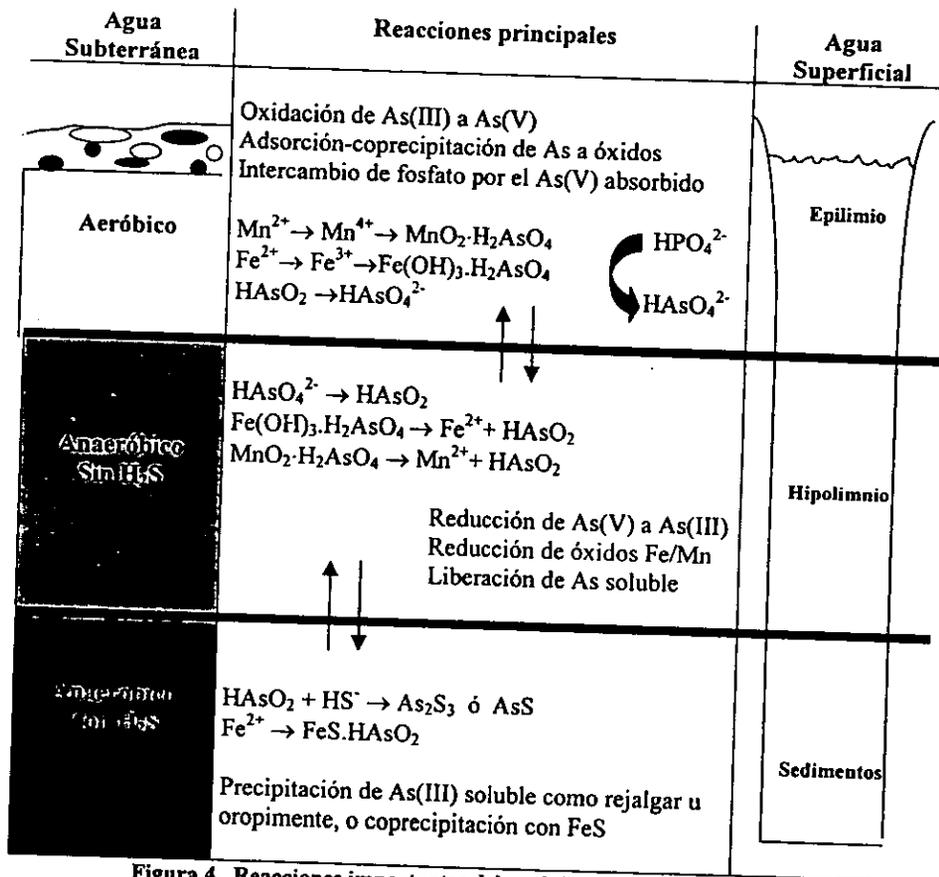


Figura 4. Reacciones importantes del arsénico en regímenes acuáticos.

Fuente: (Edwards, 1994)

Para cada fuente de agua, se pueden demarcar tres zonas distintas, incluyendo la aeróbica, anaeróbica sin sulfuros y anaeróbica con sulfuros. Estas zonas pueden corresponder al epilimnio, hipolimnio y sedimentos dentro de un lago estratificado o, análogamente, para incrementar la profundidad dentro de un manto acuífero.

Dentro de las zonas oxigenadas, el As(V) es estable y puede permanecer soluble o adsorbido-coprecipitado con óxidos de hierro y manganeso si están presentes. La presencia de altas concentraciones de ortofosfato pueden competir con As(V) por los sitios de

adsorción en esta zona, incrementando la concentración y movilidad del arsénico soluble. En un medio anaeróbico sin sulfuros, el As(+III) es estable y se favorece la presencia de formas disueltas de hierro y manganeso.

La movilidad del arsénico (o solubilidad) es más alta en esta zona debido a:

- (1) Se cree que el As(III) se adsorbe menos fuertemente sobre óxidos que el As(V)
- (2) El arsénico coprecipitado-adsorbido es liberado en la disolución de óxidos de hierro y manganeso que contienen arsénico.

Para el caso de zonas anaeróbicas con sulfuros, el As(III) se inmoviliza debido a la formación de oropimente, rejalgar, arsenopirita, o es coprecipitado con ferropirita.

Sin embargo, bajo ciertas circunstancias algunas especies iónicas pueden ser importantes en el control de la especiación de arsénico y su concentración en sistemas naturales, por ejemplo, aún trazas de bario (0.1 mg/L Ba^{2+}) puede mantener As(V) en concentración de $<0.075 \text{ } \mu\text{g/L}$ debido a la precipitación del $\text{Ba}_3(\text{AsO}_4)_2$ sobre el intervalo de pH de 6 a 10, en contraste, aún en la presencia de 5 mg/L Mn(II) y a un pH de 8.0, se prevé que $2.5 \cdot 10^{-6}$ ($190 \text{ } \mu\text{g/L}$) de As(V) esté presente como resultado de la disolución de $\text{Mn}_3(\text{AsO}_4)_{11}$.

2.2 Toxicidad del arsénico

2.2.1 Exposición al arsénico

El humano está expuesto al arsénico por medio del aire, comida, y agua. La concentración de arsénico en el aire es usualmente de sólo unos cuantos ng As/m^3 siendo el promedio nacional de los Estados Unidos estimado en $0.006\mu\text{g As/m}^3$ (Pontius, 1994). Este nivel de exposición puede ser más alto en áreas donde la contaminación es considerable, por ejemplo, la concentración de arsénico en el aire puede alcanzar $1\mu\text{g As/m}^3$ cerca de plantas de fundición o plantas generadoras de energía las cuales queman combustibles con alto contenido de arsénico.

La USEPA (Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos) ha estimado que la población general está expuesta a un intervalo de aproximadamente 0.04 a 0.09 $\mu\text{g As/d}$ por inhalación, siendo el intervalo de absorción de arsénico inhalado aproximadamente del 30 al 85%, dependiendo de las porciones relativas de vapor y de material particulado.

La comida es una fuente significativa de arsénico. Los hábitos alimenticios regionales e individuales afectan grandemente la ingestión de arsénico inorgánico, esto debido a que algunos alimentos son relativamente altos en su contenido de arsénico, por ejemplo, los productos marinos como el cangrejo, langosta, camarón y el bacalao contienen típicamente 10-40mg As/kg. basados en su peso fresco, en comparación, alimentos como el bagre, salmón y otros pescados de agua fresca, junto con la carne de cerdo y de res, típicamente contienen menos de 1mg As/kg.

Basada en la investigación del contenido total de arsénico en la comida de Estados Unidos, la Administración de Comida y Drogas de los Estados Unidos (USFDA) ha estimado que los adultos ingieren un promedio de aproximadamente $53\mu\text{g As/d}$ en su dieta, lo cual por sí solo no constituye un problema para la salud.

La ingestión de agua de bebida es una fuente importante de exposición al arsénico; en agua subterránea, la concentración de arsénico es generalmente más alta, especialmente donde las condiciones geoquímicas favorecen la disolución de esta sustancia. Se han reportado altas concentraciones de arsénico en pozos de agua de abastecimiento en ciertas áreas de Taiwan (arriba de 1.82 mg/L), Hungría (excediendo 0.1 mg/L), India (excediendo 0.05 mg/L), México (excediendo 0.4 mg/L), y los Estados Unidos (excediendo 0.1 mg/L); por su parte, las concentraciones de arsénico en agua superficial, aunque generalmente bajas, también pueden elevarse lo suficiente para preocuparse bajo ciertas condiciones geológicas.

Fuente: (Pontius, 1994)

2.2.2 *Metabolismo del arsénico*

El arsénico es un componente normal del cuerpo humano. Una vez ingerido, sus formas solubles son rápidamente absorbidas por el tracto intestinal, su absorción se estima en un intervalo de 40 a 100% para humanos.

En forma de arsenato (AsV), ya sea inorgánico u orgánico, es mejor absorbido que el arsenito (As III), y ya que el arsénico en agua para beber se encuentra en su mayoría en la forma de arsenato, puede ocurrir la absorción completa del arsénico del agua.

Una vez absorbido, el arsénico es transportado por la sangre a diferentes órganos en el cuerpo, principalmente en la forma de ácido monometilarsínico (MMA), los niveles típicos en la sangre de las personas no expuestas a una fuente significativa de contaminación por arsénico se encuentran entre 1 y 5 µg/L de As; los niveles en tejidos blandos están entre 0.01 a 0.1 µgAs/g de tejido; los niveles más altos pueden encontrarse en uñas y cabello (0.1 a 1 µgAs/g de tejido) donde el arsénico se acumula con el tiempo.

El metabolismo del arsénico en el cuerpo humano involucra 2 procesos; después de entrar a la célula, el arsenato [As(V)] es reducido a arsenito[As(III)], éste a su vez es metilado para formar MMA y ácido dimetilarsínico (DMA), ocurriendo este proceso primeramente en el hígado.

Fuente: (Brown, 1994)

Aunque se esperaría la formación del óxido de trimetilarsina durante el metabolismo del arsénico, no ha sido identificado en los humanos y su papel en el metabolismo del arsénico es desconocido [figura 5].

El arsénico inorgánico As(V) y As(III) tienen mecanismos de acción diferentes. El arsenato [As(V)] tiene un comportamiento muy parecido a los fosfatos, consecuentemente, puede substituir al fosfato en reacciones celulares, interfiriendo en las funciones celulares normales; en contraste, el arsenito [As(III)] tiene una alta afinidad por los grupos tioles (-SH) en las proteínas, causando la inactivación de una variedad de enzimas.

Debido a que el arsenato es reducido en el cuerpo a arsenito, el arsenato en el agua para beber puede tener un efecto biológico idéntico al arsenito.

A diferencia del arsénico inorgánico, el MMA así como el DMA no se unen fuertemente a moléculas biológicas humanas, por lo tanto, su toxicidad aguda relativa es menor que la de las formas inorgánicas del arsénico. En general, el arsénico inorgánico As(V) es una décima parte tóxico que el arsénico inorgánico As(III); y el MMA así como el DMA son menos tóxicos que el Arsénico inorgánico (V).

Después de la ingestión, el arsénico inorgánico que no es inmediatamente excretado o absorbido por los tejidos es destoxificado progresivamente a través del proceso de metilación, sin embargo, los efectos crónicos de MMA y DMA no son aún conocidos.

Por otra parte, la forma del arsénico afecta significativamente la velocidad a la cual el arsénico es excretado del cuerpo: Algo del arsénico inorgánico es excretado principalmente por la orina como la forma original en que fue ingerido, siendo excretado después de la metilación como MMA y DMA; la mayoría del arsénico presente en la sangre es excretado rápidamente por los humanos con una eliminación del 50 al 90% en un periodo de 2 a 4 días, el remanente es eliminado en el orden de 10 a 100 veces más lentamente.

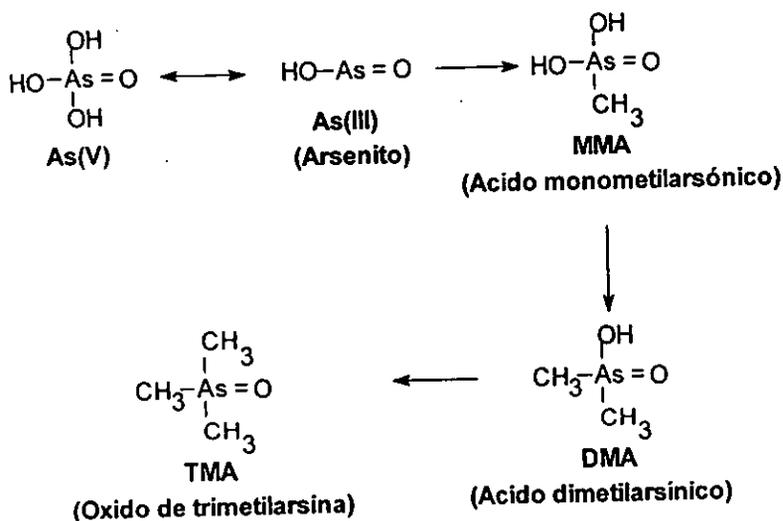


Figura 5. Compuestos involucrados en el metabolismo del arsénico en el humano

Fuente: (Pontius, 1994)

La cinética farmacológica del arsénico en el cuerpo humano no está bien comprendida; aunque se han desarrollado diferentes modelos farmacocinéticos, ellos sólo aplican para periodos de exposición cortos (2 a 4 días) y tienen diversas limitaciones que producen proyecciones imprecisas (Brown, 1994).

El hecho de que el arsénico puede ser destoxificado en el cuerpo sugiere que existe un nivel de exposición al arsénico o "umbral" por debajo del cual no resultan efectos adversos a la salud; para exposiciones que excedan el nivel umbral, el arsénico sería sólo parcialmente destoxificado, y se esperarían efectos adversos de acuerdo con el nivel de exposición. Sin embargo, el mecanismo de destoxificación de metilación y el nivel en el cual el arsénico es excesivo, no han sido dilucidados; estudios de excreción de MMA y DMA (USEPA Science Advisory Board, 1989) en humanos sugieren que las dosis de arsénico inorgánico en el intervalo de hasta 200 y 250 µg/d son destoxificadas.

A pesar de que existe evidencia que sugiere la existencia de un nivel seguro de exposición para efectos del arsénico, se requiere investigación adicional para entender y caracterizar el mecanismo potencial de "umbral" en el humano.

2.2.3 *Toxicología Clínica.*

El arsénico se absorbe a través de la piel, pulmones y aparato gastrointestinal, se distribuye desde la sangre hasta el hígado, riñón, pulmón y bazo en el plazo de 24 horas después de la ingestión, y a la piel, pelo y hueso en el plazo de 2 semanas; sus compuestos inorgánicos alcanzan altas concentraciones en los leucocitos, y el inorgánico no atraviesa la barrera hematoencefálica pero sí la placenta. Entre un 5 y un 10% se excreta por las heces, y entre un 90 y un 95% por la orina; se recuperan pequeñas cantidades de la bilis, heces y saliva. El arsénico puede detectarse en orina entre 7 y 21 días después de una sobredosis y se detecta en el suero sanguíneo durante un periodo más breve.

El arsénico gaseoso se combina con la hemoglobina de los glóbulos rojos y produce una intensa hemólisis con anemia y hematuria en las tres o cuatro horas posteriores a la ingestión; la consiguiente ictericia puede ser intensa. Los signos y síntomas de toxicidad comprenden náuseas, vómitos y diarrea, sensación de malestar, taquicardia y disnea. La insuficiencia renal aguda es frecuente y a menudo mortal.

2.2.3.1 *Toxicidad Aguda en humanos*

Las manifestaciones de toxicidad aguda en el aparato gastrointestinal son: sensación de ardor en la garganta, dificultad para la deglución, náuseas, vómito, dolor abdominal y un olor a ajo en el aliento; en el aparato cardiovascular hay cianosis, dificultad respiratoria e hipotensión; en el sistema nervioso central, delirium, coma y convulsiones; en los riñones,

necrosis tubular aguda; en el sistema hematológico, hemólisis, eosinofilia y, rara vez, mielosupresión.

La exposición aguda al arsénico (altas concentraciones ingeridas en un periodo corto) puede causar una variedad de efectos adversos, siendo la severidad de estos efectos dependiente del nivel de exposición, por ejemplo, un periodo corto de exposición a dosis mayores a 500 $\mu\text{g As/kg/d}$ puede causar serios efectos dañinos en la sangre, sistema nervioso, gastrointestinal y puede llevar a la muerte; la ingestión por periodos de tiempo cortos de dosis de 30 a 300 $\mu\text{g/kg/d}$ no ha causado serios efectos en la mayoría de las personas, pero algunas pueden experimentar efectos relativamente menores.

La dosis letal (LD_{50}) para el humano es estimada en 1 a 4 mg As/kg para un adulto.

2.2.3.2 Toxicidad crónica no carcinogénica en humanos

La mayoría de los signos comunes manifestados a largo plazo por la exposición al arsénico en el agua para beber en bajos niveles son cambios en la piel, estas manifestaciones se producen entre 2 y 8 semanas después de la ingestión y presentan los siguientes signos y síntomas: en la piel y en las uñas eritrodermia, hiperqueratosis, hiperpigmentación, dermatitis exfoliativa y presencia de líneas de Aldrich-Mees (estrías blancas transversales en las uñas); en las membranas mucosas se producen laringitis, traqueitis y bronquitis; en el sistema nervioso central, polineuritis (sensitiva y motora).

Los efectos vasculares son asociados con la exposición crónica al arsénico, la enfermedad de "pies negros" es atribuida a altas concentraciones de arsénico encontradas en pozos profundos, y sus síntomas se inician con la decoloración en forma de manchas en la piel de las extremidades, especialmente los pies, estas manchas cambian de blanco, a café, y por último a negro; la piel afectada gradualmente se adelgaza, se agrieta y se ulcera, por lo que se debe amputar la extremidad afectada.

2.2.3.3. Toxicidad crónica carcinógena en humanos

El arsénico está clasificado como carcinógeno humano por la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer y la USEPA, a diferencia de la mayoría de las sustancias clasificadas como carcinógenas, la clasificación del arsénico se basa en información humana; la información obtenida de animales es inadecuada, de hecho, no se ha encontrado que el arsénico cause cáncer en experimentos con animales. Actualmente, el mecanismo de acción del arsénico en el desarrollo del cáncer es desconocido, pero la evidencia sugiere que el arsénico actúa como un promotor en vez de cómo un iniciador.

Diferentes estudios epidemiológicos han documentado una asociación entre la exposición crónica al arsénico en el agua para beber y el cáncer de piel (USEPA Special report on ingested inorganic arsenic, 1988), se ha descrito la producción de carcinomas basocelulares, carcinomas de células escamosas, enfermedad de Bowen de la piel y carcinomas de pulmón asociados con la exposición crónica al arsénico; produce sus efectos tóxicos al unirse a los grupos sulfhídricos tisulares, además se une a las enzimas del ciclo del ácido tricarbóxico de Krebs, interfiriendo, por tanto, con la fosforilación oxidativa.

Otros efectos son los daños capilares y los efectos tóxicos directos en los grandes órganos; los hallazgos anatomopatológicos realizados comprenden necrosis del estómago, intestino delgado, vasos, y cambios degenerativos en el hígado y en los riñones.

Estudios realizados en Taiwan (Chen C.J. et al, 1985-1992) han encontrado una asociación entre el arsénico en el agua para beber y el cáncer en hígado, pulmón, vejiga, riñón, cavidad nasal, próstata y otros órganos internos.

Actualmente no existe la suficiente información para afirmar que el arsénico es esencial para la vida humana, por lo tanto, la USEPA no lo considera como elemento esencial para el humano.

Se ha calculado el requerimiento potencial nutricional para los humanos; el consumo diario dietéticamente seguro y adecuado para los humanos debe ser extrapolado de estudios

hechos en animales, resultando una ingestión de 12 a 40 microgramos para un adulto común.

Recientemente se ha reportado una correlación positiva entre bajos niveles de arsénico en suero sanguíneo en pacientes con hemodiálisis, y lesiones en el sistema nervioso central, cáncer y enfermedades vasculares (Mayer, 1993). Estas investigaciones concluyen que el arsénico puede ser considerado como esencial para los procesos de la vida humana, sin embargo se deben realizar estudios adicionales para establecer firmemente la esencialidad del arsénico en los humanos.

Para valorar la protección a la salud provista por el nivel de contaminación máximo actualmente aceptado, se deben cuantificar los efectos a la salud conocidos causados por el arsénico.

Para ello debe tomarse en consideración:

1. **Toxicidad aguda** (exposiciones altas por periodos cortos causando efectos diferentes al cáncer).
2. **Toxicidad crónica** (exposiciones a niveles relativamente bajos por periodos grandes, provocando efectos diferentes al cáncer), y
3. **Efectos cancerígenos** (el riesgo a contraer cáncer a diferentes niveles de exposición y periodos).

1. Toxicidad aguda

La USEPA (USEPA Draft drinking water criteria document on arsenic, 1993) ha presentado cálculos preliminares de la concentración de arsénico que puede ser ingerida en el agua para beber en un día, 10 días y periodos más largos sin percibir efectos adversos a la salud (diferentes al cáncer). Estos valores se conocen como "consejeros de salud", y se muestran en la [tabla 3].

Tabla 3 Consejeros de salud en la ingestión de arsénico.

Población expuesta	Tiempo de exposición	Valor del "consejero de salud" (HA) ¹ mg/L ^{**}
Niños	1 día	0.05
Niños	10 días	0.05
Niños	Término más largo*	0.05
Adultos	Término más largo*	0.2

* Generalmente superior a los 7 años.

**HA=(50µg As/kg·d)(Peso supuesto de cuerpo, kg)/(Consumo de agua para beber supuesto, L/d)(Factor de incertidumbre)

Fuente: (Pontius, 1994)

Concluye que el corto plazo (1-90 días) o a largo plazo (2-3 años) de ingestión de 50µg As/kg/d puede llevar a tener efectos gastrointestinales, del hígado, del sistema nervioso y/o efectos dérmicos. Los valores de la [tabla 3] fueron calculados asumiendo 10kg de peso para un niño, 70kg de peso para un adulto y un consumo de 1 litro de agua para beber diario para un niño, así como 2 litros diarios de consumo de agua para un adulto, además de un factor de incertidumbre de 10.

2. Toxicidad crónica no cancerígena

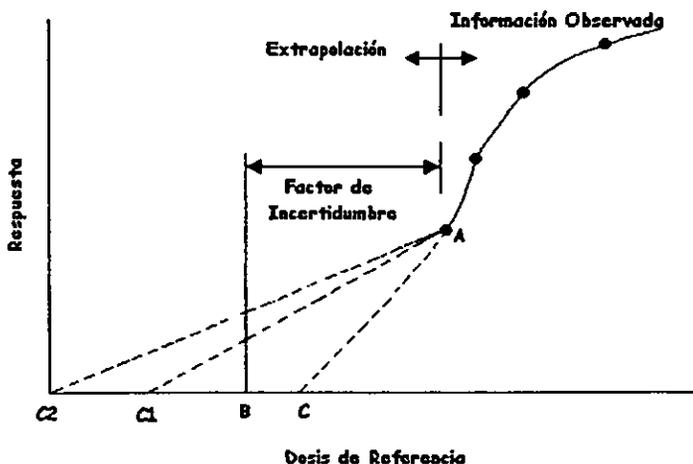
La USEPA (USEPA Draft drinking water criteria document on arsenic, 1993) valoró la concentración que puede estar presente en el agua para beber y que evita efectos adversos (no considerando al cáncer) en la exposición crónica.

Para efectos no cancerígenos, la agencia determina un "nivel libre de efectos" para periodos crónicos o de tiempo de vida en la exposición, conocido como dosis de referencia. La dosis de referencia representa el nivel de exposición pensado para no tener riesgos significativos para el humano cuando el contaminante es ingerido durante toda la vida. El cálculo de la dosis de referencia está basado en la suposición de que la destoxificación ocurre hasta cierta dosis umbral; cuando la dosis umbral es excedida, la respuesta biológica es una función de

la dosis aplicada y el tiempo de exposición. Se ha revisado información de toxicología en humanos y animales para identificar el nivel más alto sin observación de efectos adversos (NOAEL), así como el nivel más bajo de efectos adversos observados (LOAEL). La dosis de referencia medida en mg/kg de peso de cuerpo-día es calculada así:

$$\text{Dosis de referencia} = \text{NOAEL o LOAEL} / \text{Factor de incertidumbre}$$

Los factores de incertidumbre son usados para cuantificar diferencias en la respuesta a la toxicología dentro de la población humana y entre humanos y animales, y se muestran en la [tabla 4].



A.-NOAEL o LOAEL (derivado experimentalmente), B.- Dosis de referencia o "nivel sin efectos",
C.- Umbral supuesto para efectos adversos, C1.- Otro nivel umbral posible para supuestos efectos
adversos, C2.-Punto final de toxicidad:

Figura 6. Ejemplo de determinación de dosis de referencia para efectos no carcinógenos.
Fuente: (Pontius, 1994)

Tabla 4 Factores de incertidumbre usados por la USEPA en el cálculo de dosis de referencia.

Factor	Criterio
10	Información disponible válida en exposición aguda y crónica humana y apoyada por información de toxicidad aguda o crónica en otras especies.
100	Información disponible de toxicidad aguda o crónica para una o más especies pero no para humanos.
1000	Información de toxicidad aguda o crónica para todas las especies es limitada o incompleta, o la información para toxicidad aguda o crónica identifica un LOAEL (no un NOAEL) para una o más especies, pero la información para humano no existe disponible.
1 a 10	Otras consideraciones (como una significación de efectos adversos a la salud, factores farmacocinéticos, o calidad de la información disponible) pueden necesitar el uso de un factor de incertidumbre adicional.

Fuente: (Pontius, 1994)

Utilizando la dosis de referencia, puede calcularse un nivel equivalente en el agua para beber, ese nivel representa una exposición durante toda la vida en la cual se pronostica que no ocurran efectos adversos a la salud, asumiendo que el 100% de exposición es al agua para beber:

$$\text{Nivel equivalente en agua para beber} = \text{Dosis de Referencia} \times \text{Peso de cuerpo (kg)} \div \text{Volumen de agua para beber (L/d)}$$

Estudios realizados en Taiwan (Tseng, 1977) fueron primeramente utilizados para estimar una dosis de 0.9 µg As/kg·d en la cual no se observaron efectos adversos (dermáticos o vasculares). Posteriormente se calculó una dosis de referencia de 0.3µg As/kg·d dividiendo la anterior entre un factor de incertidumbre de 3 para cuantificar la falta de información de toxicidad y efectos sensibles en subpoblaciones. Utilizando esa dosis de referencia y suponiendo un peso corporal para adulto de 70 kg y un consumo diario de agua para beber de 2 litros, se obtiene un nivel equivalente de agua para beber de 10 µg/L. Este valor representa la concentración de arsénico en agua para beber por debajo del cual no se esperan efectos crónicos (diferentes al cáncer), suponiendo una exposición 100% debida al agua para beber.

El Consejo de Valoración de Riesgo de la USEPA decidió apoyar un intervalo en el valor de la dosis de referencia entre 0.1 y 0.8 $\mu\text{g As/kg-d}$; esto se traduce a un intervalo de nivel equivalente de agua para beber de 4 a 28 $\mu\text{g/L}$; sin embargo, el agua para beber es sólo una fuente de exposición al arsénico, para calcular una concentración permitida de arsénico en el agua para beber, debe sustraerse la contribución por otras fuentes del total de la ingestión admisible.

La ingestión total admisible se calcula utilizando la dosis de referencia estimada anteriormente; la fracción del total del arsénico admisible ingerido que es proporcionado por el agua para beber es conocida como la contribución de fuente relativa, cuyo valor utilizado por la USEPA es de 20%.

Si se supone una dosis de referencia de 0.3 $\mu\text{g As/kg-d}$, entonces una ingestión admisible para un adulto de 70 kg debería ser de 21 $\mu\text{g As/d}$, suponiendo que la exposición por inhalación y dérmica son insignificantes y que la ingestión por comida es de 50 $\mu\text{g As/d}$ (20% del cual es inorgánico), entonces la ingestión admisible por agua para beber para un adulto debería ser de 11 $\mu\text{g As/d}$. Esto se traduce a una concentración en el agua para beber de aproximadamente 5 $\mu\text{g As/L}$, suponiendo una ingestión de 2 litros diarios. La concentración admisible en el agua para beber para el intervalo de dosis de referencia de 0.1 a 0.8 $\mu\text{g As/kg-d}$ bajo esas suposiciones es de 0 a 23 $\mu\text{g As/L}$.

3. Riesgo de Cáncer

El riesgo de contraer cáncer por la ingestión de arsénico en agua para beber debe ser extrapolado de datos epidemiológicos, para esto se deben realizar diferentes suposiciones, la más importante de todas es la función matemática (relación dosis-respuesta) utilizada para modelar el riesgo planteado por concentraciones de arsénico por debajo de los niveles a los cuales se ha observado actualmente cáncer. La USEPA estima que la relación enfermedad-ocurrencia es lineal a bajas dosis.

Es poco conocido el riesgo de cáncer dado por concentraciones por debajo de $100\mu\text{g/L}$, el cual además concuerda con las concentraciones en las cuales la esencialidad y el efecto umbral son postulados; el análisis se complica posteriormente por el hecho de que cada sitio de cáncer (por ejemplo piel, pulmón, vejiga etc.) tendrán una relación única dosis-respuesta, y la información actual es insuficiente para establecer concluyentemente cuál sitio de cáncer presenta el mayor riesgo.

La evidencia más fuerte es la relación entre arsénico y cáncer de piel; para este caso, en 1993, la USEPA estimó riesgo individual para desarrollar cáncer de piel en 1:10 000 (o 10^{-4}) para $2\mu\text{gAs/L}$, siendo esta concentración 25 veces más baja que el nivel máximo permitido actual. El nivel de riesgo de 10^{-4} es el más alto que la USEPA generalmente acepta cuando se establecen los estándares para carcinógenos, sin embargo, la información de incidencia en cáncer de piel reportado por el estudio realizado en Taiwán (Tseng et al 1977, base para realizar la estimación) tiene diferentes limitaciones, especialmente con respecto a las predicciones en las relaciones de cáncer de piel en los Estados Unidos. La USEPA notó que la incertidumbre era tal, que las estimaciones de riesgo de cáncer de piel podrían ser más bajas hasta en un orden de magnitud de acuerdo a las estimaciones de riesgo asociado con la mayoría de otros carcinógenos, además, el cáncer de piel inducido por arsénico es tratable y por lo general no fatal en los Estados Unidos.

Por otra parte, Smith et al (1992) extrapolaron los estudios preliminares de Chen et al (1988) para calcular los riesgos de cáncer en pulmón, hígado, riñón y vejiga para la población de los Estados Unidos; una extrapolación lineal resultó en una estimación de 1:1000 para el riesgo de contraer cáncer en hígado, pulmón, riñón o vejiga en el transcurso de la vida al consumir 1.6 L/d de agua para beber conteniendo $2.5\mu\text{g/L As}$. Smith estimó que el riesgo de muerte por uno de esos cánceres como resultado del consumo durante toda la vida de agua que contiene 0.05 mg/L As en una relación de 1 L/d era alarmante: 9.4/1000 para hombres y 17.3/1000 para mujeres. Los investigadores notan, sin embargo, que se requieren estudios posteriores para confirmar estos hallazgos.

Una pregunta clave permanece: ¿ingerir arsénico en el agua para beber en concentraciones por debajo del nivel máximo permitido actual causa efectos perjudiciales?

Las estimaciones de riesgo de cáncer es el factor más importante que dirige lo concerniente acerca de si el nivel máximo de contaminación actual es adecuado; la estimación de riesgo de cáncer de la USEPA es de 1:10 000 en 2 $\mu\text{gAs/L}$ está basado en cáncer de piel. La agencia ha decidido no incluir el cáncer interno en su estimación de riesgo debido a la preocupación por la escasa información existente para hacer extrapolaciones en riesgos con bajas dosis.

Fuente: (Brown, 1994)

La Organización Mundial de la Salud (OMS) estableció en 1993 una norma provisional para el arsénico en el agua para beber en 0.01 mg As/L basado en el riesgo en cáncer de piel; estima un riesgo en exceso para el cáncer de piel en esa concentración de aproximadamente 6×10^{-4} , pero hace notar que "el valor de la norma para sustancias carcinógenas ha sido calculado a partir de modelos matemáticos que no pueden ser verificados experimentalmente", y " a lo más, estas estimaciones deben ser consideradas como aproximaciones al riesgo por cáncer".

El nivel de contaminación máximo actual puede no proteger la salud si las estimaciones recientes teóricas de efectos crónicos y el riesgo de cáncer prueban ser correctos, y para ello son necesarias investigaciones adicionales.

2.3 Normatividad Ambiental en Agua Potable

2.3.1 Legislación actual

El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer ha clasificado al arsénico como carcinógeno para los seres humanos. La OMS (Organización Mundial de la Salud) establece un límite recomendable de 0.01 mg As/L en agua potable, por su parte la USEPA y la NOM 127-SSA1 (Norma Oficial Mexicana / Salud ambiental, agua para uso y consumo humano -límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse al agua para su potabilización) fijan como límite máximo permisible 0.05 mg As/L.

La [tabla 5] presenta el límite permisible para algunos metales de acuerdo a la NOM-127-SSA-1994.

Tabla 5. Límites Permisibles de características químicas para algunos metales de acuerdo a la NOM-127-SSA1-1994.

Característica	Límite máximo permisible (mg/L)
Aluminio	0.20
Arsénico	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Fierro	0.30
Manganeso	0.10
Mercurio	0.001
Plomo	0.025
Zinc	5.00

Fuente: (NOM-127-SSA1, 1994)

La regulación del arsénico presenta diferentes retos tanto técnicos como políticos para las diferentes instituciones de protección al ambiente, el problema en cuanto al riesgo a la salud (incluyendo el cuestionamiento respecto a que si el arsénico es un nutriente esencial para la salud humana, mecanismos de desintoxicación, y la extrapolación en los riesgos de cáncer), ha persistido a través del desarrollo de la norma para el arsénico.

Un factor potencial de cáncer para la ingestión humana fue calculado basado en los riesgos de desarrollar cáncer de piel, el cual corresponde a 5×10^{-5} $\mu\text{g As/L}$, por otro lado se ha registrado evidencia de la asociación entre la ingestión de arsénico y el desarrollo de cáncer en órganos internos, pero se requiere de mayor información para cuantificar el riesgo.

Actualmente, no existe un nivel meta máximo de contaminación permitido para el arsénico, por lo pronto la USEPA clasifica al arsénico como un carcinógeno humano basado en la asociación existente entre la exposición al arsénico por inhalación y el cáncer en pulmón, así como la exposición por ingestión y el cáncer en piel y órganos internos.

De acuerdo a la política seguida por la USEPA se esperaría un nivel máximo meta de contaminación por arsénico de cero, sin embargo esto resultaría tanto técnico como económicamente poco factible. Aún no puede tomarse una decisión al respecto debido a que no existe suficiente evidencia que apoye la esencialidad o un efecto umbral en la valoración del riesgo por arsénico, si alguna de las posibilidades anteriores es debidamente probada, entonces un nivel máximo meta de contaminación permitido por arsénico por arriba de cero sería apropiado.

El nivel máximo de contaminación permitido debe ser establecido tan cercano al nivel máximo meta como técnica y económicamente sea factible, utilizando la mejor tecnología disponible.

Existen diferentes escenarios posibles para establecer el nivel máximo de contaminación permitido; si las tecnologías de tratamiento accesibles pueden disminuir la concentración de arsénico por debajo del nivel práctico de cuantificación (aquel que permita que las técnicas de valoración actuales pueda ser determinado), entonces el nivel máximo debe ser ajustado a ese nivel.

La USEPA está considerando un nivel máximo de contaminación permitido en el intervalo de 2 a 20 $\mu\text{g As/L}$, la valoración de la USEPA para el riesgo, la determinación del nivel de cuantificación práctico, y las conclusiones que consideran la efectividad de las técnicas de tratamiento serán los elementos clave en la decisión de qué tanto disminuir el nivel máximo de contaminación por arsénico.

Como se mencionó en el apartado anterior, la USEPA estima que un riesgo de 1 en 10 000 (límite superior aceptado por la agencia) de contraer cáncer de piel ocurre con la exposición a concentraciones de arsénico de 2 $\mu\text{g/L}$ durante la vida; aunque los efectos no cancerígenos son también concernientes, la estimación de cáncer de piel guiará la determinación del nivel máximo de contaminación por arsénico permitido.

Como consecuencia de políticas de la USEPA, ésta considera el nivel máximo de contaminación dentro del intervalo de riesgo de 1:10 000 a 1:1 millón para ser protector de la salud humana, y basada en la valoración de riesgo para cáncer de piel únicamente, el nivel máximo sería colocado aproximadamente en los 2 $\mu\text{g As/L}$ para encontrar el límite superior de riesgo.

Si se desviara un poco la política debido a la existencia de un sustancial impacto financiero, el nivel se colocaría en 4 $\mu\text{g As/L}$, la inclusión del riesgo de cáncer interno, sin embargo, podría conducir la estimación para un riesgo de 1 en 10 000 más bajo.

La USEPA actualmente evalúa la capacidad de los métodos analíticos para detectar bajas concentraciones de arsénico, la información accesible de evaluaciones al desempeño de abastecimiento de agua calcula un nivel de cuantificación práctico de 2 $\mu\text{g As/L}$ para diferentes métodos existentes. Eaton (1994) evaluó diferentes métodos para la detección de bajas concentraciones de arsénico, concluyendo que el nivel de cuantificación práctica más bajo aceptable es de 4 $\mu\text{g/L}$.

2.3.2 Costo-Beneficio

En 1992 la USEPA desarrolló un estimado preliminar de costos nacionales para los Estados Unidos (Pontius, 1994), el cual puede ser tomado en cuenta para decidir el nivel máximo de contaminación permitido y se muestra a continuación en la [tabla 6].

Tabla 6 Estimación preliminar de las alternativas para el límite máximo permitido. Análisis Costo- Beneficio para Estados Unidos (1992).

Parámetro	Alternativas de Nivel máximo de Contaminación para Arsénico		
	20 µg/L	5 µg/L	2 µg/L
Número estimado de sistemas de tratamiento afectados	600	4850	12675
Costos totales de capital	140 millones USD	1.32 billones USD	6.225 billones USD
Costo anual de capital	22 millones USD	210 millones USD	1 billón USD
Número de casos de cáncer de piel evitados	15	63	108
Costo por caso de cáncer de piel evitado	1.5 millones USD	3.3 millones USD	9.3 millones USD

Fuente: (Pontius, 1994)

Como podemos ver, la USEPA se encuentra revisando el nivel máximo de contaminación y se espera que sea sustancialmente más baja que la actual de 0.05 mg As/L, qué tanto más baja, ahora es sólo materia de especulación; la alternativa más baja esperada es de 2 µg As/L mientras que la más alta es de 20 µg As/L, por lo tanto, las instalaciones de tratamiento deben iniciar su preparación para cumplir con la nueva disposición lo más pronto posible.

2.3.3 Legislación en otros países

Es importante mencionar que actualmente países como Canadá y la Comunidad Económica Europea, también manejan como limite máximo permisible 0.05 mg As/L, además de continuar sus esfuerzos por determinar la eficacia del valor de este parámetro para asegurar la salud de la población.

3. PROCESOS DE TRATAMIENTO

3.1 Introducción

Las opciones tecnológicas de tratamiento utilizadas actualmente para la remoción de arsénico incluyen la sedimentación, coagulación-floculación, adsorción, filtración, intercambio iónico, electrodiálisis, y ósmosis inversa.

En esta sección se presentan las diferentes opciones analizando ventajas y desventajas existentes entre ellas, con el propósito de realizar la selección más adecuada para su posible implementación en el tratamiento requerido.

3.2 Sedimentación simple

Se ha demostrado que la sedimentación simple tiene algunos efectos en la remoción de arsénico, esta remoción progresa asintóticamente y el nivel remanente de arsénico en el agua alcanza un punto cercano al equilibrio después de 10 días. La sedimentación aparentemente es capaz de remover sólo la mitad del contenido de arsénico, y esto después de un periodo prolongado de tiempo. En la [tabla 7] se muestran resultados experimentales de la implementación de la sedimentación simple en la remoción de arsénico.

Tabla 7. Resultados de Sedimentación Simple

Tiempo de sedimentación (días)	Contenido de As en el sobrenadante, mg/L	Porcentaje de As removido %
1	0.80	0
2	0.73	8.7
3	0.66	17.5
4	0.60	25.0

5	0.55	31.3
6	0.53	33.7
7	0.50	37.5
8	0.48	40.0
9	0.40	50.0
10	0.45	43.7
11	0.44	45.0
12	0.43	46.2
13	0.42	47.5
14	0.42	47.5
15	0.41	48.7

Fuente: (Shen, 1973)

3.3 Coagulación-Floculación

El tratamiento de agua potable por medio de coagulantes se ha utilizado tradicionalmente para reducir la turbidez removiendo sólidos que no sedimentan o que lo hacen lentamente de las fuentes de agua; en nuestro caso, la coagulación de As(V) con sales de aluminio (III) y de hierro(III) es un método reconocido como uno de los más eficientes para la remoción de arsénico, además, se ha visto que la remoción de As(III) durante la coagulación con alúmina, cloruro férrico, y sulfato férrico es menos eficiente que la remoción de As(V) bajo condiciones similares.

La [tabla 8] muestra los coagulantes químicos más utilizados en el tratamiento de coagulación-floculación.

Tabla 8. Coagulantes más utilizados en el tratamiento de agua.

Químico	Fórmula	Peso		
		Molecular	Seco	Densidad lb/ft ³ Líquido
Alúmina	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O^*$	666.7	60-75	78-80 (49%)
	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O^*$	594.3	60-75	83-85 (49%)
Cloruro férrico	$FeCl_3$	162.1		84-93
Cal	$Ca(OH)_2$	56 como CaO	35-50	
Sulfato férrico	$Fe_2(SO_4)_3$	400		
	$Fe_2(SO_4)_3 \cdot 3H_2O$	454		70-72

*El número de moléculas de agua unidas varía de 13 a 18.

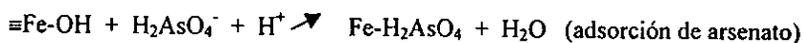
Fuente: (Metcalf & Eddy, 1991)

Si trabajamos con bajas dosis de coagulantes como cloruro férrico y alúmina (5 mg/L), la neutralización de cargas por la hidrolización de las especies metálicas coagulantes provoca la formación de flóculos mediante la agregación de partículas coloidales desestabilizadas, pero si por el contrario, se manejan altas dosis de éstos, el metal constituyente del coagulante precipita como un flóculo del hidróxido de metal en forma amorfa en el cual las partículas coloidales quedan atrapadas; aquí, la adsorción del arsénico en los sólidos precipitados del hidróxido del metal parece ser el mecanismo predominante para la remoción del arsénico, es decir, las sales de hierro y aluminio se hidrolizan formando hidróxidos sobre los cuales el As(V) se adsorbe y coprecipita.

La coprecipitación es definida como la incorporación de especies solubles de arsénico en una fase creciente de hidróxido vía inclusión, oclusión (el contaminante adsorbido es atrapado en el interior de una partícula en crecimiento) o adsorción.

La adición de este tipo de coagulantes puede facilitar la conversión de As(V) soluble y de especies de As(III) mediante diferentes reacciones hacia la formación de productos insolubles; la precipitación de fases sólidas con el contaminante como un constituyente iónico del sólido (como el arsenato férrico $\text{Fe}(\text{AsO}_4)$, de aluminio $\text{Al}(\text{AsO}_4)$, o soluciones sólidas de arsenato férrico con hidróxido férrico) puede ocurrir solamente si el producto de solubilidad del sólido es excedido, lo cual es improbable a bajas concentraciones del contaminante.

La adsorción se refiere a la formación de complejos de superficie entre arsénico soluble y los sitios superficiales de oxihidróxidos sólidos como se puede ver en las siguientes reacciones ejemplificadoras:



en la que $\equiv\text{Fe}-\text{OH}$ es un sitio superficial de hidróxido.

El tratamiento por coagulación por sí solo es muy efectivo en la remoción de arsénico del agua, pero no disminuye el contenido de arsénico a niveles por debajo del estándar para el agua para beber sugerido por la Organización Mundial de la Salud, debido a esto, el agua generalmente se somete primero a un proceso de oxidación y posteriormente es pasada por el proceso de coagulación, lo anterior debido a que como ya se había mencionado anteriormente, el As(V) se remueve con mayor eficiencia que el As(III).

Para obtener las condiciones óptimas en el tratamiento de coagulación-floculación, se ha probado con diferentes tipos de coagulante y se ha podido ver que el cloruro férrico $FeCl_3$ ha tenido mejores resultados, mientras que en pruebas realizadas con sulfato de aluminio se obtienen buenos resultados en cuanto a la formación de flóculo, pero resultados pobres en cuanto a la remoción de arsénico, lo cual puede hacernos suponer que la remoción del As se ve favorecida por medio de enlaces químicos (por ejemplo con el ion hierro) además del fenómeno adsorción física.

Fuente: (Hering, 1996)

A su vez, se han buscado mediante diferentes estudios las dosis óptimas de oxidante y coagulante realizando pruebas de jarras en el laboratorio, y algunos resultados encontrados se muestran en las [tablas 9, 10,11, 12 y 13].

Tabla 9. Coagulación por diferentes agentes coagulantes.

Propiedad	Coagulantes			
	Sulfato de Al	Cal	Sulfato ferroso	Cloruro férrico
Dosis mg/L	20	20	20	20
Flóculo	Regular	Regular	Regular	Bueno
As en el sobrenadante mg/L	0.68	0.80	0.76	0.18
As removido %	32	20	24	82

As en agua sin tratar: 1mg/L. Temperatura = 19.8°C. pH = 6.8

Fuente: (Shen, 1973)

Tabla 10. Efectos en la coagulación por el FeCl₃.

Propiedad	Dosis mg/L				
	10	20	30	40	50
Flóculo	Regular	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno
As en el sobrenadante mg/L	0.47	0.18	0.08	0.12	0.10
As removido %	53	82	92	88	90

As en agua sin tratar: 1mg/L. Temperatura = 19.8°C. pH = 6.8

Fuente: (Shen, 1973)

Tabla 11. Efecto de la oxidación y coagulación en la remoción de Arsénico.

FeCl ₃ mg/L	Dosis de Agente oxidante mg/L		As en sobrenadante mg/L	As removido %
	Permanganato de potasio	Cloro		
40	0		0.61	23.8
40	1		0.35	56.3
40	1.5		0.32	60.0
40	2		0.22	72.5
70	3		0.12	85.0
70	5		0.09	88.8
100	0		0.29	63.8
100	5		0.05	93.7
100	8		0.04	95.0
150	5		0.02	97.4
200	5		0.01	98.7
50		1.5	0.13	53.7
50		5	0.12	85.0
50		8	0.09	88.8
50		15	0.05	93.7
50		20	0.01	98.7
100		5	0.07	91.2
100		8	0.05	93.7

Fuente: (Shen, 1973)

Tabla 12. Prueba de Oxidación y coagulación para remoción de arsénico.

Propiedad	Cloro adicionado mg/L				
	5	10	20	30	40
FeCl ₃ agregado mg/L	50	50	50	50	50
Cl ₂ libre residual mg/L	0	0.3	1.0	2.0	3.0
Fe en sobrenadante mg/L	0.5	0.2	0.2	0.2	0.2
As en sobrenadante mg/L	0.12	0.08	0.01	Trazas	Trazas
Remoción de As %	82.5	90.0	98.7	~100	~100

Fe inicial en agua = 1.3 mg/L As inicial en agua = 0.8 mg/L

Fuente: (Shen, 1973)

Tabla 13. Resultados de Oxidación y coagulación para remoción de arsénico.

Propiedad	Coagulantes							
	Sulfato de Cobre		Sulfato de Aluminio		Sulfato férrico		Cloruro férrico	
Oxidante	Cl ₂	KMnO ₄	Cl ₂	KMnO ₄	Cl ₂	KMnO ₄	Cl ₂	KMnO ₄
Dosis de Oxidante mg/L	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Flóculo	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Bueno	Bueno	Bueno
As en sobrenadante mg/L	0.72	0.62	0.70	0.65	0.65	0.50	0.45	0.35
As removido %	10	22	12	30	19	38	44	56

As en agua sin tratar: 0.8 mg/L. Temperatura = 26. 5°C. pH = 7.4

Fuente: (Shen, 1973)

De acuerdo a lo anterior, se observaron los mejores resultados para las condiciones especificadas agregando aproximadamente 20mg/L de cloro y después coagulando con 60mg/L de FeCl_3 . El agua final contuvo solamente trazas de arsénico.

Fuente: (Shen, 1973)

Otros resultados encontrados tanto a nivel experimental como de planta piloto sugieren que la alúmina es pH-dependiente, lográndose los más altos niveles de remoción de arsénico(V) a $\text{pH} < 7$; además, la coagulación con FeCl_3 no es pH-dependiente entre 5.5 y 7.0, pero el incremento en la dosis de coagulante eleva la remoción de As(V) , lo cual puede observarse en las [figuras 7 y 8]; estas observaciones pueden ser explicadas por la menor adsorción de As(V) tanto en $\text{Al(OH)}_3(\text{am})$ como en $\text{Fe(OH)}_3(\text{am})$ a $\text{pH} 8$ que en pH de 5 a 7. La dependencia al pH fue mucho más pronunciada para el $\text{Al(OH)}_3(\text{am})$ que para el $\text{Fe(OH)}_3(\text{am})$. El decremento en la adsorción de arsénico a $\text{pH} 8.0$ tanto para el hidróxido de fierro como para el de aluminio puede ser debido al cambio en la forma iónica del arsénico (V) de H_2AsO_4^- a HAsO_4^{2-} como puede notarse en la [figura 2], siendo más eficientemente removido el H_2AsO_4^- .

Remoción de arsénico por adsorción en alúmina

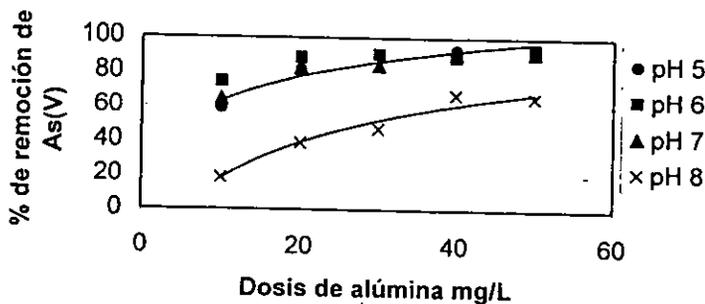


Figura 7. Remoción de Arsénico (V) por alúmina activada. (Resultados obtenidos mediante sedimentación, coagulación-floculación y filtración).

Fuente: (Gulledge, 1973)

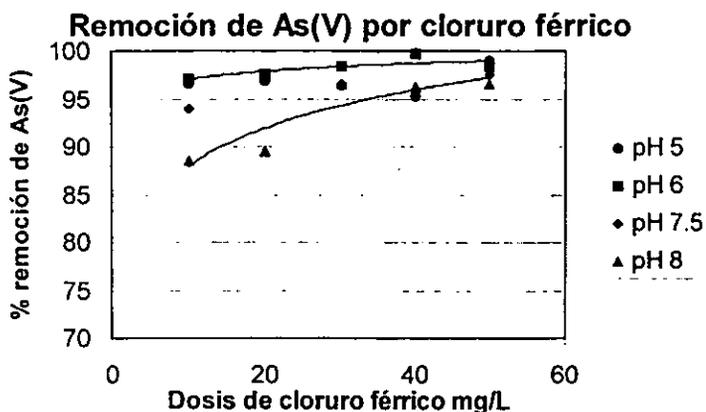


Figura 8. Remoción de Arsénico (V) por Cloruro férrico. (Resultados obtenidos mediante sedimentación, coagulación-floculación y filtración).

Fuente: (Gulledge, 1973)

Como podemos ver, las variables más importantes que afectan el proceso son la dosis de coagulante y el pH debido al cambio en la forma iónica del arsénico (V); también resulta importante mencionar que la existencia de solutos inorgánicos como calcio, sulfatos y fosfatos pueden competir directamente por los sitios de unión de superficie, además puede influenciar la carga superficial del óxido, afectando indirectamente la adsorción de trazas de contaminante como el arsénico.

En la [figura 9] puede observarse el esquema típico de un proceso de coagulación-floculación.

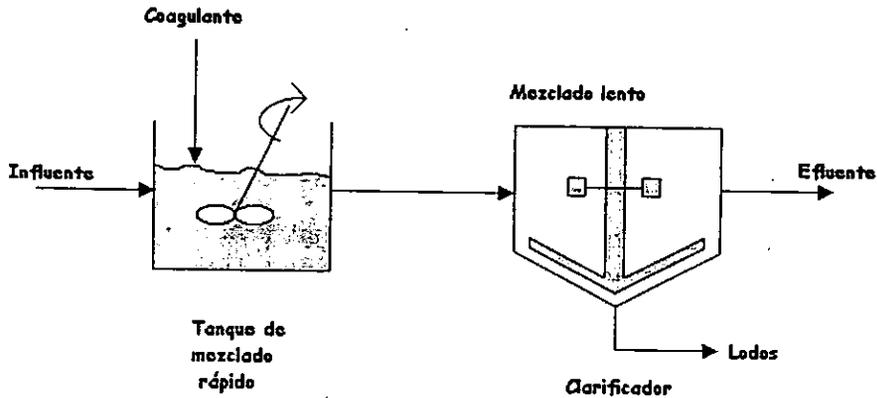


Figura 9. Proceso de Coagulación-Floculación

3.4 Adsorción

La adsorción del arsénico se lleva a cabo normalmente al filtrar agua contaminada con arsénico a través de una columna de material granular con capacidad de adsorberlo; constantemente se están buscando minerales apropiados para ser utilizados como sorbentes, y las condiciones más favorables de pH-pE que aseguren la remoción del arsénico por adsorción sobre los mismos.

Un mineral apropiado para este fin es aquel que:

- tiene afinidad química al arsénico y sus formas hidrolizadas en el agua natural (es decir puede formar complejos superficiales con el mismo), y
- Propicia interacciones electrostáticas con el arsénico.

Los mecanismos que rigen la remoción de un contaminante (soluto) por un sólido (sorbente) se determinan por las interacciones intermoleculares que existen en un sistema soluto-solvente-superficie, siendo la energía libre de adsorción la suma de las energías de las interacciones químicas, electrostáticas y de solvatación o hidratación.

El proceso de adsorción se muestra en la [figura 10]. Si se considera el proceso de adsorción en una partícula de medio filtrante, se pueden identificar los siguientes pasos:

1. Difusión del anión de arsénico en solución hacia el área en proximidad de la partícula del medio;
2. Difusión del anión a través de la capa límite que envuelve a la partícula;
3. Difusión del anión a través de los poros; e
4. Intercambio de iones, el ión OH^- reemplazado por H_2AsO_4^- , y adsorción del anión de arsénico.

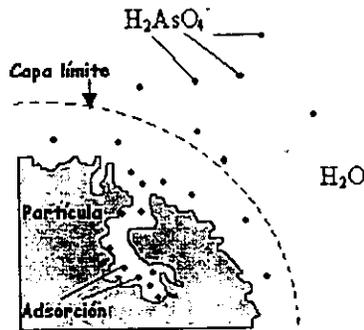


Figura 10. Proceso de adsorción

Algunos materiales utilizados en la remoción de arsénico por adsorción son la alúmina, carbón activado, bauxita etc. Se ha observado en todos los casos que la velocidad de adsorción es exponencial y que el arsénico (V) es removido de la solución mucho más rápido por la alúmina activada que por cualquier otro adsorbente; además la velocidad de adsorción de As(III) en la alúmina activada y bauxita son mucho más bajas que aquella para el As(V).

El arsénico (V) es adsorbido efectivamente en el intervalo de pH entre 4 y 7 por la alúmina activada y la bauxita como se muestra en las [figuras 11 y 12], también puede verse y que la adsorción de As(V) por alúmina activada y bauxita se ve disminuida por arriba de pH 7;

por su parte, el carbón activado adsorbe el As(V) preferentemente en el intervalo ácido de pH entre 3 y 5, como puede verse en la [figura 13], pero muestra una pobre capacidad de adsorción en comparación con la alúmina activada y la bauxita aún trabajando a pH 4, el cual el valor óptimo en su caso.

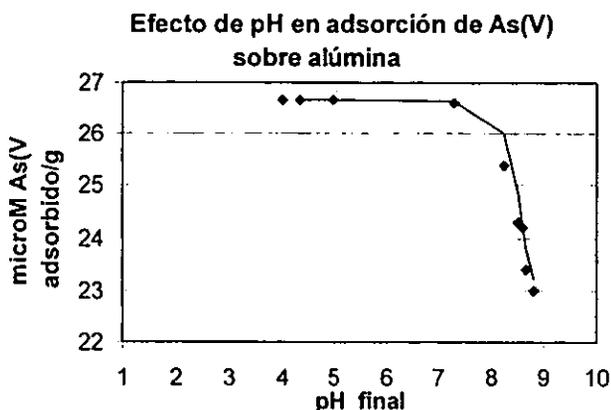


Figura 11. Adsorción de As(V) sobre alúmina

Fuente: (Gupta, 1978)

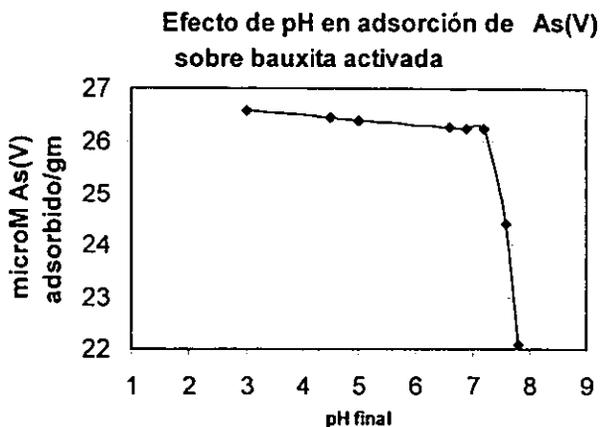


Figura 12. Adsorción de As(V) sobre bauxita activada

Fuente: (Gupta, 1978)

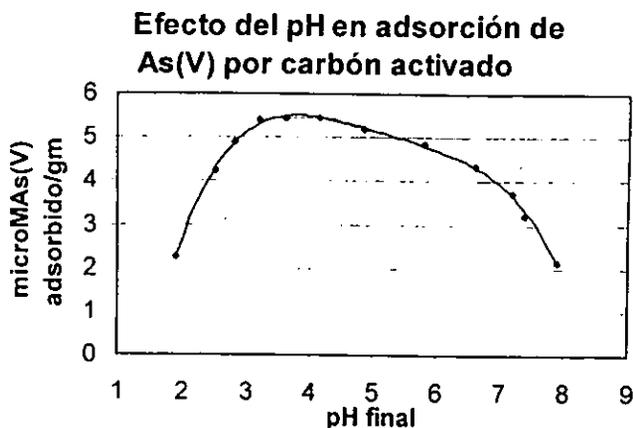


Figura 13. Adsorción de As(V) sobre carbón activado

Fuente: (Gupta, 1978)

Las isotermas de adsorción para los tres tipos de adsorbente se muestran en las [figuras 14, 15 y 16]; el mejor ajuste se obtiene por el modelo de Langmuir lo cual indica un fenómeno reversible y que la cobertura es de tipo monocapa. Los valores de las isotermas son para el intervalo de pH de 6 a 7 para el caso de la alúmina activada y la bauxita, y entre 3 y 4 para el caso del carbón activado.

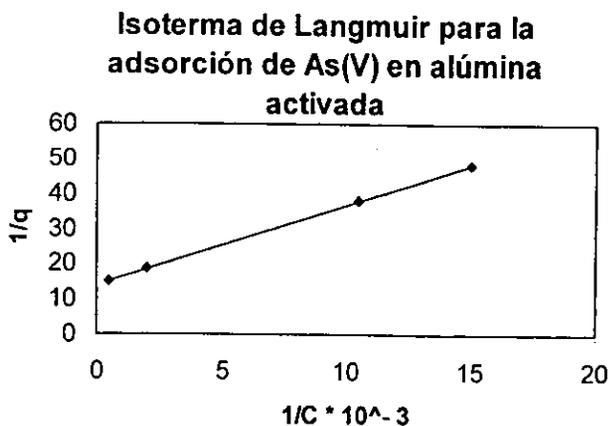


Figura 14. Isoterma de adsorción
 $q = \text{mM As(V) adsorbido/g de sólidos}$, $C = \text{mM de As(V)}$

Fuente: (Gupta, 1978)

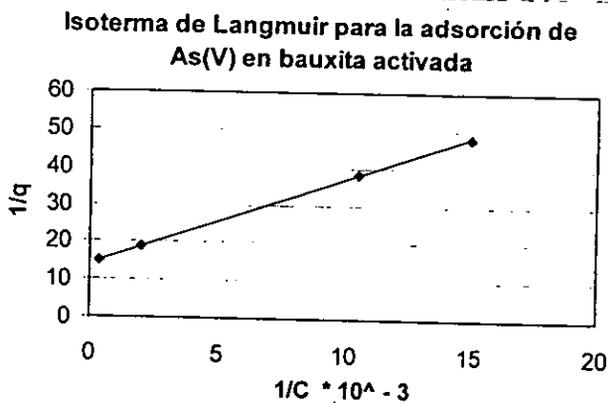


Figura 15. Isoterma de adsorción
 $q = \text{mM As(V) adsorbido/g de sólidos}$, $C = \text{mM de As(V)}$
Fuente: (Gupta, 1978)

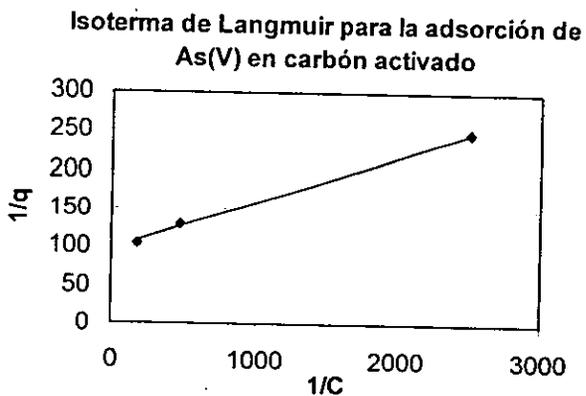


Figura 16. Isoterma de adsorción
 $q = \text{mM As(V) adsorbido/g de sólidos}$, $C = \text{mM de As(V)}$
Fuente: (Gupta, 1978)

La capacidad de adsorción de estos adsorbentes para As(III) y As(V) se muestra en la [tabla 14] con una concentración residual de arsénico de 50µg/L en el equilibrio.

Tabla 14. Remoción de arsénico por varios adsorbentes.

Concentración residual mg/L	Arsénico removido (mg/g de sólido)				
	Alúmina Activada		Bauxita Activada		Carbón activado
	As(V)	As(III)	As(V)	As(III)	As(V)
0.05	4.1	0.2	2.0	0.12	0.34

Fuente: (Gupta, 1978)

Como ya se había mencionado en la sección de coagulación-floculación, los arsenatos se adsorben o coprecipitan sobre hidróxidos de hierro involucrando reacciones superficiales altamente específicas, y la mejor adsorción de As(V) sobre Al(OH)₃ y Fe(OH)₃ tiene lugar entre un pH de 4 y 7, cuando la superficie del sorbente es de carga positiva y el arsénico está en forma aniónica; en la naturaleza se ha observado que los óxidos de hierro tienen carga superficial positiva en la mayoría de los ambientes geológicos y adsorben preferentemente aniones, lo mismo sucede con el hidróxido de aluminio y las arcillas.

También se ha visto que el porcentaje de remoción de arsénico es independiente de la concentración inicial de arsénico dentro de un intervalo considerable, este comportamiento puede ser explicado, si aplicamos para un pH determinado, una expresión simplificada de Langmuir para la adsorción (1); esta expresión relaciona la concentración de As adsorbido [As]_{ads}, con la concentración disuelta [As]_{dis},

$$[As]_{ads} = \frac{[As]_{dis} K_{ads} [FeOH]_T}{1 + [As]_{dis} K_{ads}} \quad (1)$$

en la cual K_{ads} = una constante aparente de adsorción y $[=FeOH]_T$ = la concentración total de sitios de unión superficial que es proporcional a la dosis de coagulante (todas las concentraciones en mol/L). A bajas concentraciones de $[As]_{dis}$, la expresión se simplifica a

$$[As]_{ads} = [As]_{dis} K_{ads} [=FeOH]_T \quad (2)$$

que puede ser combinada con un balance de masa para el arsénico

$$[As]_{total} = [As]_{ads} + [As]_{dis} \quad (3)$$

para obtener la expresión de % de arsénico removido:

$$\% \text{ As adsorbido} = \frac{K_{ads} [=FeOH]_T}{1 + K_{ads} [=FeOH]_T} \times 100 \quad (4)$$

Esta expresión indica que mientras los sitios superficiales no estén saturados por el As adsorbido, el % de remoción de As para una dosis de coagulante dada, deberá ser independiente de la concentración inicial del arsénico (disuelto).

Se sabe poco del mecanismo de adsorción de las especies de arsénico sobre alúmina activada, bauxita y carbón. Lo que se ha concluido hasta ahora es que ese mecanismo no se puede explicar solamente en términos de interacciones molécula-superficie, interacciones electrostáticas u oclusión. La especie mejor removida por el carbón activado es $H_2AsO_4^-$ lo cual es comprobado con el diagrama de predominio de especies, ya que en el intervalo de pH entre 3 y 6.5 la especie predominante es $H_2AsO_4^-$, esto puede deberse al resultado de la reacción de especies monovalentes con grupos oxo-funcionales en la superficie del carbón; probablemente existe poca afinidad entre la superficie del carbón y las formas no-iónicas, divalente y trivalentes del As(V). En el caso de As(III), la especie predominante en el intervalo de pH de 0 a 9 es H_3AsO_3

En la [figura 17] se muestra la estructura básica de un proceso de adsorción.

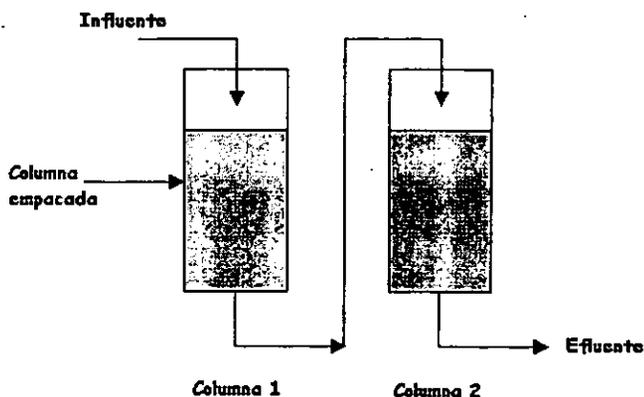


Figura 17. Proceso de adsorción en columna empacada

3.5 Filtración

Este proceso es utilizado como un paso adicional al tratamiento de coagulación-floculación del agua, el cual a su vez es precedido por un paso de sedimentación; si se dosifica la cantidad adecuada de FeCl_3 y de cloro (si es necesario), se puede obtener una calidad de agua adecuada durante un periodo de 31 días antes de que se deba regenerar el medio filtrante.

De acuerdo a pruebas al nivel de planta piloto realizadas en el suroeste de Taiwan (Shen, 1973) para evaluar el desempeño del proceso de filtración en la remoción de arsénico, se ha observado que la filtración lenta es más efectiva que la rápida en filtro de arena, siendo superior a la antracita, como puede verse en la [tabla 15].

Tabla 15. Resultados de filtración.

Cantidad	Tiempo (días)							
	8	12	16	20	24	28	31	34
Razón de filtración $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{día}$	5.3	2.9	4.5	4.9	4.6	2.9	4.7	3.0

Evaluación de procesos para la eliminación de arsénico presente en el agua de abastecimiento

Dosis de FeCl ₃ mg/L	95	157	87	51	102	162	51	80
Dosis de Cl ₂ mg/L	38	69	20	20	10.4	33	13.8	32
Cloro residual en agua final mg/L	2.0	3.0	1.5	2.0	1.5	2.5	2.0	2.0
pH agua inicial	7.0	7.2	7.1	7.0	7.2	7.0	7.0	7.1
pH agua final	7.2	7.0	7.2	7.2	7.1	7.2	7.2	7.4
Fe agua inicial mg/L	1.2	1.2	1.1	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0
Fe agua final mg/L	0	0	0	0	0	0	0	0
As mg/L agua inicial	0.6	0.83	0.72	0.83	0.58	0.60	0.83	0.80
As mg/L después de sedimentación	0.05	0.03	0.05	0.10	0.09	0.14	0.23	0.10
As mg/L agua final	0	0	0	0	0	0	Trazas	0.08
As remoción %	100	100	100	100	100	100	~100	90

Fuente: (Shen, 1973)

La arena puede ser regenerada tratándola con NaOH y posteriormente lavada con agua libre de arsénico. Como puede verse en la [tabla 16], cerca del 90% del arsénico fue eliminado de la arena permitiendo su reutilización.

Tabla 16. Lavado de arena con NaOH

Tiempo de contacto hr	Cantidad	Concentración de NaOH mg/L						
		0	50	250	500	2500	5000	10000
5	As en arena usada mg/kg	17.5	16.5	12.0	12.0	8.2	5.5	4.0
	As removido %	-	5.7	31.4	31.4	53.1	68.1	77.1
24	As en arena usada mg/kg	17.5	15.6	10.8	8.2	3.0	3.0	2.5
	As removido %	-	11.0	38.3	53.1	82.8	82.8	85.7

Fuente: (Shen, 1973)

Este proceso proporciona una calidad de efluente adecuada si se implementa después de una etapa de coagulación-floculación, además de llevarse a cabo preferentemente a razones de filtración bajas (aproximadamente $4.5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día}$); otro punto importante es que la reutilización del medio filtrante (arena) es eficiente.

3.6 Intercambio iónico con resinas poliméricas

Como su nombre lo indica, las resinas de intercambio cumplen la función de sitios de intercambio: despiden un ion de la superficie de la resina, y a cambio aceptan un ion con la misma carga eléctrica (positiva o negativa) presente en el agua que pasa a través de ésta.

Esta técnica funciona muy bien en algunos casos, pero ofrece muy poca selectividad, además, las resinas de intercambio de aniones demuestran una mayor afinidad hacia los iones de sulfato, selenio y nitrato que hacia el arsénico, y por lo tanto la presencia de estos iones en el agua reducirá la capacidad de adsorción de arsénico de la resina, y por lo tanto su eficiencia.

Asimismo, la efectividad del proceso de intercambio de iones se ve sumamente afectado por la presencia de concentraciones altas de sales y de altas concentraciones de contaminantes orgánicos (100 ppm o más), lo que causa la contaminación de la resina requiriendo una frecuente regeneración.

Puesto que las aguas freáticas y superficiales poseen frecuentemente altos niveles de sustancias inorgánicas, en muchos casos este método es descartado como la forma de tratar esta agua.

3.7 Ósmosis Inversa.

La ósmosis inversa es un proceso en el cual el agua es separada de material disuelto filtrándola a través de membranas semipermeables a una presión mayor que la osmótica causada por las sales disueltas en el agua. Con los diferentes tipos de membrana y equipo

existentes en la actualidad, las presiones de operación varían desde la atmosférica hasta 1000 PSI (6900 kN/m²). Los componentes básicos de una unidad de ósmosis inversa son la membrana, una estructura de soporte de la membrana, un tanque contenedor, y una bomba de alta presión.

Este método es extremadamente efectivo en la remoción de iones (incluyendo el arsénico pentavalente) y sales, pero tampoco es selectivo. La remoción de iones puede causar depósitos o costras, tal como el calcio, lo cual provoca la precipitación de estos depósitos en las membranas de ósmosis inversa. Por consiguiente, para evitar el desgaste de las membranas se hace necesaria la adición de químicos para suprimir la precipitación o un lavado frecuente con ácido (aproximadamente una vez al mes). Además de esto, los procesos de ósmosis inversa comúnmente demuestran una tasa de recuperación bastante pobre (típicamente 25% o más del agua a tratar resulta en agua de desecho). Por lo tanto, una desventaja adicional es la necesidad de disponer de los grandes volúmenes de agua de desecho que se generan en este proceso.

La [figura 18] muestra el sistema de ósmosis inversa.

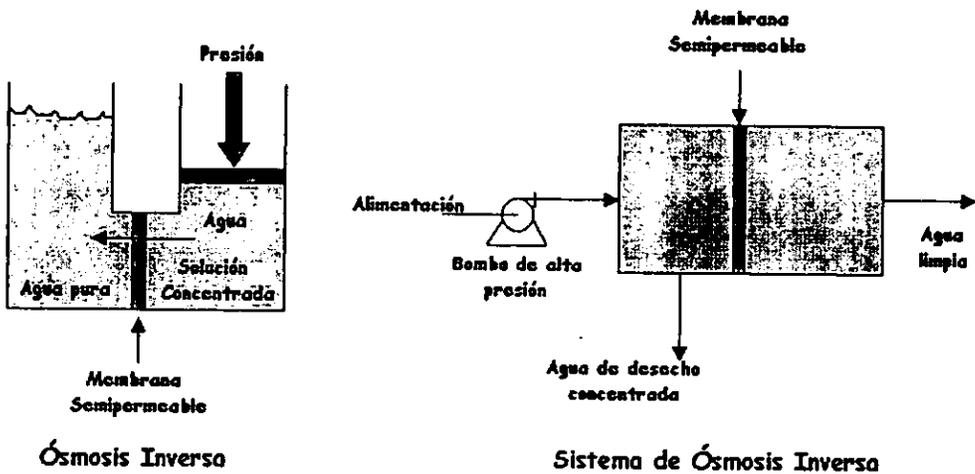


Figura 18. Sistema de Ósmosis Inversa

3.8 Electrodiálisis.

El sistema de Electrodiálisis consiste en una sucesión de membranas permeables a los cationes y otras permeables a los aniones, separadas por espaciadores de flujo. A un extremo del paquete de membranas se coloca un cátodo y al otro extremo un ánodo. Cuando se aplica una carga de corriente directa a este sistema, los iones que se ven atraídos hacia el cátodo pueden pasar a través de las membranas permeables a los cationes, pero no a través de las membranas permeables a los aniones. Igualmente, los iones que se ven atraídos hacia el ánodo pasan a través de las membranas permeables a los aniones, pero no a través de las membranas permeables a los cationes.

Este proceso resulta en una corriente de agua diluida de iones y otra concentrada en iones. Dado que la electrodiálisis utiliza membranas de intercambio de iones, el sistema puede verse afectado por contaminantes que se acumulan en las membranas. Por lo tanto las mismas medidas que deben tomarse con los sistemas de Ósmosis Inversa deben también tomarse para mitigar daños a las membranas de electrodiálisis.

La eficiencia del proceso de osmosis inversa, electrodiálisis e intercambio iónico depende del grado de disociación del As. Las constantes de disociación para el As(V) son menores que las del As(III) por lo que su grado de disociación es mayor, así, la eficiencia de remoción del As(V) es mayor en comparación con la del As(III), lo que justifica la oxidación del arsénico antes de su tratamiento en estos casos también.

Los arsenitos se oxidan fácilmente a arsenatos con cloro, la oxidación tiene lugar casi de inmediato en el intervalo de pH de 6 a 10 cuando se aplica 1 mg/L de Cl₂ libre en exceso del estequiométricamente requerido. Con O₂ la oxidación completa a temperatura ambiente es muy lenta.

3.9 Selección del Proceso

Para la selección del proceso más adecuado se consideraron diferentes aspectos entre los que destacan:

1. Aplicabilidad del proceso. Evaluada basándose en la experiencia pasada, información publicada, información de plantas piloto y a escala industrial, etc.
2. Aplicabilidad en variaciones en el flujo. La mayoría de los procesos funcionan mejor a flujos relativamente constantes, aquí se evalúa la capacidad de adaptación del proceso a variaciones de flujo a la entrada.
3. Inhibición y constituyentes no afectados. Aquí se determina hasta qué punto puede verse afectado el proceso por la presencia de otros constituyentes en el influente.
4. Condiciones climáticas. Se evalúa la afectación del desempeño del tratamiento por condiciones del clima como puede ser la temperatura, viento, etc.
5. Desempeño. Medido en términos de la calidad del efluente, que debe ser consistente con los requerimientos.
6. Residuos del tratamiento. Los residuos producidos deben ser conocidos o estimados.
7. Requerimientos químicos. Se determinan los efectos que pueden tener en las características de los residuos del tratamiento y qué tanto incrementan el costo del tratamiento.
8. Requerimientos energéticos. Se determina el incremento en costo del proceso.
9. Requerimiento de personal. Número de personas y qué tipo de capacitación deben tener.
10. Requerimientos de operación y mantenimiento. El costo del proceso se ve directamente afectado.
11. Confiabilidad. Periodo de tiempo en el que la unidad de operación es confiable, así como la facilidad de arranque del sistema.

12. Complejidad. Complejidad para operar el proceso en condiciones tanto de rutina como de emergencia, lo cual determina a su vez el nivel de entrenamiento de operadores.
13. Compatibilidad. La unidad de operaciones puede ser utilizada satisfactoriamente con el equipo existente (si lo hay).
14. Requerimiento de espacio. No sólo para el equipo sino también para futuras ampliaciones y para minimizar el impacto visual.

Fuente: (Adaptado de Metcalf & Eddy, 1991)

La [tabla 17] muestra la evaluación realizada para los diferentes procesos de acuerdo a los criterios expresados anteriormente.

Como se puede observar en la [tabla 17], existen dos procesos cuya implementación es más recomendable debido a su mayor calificación sobre las demás opciones y son:

- (1) Adsorción.
- (2) Un tren de tratamiento que incluya una etapa de coagulación-floculación además de otra de filtración a través de arena.

El sistema de adsorción ofrece la mejor calidad en el efluente, es un sistema cuya operación resulta simple en condiciones tanto de rutina como de emergencia, además de requerir bajo mantenimiento.

Por otro lado el sistema de coagulación-floculación-filtración ofrece una mayor flexibilidad en lo referente a la presencia de otros constituyentes en el influente, además de adaptarse satisfactoriamente a variaciones de flujo a la entrada y constituye un proceso poco complejo en su operación.

En el siguiente capítulo se analizarán más a fondo estas dos propuestas desde el punto de vista tanto técnico como económico.

Tabla 17. Evaluación para selección del proceso.

Criterios de Evaluación	Procesos																
	Peso	Sedimentación simple		Coagulación-floculación		Adsorción		Filtración		Intercambio iónico		Ósmosis Inversa		Electrodialisis			
		Calif.	Pond.	Calif.	Pond.	Calif.	Pond.	Calif.	Pond.	Calif.	Pond.	Calif.	Pond.	Calif.	Pond.		
Aplicabilidad del proceso	15	9	135	9	135	9	135	10	150	9	135	8	120	7	105	6	90
Aplic. Variación de flujo	16	10	160	9	144	9	144	9	144	10	160	8	128	6	96	6	96
Afectación por diferentes const.	10	9	90	10	100	8	80	8	80	10	100	5	50	5	50	5	50
Condiciones Climáticas	8	9	72	9	72	9	72	9	72	9	72	8	64	7	56	7	56
Desempeño	20	7	140	8	160	10	200	6	120	6	120	8	160	8	160	8	160
Residuos generados	12	8	96	7	84	10	120	8	96	8	96	8	96	10	120	10	120
Requerimientos químicos	14	9	126	7	98	10	140	9	126	8	126	8	112	7	98	7	98
Requerimientos energéticos	13	7	91	10	130	8	104	9	117	7	91	7	91	6	78	6	78
Requerimientos de personal	9	7	63	9	81	10	90	9	90	8	72	8	72	6	54	6	54

Requerimientos de op y mant.	11	9	99	9	99	9	99	7	77	9	99	7	77	7	77
Confiabilidad	18	7	126	9	162	10	180	8	144	8	144	8	144	8	144
Complejidad	17	9	153	10	170	10	170	9	153	9	153	8	136	7	119
Compatibilidad	6	10	60	8	48	8	48	8	48	8	48	6	36	6	36
Requerimiento de espacio	4	7	28	6	24	10	40	7	28	10	40	7	28	7	28
Costos de capital	7	10	70	7	49	8	56	10	70	8	56	6	42	6	42
SUMA			1509		1556		1797		1536		1433		1280		1248

- Escala de calificación 0-10
- Peso relativo 0-20

4. EVALUACIÓN TÉCNICO-ECONÓMICA.

4.1 Introducción.

De acuerdo al análisis realizado de las diferentes opciones tecnológicas de tratamiento, en este capítulo se presenta el análisis de factibilidad técnico económico para las dos mejores opciones obtenidas las cuales resultaron ser el tratamiento por coagulación-floculación y el tratamiento por adsorción.

Para realizar este análisis, se tomó como base el resultado de la caracterización de una muestra de agua proveniente del estado de Durango, de tipo superficial, el cual se muestra en la [tabla 18].

Tabla 18. Análisis Físicoquímico.

Parámetro	Resultado
pH	7.2
Dureza total (CaCO ₃)	336
Cloruro (Cl ⁻)	181
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	160
Hierro	0.27
Arsénico	0.15
Aluminio	0.37

Resultados expresados en mg/L, excepto el pH

También se tomó como base un flujo de 60L/s (1000gpm) para su tratamiento, esto con la idea de la instalación de este tipo de tratamiento en localidades pequeñas y medianas del interior de la República Mexicana para su abastecimiento de agua potable, ya que es ahí donde este problema se manifiesta con mayor intensidad.

La evaluación económica fue realizada para cada uno de los procesos tomando en cuenta dos factores: la estimación del monto total del capital de inversión, así como el costo anual de producción de agua. Una vez conocidos estos dos valores, (además de las ventajas y desventajas técnicas para ambos casos), fue posible tomar una decisión sobre la elección de la opción más adecuada para este caso.

Para realizar la estimación del capital de inversión requerido para los dos tipos de proceso, se recurrió al método de aproximación por factores de costo para plantas químicas (Peters & Timmerhaus, 1980) por medio del cual los diferentes costos de inversión son referidos al costo del equipo requerido por el sistema en tiempo presente. La [tabla 19] presenta los factores de aproximación para la estimación del monto total de la inversión.

Tabla 19. Estimación de capital de inversión.

Costos Directos	
Equipo	
Concepto	Factor
Instalación	0.25 Equipo
Instrumentación y Control	0.06 Equipo
Tubería instalada	0.10 Equipo
Sistema eléctrico instalado	0.10 Equipo
Edificio	0.40 Equipo
Servicios instalados	0.40 Equipo
Terreno	0.40 Equipo
Costos Indirectos	
Ingeniería y supervisión	0.07 CD
Construcción	0.08 CD
Contratista	0.02 CD
Contingencia	0.05 CD
Total de capital de inversión	CD+CI
Capital de trabajo	15% Capital de inversión
Total de inversión requerida	Cap. Trabajo + Cap. Inversión

En cuanto al costo total de producción, también fue estimado mediante el método de aproximación de costos de Peters y Timmerhaus, cuyas consideraciones se muestran en la [tabla 20].

Tabla 20. Costos de Producción Anual

Concepto	Factor
Costos Directos	
Mano de obra	0.005-0.01 Capital de Inversión.
Supervisión	0.1 Mano de Obra
Mantenimiento	0.05 Capital de Inversión
Laboratorio	0.1 Mano de Obra
Impuestos y cargos	
Depreciación (a 20 años) Anual (5%)	0.05 Equipo
Impuestos	0.02 Capital de Inversión
Seguros	0.006 Capital de Inversión
Generales	0.5 Mano de Obra
Gastos generales	
Administrativos	0.15 Mano de Obra
	Total

4.2 Adsorción.

Para este tipo de proceso se seleccionó la tecnología manejada por el grupo canadiense ADI® (localizado en Fredericton NB Canadá), ya que supera de manera importante los requerimientos especificados por la NOM 127-SSA1 (0.05 mg As/L) y aún el recomendado por la OMS que es de 0.01 mg As/L.

4.2.1 Tecnología ADI®

El sistema de tratamiento es simple, consiste de un tanque que contiene el medio filtrante ADI Media G2® a través del cual se filtra el agua directamente. El medio posee propiedades que le permiten adsorber el arsénico y otros metales de manera muy eficaz, es preparado a partir de minerales naturales y la propiedad de intercambio de iones de la superficie del material se ha adaptado para remover específicamente el arsénico.

El sistema rinde muy bien bajo un intervalo de pH de 5.5 a 8.0 y no se ve afectado por concentraciones altas de cloruros y sulfatos, los cuales son contaminantes que pueden afectar severamente otras tecnologías. La pérdida de presión a través del filtro se limita típicamente a menos de 14 kPa, y ya que no existe la necesidad de instalar tanques de

decantación, se elimina también la producción de lodos y por consiguiente una etapa de bombeo adicional.

Cuando se llega a la saturación del medio filtrante, el medio puede ser regenerado por medio de un proceso muy simple que toma menos de dos horas y que se hace sin necesidad de extraer el medio del filtro.

Luego de ser neutralizado, el desecho producido por la regeneración no se clasifica como material peligroso y puede ser descargado al alcantarillado municipal o eliminado en relleno sanitario convencional. Este desecho constituye menos del 0.1% del volumen de agua tratada.

El sistema requiere de un mínimo de atención y mantenimiento, por lo que resulta una tecnología apropiada, tanto en zonas urbanas como en áreas rurales donde los recursos y la disponibilidad de técnicos especializados en el tratamiento de agua son escasos.

La [figura 19] muestra el diagrama del sistema.

4.2.2 Descripción del proceso

El agua es bombeada hacia el manifold de entrada el cual la distribuye hacia los 6 diferentes tanques, (durante el periodo de prueba y arranque se verifica si es necesario una etapa previa de oxidación o ajuste de pH), dentro del tanque se maneja un tiempo de contacto de 10 minutos aproximadamente para llevar a cabo satisfactoriamente el proceso de adsorción, después de lo cual el agua es conducida por el manifold de salida para su disposición, conteniendo en ese momento menos de 0.01 mg As /L.

El volumen de agua tratada, antes de ser requerida la regeneración del medio es de 151 500 m³ (40×10⁶ galones), siendo el medio capaz de ser regenerado aproximadamente 4 veces.

El volumen total de agua tratada antes de ser necesario el remplazo del medio es de 605 700 m³ (160×10⁶ galones) aproximadamente, lo cual dependerá de variaciones en la calidad del influente, lo cual debe ser constantemente monitoreado.

4.2.3 Evaluación económica

Se realizó directamente con la empresa la cotización del equipo requerido para el tratamiento, así como una estimación de los costos de operación (regeneración y remplazo del medio), instalación y arranque.

El equipo requerido se enlista en la [tabla 21]:

Tabla 21. Equipo suministrado por ADI.

Concepto	Número
Tanque 2.45m(8ft) diámetro - 3.05m(10ft) altura	6
Manifold de entrada 30.48cm(12in) de diámetro 316 SS, con conexiones de 7.62cm(3in) hacia los tanques	1
Manifold de salida 30.48cm(12in) de diámetro 316SS, con conexiones de 7.62cm(3in) hacia los tanques	1
Válvulas tipo bola de 7.62cm(3in) 316SS para aislamiento de cada tanque	12
Medidor de flujo a la salida	1
<u>Para cada tanque:</u>	
Conexión de 7.62cm(3in) con válvula tipo bola 316SS para drenar retrolavado	1
Conexión de 5.08cm(2in) con válvula tipo bola 316SS para drenar regenerante	1
Conexión de 2.54cm(1in) con válvula tipo bola 316SS para entrada regenerante	1
Soporte del medio y ADIMediaG2 [®]	1
Medidores de presión	2

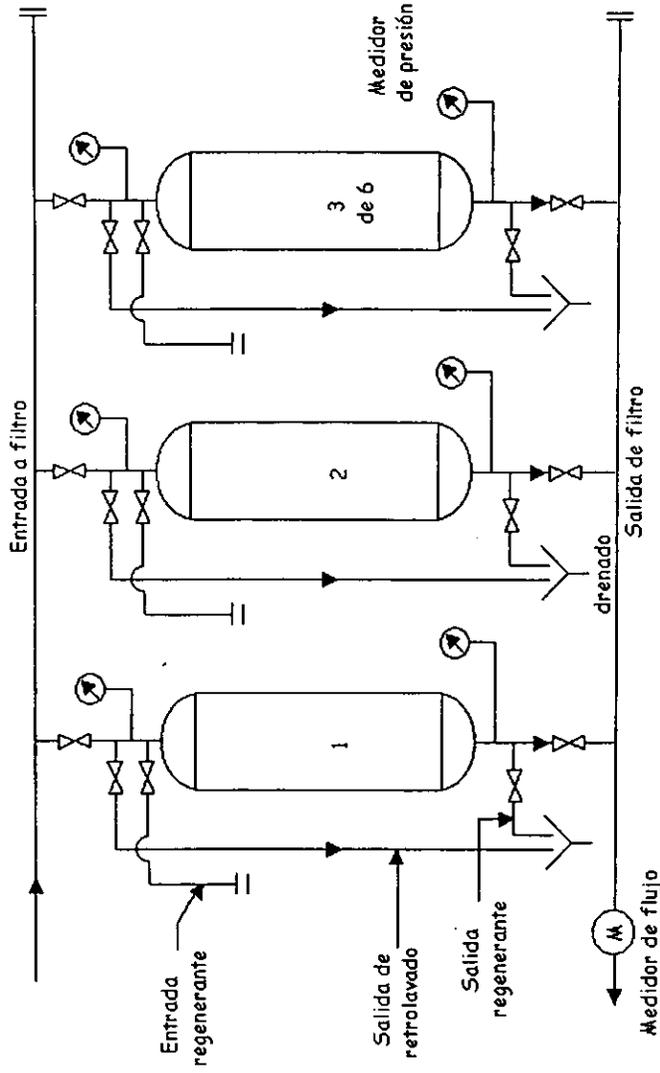


Figura 19. Diagrama del sistema de adsorción.

Fuente: (ADI[®], 1998)

Adicionalmente si es requerido:

1. Tanque para solución de cloro y bomba alimentadora si es necesaria la oxidación previa.
2. Tanque para ajuste de pH con bomba alimentadora.

4.2.4 Inversión requerida

Aquí es considerado el equipo anteriormente citado, 15 días de soporte técnico en el sitio para la instalación y arranque del sistema, y manual de operación y mantenimiento, el monto de lo anterior asciende a \$490,000 USD.

Tomando en cuenta además el costo de bombeo (Modern Cost Engineering, 1979; Marshall & Swift, 1998) y considerando la utilización de bombas centrífugas para un gasto de 60L/s, una cabeza de 15.24m(50ft), y su instalación tenemos que adicionar la cantidad de \$39 250 USD.

Por lo tanto el monto total para el equipo resulta ser de \$529 250 USD

Tabla 22. Estimación de inversión. (Adsorción)

Abril 1998

Q = 60L/s		
Concepto	Monto (pesos)	Monto (dólares)
Costos Directos		
Equipo	4 763 250	529 250
Sistema eléctrico instalado	476 325	52 925
Edificios	1 905 300	211 700
Servicios instalados	1 905 300	211 700
Terreno	1 905 300	211 700
Total C.D.	10 955 475	1 217 275

Concepto	Monto (pesos)	Monto (dólares)
Costos Indirectos		
Construcción	876 438	97 382
Contratista	219 105	24 345
Contingencia	547 776	60 864
Total C.I.	1 643 319	182 591

Total Capital de Inversión	12 598 794	1 399 866
Capital de trabajo	1 889 820	209 980
Total Inversión Requerida	14 488 614	1 609 846

\$1 USD= \$ 9.00 pesos

Tabla 23. Costos de Producción Anual. (Adsorción) Abril 1998

Concepto	Monto	
	Pesos	Dólares
Costos Directos		
Mano de obra	63 000	7 000
Supervisión	6 300	700
Mantenimiento	792 000	88 000
Laboratorio	6 300	700
Impuestos y cargos		
Depreciación (a 20 años) anual (5%)	238 158	26 462
Impuestos	251 982	27 998
Seguros	75 591	8 399
Generales	31 500	3 500
Gastos generales		
Administrativos	9 450	1 050
Total	1 474 281	163 809

* Aquí se contemplan 8 procesos de regeneración y 2 cambios del medio filtrante anualmente. Cotizado directamente con el proveedor.

\$1 USD= \$ 9.00 pesos

4.3 Coagulación- floculación.

De acuerdo a la información presentada en el capítulo anterior, este proceso es eficaz en la remoción de arsénico si es complementado con una etapa posterior de filtración en arena. Su aplicación resulta conveniente preferentemente para aguas superficiales con alta turbiedad donde además de arsénico deben removerse otros contaminantes lo cual resulta de gran utilidad para muchos casos existentes en México.

4.3.1 Descripción del proceso

Como ya se había indicado, se trata de un sistema convencional de coagulación-floculación, con una etapa adicional de filtración en arena.

El agua es bombeada hacia el tanque clarifloculador el cual maneja un tiempo de retención de 120 minutos para favorecer los mecanismos característicos de este tipo de proceso descritos anteriormente.

Para lograr lo anterior es agregado el FeCl_3 al tanque directamente, esto debido a que diferentes experimentos (Edwards, 1994) demuestran que la remoción de As(V) por la formación del hidróxido "*in situ*" es cerca de 5 veces más grande comparada con la realizada a partir de hidróxidos formados previamente. Esto sugiere que en esas condiciones se logra formar un sólido con un área superficial mayor o que la coprecipitación constituye un mecanismo de remoción operativo.

En este caso, el volumen de lodos generado es importante, por lo que deberán ser concentrados y estabilizados para su disposición final.

El agua una vez clarificada, es filtrada en arena a razón de $100 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día}$. Existe un tanque de lavado de arena para llevar a cabo su regeneración, la cual, como ya se había mencionado anteriormente se lleva a cabo con NaOH y agua libre de arsénico.

El agua ya filtrada estará lista para su utilización con una concentración aproximada de 0.05 mg As/L .

La [figura 20] muestra el diagrama del sistema

4.3.2 Evaluación económica

En este caso, para estimar el costo total del equipo requerido por el sistema se recurrió a información de literatura, y posteriormente esa información fue actualizada mediante el uso

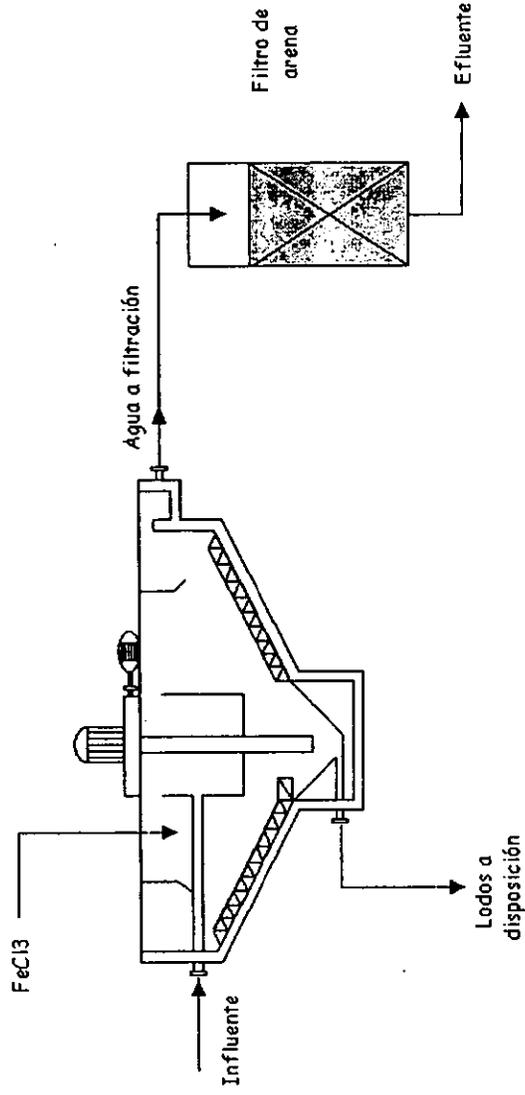


Figura 20. Diagrama del sistema de Coagulación-Floculación-Filtración.

de indicadores económicos como lo es el Índice Marshall & Swift para costo de equipo químico.

La [tabla 24] contiene el equipo principal del proceso y su costo (instalación incluida).

Tabla 24. Equipo de clarifloculación-filtración.

Abril 1998

Q = 60L/s		
Concepto	Monto (pesos)	Monto (dólares)
Tanque clarificador 12.19m(40 ft) de diámetro por 4.27m(14 ft) de profundidad. Incluye tanque de concreto y mecanismo clarificador.	2 173 779	241 531
Bombeo 15.24m(50 ft) de cabeza y manejo de 60L/s	353 241	39 249
Filtro de arena	246 420	27 380
Tanque de lavado de arena con agitador, 3.8m ³ (1000 galones)	140 715	15 635
Total	2 914 200	323 800*

* Estimación realizada para 1er cuatrimestre de 1998.

\$1 USD= \$ 9.00 pesos

El costo total del equipo incluyendo la instalación es de \$323 800 USD y el estimado de la inversión requerida total se muestra en la [tabla 25] a continuación:

Tabla 25. Estimación de inversión. (Coagulación-Floculación)

Abril 1998

Concepto	Monto (pesos)	Monto (dólares)
Costos Directos		
Equipo	2 914 200	323 800
Instrumentación y control	174 852	19 428
Tubería instalada	291 420	32 380
Sistema eléctrico instalado	291 420	32 380
Edificios	1 165 680	129 520
Servicios instalados	1 165 680	129 520
Terreno	1 165 680	129 520
Total C.D.	7 168 932	796 548

Abril 1998

Concepto	Monto	
	(pesos)	(dólares)
Costos Indirectos		
Ingeniería y Supervisión	501 822	55 758
Construcción	573 507	63 723
Contratista	143 370	15 930
Contingencia	358 452	39 828
Total C.I.	1 577 160	175 240

Total Capital de Inversión	8 746 092	971 788
Capital de trabajo	1 311 930	145 770
Total Inversión Requerida	10 058 040	1 117 560

\$1 USD= \$ 9.00 pesos

Tabla 26. Costos de Producción Anual. (Coagulación-Floculación)

Abril 1998

Concepto	Monto	
	Pesos	Dólares
Costos Directos		
Insumos	631 800	70 200
Mano de obra	87 453	9 717
Supervisión	8 748	972
Mantenimiento	437 301	48 589
Laboratorio	8 748	972
Impuestos y cargos		
Depreciación (a 20 años) anual (5%)	145 710	16 190
Impuestos	174 924	19 436
Seguros	52 479	5 831
Generales	43 722	4 858
Gastos generales		
Administrativos	13 113	1 457
Total	1 603 998	178 222

\$1 USD= \$ 9.00 pesos

4.4 Evaluación comparativa

La [tabla 27] muestra el costo total de cada tratamiento para la remoción de arsénico, así como el monto total de inversión requerida por las dos opciones.

Tabla 27. Resultados.

Abril 1998

Tratamiento Q = 60L/s	Costo total de tratamiento		Monto total de Inversión	
	Dólares/m ³ de agua tratada	Pesos/m ³ de agua tratada	Dólares	Pesos
1. Adsorción	0.087	0.78	1 609 846	14 488 614
2. Coagulación-Floculación-Filtración.	0.095	0.86	1 117 560	10 058 040

\$1 USD= \$ 9.00 pesos

Como se observa existe una diferencia importante en el monto total de inversión entre las dos opciones (\$4 430 574 pesos) significando un 40% más, favoreciendo la opción del tren de coagulación-floculación-filtración; por el contrario, si lo vemos desde el punto de vista de costo de producción por metro cúbico de agua tratada, el proceso de adsorción resulta ser más económico en razón de \$0.08 pesos por cada metro cúbico de agua tratada, lo cual a su vez se traduce en \$ 130 500 pesos anuales, es decir un 9% menor.

Por otra parte, resulta importante considerar que a diferencia del proceso de coagulación-floculación, el proceso de adsorción no genera una gran cantidad de lodos, los cuales a su vez deben ser tratados y dispuestos de manera adecuada, lo cual genera un 20% adicional en el costo para esa opción de tratamiento.

Desde el punto de vista normativo, la calidad del efluente que ofrece el proceso de adsorción es mayor, lo cual nos garantiza agua potable de excelente calidad, además de permanecer dentro de los niveles máximos permitidos, aún si estos son eventualmante disminuidos en los próximos años.

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, es preferible la elección del sistema de adsorción sobre el de coagulación-floculación-filtración a pesar de significar una inversión mayor, esto debido a que existen diversos factores que hacen al proceso de adsorción más viable para nuestras condiciones.

Es importante mencionar que el sistema de coagulación-floculación resulta viable en el caso de tener un influente, que además del problema de alta concentración de arsénico, tenga un alto nivel de turbidez y deban removerse otros contaminantes, situación que también resulta muy común en México, por lo que no debe ser totalmente descartada.

El monto de inversión para el sistema de adsorción resulta ser más económico respecto al sistema de coagulación-floculación conforme aumentamos su capacidad, además de ser factible la búsqueda de mecanismos que faciliten su implementación siendo parte del conjunto de obra pública realizada por el gobierno estatal correspondiente o federal en su caso, en cuanto a impuestos y costos de terreno.

5. CONCLUSIONES

- El abastecimiento de agua potable para sus diferentes usos se ha constituido como uno de los retos más importantes los últimos años, lo cual implica a su vez que una cantidad mayor de recursos sea destinada para satisfacer esta necesidad a nivel mundial. Esta situación debe motivar un cambio en el manejo de este recurso orientado hacia su uso más eficiente, ya que de ello dependerá el garantizar su existencia y disponibilidad para generaciones posteriores.
- El abastecer de agua potable con un alto nivel de calidad para asegurar las condiciones de salud de las diferentes comunidades, debe ser una obligación tanto de las autoridades correspondientes en el gobierno como de los profesionales del tratamiento de agua.
- La presencia de arsénico en el agua de abastecimiento en concentraciones mayores a 0.05 mg/L constituye un factor predisponente para el desarrollo de diferentes enfermedades en el ser humano entre las que se encuentra, a largo plazo el cáncer. La ingestión de agua con mayores concentraciones puede incluso provocar la muerte.
- En México existen diferentes fuentes de abastecimiento de agua cuya concentración en arsénico rebasa tanto la normatividad local como la mundial, debido a esto resulta de suma importancia atender este problema de salud pública eficazmente.
- El estudio realizado analizó las diferentes opciones tecnológicas para la remoción del arsénico con el objetivo de identificar aquella o aquellas que puedan ser utilizadas con mejores resultados en nuestro país.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

6. BIBLIOGRAFÍA

- Belhateche D. Choose Appropriate Wastewater Treatment Technologies. Chemical Engineering Progress, August 1995.
- Boletín Técnico N°. 1997-AS-02. El Arsénico en Fuentes de Agua Potable. ADI Group.
- Cheng R., Liang S. Enhanced Coagulation for Arsenic Removal. Journal of American Water Works Association, September 1994.
- Chen, C.J. et al. Arsenic and cancers. Lancet, i:414 (1988).
- Eaton A. Determining the Practical Quantitation Level for Arsenic. Journal of American Water Works Association, February 1994.
- Edwards M. Chemistry of Arsenic Removal during Coagulation and Fe-Mn Oxidation. Journal of American Water Works Association, September 1994.
- Gullede J, O'Connor J. Removal of Arsenic (V) from Water by Adsorption on Aluminum and Ferric Hydroxides. Journal of American Water Works Association, August 1973.
- Gupta S, Chen K. Arsenic Removal by Adsorption. Journal WPCF, March 1978.

- Hering J, Ghen Pen-Yuan, Wilkie J, Elimilech M, Liang S. Arsenic Removal by Ferric Chloride. Journal of American Water Works Association, April 1996.
- Instituto de Ingeniería UNAM. 1976. Remoción de Arsénico de las Aguas Naturales. Mendoza Gamez G. Gómez Salas D.
- I.Q. Fulvio Mendoza Rosas. Instituto de Ingeniería. Información personal. Ciudad Universitaria. México, D.F.
- Life systems. Draft drinking water criteria document on As. USEPA Contract 68-C8-0033 (1993)
- Metcalf & Eddy, 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. 3rd edition. Mc Graw Hill.
- Methods & Data. Compiled by Chemical Engineering.1979. Modern Cost Engineering. Mc Graw Hill, USA. (How to estimate and escalate costs of ... Wastewater Equipment.).
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano - Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Perry, R.H., Green, D.W., Maloney, J.O. 1992. Manual del Ingeniero Químico. Mc Graw Hill. México.
- Peters & Timmerhaus. 1980. Plant Design and Economics for Chemical Engineering, 3rd edition. Mc Graw Hill, USA.

- Pontius F, Brown K. Health Implications of Arsenic in Drinking Water. Journal of American Water Works Association, September 1994.
- Pontius F. Crafting a New Arsenic Rule. Journal of American Water Works Association, September 1994.
- Shen Y.S. Study of Arsenic Removal from Drinking Water. Journal of American Water Works Association, August 1973.
- Simeonova V, Rivera M, Soberanis M. Evaluación de Diversos Minerales para la Remoción de Arsénico de Agua para Consumo Humano. Memorias Técnicas XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Tomo I, Noviembre 1997.

Direcciones de Internet:

- <http://www.adi.ca>
- http://www.esb.ucp.pt/biblio/diogo/index_i.html
- http://strategis.ic.gc.ca//SSH/sc_indps/canevir/engdoc/ew_mtx.html