



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN
INGENIERIA

FACULTAD DE INGENIERÍA

(CAMPUS MORELOS)

ESTABILIZACIÓN DE RESIDUOS CON ARSÉNICO MEDIANTE EL
PROCESO DE FIJACIÓN QUÍMICA Y SOLIDIFICACIÓN (FQS)

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERIA

INGENIERÍA AMBIENTAL - AGUA

PRESENTA:

IBQ. LUIS MIGUEL JÁUREGUI MANDUJANO

TUTORA:

DRA. GABRIELA MANTILLA MORALES

2006



JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Blanca Jiménez Cisneros

Secretario: Dra. Rosa María Ramírez Zamora

Vocal: Dra. Gabriela Mantilla Morales

1^{er.} Suplente: M.I. Esperanza Ramírez Camperos

2^{do.} Suplente: M.I. Ana Elisa Silva Martínez

Lugar donde se realizó la tesis:

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

1. Laboratorio de Potabilización
2. Laboratorio de Mecánica de Materiales
3. Laboratorio de Calidad del Agua

TUTORA DE TESIS:
DRA. GABRIELA MANTILLA MORALES

FIRMA

DEDICATORIA

En memoria de mi Padre: Florencio Jáuregui Huitrón.

A mi Madre: Josefina Mandujano Tierrablanca.

A mi Esposa y mi Hijo: Ana Laura y Luis Eduardo.

A mis Hermanos: Ma. Elena, Rocío, Maricela, Noé, Carolina, Juan, Adriana, Carina y Alejandra.

RECONOCIMIENTO

Al M.I. Luciano Sandoval Yoval, por todas sus enseñanzas, apoyo y confianza que me brindó para la realización de este trabajo.

A la Dra. Gabriela Mantilla Morales, por su gran apoyo y colaboración para la culminación de esta tesis.

Al personal de los laboratorios de Potabilización, Mecánica de Materiales y Calidad del Agua del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, por su apoyo y disponibilidad en el desarrollo de la parte experimental de este trabajo.

A mis amigos y compañeros de maestría, muy especialmente a Ivette, por su gran apoyo y orientación en esta etapa final del trabajo.

A mis amigos de toda la vida Carlos, Enrique, Manuel, Valentín y Mario.

AGRADECIMIENTOS

A mis sinodales:

Dra. Blanca Jiménez Cisneros

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

M.I. Esperanza Ramírez Camperos

M.I. Ana Elisa Silva Martínez

Por su apoyo y colaboración para la revisión de este trabajo.

AGRADECIMIENTO ESPECIAL

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por haberme apoyado con la beca para la realización de la maestría.

ÍNDICE GENERAL

	Página
Resumen	7
Introducción	9
Capítulo 1. Antecedentes	11
1.1 Química del arsénico	11
1.2 Toxicidad del arsénico en agua para consumo humano	13
1.3 Remoción de arsénico mediante coagulación floculación	15
1.3.1 Coagulación-floculación	15
1.3.2 Remoción de arsénico de agua para consumo humano mediante coagulación-floculación a nivel domiciliario	16
1.4 Tipos de residuos	18
1.4.1 Residuos sólidos urbanos	19
1.4.2 Residuos peligrosos	19
1.4.2.1 Corrosividad	20
1.4.2.2 Reactividad	21
1.4.2.3 Explosividad	21
1.4.2.4 Toxicidad	22
1.4.2.5 Inflamabilidad	22
1.4.2.6 Biológico infecciosas	24
1.4.3 Residuos de manejo especial	24
1.4.4 Plan de manejo	24
1.5 Estabilización y solidificación de residuos tóxicos	25
1.5.1 Campos de aplicación de las tecnologías de estabilización	25
1.5.1.1 Eliminación en suelo	25
1.5.1.2 Recuperación de suelos	26
1.5.1.3 Solidificación de residuos industriales	27
1.5.2 Mecanismos de estabilización	27
1.5.2.1 Macroencapsulación	27
1.5.2.2 Microencapsulación	28
1.5.2.3 Absorción	28

1.5.2.4	Adsorción	29
1.5.2.5	Precipitación	29
1.5.3	Detoxificación	30
1.5.4	Tecnologías de estabilización	30
1.5.4.1	Cemento	30
1.5.4.2	Puzolanas	35
1.5.4.3	Cal	35
1.5.4.4	Silicatos solubles	36
1.5.4.5	Arcillas modificadas orgánicamente	36
1.5.4.6	Cal modificada	37
1.5.4.7	Polímeros orgánicos termoestables	37
1.5.4.8	Materiales termoplásticos	37
1.5.4.9	Vitrificación	38
1.6	Ensayos para la evaluación de la eficiencia de estabilización y solidificación	38
1.6.1	Ensayos de extracción y lixiviación	39
1.6.1.1	Procedimiento de extracción múltiple	40
1.6.2	Ensayos químicos	40
1.6.3	Ensayo de resistencia a compresión simple	41
1.7	Factores a considerar para la disposición de residuos estabilizados con cemento	42
1.7.1	Acción física	42
1.7.2	Agentes químicos	43
1.7.2.1	Ataque por disolución	43
1.7.2.2	Ataque por descomposición química	43
1.7.2.2.1	Lluvia ácida	45
1.7.3	Acción mecánica	46
1.7.4	Razón Agua/Cemento (A/C)	47
1.7.5	Protección superficial del concreto	47
	Capítulo 2. Objetivos e hipótesis	48
2.1	Objetivo general	48
2.2	Objetivos específicos	48

2.3 Hipótesis	48
Capítulo 3. Materiales y métodos	49
3.1 Preparación de agua con arsénico	49
3.2 Remoción de arsénico mediante dispositivo intradomiciliario.	49
3.3 Manejo de los residuos con arsénico	50
3.4 Estabilización de los residuos a través del proceso de fabricación de tabicones	50
3.5 Selección de variables y niveles para el desarrollo experimental	53
3.6 Diseño experimental	56
3.7 Evaluación de la eficiencia de estabilización	60
3.7.1 Programa de aplicación de agua simulando lluvia y recolección de muestras para determinación de arsénico lixiviado	60
3.7.2 Determinación de Arsénico por Absorción atómica	63
3.7.3 Determinación de la resistencia a la compresión simple	63
3.7.3.1 Procedimiento de cabeceo de especímenes con mortero de azufre	63
3.7.3.2 Procedimiento para determinar la resistencia a la compresión simple	64
Capítulo 4. Resultados	66
4.1 Residuos con arsénico	66
4.2 Elaboración de tabicones	67
4.3 Análisis de arsénico en lixiviados	68
4.4 Análisis estadístico de los experimentos	71
4.5 Análisis de la resistencia a compresión simple de los tabicones (f'_c)	79
4.6 Costos de la tecnología de estabilización con cemento a través del proceso de fabricación de tabicones	88
Capítulo 6. Conclusiones	90
Apéndice A. Determinación de arsénico por el método de Merck	92
Apéndice B. Prueba de extracción para determinar la peligrosidad de un constituyente por su toxicidad al ambiente	93
Apéndice C. Desarrollo estadístico para el análisis de varianza del planteamiento experimental	97
Bibliografía	100

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura molecular de arsenato y arsenito.	11
Figura 2. Distribución de las especies de arsénico en función de pH – Eh.	12
Figura 3. Dispositivo intradomiciliario para remoción de arsénico.	17
Figura 4. Residuos con arsénico provenientes de se remoción de agua para consumo humano.	18
Figura 5. Reacciones del cemento Pórtland.	32
Figura 6. Proceso de fraguado del cemento Pórtland.	33
Figura 7. Rango de pH de la lluvia ácida	45
Figura 8. Elaboración de mezcla para fabricación de tabicones.	52
Figura 9. Equipo utilizado para la elaboración de tabicón.	52
Figura 10. Proceso para la formación de los tabicones.	53
Figura 11. Secado de tabicones.	53
Figura 12. Descripción del código de identificación por corrida.	55
Figura 13. Aplicación de lluvia sobre los tabicones.	61
Figura 14. Espécimen cabeceado con mortero de azufre.	64
Figura 15. Prensa hidráulica utilizada para medir resistencia mecánica a compresión.	65
Figura 16. Arreglo de tabicones para la realización de la fase experimental.	68
Figura 17. Procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción PECT.	94
Figura 18. Selección del reactivo de extracción.	95
Figura 19. Extracción de botella.	96

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Anexo 5 de la NOM-052-SEMARNAT-1993.	23
Tabla 2. Métodos de ensayos químicos.	41
Tabla 3. Grado de agresividad al concreto por diversas concentraciones de sulfatos.	44
Tabla 4. Condiciones de operación para remoción de arsénico.	50
Tabla 5. Concentración teórica de arsénico en extracto PECT.	51
Tabla 6. Valor más ácido de la temporada de lluvias en 1999.	54
Tabla 7. Factores y niveles seleccionados para el diseño experimental.	55
Tabla 8. Simbología correspondiente para el material cementante.	55
Tabla 9. Simbología del pH del agua de lluvia simulada.	56
Tabla 10. Simbología del tipo de residuo.	56
Tabla 11. Diseño factorial general de efectos fijos.	57
Tabla 12. Análisis de varianza para el modelo factorial general de efectos fijos.	58
Tabla 13. Volumen de lluvia por tabicón.	61
Tabla 14. Programa de monitoreo de lixiviados.	62
Tabla 15. Concentración teórica de arsénico en extracto PECT.	67
Tabla 16. Resultados del monitores de arsénico lixiviado (mg/l).	69
Tabla 17. Arsénico lixiviado conforme al diseño experimental (mg/L).	70
Tabla 18. Resultados del diseño experimental.	71
Tabla 19. Análisis de varianza del arsénico lixiviado.	73
Tabla 20. Resistencia a la compresión simple de los tabicones (f'c).	80
Tabla 21. Costo de la de estabilización considerando la elaboración de5 tabicones.	89
Tabla 22. Totales unidireccionales y tridireccionales.	97
Tabla 23. Totales A x B x C.	97
Tabla 24. Totales A x B.	98
Tabla 25. Totales A x C.	98
Tabla 26. Totales B x C.	98

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 1.	Efecto del material cementante sobre la estabilización del residuo.	74
Gráfica 2.	Efecto del pH del agua de lluvia simulada sobre el residuo estabilizado.	75
Gráfica 3.	Efecto del tipo de residuo sobre la estabilización del residuo.	75
Gráfica 4.	Efecto del material cementante-pH del agua de lluvia simulada.	76
Gráfica 5.	Interacción material cementante-tipo de residuo.	77
Gráfica 6.	Interacción pH del agua de lluvia simulada-tipo de residuo.	78
Gráfica 7.	Eficiencia inicial de estabilización.	81
Gráfica 8.	f'c de cada corrida.	82
Gráfica 9.	f'c de los tabicones con cemento Pórtland I-residuo espesado.	82
Gráfica 10.	f'c de los tabicones con cemento Pórtland I-residuo sin espesar.	83
Gráfica 11.	f'c de los tabicones con cemento Pórtland I ₃₀ -residuo espesado.	83
Gráfica 12.	f'c de los tabicones con cemento Pórtland I ₃₀ con residuo sin espesar.	84
Gráfica 13.	f'c de los tabicones con masaroca-residuo espesado.	84
Gráfica 14.	f'c de los tabicones con masaroca-residuo sin espesar.	85
Gráfica 15.	Efecto del material cementante sobre f'c.	85
Gráfica 16.	Efecto del pH del agua de lluvia simulada en la disminución de f'c.	86
Gráfica 17.	Efecto del tipo de residuo sobre la disminución de f'c.	86
Gráfica 18.	Efecto de la interacción material cementante-pH del agua de lluvia sobre f'c.	87
Gráfica 19.	Efecto de la interacción material cementante-tipo de residuo sobre f'c.	87
Gráfica 20.	Efecto de la interacción pH del agua de lluvia simulada-tipo de residuo sobre f'c.	88

Resumen

El consumo durante periodos prolongados de agua con arsénico puede resultar muy peligroso para la salud humana, generando efectos adversos tales como cáncer de piel, lesiones dérmicas, neuropatías periféricas y vasculopatías periféricas (enfermedad del pie negro) y diversos tipos de cáncer (pulmón, ríñón, hígado y vejiga) (<http://www.miliarium.com/Monografias/Arsenico/welcome.asp>).

Los procesos de coagulación-floculación tienen como finalidad remover del agua impurezas particuladas, especialmente sólidos no sedimentables y color, empleando diversos coagulantes. Al adicionar coagulantes a base de sales de aluminio o hierro, se facilita la conversión de las especies solubles de As (V) y As (III) en productos insolubles, los cuales pueden formarse por los mecanismos de precipitación, coprecipitación o adsorción (Avilés y Tirado, 1999; Castro y Wong, 1999).

Avilés y Tirado reportaron en 1999, un método para remoción de arsénico aplicable a nivel domiciliario en comunidades rurales, empleando el proceso de coagulación-floculación a pH natural del agua, adicionando materiales sólidos que favorecían la formación de flóculos, así como hipoclorito de calcio para oxidar el As (III) a As(V) y sulfato de aluminio como coagulante.

Este método de remoción de arsénico es de fácil operación y bajo costo, en el cual se genera una mínima cantidad de residuos con alta concentración de arsénico, los cuales deben disponerse en forma apropiada.

De acuerdo a lo establecido en la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), existen tres tipos de residuos que son: residuos sólidos urbanos, residuos peligrosos y residuos de manejo especial.

La Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993 indica que los residuos que contienen arsénico son peligrosos por su toxicidad al ambiente si estos rebasan la concentración de 5 mg/L en el lixiviado PECT, de acuerdo a la prueba de extracción de compuestos tóxicos señalada en la Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993.

El cemento se emplea a menudo como el principal agente en la estabilización de residuos peligrosos a través del proceso conocido como fijación química y solidificación (FQS). Se utiliza este proceso para tratar residuos peligrosos que se encuentran en forma

líquida o en lodos para producir un sólido apto para su disposición en el suelo (Benavides, 2004).

En éste trabajo se evalúa la factibilidad técnico-económica de utilizar la tecnología de estabilización con cemento (Fijación Química y Solidificación) para reducir la peligrosidad de los residuos con arsénico generados mediante el empleo del método reportado por Avilés y Tirado en 1999 en la potabilización de agua.

Se emplea la tecnología de fabricación de tabicones para estabilizar los residuos, mezclando cemento, arena, grava y los residuos con arsénico, formando una pasta que se somete a compresión para formar los tabicones.

Para evaluar la eficiencia de estabilización se realizaron pruebas de lixiviación aplicando lluvia simulada con pH de 5.1 y 3.6. Se realizaron ensayos físicos para determinar la calidad en cuanto a su resistencia a la compresión simple ($f'c$), del material estabilizado y los efectos de la lluvia simulada sobre el deterioro de esta propiedad física.

Los resultados muestran que es factible el uso de la tecnología de fijación química y solidificación (FQS), a través de la fabricación de tabicones, para el tratamiento de residuos con arsénico provenientes del proceso de coagulación-floculación en dispositivo intradomiciliario. Las condiciones óptimas son: considerando el nivel Pórtland I₃₀ del material cementante, residuo sin espesar y la disposición del material estabilizado en sitios o lugares en donde no esté expuesto continuamente a lluvias ácidas.

Tutora de tesis: Dra. Gabriela Mantilla Morales
Director de proyecto: M.I. Luciano Sandoval Y.
Tesisista: IBQ. Luis Miguel Jáuregui Mandujano

Introducción

El arsénico es un metaloide incoloro e inodoro distribuido en la corteza terrestre, el cual a ciertas concentraciones ocasiona efectos adversos a la salud. Como componente de diversos materiales presentes en el suelo, puede contaminar las aguas superficiales y subterráneas.

Remover el arsénico del agua para consumo humano trae consigo la generación de residuos con un alto contenido de arsénico haciendo de éste un residuo peligroso o en el mejor de los casos de manejo especial, que conforme a la legislación ambiental mexicana debe ser dispuesto adecuadamente para evitar problemas ambientales relacionados con su toxicidad.

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos indica la existencia de tres tipos de residuos que son: (1) sólidos urbanos, (2) peligrosos, y (3) de manejo especial, según sus características, fuentes de generación, volumen y componentes específicos.

La peligrosidad de un residuo se refiere a una o más de las características de corrosividad, reactividad, toxicidad, inflamabilidad y biológico infecciosas, conforme a lo enmarcado en la Norma Oficial Mexicana sobre Residuos Peligrosos NOM-052-SEMARNAT-1993.

Según esta norma, los residuos que contienen arsénico son peligrosos por su toxicidad al ambiente si estos rebasan la concentración de 5 mg/L en el lixiviado PECT, de acuerdo a la prueba de extracción de compuestos tóxicos señalada en la Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993.

Existen varias tecnologías para el tratamiento de residuos tóxicos, entre las cuales se encuentra la estabilización con cemento, la cual implica el uso de un residuo líquido y convertirlo en sólido. Con lo anterior se incrementa el volumen, pero a largo plazo el mayor volumen será contrarrestado por un decrecimiento en la cantidad de lixiviados del residuo solidificado, disminuyendo los riesgos ambientales por exposición a un residuo específico.

El proceso de estabilización con cemento es un método utilizado para la estabilización de residuos peligrosos mediante el uso de material común en la construcción

y mezcla directa de los residuos, el producto final es un sólido monolítico y consistente, con una baja área superficial de exposición.

En el presente trabajo se evalúa la factibilidad de usar la estabilización y solidificación con cemento para el tratamiento de residuos líquidos generados en la remoción de arsénico por el proceso de coagulación/floculación en dispositivos intradomiciliarios. Como alternativa para el proceso de estabilización y solidificación se propone el uso de técnicas convencionales en la fabricación de materiales para la construcción, específicamente tabicones de cemento. Se emplea un diseño factorial completo de efectos fijos para determinar la relación adecuada de materiales que permita una fijación del arsénico en la matriz sólida y disminuya los riesgos por exposición a este residuo. La evaluación de la estabilidad de los residuos tratados se realiza mediante la aplicación de lluvia simulada con pHs de 5.1 y 3.6 como condición ambiental extrema. Así mismo se hace uso de la prueba para la determinación de la resistencia a la compresión simple como herramienta auxiliar en la evaluación de la efectividad de estabilización a través de la calidad de las características físicas de los tabicones fabricados con residuos con arsénico. Finalmente se hace una evaluación de los costos asociados a la estabilización y solidificación de residuos con arsénico mediante la fabricación de tabicones.

Capítulo 1. Antecedentes

1.1 Química del arsénico

El arsénico presenta cuatro estados de oxidación, arsenato (V), arsenito (III), arsina (-III) y su estado elemental (0), dependiendo de las condiciones óxido-reducción del agua y del pH de la misma. En aguas superficiales con oxígeno, las especies de arsenatos (H_3AsO_4 , H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-}) son las formas más estables; en condiciones moderadamente reductoras, las especies de arsenito (H_3AsO_3 , H_2AsO_3^- , HASO_3^{2-}) llegan a predominar. La **figura 1** muestra las diferencias en la estructura molecular entre el arsenato y arsenito.

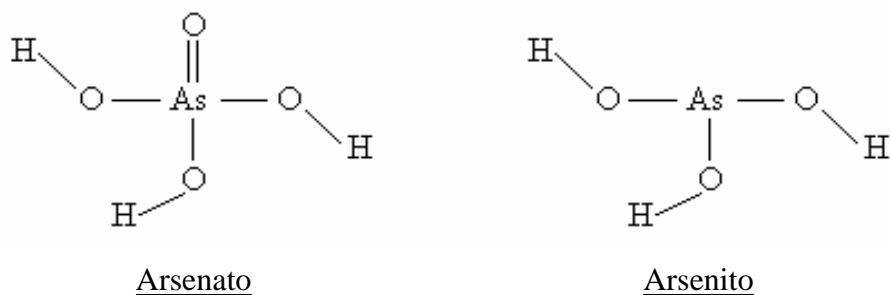


Figura 1. Estructura molecular de arsenato y arsenito.

La doble ligadura del oxígeno en la molécula del arsenato influye en su capacidad para ser ionizado a través de la pérdida de los iones de hidrógeno, proceso conocido como disociación. Al disociarse, la molécula adquiere carga negativa y el doble enlace del oxígeno incrementa la capacidad para deslocalizar la carga.

La ionización está expresada por la constante de disociación, pK_a , cuyos valores para arsenato y arsenito son los siguientes:

Arsenato (H_3AsO_4): $\text{pK}_1 = 2.2$; $\text{pK}_2 = 6.94$; $\text{pK}_3 = 11.5$ As(V)

Arsenito (H_3AsO_3): $\text{pK}_1 = 9.2$; $\text{pK}_2 = 14.22^*$; $\text{pK}_3 = 19.22^*$ As(III)

* Valores extrapolados

Como puede observarse, las constantes de disociación para el As (V) son menores que las del As (III), por lo que su grado de disociación es más elevado.

La capacidad de ionización del As (V) le permite combinarse fácilmente con otros compuestos, lo cual hace que su remoción por diversos métodos sea más eficiente, en comparación con la del As (III); de ahí la importancia de oxidar arsenito antes de someter el agua a algún tipo de tratamiento.

Los cambios en el estado de ionización para el arsenato y el arsenito ocurren a diferente pH, tal como se muestra en la **figura 2**.

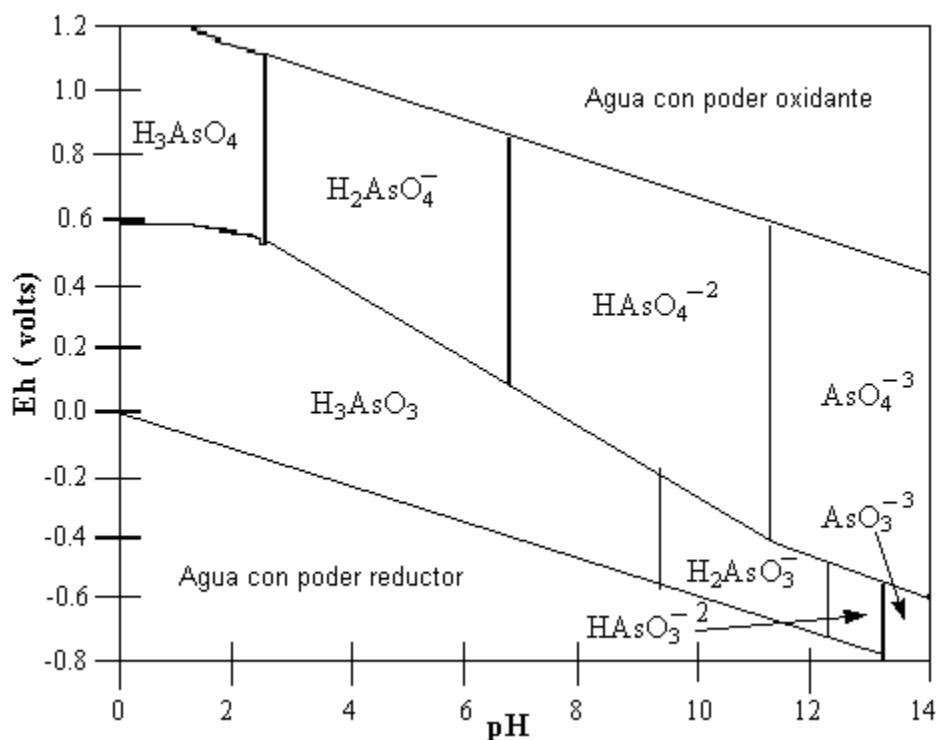


Figura 2. Distribución de las especies de arsénico en función de pH – Eh.

Bajo condiciones en ausencia de oxígeno, a pH mayor de 7.0, el As (III) es estable en especies dominantes no iónicas y aniónicas. A pH natural (entre 6.5 y 8.5), las formas predominantes del arsenato son $H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$, y para arsenito H_3AsO_3 .

Lo anterior muestra el control del potencial redox (Eh) en la transición del arsenato y el arsenito. Esta relación entre Eh y pH es muy importante para entender la movilidad del arsénico en el agua subterránea y la efectividad de los sistemas de tratamiento para su remoción (Avilés y Tirado, 1999).

1.2 Toxicidad del arsénico en agua para consumo humano

Los procesos que pueden dar lugar a una contaminación natural del agua por arsénico son muy variados:

- Áreas geotermales.
- Regiones volcánicas.
- Acuitardos o niveles de arcillas, intercalados en acuíferos detríticos que contienen minerales con arsénico.
- Acuíferos que contienen óxido de hierro y manganeso, con fuerte afinidad por el arsénico.

El consumo durante periodos prolongados de agua rica en arsénico puede resultar muy peligroso para la salud humana. En poblaciones que ingieren agua potable contaminada por arsénico se han observado efectos adversos tales como cáncer de piel, lesiones dérmicas, neuropatías periféricas y vasculopatías periféricas ("enfermedad del pie negro") y diversos tipos de cáncer (pulmón, rincón, hígado y vejiga).

Por razones geológicas naturales, en ciertas zonas del mundo el agua que beben algunas poblaciones puede contener altas concentraciones de arsénico inorgánico. Así ocurre en Argentina, Formosa, Chile, México, India, China, Bangladesh, Taiwán, El Salvador, Pakistán, Estados Unidos).

Según diversos estudios realizados en Estados Unidos (acuíferos detríticos en Wisconsin) una de las fuentes naturales de arsénico en las aguas subterráneas puede tener relación con ambientes geoquímicos que requieren la presencia de piritita y arsenopiritita entre sus constituyentes minerales y medios reductores. En este tipo de ambiente el arsénico inorgánico se moviliza en forma de trióxido de arsénico (As_2O_3).

Un estudio hidrogeológico también apunta hacia un origen similar la procedencia del arsénico en numerosas localidades castellano-leonesas: una vez que las capas de piritita de los pozos subterráneas se ponen en contacto con el oxígeno y, al impulsar el agua desde el interior del pozo, se solubiliza el arsénico.

Las grandes presiones y temperaturas a que quedan sometidas las aguas subterráneas profundas pueden originar un medio reductor con incorporación del arsénico al agua subterránea.

La presencia de arsénico en las aguas subterráneas también se puede explicar como resultado de la utilización, a veces excesiva y sin control, de productos relacionados con actividades agrícolas, la jardinería y limpieza de malezas, como son los fungicidas, insecticidas y plaguicidas en general. Muchos de ellos tienen arsénico como compuesto tóxico, por que su utilización está indicada para erradicar plagas diversas (<http://www.miliarium.com/Monografias/Arsenico/welcome.asp>).

El metabolismo del arsénico, es decir como se distribuye por el organismo humano, y los cambios que sufre en el mismo, son mal conocidos, no existiendo un modelo animal, para estudiarlo; su eliminación se hace en un 50% de forma rápida por la orina, y el resto por la bilis, el pelo y por las uñas.

En la intoxicación crónica del arsénico, la aparición de lesiones, puede diferirse unos años y las primeras manifestaciones aparecen sobre la piel, en forma de una coloración más oscura, en las partes cubiertas del cuerpo, pliegues, y areolas mamarias; otras manifestaciones cutáneas aparecen en las palmas de las manos y en las plantas de los pies, a veces más sobre talones, en forma de unas durezas, en escaso número o múltiples, que pueden simular durezas o callosidades, verrugas o papilomas; estas durezas, pequeñas, un poco hundidas, a veces con un tinte amarillento, son lo más característico y específico (queratodermia arsénica) de la intoxicación crónica arsenical y son poco conocidas desde el punto de vista del personal sanitario; además pueden acompañarse sobre todo en zonas cubiertas del cuerpo de cáncer de piel localizado, el cual se puede confundir con lesiones de soriasis y de eczema crónico.

Para algunos investigadores, estas manifestaciones cutáneas, son indicadoras de riesgo de presentar cáncer en otros órganos, pues es bien sabido que el arsénico puede ser responsable de cáncer de pulmón, de vejiga y de hígado, como más frecuentes, por lo que una revisión de estos órganos, se impone para descartar lesiones malignas en las personas sospechosas de sufrir un hidroarsenicismo crónico.

La dosificación del arsénico en sangre, orina, uñas y pelo, permite diferenciar las intoxicaciones agudas y crónicas, al determinar los niveles del metal, pero pueden encontrarse niveles normales de arsénico en pacientes con claras manifestaciones clínicas. En el supuesto de la intoxicación crónica, con alguna manifestación cutánea, la

determinación de arsénico en la piel, puede ayudar a confirmar su diagnóstico (<http://www.comsegovia.com/pdf/arsenico.pdf>).

Las principales rutas de exposición de las personas al arsénico son la ingesta e inhalación, es acumulable en el organismo por exposición crónica y a ciertas concentraciones ocasiona afecciones como alteraciones de la piel (relajamiento de los capilares cutáneos y la dilatación de los mismos) con efectos secundarios en el sistema nervioso, irritación de los órganos del aparato respiratorio, gastrointestinal y hematopoyético y acumulación en los huesos, músculos y piel, y en menor grado en hígado y riñones.

En América Latina se ha observado que a niveles similares de arsénico en diferentes condiciones (climatológicas y de nutrición principalmente) el nivel de afectación es diferente.

La exposición crónica de arsénico a 0.05 mg/L puede causar 31.33 casos de cáncer de la piel por cada 1000 habitantes.

En los sistemas acuáticos el arsénico se puede presentar en cuatro estados de oxidación, siendo las más comunes sus estados trivalentes (arsenitos) y pentavalentes (arsenatos). La toxicidad del arsenito es diez veces mayor que la de los arsenatos y la dosis letal para adultos es de 1 – 4 mg/kg (Avilés y Tirado, 1999; Castro y Wong, 1999).

1.3 Remoción de arsénico mediante coagulación floculación

1.3.1 Coagulación-floculación

Los procesos de coagulación-floculación tienen como finalidad remover del agua impurezas particuladas, especialmente sólidos no sedimentables y color, empleando diversos coagulantes. El sulfato de aluminio es el más utilizado en el tratamiento del agua debido a su bajo costo y manejo relativamente sencillo, aunque se aplican otros reactivos como el cloruro férrico, sulfato ferroso y férrico, clorosulfato férrico y carbonato de magnesio, donde el sulfato férrico es significativamente más eficiente que el aluminio, además a bajos o altos pH's la eficiencia de remoción de arsénico se ve reducida.

Al adicionar coagulantes a base de sales de aluminio o hierro, se facilita la conversión de las especies solubles de As (V) y As (III) en productos insolubles, los cuales pueden formarse por los mecanismos de precipitación, coprecipitación o adsorción.

La precipitación se refiere a la formación de compuestos insolubles, en este caso el de los arsenatos de hierro o de aluminio, al rebasar su punto de solubilidad.

La coprecipitación es el proceso que involucra la incorporación de especies solubles de arsénico dentro de la fase de producción de hidróxidos de aluminio o hierro por los mecanismos de inclusión, oclusión o adsorción.

En las plantas potabilizadoras, el As^{+5} puede ser removido en forma efectiva por coagulación con sulfato de aluminio o hierro y por los procesos de ablandamiento con cal y soda. Los coagulantes señalados se hidrolizan formando hidróxidos, sobre los cuales el As^{+5} se adsorbe y coprecipita con otros iones metálicos.

La remoción del arsénico con procesos convencionales de coagulación con sales de aluminio y hierro, y ablandamiento con cal, son dependientes del pH del agua tratada, del tipo y dosis de coagulante, así como la concentración inicial de este elemento.

Los mecanismos más conocidos que rigen la remoción del arsénico mediante procesos convencionales son:

- Interacciones moleculares del sistema arsénico/agua/hidróxido-arcilla
- Interacciones eléctricas en la superficie
- Interacciones del arsénico con el agua
- Energía libre en la superficie de adsorción

En estos procesos se genera un volumen de lodos que puede llegar a ser considerable, por lo que es necesario considerar su tratamiento para minimizar su volumen, así como el lugar donde serán dispuestos, debido a su alta concentración de arsénico (Castro y Wong, 1999).

1.3.2 Remoción de arsénico de agua para consumo humano mediante coagulación-floculación a nivel domiciliario

Avilés y Tirado reportaron en 1999, un método para remoción de arsénico aplicable a nivel domiciliario en comunidades rurales, empleando el proceso de coagulación-floculación al pH natural del agua, adicionando materiales sólidos que favorecían la formación de flóculos, así como hipoclorito de calcio para oxidar el As (III) a As(V) y sulfato de aluminio como coagulante.

Su trabajo consistió en la determinación de la relación óptima de coagulante, arcilla y oxidante que favorece la remoción de arsénico, la cual es (80/500/0.8 mg/L), con la cual se logra una remoción de arsénico del 93%.

La proporción de arsénico total en el agua sintética fue de 1 mg/L, en una proporción de As (III): As (V) de 30:70, que son los valores más frecuentes de cada especie iónica en fuentes naturales de agua.

Para verificar la eficiencia de remoción emplearon un prototipo de plástico de 20 litros de capacidad con soporte y manivela, empleando agua de Huautla, Mor. y Zimapán, Hgo., realizándose un ajuste a los parámetros de operación (gradiente y tiempo de floculación), ya que éstos varían de acuerdo a la calidad del agua de cada localidad.

En 1999 la Castro y Wong reportaron la aplicación de este dispositivo intradomiciliario en comunidades sudamericanas con problemas de arsénico en agua subterránea para consumo humano. La **figura 3** muestra el dispositivo intradomiciliario utilizado para la remoción de arsénico.

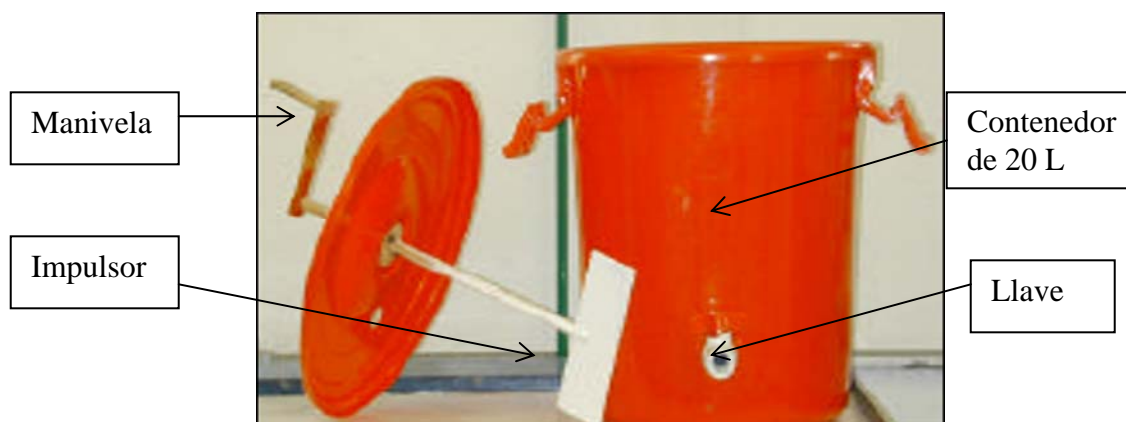


Figura 3. Dispositivo intradomiciliario para remoción de arsénico.

Los valores óptimos de los parámetros operacionales de floculación para el tipo de agua a tratar, se obtuvieron siguiendo el método de Villegas y Lettermman, siendo estos los siguientes:

- Mezcla rápida: 200 rpm durante 15 s (gradiente: 345 s^{-1})
- Mezcla lenta: 25 rpm durante 25 min (gradiente: 17 s^{-1})
- Tiempo de sedimentación: 30 min

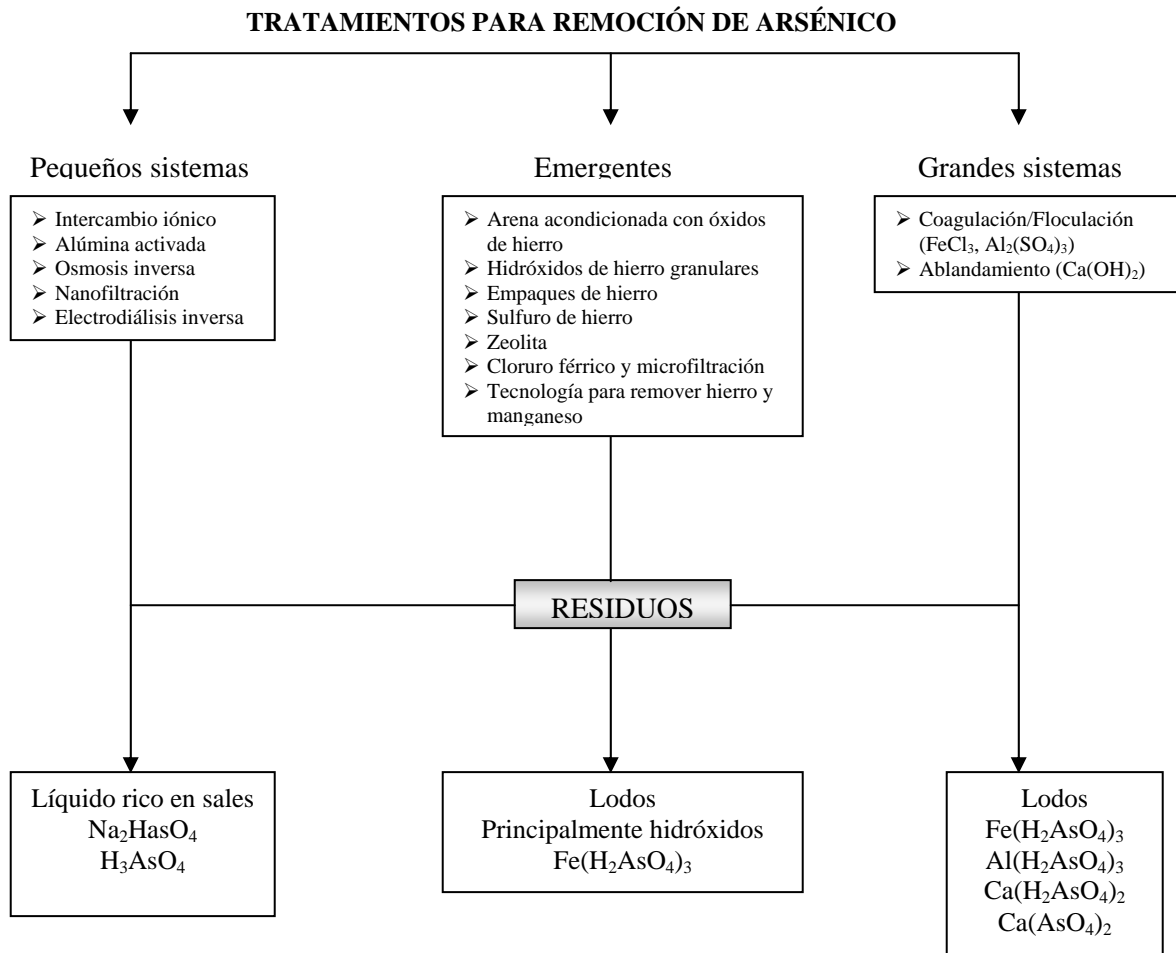


Figura 4. Residuos con arsénico provenientes de se remoción de agua para consumo humano.

Este método de remoción de arsénico es de fácil operación y bajo costo, pudiéndose aplicar a nivel domiciliario en comunidades rurales. Se genera también una mínima cantidad de residuos con alta concentración de arsénico, los cuales deben disponerse en forma apropiada. En la **figura 4** se presentan los diversos tratamientos existentes para remover arsénico, así como los residuos generados en cada uno de estos.

1.4 Tipos de residuos

Un residuo se define como un material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, o es un líquido o gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible de ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final conforme a la Ley General para Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR, DOF, 8 de octubre de 2003).

De acuerdo a lo establecido en esta Ley (LGPGIR), existen tres tipos de residuos que son:

- Residuos sólidos urbanos.
- Residuos peligrosos.
- Residuos de manejo especial.

1.4.1 Residuos sólidos urbanos

Estos residuos son los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por la misma Ley (LGPGIR, DOF, 8 de octubre de 2003).

1.4.2 Residuos peligrosos

En Estados Unidos y Canadá, existe una lista de sustancias peligrosas prioritarias según la frecuencia de aparición en sitios contaminados con residuos peligrosos; esta lista la encabezan diez sustancias:

- | | |
|----------------------|---------------------------|
| 1. plomo | 6. cadmio |
| 2. arsénico | 7. bifenilos policlorados |
| 3. mercurio | 8. cloroformo |
| 4. cloruro de vinilo | 9. benzo (a) pireno |
| 5. benceno | 10. tricloroetileno |

En México un grupo de investigadores se reunieron para listar las 20 sustancias prioritarias según estudios realizados en diferentes lugares del país considerando los ramos más importantes de la industria nacional y los resultados obtenidos en Querétaro, Hidalgo, San Luis Potosí, Coahuila, Zacatecas y Veracruz (Toledo, 1996). La lista es la siguiente, aunque su priorización varía de zona a zona:

- | | |
|-----------------------------|----------------------------|
| 1. plomo | 11. bifenilos policlorados |
| 2. arsénico | 12. dioxinas |
| 3. ftalatos | 13. cloruro de vinilo |
| 4. tolueno | 14. estireno |
| 5. xileno | 15. creosoles |
| 6. mercurio | 16. manganeso |
| 7. cromo | 17. níquel |
| 8. hidrocarburos aromáticos | 18. organofosforados |
| 9. benceno | 19. organoclorados |
| 10. cadmio | 20. otros plaguicidas |

En general, un residuo peligroso es considerado como la sustancia que puede ser tóxica o peligrosa para la salud humana o el ambiente, y usualmente tiene una o más de las siguientes características:

- Contiene compuestos tóxicos, los cuales pueden especificados por nombre y concentración.
- Es inflamable, corrosivo, radioactivo, patógeno o reactivo.
- Contiene bifenilos policlorados.

La clasificación de un residuo como peligroso, se establece en las normas oficiales mexicanas NOM-052-SEMARNAT-1993 y NOM-053-SEMARNAT-1993, que incluyen los listados de los mismos y fijan los límites de concentración de las sustancias contenidas en ellos, con base en los conocimientos científicos y las evidencias acerca de su peligrosidad y riesgo.

Los residuos peligrosos son aquellos que poseen alguna de las características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad, o que contengan agentes infecciosos que les confieran peligrosidad, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados durante su transferencia a otro sitio, de conformidad con lo establecido en la Ley (LGPGIR, DOF, 8 de octubre de 2003).

1.4.2.1 Corrosividad

Un residuo se considera peligroso por su corrosividad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- En estado líquido o en solución acuosa presenta un pH sobre la escala menor o igual a 2.0, o mayor o igual a 12.5.
- En estado líquido o en solución acuosa y a una temperatura de 55 °C es capaz de corroer el acero al carbón (SAE 1020), a una velocidad de 6.35 milímetros o más por año.

1.4.2.2 Reactividad

Un residuo se considera peligroso por su reactividad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- Bajo condiciones normales (25 °C y 1 atmósfera), se combina o polimeriza violentamente sin detonación.
- En condiciones normales (25 °C y 1 atmósfera) cuando se pone en contacto con agua en relación (residuo-agua) de 5:1, 5:3, 5:5 reacciona violentamente formando gases, vapores o humos.
- Bajo condiciones normales cuando se ponen en contacto con soluciones de pH; ácido (HCl 1.0 N) y básico (NaOH 1.0 N), en relación (residuo-solución) de 5:1, 5:3, 5:5 reacciona violentamente formando gases, vapores o humos.
- Posee en su constitución cianuros o sulfuros que cuando se exponen a condiciones de pH entre 2.0 y 12.5 pueden generar gases, vapores o humos tóxicos en cantidades mayores a 250 mg de HCN/kg de residuo o 500 mg de H₂S/kg de residuo.

Es capaz de producir radicales libres.

1.4.2.3 Explosividad

Un residuo se considera peligroso por su explosividad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- Tiene una constante de explosividad igual o mayor a la del dinitrobenceno.
- Es capaz de producir una reacción o descomposición detonante o explosiva a 25°C y a 1.03 kg/cm² de presión.

1.4.2.4 Toxicidad

Un residuo se considera peligroso por su toxicidad al ambiente cuando presenta la siguiente propiedad:

- Cuando se somete a la prueba de extracción para toxicidad conforme a la norma oficial mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993, el lixiviado de la muestra representativa que contenga cualquiera de los constituyentes listados en las tablas 5, 6 y 7 (anexo 5) en concentraciones mayores a los límites señalados en dichas tablas contenidas en la norma oficial mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993.

Un residuo es tóxico si tiene el potencial de causar la muerte, lesiones graves, o efectos perjudiciales para la salud del ser humano si se ingiere, inhala o si entra en contacto con la piel. Para este efecto se consideran tóxicos los residuos que contienen los constituyentes enumerados en la **tabla 1**. La definición de toxicidad es cualitativa y tiene como propósito evitar la necesidad de equipos analíticos de laboratorio altamente sofisticados para la clasificación de los residuos. Sin embargo, se debe tener en cuenta que una definición más exacta requiere la utilización de límites cuantitativos de contenido de sustancias tóxicas o el uso de definiciones que establecen la concentración letal media que mata el 50% de los organismos de prueba.

1.4.2.5 Inflamabilidad

Un residuo se considera peligroso por su inflamabilidad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- En solución acuosa contiene más de 24% de alcohol en volumen.
- Es líquido y tiene un punto de inflamación inferior a 60°C.
- No es líquido pero es capaz de provocar fuego por fricción, absorción de humedad o cambios químicos espontáneos (a 25°C y a 1.03 kg/cm²).
- Se trata de gases comprimidos inflamables o agentes oxidantes que estimulan la combustión.

Tabla 1. Anexo 5 de la NOM-052-SEMARNAT-1993, constituyentes que hacen peligroso a un residuo por su toxicidad al ambiente de acuerdo al lixiviado de la prueba PECT.

CONSTITUYENTE	Concentración máxima permisible (mg/L)	CONSTITUYENTE	Concentración máxima permisible (mg/L)
Acrilonitrilo	5	Hexaclorobenceno	0.13
Ácido,2,4,4-triclorofenoxipropiónico (silbes)	1.0	Hexacloro-1,3-butadieno	0.5
Arsénico	5	Hexacloroetano	3.0
Bario	100	Isobutanol	36.0
Benceno	0.5	Lindano	0.4
Cadmio	1.0	Mercurio	0.2
Clordano	0.03	Metoxicloro	10.0
Clorobenceno	100	Níquel	5.0
Cloroformo	6.0	Nitrobenceno	2.0
Cloruro de metileno	8.6	Pentaclorofenol	100.0
Cloruro de vinilo	0.2	Piridina	5.0
m-cresol	200	Plata	5.0
o-cresol	200	Plomo	5.0
p-cresol	200	Selenio	1.0
Cromo hexavalente	5	1,1,1,2-Tetracloroetano	10.0
2,4-Diclorofenoxiacético	10.0	1,1,2,2-Tetracloroetano	1.3
1,2-Diclorobenceno	4.3	2,3,4,6-Tetraclorofenol	1.5
1,4-Diclorobenceno	7.5	Tetracloruro de carbono	0.5
1,2-Dicloetano	0.5	Tetracloroetileno	0.7
1,1-Dicloroetileno	0.7	Tolueno	14.4
2,4-Dinitrotolueno	0.13	Toxafeno	0.5
Disulfuro de carbono	14.4	1,1,1-Tricloroetano	30.0
Endrín	0.02	1,1,2-Tricloroetano	1.2
Éter bis (2-Cloro etílico)	0.05	Tricloroetileno	0.05
Etilmetilcetona	200.0	2,4,5-Triclorofenol	400.0
Fenol	14.4	2,4,6-Triclorofenol	2.0
Heptacloro (y su epóxido)	0.008		

Fuente: Diario Oficial de la Federación, 22 de octubre 1993

1.4.2.6 Biológico infecciosas

Un residuo con características biológico infecciosas se considera peligroso cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- Cuando el residuo contiene bacterias, virus u otros microorganismos con capacidad de infección.
- Cuando contiene toxinas producidas por microorganismos que causen efectos nocivos a seres vivos.

1.4.3 Residuos de manejo especial

Son aquellos generados en los procesos productivos, que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como residuos sólidos urbanos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos (LGPGIR, DOF, 8 de octubre de 2003).

1.4.4 Plan de manejo

El plan de manejo es un instrumento cuyo objetivo es maximizar la valorización de residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial y residuos peligrosos específicos, bajo criterios de eficiencia ambiental, tecnológica, económica y social, con fundamento en el diagnóstico básico (estudio que considera la cantidad y composición de los residuos, así como la infraestructura para manejarlos íntegramente), para la gestión integral de residuos, diseñado bajo los principios de responsabilidad compartida y manejo integral, que considera el conjunto de acciones, procedimientos y medios viables e involucra a productores, importadores, exportadores, distribuidores, comerciantes, consumidores, usuarios de subproductos y grandes generadores de residuos, según corresponda, así como a los tres niveles de gobierno.

Los residuos sujetos a planes de manejo se determinan de acuerdo a las normas oficiales mexicanas y a los siguientes criterios:

- Que los materiales que los componen tengan un alto valor económico.
- Que se trate de residuos de alto volumen de generación, producidos por un número reducido de generadores.
- Que se traten de residuos que contengan sustancias tóxicas persistentes y bioacumulables.

- Que se trate de residuos que representen un alto riesgo a la población, al ambiente o a los recursos naturales.

(LGPGIR, DOF, 8 de octubre de 2003, art. 30, fracciones I a la IV).

1.5 Estabilización y solidificación de residuos tóxicos

La estabilización se ha utilizado ampliamente en el tratamiento de los residuos peligrosos. En términos generales, la estabilización es un proceso donde se mezclan los aditivos con los residuos para minimizar la velocidad de migración de los contaminantes del residuo y reducir la toxicidad de éste. Por tanto, la estabilización puede definirse como el proceso mediante el cual los contaminantes quedan total o parcialmente confinados por la adición de un medio soporte aglomerante u otros modificadores. Los objetivos de la estabilización abarcan tanto la reducción de la toxicidad y movilidad del residuo, así como la mejora de las propiedades técnicas del material estabilizado (LaGrega y col., 1996).

El potencial de pérdida de contaminantes de una masa estabilizada generalmente se determina mediante los ensayos de lixiviación. La lixiviación es el proceso por el cual los contaminantes se transfieren de una matriz estabilizada a un medio líquido como el agua. La estabilización debe considerarse como un proceso de tratamiento de residuos que reduce, hasta una velocidad aceptable o geológicamente lenta, el movimiento de los contaminantes en el medio ambiente (LaGrega y col., 1996).

1.5.1 Campos de aplicación de las tecnologías de estabilización

Los tres campos de aplicación de las tecnologías de estabilización son:

- Disposición en suelos.
- Recuperación de terrenos contaminados.
- Solidificación de residuos industriales.

1.5.1.1 Disposición en suelos

La disposición de residuos líquidos en el suelo aumenta la probabilidad de migración de los contaminantes. Los residuos líquidos, así como los lodos con alto grado de humedad, deben estabilizarse antes de ser eliminados en vertederos. Para lograr una eficiente estabilización de los residuos líquidos, los agentes estabilizantes no pueden ser

absorbentes. Los líquidos absorbidos por estos agentes pueden liberarse en el vertedero cuando se comprime por sobrecargas. Por tanto, los líquidos deben ligarse química y físicamente mediante los reactivos de estabilización, de manera que no sean expulsados por las fuerzas de compresión debidas a sobrecargas o lixiviados por percolación de las precipitaciones (LaGrega y col., 1996).

1.5.1.2 Recuperación de suelos

La recuperación de suelos contaminados con residuos orgánicos y/o residuos inorgánicos, puede realizarse con tecnologías de estabilización. En la recuperación de suelos, la estabilización se emplea para: 1) mejorar las características físicas y el manejo de los residuos; 2) disminuir la velocidad de migración de los contaminantes mediante la disminución de la superficie en la que puede producirse transferencia de contaminantes y mediante la limitación de la solubilidad de estos, y 3) reduciendo la toxicidad de ciertos contaminantes. Se puede considerar que la estabilización es una solución de recuperación más duradera que otras alternativas como el mantenimiento de contenedores. La estabilización está especialmente indicada para aquellos problemas que involucran una grades cantidades de suelo con bajo nivel de contaminantes. En muchos casos, el excavar, transportar, disponer o incinerar los suelos con bajo nivel de contaminación no es adecuado para el medio ambiente debido a: 1) la contaminación atmosférica adicional causada por el equipo de excavación, camiones y la exposición de suelos contaminados, lo que incrementa la volatilización de compuestos orgánicos, y 2) los mayores riesgos por accidentes de tráfico (LaGrega y col., 1996).

La estabilización con cemento se ha empleado de forma exitosa para la recuperación de suelos *in situ*. Esta tecnología se aplicó para la recuperación de 8 hectáreas de suelo en las orillas del lago Washintong. Este terreno presentaba problemas de contaminación por pentaclorofenol e hidrocarburos aromáticos policíclicos, derivados de las actividades del curado de madera. Esta alternativa permitió disminuir los costos de la recuperación del suelo y riesgos a la población, pues las alternativas *ex situ* requerían de la excavación del suelo contaminado, así como retirar constantemente el agua que se fuera acumulando, tratar esta agua porque al estar en contacto con el suelo se contaminaría, trasladar el suelo a otro lugar de disposición y tratamiento y finalmente disponer 9000 m³ de suelo tratado. El proceso de recuperación del suelo involucró el uso de cemento Pórtland (20%) y bentonita

(1-2 %) en el suelo. Se empleó una barrena para realizar el mezclado de los componentes permitiendo el tratamiento de 8,950 m³ en periodo de dos semanas (Wilk, 2005).

1.5.1.3 Solidificación de residuos industriales

Las técnicas de tratamiento de residuos utilizadas en el pasado han dejado como herencia el que podamos encontrar en pozos, lagos y lagunas una amplia variedad de residuos industriales orgánicos e inorgánicos. La solidificación mejora las propiedades mecánicas y puede reducir la velocidad de migración de los contaminantes al medio ambiente. Aunque muchos de los compuestos de los residuos no peligrosos no ponen en peligro la salud pública o el medio ambiente, estos compuestos son a menudo inestables estructuralmente, inadecuados estéticamente y su naturaleza impiden que esos terrenos tengan otros usos. Por tanto, el primer acierto de los proyectos de solidificación es la mejora de la integridad estructural del compuesto. Para los proyectos de solidificación, la eficiencia del proceso puede evaluarse mediante la medida de la resistencia del material (LaGrega y col., 1996).

1.5.2 Mecanismos de estabilización

La tecnología de estabilización de residuos peligrosos comprende mecanismos básicos físicos y químicos que controlan la eficiencia de los reactivos de estabilización. Para lograr la estabilización se utilizan una o más de las siguientes técnicas:

- Macroencapsulación
- Microencapsulación
- Absorción
- Adsorción
- Precipitación
- Detoxificación

1.5.2.1 Macroencapsulación

La macroencapsulación es el mecanismo por el cual los constituyentes del residuo peligroso quedan atrapados físicamente en una matriz estructural de mayor tamaño, es decir, los constituyentes del residuo peligroso se retienen en los poros discontinuos del material estabilizante. Si se produce la degradación física del material estabilizado,

incluso si es en partículas de gran tamaño, los compuestos atrapados quedan libres para migrar. La masa estabilizada puede descomponerse con el tiempo debido a las tensiones medioambientales. Estas tensiones incluyen los ciclos de humectación y desecación o congelación y deshielo, penetración de fluidos de percolación y tensiones físicas de carga. Por tanto, los contaminantes estabilizados únicamente por macroencapsulación pueden aparecer en el medio ambiente si no se conserva la integridad de la masa (LaGrega y col., 1996).

1.5.2.2 Microencapsulación

En la microencapsulación, los constituyentes del residuo peligroso quedan atrapados en el interior de la estructura cristalina de la matriz solidificada a nivel microscópico. Como resultado, incluso si los materiales estabilizados se degradan a partículas de tamaño relativamente pequeñas, la mayor parte del residuo peligroso permanece atrapado. Sin embargo, como sucede con la macroencapsulación, al no estar el residuo ligado químicamente, la velocidad de liberación del contaminante de la masa estabilizada puede aumentar al disminuir el tamaño de partícula y quedar expuesta a una superficie mayor (LaGrega y col., 1996).

1.5.2.3 Absorción

La absorción es el proceso por el cual los contaminantes son tomados por el absorbente de manera similar a como una esponja toma el agua. Como en la estabilización, la adsorción precisa de un material sólido que absorba los líquidos libres del residuo. Este proceso se emplea principalmente para eliminar los líquidos libres de manera que se mejoren las características de manejo del residuo, es decir, para solidificar el residuo. Los líquidos pueden escurrir del material si se somete a tensiones de consolidación. Por ello, el empleo de la absorción se considera una medida temporal para mejorar las características de manejo. Los absorbentes más comunes son:

- Suelo
- Cenizas volantes
- Polvos de hornos de cemento
- Polvos de hornos de cal

- Aserrín
- Heno y paja

Algunos de estos absorbentes como el polvo de hornos de cemento, presentan ventajas adicionales debido a sus características puzolánicas (autocementación) (LaGrega y col., 1996).

1.5.2.4 Adsorción

La adsorción es el fenómeno por el cual los contaminantes quedan ligados de manera electroquímica a los agentes de estabilización de la matriz. Se consideran fenómenos de superficie característicos y la naturaleza de unión puede ser por fuerzas de Van der Waals o puentes de hidrógeno. Los contaminantes adsorbidos a la matriz estabilizadora tienen menor probabilidad de quedar libres en el medio ambiente que aquellos no fijados. Al contrario que en la macro y microencapsulación, donde la simple rotura de la partícula puede aumentar la velocidad de migración del contaminante, se necesita una fuerza físico-química adicional para desorber el material de la superficie de adsorción. Como resultado, este tratamiento se considera más permanente (LaGrega y col., 1996).

Como se reporta en el trabajo desarrollado por Subraya y col., en 2004, el cemento Pórtland representa un medio adecuado para la adsorción de arsénico, permitiendo su remoción hasta el 95% en agua para consumo humano, a través de mecanismos como fuerzas de Van der Waals, fuerzas electrostáticas e intercambio iónico.

1.5.2.5 Precipitación

Algunos procesos de estabilización precipitan los contaminantes del residuo dando lugar a una forma más estable de los constituyentes dentro del residuo. Los precipitados, tales como hidróxidos, sulfuros, silicatos, carbonatos y fosfatos, quedan así contenidos en la masa estabilizada como parte de la estructura del material. Este fenómeno se puede aplicar para la estabilización de residuos inorgánicos como los lodos con hidróxidos de metales (LaGrega y col., 1996).

1.5.3 Detoxificación

Algunas de las reacciones químicas que tienen lugar durante el proceso de estabilización pueden originar un residuo de menor toxicidad. Por detoxificación se entiende cualquier mecanismo que modifica un constituyente químico en otro (u otra forma del mismo constituyente) no tóxico o menos tóxico (LaGrega y col., 1996).

1.5.4 Tecnologías de estabilización

La descripción de las tecnologías de estabilización se puede realizar mediante el estudio de los distintos tipos de aditivos utilizados, aunque se puede emplear más de un reactivo en cualquier proyecto de estabilización de residuos. Los agentes utilizados generalmente se designan con el término aglomerante para aquellos reactivos que aumentan la resistencia asociada a la estabilización, y sorbente para aquellos reactivos que principalmente retienen los contaminantes en la matriz estabilizada.

1.5.4.1 Cemento

El cemento se emplea a menudo como el principal agente en la estabilización de residuos peligrosos a través del proceso conocido como fijación química y solidificación (FQS). La fijación química es un proceso a través del cual se detoxifica, inmoviliza, insolubiliza o se reduce la peligrosidad de un residuo. Se logra este efecto generalmente a través de una reacción química entre uno o más componentes del residuo y una matriz sólida. Se utiliza este proceso para tratar residuos peligrosos que se encuentran en forma líquida o en lodos para producir un sólido apto para su disposición en el suelo.

Los sistemas más comunes de FQS involucran el uso de cemento solo, cemento con cenizas volátiles, cal con cenizas volátiles, y cemento con silicato de Sodio. El mecanismo químico de fijación no es conocido del todo, sin embargo existen indicaciones que en el pH relativamente alcalino del cemento, los metales pesados se precipitan como hidróxidos insolubles, los que son inmovilizados dentro de la matriz sólida (Benavides, 2004).

El cemento más común es el cemento Pórtland que se obtiene por la cocción en horno a alta temperatura de una mezcla de caliza y arcilla (u otro silicato). El horno produce una escoria (clinker) que se muele a un polvo que es una mezcla de óxidos de calcio, silicato, aluminio y hierro. Los constituyentes principales son silicatos tri y

dicálcicos. En la estabilización con cemento, los residuos se mezclan con el cemento, y en el caso de que el residuo no tenga agua suficiente, si fuese necesario, se añade agua para su hidratación. La hidratación del cemento origina una estructura cristalina, de aluminio-silicato cálcico. Esto da lugar a una masa dura, monolítica de aspecto rocoso. El hormigón, por definición, es un compuesto formado por cemento hidratado y agregado (LaGrega y col., 1996). En su forma más sencilla, la reacción del silicato tricálcico puede expresarse mediante la reacción:



y la reacción del silicato bicálcico mediante:



Durante la hidratación del cemento Pórtland tienen lugar reacciones adicionales, como muestra la **figura 5**. El gel de silicato resultante se denomina tobermorita. Estas reacciones son bastante lentas, lo que contribuye al largo tiempo de curación asociado a los hormigones de cemento Pórtland. La reacción más rápida en el cemento Pórtland es la siguiente:



Esta reacción proporciona al cemento Pórtland su fraguado inicial. El fraguado del cemento es la capacidad que tiene una mezcla de endurecer en cuanto el tiempo transcurre. El fraguado se produce a través de una serie de reacciones químicas cuando el cemento y agua son puestos en contacto.

En el caso del concreto, el cemento es mezclado con arena y grava y posteriormente se agrega el agua. En la **figura 6** se muestra una representación esquemática de estas reacciones. La primera fase del fraguado se produce desde el momento mismo en que el cemento entra en contacto con el agua y consiste en la formación de geles. La segunda fase es la cristalización de este gel, la cual se inicia en contacto íntimo con la roca de la que están formados los agregados inertes. La fase tres es la formación de capas secundarias sólidas y, con la continuación de este proceso se van entrelazando dichas capas de gel que envuelven a los granos del agregado, solidificándose en esta forma los volúmenes fabricados de concreto. En la fase cuatro, las cadenas cristalinas, de composición química

similar a la de los fragmentos de roca que forman el agregado grueso, sujetan a éstos firmemente y dan lugar a una roca artificial.

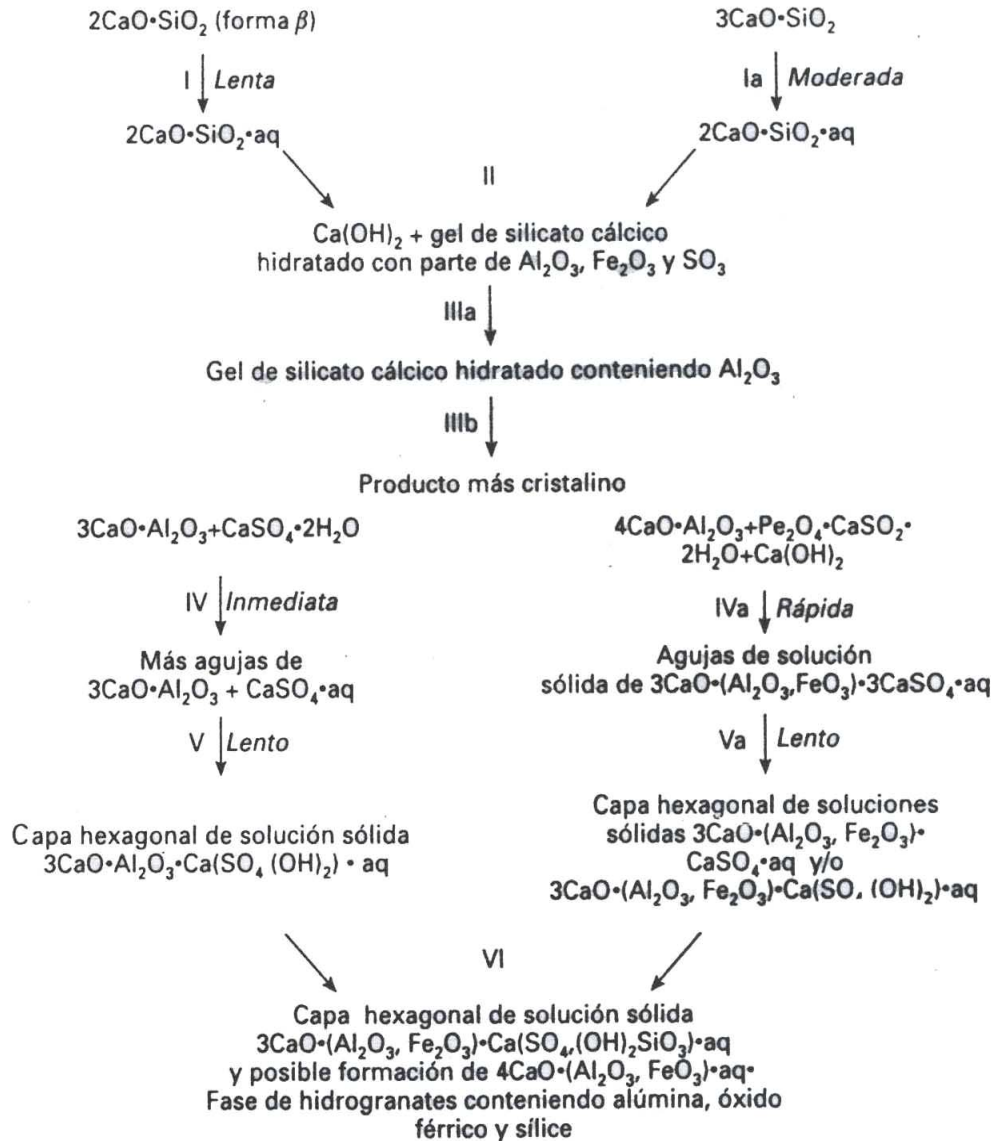


Figura 5. Reacciones del cemento Pórtland.

La estabilización con cemento se adapta mejor a residuos inorgánicos, especialmente a aquellos que contienen metales pesados. Como resultado del elevado pH del cemento, los metales son retenidos como hidróxidos insolubles o carbonatos en la estructura endurecida. Este proceso ha demostrado ser efectivo para residuos de arsénico, plomo, zinc, cobre, cadmio y níquel (Manahan, 1990).

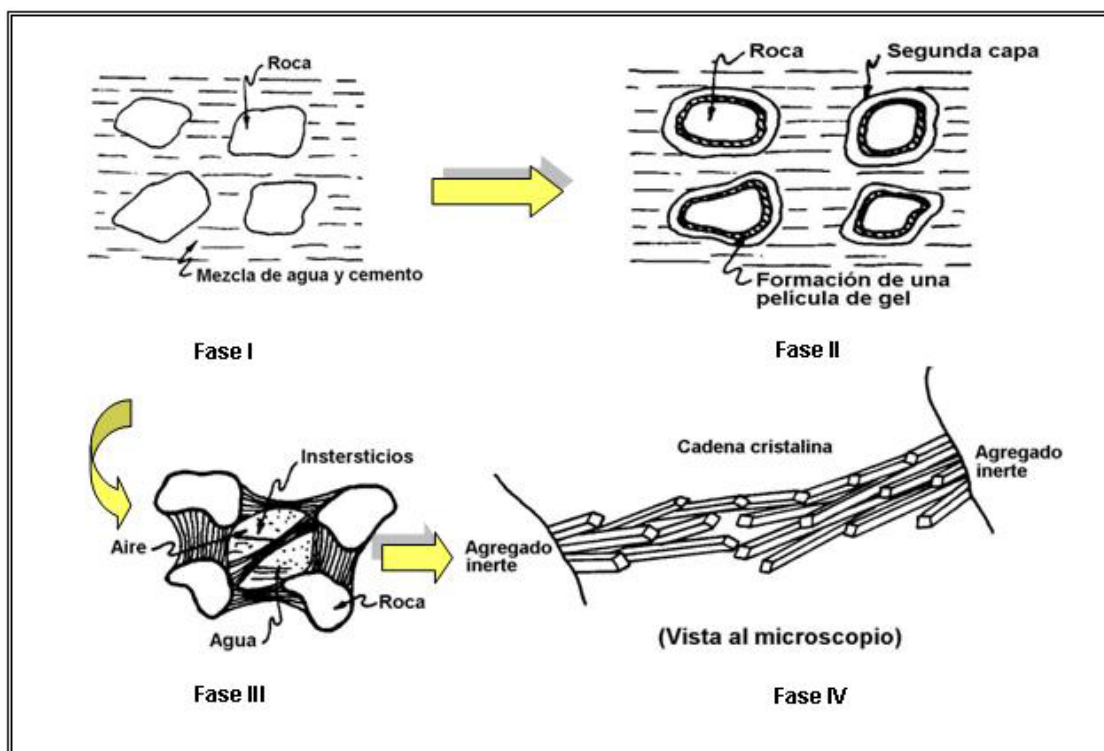


Figura 6. Proceso de fraguado del cemento Portland (Fritz, 1965).

Algunos estudios han mostrado que el plomo, cobre, zinc, estaño y cadmio probablemente se unen a la matriz por fijación química, formando compuestos insolubles, mientras que el mercurio es retenido de manera predominante por microencapsulación física (Manahan, 1990).

La estabilización con cemento de cromo en concentraciones mayores a 150 mg de Cr/kg de mezcla de cemento, no es recomendable debido a que favorece la disminución de la resistencia a la compresión simple ($f'c$), hasta evitar el fraguado del cemento. El níquel pueden ser estabilizado con cemento para concentraciones menores a 4612 mg de Ni/ kg de mezcla de cemento, sin embargo presenta una disminución del 62% de $f'c$. La estabilización de residuos con plomo a través de este proceso de solidificación presenta muchas ventajas, permitiendo tratar soluciones con altas concentraciones de plomo (20.6 g de Pb/ kg de mezcla de cemento) sin afectar de forma considerable la $f'c$ (39%) (Ortiz, 2004).

Con relación a metales como el mercurio, la estabilización con cemento permite la inmovilización de este metal en la matriz sólida de manera muy efectiva, mediante la adsorción previa de los residuos con mercurio en carbón activado sulfurizado y

posteriormente estabilizados con cemento. Este proceso presenta muy buenos resultados para el tratamiento e inmovilización de residuos con altas concentraciones de mercurio ($Hg > 260$ ppm) en un rango amplio de pH (2-12) (Jian, 2002).

El éxito de la solidificación con cemento Pórtland depende fuertemente de los efectos adversos del residuo sobre la resistencia y estabilidad del concreto producido. Un número de sustancias son incompatibles con el cemento Pórtland debido a que estas interfieren con la fijación y curado, causando un deterioro de la matriz de cemento con el tiempo. Estas sustancias incluyen materia orgánica como el petróleo o carbón; algunos cienos y arcillas; sales de sodio, de arsenato, borato, fosfato, iodato, y sulfito; y sales de cobre, plomo, magnesio, estaño, y zinc (Manahan, 1990).

Por otro lado, los contaminantes orgánicos interfieren el proceso de hidratación, reducen la resistencia final y no son fáciles de estabilizar. También pueden reducir la formación de la estructura cristalina originando un material más amorfo. Para reducir la interferencia de los contaminantes orgánicos en la hidratación del cemento e incrementar la estabilización, se pueden incorporar otros aditivos junto con el cemento en la mezcla de estabilización. Estos aditivos pueden ser arcillas modificadas orgánicamente o naturales, vermiculina y silicatos de sodio solubles (Manahan, 1990).

La estabilización con cemento no es aplicable a cualquier residuo, los lodos de la galvanoplastia al ser tratados con cemento permite mejorar sus características físicas, sin embargo no favorece la retención de metales (Pardo, 2005). En muchos casos el tipo de residuo genera interferencia con las reacciones del proceso de fraguado. El tratamiento de residuos de zeolita saturada con Zn^{2+} afecta significativamente el proceso de hidratación y solidificación del cemento, aumentando el tiempo de fraguado del mismo, por lo que es adecuado su tratamiento cuando la proporción de residuo es menor al 30% respecto al peso final del residuo estabilizado (Krolo y col., 2003). En el caso de las cenizas de incineradoras, el proceso de estabilización con cemento no reduce su peligrosidad, requiriendo de un proceso previo para cumplir con los límites máximos recomendados para su disposición (Bauzá y col., 2002)

La estabilización con cemento presenta una serie de ventajas, toda vez que la tecnología del cemento es bien conocida, incluido el manejo, mezcla, fraguado y endurecimiento. El cemento es muy utilizado en el campo de la construcción, por lo que el

coste del material es relativamente bajo y el equipo y personal están fácilmente disponibles. La eliminación excesiva de agua en lodos y residuos con alto porcentaje de humedad no es necesaria, ya que se requiere agua para la hidratación del cemento. De hecho, la estabilización con cemento puede llevarse a cabo con el agua suficiente para que el material sea bombeable. El sistema tiene capacidad para admitir variaciones en la composición química del residuo. Finalmente, la alcalinidad del cemento puede neutralizar los residuos ácidos. El principal inconveniente es la sensibilidad del cemento a la presencia de ciertos contaminantes que pueden retardar o inhibir la hidratación adecuada y, en consecuencia, el fraguado y endurecimiento del material (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.2 Puzolanas

Las puzolanas son un material que reacciona con la cal en presencia de agua para producir un material de cementación. La reacción de material alumino-silíceo, cal y agua da lugar a la formación de un producto del tipo del hormigón denominado hormigón puzolánico. Entre los materiales puzolánicos se encuentran las cenizas volantes, escorias de incineración y polvo de hornos de cemento. Las estructuras puzolánicas resultantes se denominan alumino-silicatos amorfos.

Al igual que la estabilización con cemento, la mayoría de las aplicaciones de la estabilización con puzolanas es para material inorgánico. Un pH alto del medio es adecuado para residuos contaminados con metales pesados. El carbono no calcinado de las cenizas volantes puede adsorber compuestos orgánicos del residuo. Como resultado, una puzolana como las cenizas volantes puede tener efectos beneficiosos en la estabilización de ambos compuestos orgánicos e inorgánicos (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.3 Cal

La estabilización de lodos se realiza muy a menudo mediante la adición de hidróxido cálcico $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o cal (también llamada hidratada). Al reaccionar con los materiales presentes en el residuo puede dar lugar a silicato cálcico, alúmina cálcica o alumino-silicato cálcico hidratados. Estos materiales se forman a partir de la reacción del calcio de la cal y los alumino-silicatos del residuo. Como con todos los aditivos, puede realizarse una estabilización adicional mediante el uso de otros compuestos en menor

cantidad. Hay que tener en cuenta que la cal también puede añadirse para subir el pH de lodos ácidos, junto con otros reactivos que proporcionan las reacciones principales de estabilización, como las cenizas volantes. La estabilización con cal está indicada para contaminantes inorgánicos y se utiliza ampliamente con lodos metálicos (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.4 Silicatos solubles

El uso de compuestos silíceos en la estabilización de metales se utiliza desde hace mucho tiempo en procesos comerciales a gran escala. En algunos de estos procesos, los reactivos de sílice se acidifican para dar lugar a una solución monosilíceica ácida a la que se añaden los residuos con metales. En otros, la combinación de silicatos líquidos solubles y cemento forman la base del proceso, el cual ha demostrado ser efectivo en la estabilización de suelos contaminados con altas concentraciones de plomo, cobre y zinc (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.5 Arcillas modificadas orgánicamente

Las arcillas modificadas orgánicamente se originan cuando se modifican orgánicamente las arcillas naturales para hacerlas organofílicas. Esta característica contrapone a su naturaleza organofóbica original. El proceso de modificación se realiza mediante la sustitución de cationes inorgánicos de la estructura cristalina mineralógica de la arcilla por cationes orgánicos, generalmente iones de amonio cuaternario. Después de esta sustitución, las moléculas orgánicas se adsorben a la estructura cristalina de la arcilla que se engrosa ante la presencia de contaminantes orgánicos.

La eficiencia de las arcillas modificadas orgánicamente en la estabilización de residuos con compuestos orgánicos se debe a la adsorción de los contaminantes orgánicos a la arcilla que a su vez puede ser encapsulada mediante cemento u otros aglomerantes. Las arcillas organofílicas generalmente se añaden primero al residuo y se permite interaccionar con los compuestos orgánicos. Los agentes adicionales se añaden para proporcionar resistencia a cizalla y solidificar el material en una masa monolítica (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.6 Cal modificada

Los productos de cal modificada orgánicamente se han desarrollado específicamente para la estabilización de residuos orgánicos. El proceso con cal se ha desarrollado para transformar los residuos orgánicos tóxicos, con un porcentaje de hidrocarburos significativo, en una masa inerte. Un sistema que utiliza cal hidrofobizada se encuentra patentado y se ha venido empleando desde 1976 en Alemania. En el proceso se emplea un reactivo de óxido de calcio modificado con ácido esteárico. Durante la reacción se desprende calor y agua en forma de vapor (junto con contaminantes orgánicos volátiles). El residuo queda transformado en polvo seco repelente (hidrofóbico) al agua. El material queda bastante resistente y relativamente impermeable al agua. El material resultante a menudo se considera adecuado como material de construcción de carreteras y relleno de terraplenes (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.7 Polímeros orgánicos termoestables

Los residuos peligrosos pueden estabilizarse mediante un proceso con polímeros orgánicos que implica la mezcla de un monómero, como la urea formaldehído que actúa como catalizador, para formar un material polimérico. Se forma así una masa tipo esponja, que retiene en la matriz partículas sólidas del residuo peligroso (macroencapsulación).

La principal ventaja de este proceso, en relación con otras técnicas de fijación, es que generalmente el material obtenido es de baja densidad. Además, se requieren únicamente pequeñas cantidades de aditivos para solidificar los residuos. Por tanto, esta técnica tiene una mayor aplicación en la solidificación de residuos peligrosos orgánicos líquidos, no volátiles. También se ha empleado esta técnica para solidificar residuos de baja radioactividad antes de su eliminación definitiva (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.8 Materiales termoplásticos

Los residuos peligrosos pueden estabilizarse mediante la combinación de materiales plásticos fundidos con los residuos a altas temperaturas. Entre los materiales termoplásticos fundidos se encuentra el asfalto, parafina, betún, polietileno, polipropileno y azufre. Cuando se enfría, el material solidificado se caracteriza como un residuo revestido termoplásticamente y conservado en contenedores para su eliminación definitiva. Esta

técnica se ha empleado mayoritariamente con residuos radioactivos debido a su costo. Además, los compuestos orgánicos se volatilizan a las temperaturas de trabajo, por lo que es preciso controlar las emisiones a la atmósfera durante el proceso.

La estabilización termoplástica presenta interés para residuos mixtos, es decir, residuos peligrosos y residuos radioactivos. El residuo se estabiliza dejando de ser considerado peligroso, y posteriormente se elimina de acuerdo con las necesidades de los residuos radioactivos.

Entre las limitaciones principales se encuentran la presencia de material que puede deteriorar el material termoplástico y la presencia de productos químicos orgánicos que actúan como solventes de los materiales termoplásticos de estabilización. Por tanto, si el residuo contiene estos compuestos perjudiciales, existe la posibilidad de degradación a largo plazo. De todas formas, los residuos estabilizados termoplásticamente son bastante resistentes a lixiviación y biodegradación (LaGrega y col., 1996).

1.5.4.9 Vitrificación

La fabricación de vidrio o vitrificación, implica la fundición y fusión de materiales a temperaturas por lo general, superiores a 1600°C, seguido de un enfriamiento rápido para obtener una forma amorfa, no cristalina. La vitrificación no precisa de reactivos, pero es una técnica de estabilización, la cual se aplica para el tratamiento de los residuos peligrosos tanto como una técnica *in situ*, como una técnica de aplicación en planta. La vitrificación se considera un proceso de estabilización y solidificación, ya que se obtiene un residuo estructuralmente más estable con un potencial bajo de migración de contaminantes al medio (LaGrega y col., 1996).

1.6 Ensayos para la evaluación de la eficiencia de estabilización y solidificación

La evaluación de la eficacia de la estabilización necesita valorar las propiedades físicas, técnicas y químicas del material estabilizado. Para medir alguna propiedad se requieren técnicas específicas de medición, es por ello que se emplean diversos ensayos de laboratorio para evaluar la eficacia de la estabilización. No existe un modelo para todos los residuos y aplicaciones. Cada uno de ellos bien interpretado, proporciona una visión

parcial de la eficiencia de una técnica de estabilización y la mezcla de reactivos para un residuo específico.

1.6.1 Ensayos de extracción y lixiviación

En la mayoría de los casos, la principal razón para elegir la estabilización y solidificación como una técnica de tratamiento de residuos peligrosos es la reducción de la velocidad de migración de los contaminantes al medio ambiente. Como la precipitación se infiltra en el residuo estabilizado, los contaminantes migran de la masa estabilizada al agua y continúan su camino hacia el medio ambiente.

El fluido en el cual son lixiviados los contaminantes se denomina lixivante. Después de que el lixivante se ha contaminado, se denomina lixiviado. Los términos extracción y lixiviación se usan indistintamente y, se definen como el proceso por el que los contaminantes son transferidos de una matriz sólida o estabilizada al lixivante. Finalmente, la capacidad de un material estabilizado para lixiviar contaminantes se denomina lixiviabilidad.

El ensayo de lixiviación puede realizarse como un ensayo normalizado que proporcione los fundamentos para un proceso de toma de decisiones uniforme y consistente. En este caso se necesita un protocolo de ensayo altamente reproducible y los resultados pueden compararse con estándares predeterminados. El material estabilizado puede superar o no la prueba. Alternativamente, un ensayo de lixiviación puede ser un ensayo predictivo llevado a cabo para generar datos que pueden emplearse en la simulación de la migración de contaminantes en el mundo real. En este caso, los datos se emplearían para el posterior análisis de destino, transporte y evaluación de riesgos. También pueden realizarse ensayos de investigación para estudiar mecanismos básicos de unión, factores de interferencia, y los principios fundamentales de la técnica de estabilización (LaGrega y col., 1996).

Durante la lixiviación, al circular el lixivante, los contaminantes de la muestra pasan de la masa estabilizada al lixivante. Los contaminantes pueden disolverse en el lixivante, ser lavados de la superficie del material estabilizado o difundirse desde la masa estabilizada al lixivante. Por tanto, la lixiviabilidad depende de las propiedades físicas y químicas, tanto del material estabilizado como el lixivante. Estudios realizados, muestran

que los principales factores que afectan la lixiviabilidad son la alcalinidad del producto estabilizado, la relación superficie-volumen del residuo y la tortuosidad, la medida de la longitud del camino para la difusión. En la elección y evaluación del método de ensayo de lixiviación deben considerarse los mecanismos de lixiviación, ya que el método de ensayo afecta la lixiviabilidad de la muestra. Concretamente, existe un número de variables de ensayo que afectan a la concentración de contaminante en el lixiviado:

- Relación lixivante-residuo.
- Superficie del residuo.
- Tipo de lixivante (agua destilada, ácido acético, lluvia ácida simulada).
- pH del lixivante.
- Tiempo de contacto.
- Tiempo de agitación.
- Recipiente de extracción.
- Temperatura.

El impacto de estas variables es evidente, por ejemplo a mayor relación lixivante-residuo, mayor cantidad de contaminante lixiviado de la masa estabilizada (LaGrega y col., 1996).

1.6.1.1 Procedimiento de extracción múltiple

El procedimiento de extracción múltiple de la EPA en Estados Unidos se usó desde 1982, y era exigido por esta agencia para solicitudes de disposición temporal y definitiva. El ensayo intenta reproducir las condiciones de lixiviación a que está sometido un residuo por contacto reiterado con lluvia ácida en tiraderos controlados. Este ensayo no es aplicable a residuos tratados para ser dispuestos en confinamientos de seguridad, pero proporciona unas duras condiciones para la evaluación de la eficiencia de una técnica de tratamiento particular (LaGrega y col., 1996).

1.6.2 Ensayos químicos

Muchos de los ensayos químicos de materiales estabilizados se reducen al análisis del fluido extractado o la identificación de los contaminantes en el residuo. Dado que el uso de la estabilización como técnica de tratamiento de residuos peligrosos se basa en la fijación del residuo a la matriz, todos aquellos ensayos que ayuden a la evaluación de este

proceso serán de gran utilidad. En la tabla siguiente se muestran algunos de los ensayos utilizados para el análisis químico del lixiviado (LaGrega y col., 1996).

Tabla 2. Métodos de ensayos químicos.

Análisis del residuo total
Metales por espectroscopía de plasma acoplado inductivamente o absorción atómica
Compuestos orgánicos por cromatografía de gases y espectroscopía de masas
Carbono orgánico total
Pérdidas por calcinación
pH
Transformada de Fourier del espectro infrarrojo (FTIR)
Calorimetría de exploración diferencial y análisis gravimétrico térmico

LaGrega y col., 1996.

1.6.3 Ensayo de resistencia a compresión simple

El ensayo de resistencia a compresión simple se lleva a cabo para determinar la resistencia de los materiales cohesivos. Materiales cohesivos se consideran todos aquellos comprendidos entre las arcillas ligeras y el hormigón. En este ensayo, el espécimen se carga axialmente, se miden la carga axial y la correspondiente deformación. La resistencia a compresión simple es la máxima tensión aplicada en el ensayo.

El uso del ensayo de resistencia a compresión simple para evaluar la eficiencia de la solidificación y estabilización se ha desarrollado como un estándar internacional para la industria en numerosas aplicaciones. Los materiales solidificados y estabilizados deben presentar una resistencia adecuada que les permita soportar las cargas de los materiales que se colocan sobre ellos. Además, los resultados de los ensayos se espera estén correlacionados con la eficiencia de estabilización de residuos inorgánicos, ya que los compuestos inorgánicos están inmovilizados en la matriz hidratante. Este ensayo ofrece además otras ventajas para la evaluación de la eficiencia de la estabilización. El ensayo es relativamente rápido y económico y el equipo que se necesita es fácilmente asequible. El ensayo proporciona también un indicador de la ductibilidad/fragilidad del material estabilizado. En general, para un reactivo de estabilización dado, cuando más fuerte sea el

residuo peligroso estabilizado, más eficiente resulta el proceso de estabilización, en especial para contaminantes inorgánicos. Por ello, la resistencia a compresión simple se emplea a menudo como parámetro indicador de la eficiencia de la estabilización.

En general se acepta que una resistencia a compresión simple de 3.5 kg/cm^2 , la cual representa una medida de resistencia adecuada para materiales estabilizados basándose en la presión de sobrecarga característica calculada para un confinamiento controlado (LaGrega y col., 1996).

1.7 Factores a considerar para la disposición de residuos estabilizados con cemento

Los residuos tóxicos estabilizados con cemento forman un material artificial y heterogéneo, formado por cuatro elementos: cemento, agua, arena y grava. Los dos primeros forman la pasta o material aglutinante, en tanto que los dos últimos se llaman agregados. Al igual que el concreto, los residuos estabilizados con cemento pueden reaccionar de la misma forma a las condiciones a las que es sometido.

El concreto se usa bajo todas las condiciones climáticas y otras exposiciones naturales, además de ambientes agresivos producidos por el hombre, y que puede estar sujeto a un ataque químico corrosivo.

1.7.1 Acción física

Los efectos de los factores físicos sobre la durabilidad del concreto son críticos en áreas donde hay variaciones extremas de la temperatura y humedad. La mayoría de estos factores son agentes naturales, aunque también pueden ser producidas por el hombre.

El principal daño físico es el cambio de volumen dentro del concreto expuesto a la humedad, fluctuaciones de temperatura, contracción y expansión debido a los agregados reactivos.

Una de las manifestaciones visuales de daño físico es el agrietamiento del concreto. A pesar de que inicialmente tal agrietamiento puede no perjudicar seriamente al concreto, puede producir deterioro en el concreto a causa de la intemperización y de la penetración de humedad.

1.7.2 Agentes químicos

El concreto endurecido puede ser afectado, en determinadas circunstancias, por diversos procesos que involucran reacciones químicas. Algunas de ellas se presentan en su interior, o son propiciadas por agentes externos contenidos en el medio que le rodea.

El ataque de agentes agresivos externos, también conocido como corrosión química del concreto, puede ser de dos clases principales:

- Por disolución de compuestos solubles derivados de la hidratación del cemento.
- Por reacciones químicas entre ciertos agentes externos y algunos compuestos del cemento hidratado.

1.7.2.1 Ataque por disolución

El fenómeno de disolución o deslave del concreto consiste en la remoción paulatina del hidróxido de calcio que se libera durante la hidratación del cemento, como resultado de la acción disolvente del agua que se encuentra en contacto con el concreto. Aun cuando el hidróxido de calcio es soluble en cualquier clase de agua, lo es más en aguas muy puras (ávidas de sales) o en aquellas que por su contenido de CO_2 tiene carácter ácido.

Existen dos medios de protección contra esta clase de ataque: impedir que se forme hidróxido de calcio durante la hidratación del cemento, y evitar la penetración del agua agresiva a través del concreto. Lo primero puede conseguirse con el empleo de un cemento especial, aluminoso, de escoria de alto horno o puzolánico. Para lo segundo, si la agresividad del medio es baja, es suficiente la fabricación de un concreto muy denso, compactado e impermeable, pero cuando la solución es muy agresiva, debe recurrirse a una protección adicional.

1.7.2.2 Ataque por descomposición química

Existen algunas sustancias cuya agresividad al concreto es consecuencia de su reacción química con algunos compuestos del cemento. Como frecuentemente el producto de la reacción ocupa mayor volumen que los compuestos que reaccionan, el efecto resultante es una expansión interna que tiende a provocar la desintegración del concreto.

Entre este tipo de agentes agresivos destacan por sus efectos algunas sales de ácidos inorgánicos, como los sulfatos y cloruros, cuya frecuencia en zonas pantanosas es

frecuente. Se observa que las sales más agresivas son los sulfatos, de ahí que la acción química de sales inorgánicas se conozcan genéricamente como ataque por sulfatos, y existen cementos (como los Pórtland tipos II y V), que por definición resulten indicados para resistir, en menor o mayor grado, esta clase de ataque.

La sola presencia de la sustancia agresiva no es motivo suficiente para que ocurra el ataque, ya que es necesario que su concentración alcance determinados niveles. En el caso de los sulfatos, por ejemplo, cuando se encuentran presentes en el suelo o agua de contacto, es frecuente calificar su agresividad potencial de acuerdo con la escala de concentraciones que muestra la **tabla 3**.

El efecto perjudicial de los sulfatos en el concreto se atribuye a su reacción con el aluminio tricálcico del cemento para formar sulfoaluminato de calcio que, por su elevado contenido de agua de cristalización, al aumentar de volumen conforme cristaliza, genera presiones en el interior del concreto que tienden a desintegrarlo. Un medio posible para protegerlo, en presencia de concentraciones peligrosas de sulfatos, consiste en reducir, e incluso suprimir el contenido de aluminato tricálcico en el cemento que se utilice.

Tabla 3. Grado de agresividad al concreto por diversas concentraciones de sulfatos (Zoldners, 1971).

Grado relativo de ataque por sulfatos	% de sulfatos solubles en agua (como $\text{SO}_4^{=}$) en muestras de suelo	Sulfatos, en ppm de $\text{SO}_4^{=}$ en muestras de agua
Despreciable	0.00 a 0.10	0 – 150
Positivo (a)	0.10 a 0.20	150 – 1000
Considerable (b)	0.20 a 0.50	1000 – 2000
Severo (b)	Más de 0.50	Más de 2000

(a) Se recomienda emplear cemento tipo II. (b) Se recomienda emplear cemento tipo V.

Otro medio posible de protección consiste en evitar la presencia de hidróxido de calcio libre como resultado de la hidratación del cemento. En este caso, como el sulfoaluminato de calcio se forma más rápidamente en soluciones concentradas de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, la ausencia de este elemento hace que la formación se retrase y se prolongue la duración del concreto. En esta acción fundan su efecto protector los cementos Pórtland puzolánicos y de escoria de alto horno.

1.7.2.2.1 Lluvia ácida

Se denomina lluvia ácida al retorno a la superficie terrestre, mediante cualquier tipo de precipitación, de los ácidos disueltos en agua originados por contaminantes primarios, descargados a la atmósfera por determinadas actividades humanas, como el dióxido de azufre (SO₂) y los óxidos de nitrógeno (NO_x) al reaccionar en un proceso de transformación fotoquímica con determinados componentes atmosféricos (oxígeno, vapor de agua) durante su permanencia en la atmósfera.

La lluvia ácida se identifica mediante la concentración de iones hidrógeno (H⁺) presentes en el medio (expresada como pH; $\text{pH} = \text{Log}(\text{concentración H}^+)$). Cuanto mayor sea dicha concentración, menor será el valor del pH y mayor será su acidez.

En la **Figura 7** se muestra como las precipitaciones naturales tienen un valor de pH que oscila entre 5 y 6,4. Se considera que una precipitación (lluvia, niebla, rocío, nieve) es ácida cuando sus valores de pH son inferiores a 5,6, (Pronatura, 1999).



Figura 7. Rango de pH de la lluvia ácida.

El impacto de la lluvia ácida es corrosivo; los ácidos pueden combinarse con los materiales y producir otro compuesto que no tenga la misma consistencia y se vaya desmoronando, los edificios y las construcciones de hormigón también se ven seriamente afectados, y deben ser continuamente restaurados.

Se puede sintetizar los efectos en los siguientes puntos: las estructuras metálicas se corroen (se llegan a disolver metales como el plomo y el cobre), las superficies de los edificios y las estatuas se resquebrajan, los objetos de nylon se rompen, el suelo se desmineraliza y se degradan las aguas subterráneas, afecta la fotosíntesis haciéndola más lenta y los vegetales pueden morir, se ha reducido la productividad de bosques y cultivos, los lagos y ríos “ácidos” son incapaces de sostener su población de peces (<http://www.Redes.org.uy>).

1.7.3 Acción mecánica

El deterioro mecánico del concreto puede presentarse como agrietamiento, resquebrajamiento o distorsión, que pueden ser causados por uno o varios de los siguientes factores: abrasión por tránsito, agrietamiento y resquebrajamiento debido al sobreesfuerzo por carga viva, impacto, fricción, erosión o cavitación, causados por fluidos y sólidos abrasivos; movimiento de la cimentación causada por acomodamiento del terreno.

La resistencia del concreto se determina por compresión, tensión y cortante; la primera es fácil de medir en el laboratorio, sometiendo especímenes a cargas axiales de compresión hasta su ruptura. La resistencia a tensión puede medirse directamente sometiendo piezas a cargas axiales de tensión, solo que por lo común práctico, se prefiere el empleo de medios indirectos. Como generalmente el esfuerzo cortante se presenta combinado con otro (tensión o compresión), la medición de resistencia a cortante puro no es una práctica corriente (Secretaría de Recursos Hidráulicos, 1970; Paulin, 1967).

En gran número de casos, el concreto se destina a trabajar bajo esfuerzos de compresión. De no ser así, esta resistencia se continúa considerando como un índice de la calidad del concreto en general.

El ensaye consiste en someter los especímenes a una carga creciente que produzca esfuerzos de compresión en toda la sección transversal, hasta alcanzar el máximo que pueda resistir el concreto. Para un concreto dado, la magnitud del esfuerzo máximo de compresión (que define su resistencia) puede variar de acuerdo con numerosos factores: energía de moldeo, humedad y temperatura de curado, edad de prueba, dimensiones del espécimen, condiciones y velocidad de carga (Secretaría de Recursos Hidráulicos, 1970).

1.7.4 Relación Agua/Cemento (A/C)

Es la relación que existe entre un peso determinado de cemento y el peso del agua necesaria para obtener en el concreto, la resistencia y manejabilidad requeridas. La relación A/C es un valor que vino a revolucionar y por último a definir el comportamiento de la resistencia en un concreto. Desde el momento en que quedó establecida esta propiedad que define la resistencia de un concreto, hasta la fecha, no se ha considerado otra condición mejor y, por lo tanto, se encuentra en uso como ley comprobada. En 1918 Duff Abrahams vino a comprobar, después de multitud de pruebas, que la resistencia de un concreto, correctamente compactado mediante cualquier sistema, dependía exclusivamente de la relación en peso o volumen que existiera entre el cemento y el agua contenidos en la mezcla, estableciéndose en forma general, que la resistencia varía de menor a mayor a medida, que para la misma cantidad de cemento, la cantidad de agua va haciéndose menor.

1.7.5 Protección superficial del concreto

Además de proteger al concreto contra el ataque químico mediante la selección de sus componentes (principalmente el cemento) y la elaboración de un concreto de máxima calidad, denso, compacto y resistente, es posible darle mayor preservación con el empleo de recubrimientos adecuados como lo son:

- Recubrimientos termoplásticos
- Recubrimientos de termofraguado
- Tratamientos inorgánicos de superficie
- Cerámicas
- Morteros para emplearse con mampostería químicamente resistente
- Materiales en láminas

En cada una de estas clases existen diversos tipos de materiales para diferentes casos específicos.

Capítulo 2. Objetivos e Hipótesis

2.1 Objetivo general

Evaluar la factibilidad técnico-económica de utilizar la tecnología de estabilización con cemento para reducir la peligrosidad de los residuos con arsénico provenientes de la potabilización del agua, por el proceso coagulación-floculación con un dispositivo intradomiciliario que permita su empleo en construcción o disposición final adecuada de acuerdo con la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de de los Residuos.

2.2 Objetivos específicos

- Proponer una alternativa eficiente y sencilla para la disposición adecuada de los residuos de arsénico provenientes del proceso de coagulación-floculación con un dispositivo intradomiciliario.
- Evaluar el proceso de fabricación de tabicones como herramienta de la tecnología FQS para la estabilización los residuos con arsénico.
- Evaluar la capacidad de estabilización del cemento Pórtland I y Masaroca sobre los residuos de arsénico.
- Evaluar la eficiencia de estabilización a través de simulación de condiciones extremas como la lluvia ácida.
- Evaluar la eficiencia de estabilización a través de la resistencia a la compresión simple.
- Identificar la viabilidad de emplear los residuos de arsénico estabilizados con cemento para la construcción de mampostería.

2.3 Hipótesis

La sustitución del agua por los residuos que contienen arsénico en la elaboración de tabicones, generará una matriz sólida, en donde quedará estabilizado dicho elemento, disminuyendo los riesgos de exposición a su toxicidad.

Capítulo 3. Materiales y Métodos

3.1 Preparación de agua sintética con arsénico

La concentración de arsénico total en el agua a tratar fue de 1 mg/L, en una proporción de As(III):As(V) de 30:70, para ello se adicionaron los volúmenes necesarios de soluciones patrón preparadas con arsenato de sodio dibásico heptahidratado, $\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, y arsenito de sodio NaAsO_2 , de 98.6 y 98.4%, respectivamente.

La proporción de As(III):As(V) que se utilizó para la preparación del agua sintética corresponde a lo señalado en la literatura como los valores más frecuentes de cada especie iónica de arsénico presente en fuentes naturales de agua. El agua sintética fue preparada con agua común de la llave (Avilés, M. y Tirado, M. 1999).

3.2 Remoción de arsénico mediante dispositivo intradomiciliario.

De acuerdo a lo reportado por Avilés y Tirado en 1999, el dispositivo intradomiciliario para remoción de arsénico por el proceso de coagulación-floculación se utilizó para tratar un volumen de 20 litros de agua cruda, generando en promedio 80 mililitros de residuos con arsénico por cada 20 litros de agua tratada.

El dispositivo intradomiciliario consiste en un recipiente de plástico de 20 litros de capacidad, el cual en la parte superior tiene un soporte y una manivela giratoria; el soporte puede ser fabricado de madera, acrílico, polipropileno o de acero inoxidable. En la parte exterior del recipiente se adaptó una llave de plástico a una altura de 10 cm del fondo del mismo para recuperar el agua tratada, evitando el arrastre del precipitado. La función de la manivela es inducir el mezclado manual necesario para el proceso de coagulación mediante una mezcla rápida, seguida del proceso de floculación mediante la aplicación de un mezclado lento (ver **figura 3**).

Con la finalidad de aumentar la turbiedad del agua y favorecer la remoción de arsénico por sorción y coprecipitación, se empleó arcilla verde comercial en una concentración de 0.3 g/L.

El coagulante utilizado fue el sulfato de aluminio comercial (hidratado), en una concentración de 80 mg/L. Para la oxidación del As(III) a As(V) y asegurar la desinfección del agua, se empleó hipoclorito de calcio comercial (6% de cloro) en una proporción de 1.55 mL por 20 L.

En la **tabla 4** se muestran las condiciones de operación para la remoción de arsénico, con un tiempo de operación de aproximadamente 1.25 horas (75 minutos).

Tabla 4. Condiciones de operación para remoción de arsénico.

<i>Agua</i> <i>Sintética (As⁺⁵, 70%; As⁺³, 30%)</i>	20 L concentración de As 1mg/L
<i>Incremento de turbiedad</i>	Adición de arcilla (6 g)
<i>Oxidación</i>	Adición de hipoclorito de calcio (1.55 mL)
<i>Coagulación</i> <i>/precipitación</i> <i>/adsorción</i>	Adición de Al ₂ (SO ₄) ₃ (1.6 g) Agitar vigorosamente t = 20 seg.
<i>Floculación/</i> <i>Adsorción</i>	Agitar de forma manual a 23 rpm t = 12 min.
<i>Sedimentación</i>	t = 60 min.
<i>Decantación</i>	19.92 L de agua tratada 80 mL de residuo con arsénico

3.3 Manejo de los residuos con arsénico

Durante las primeras pruebas para remoción de arsénico mediante el dispositivo intradomiciliario, se observó que los residuos con arsénico generados presentaron una alta sedimentabilidad, por lo que al someterlos a un proceso de sedimentación por gravedad durante tres horas, el volumen del sedimento permanece casi constante, reduciendo su volumen de almacenamiento en un 62%, permitiendo manejar el residuo de dos formas para las pruebas de estabilización, (1) espesado y (2) sin espesar.

3.4 Estabilización de los residuos a través del proceso de fabricación de tabicones

Como técnica para aplicar la estabilización con cemento de los residuos con arsénico se eligió la empleada para la elaboración de tabicones de cemento debido a su

facilidad de producción y a que emplea solo cuatro componentes que son: cemento, agua, arena y grava o tezontle. Estos componentes son de uso común en la construcción, por lo que se pueden conseguir con facilidad. Por otro lado, el operario o encargado de la producción de tabicones no requiere de conocimientos técnicos avanzados.

Con base en información proporcionada por fabricantes de tabicones en la ciudad de Jiutepec, Mor., el procedimiento para la elaboración de los tabicones es el siguiente:

- a. Mezcla y homogeneización del cemento, arena, tezontle o gravilla.
- b. Adición de agua.
- c. Mezcla y homogenización.
- d. Llenado de moldes.
- e. Compresión en moldes para formación del tabicón.
- f. Secado al ambiente por un día.

Para el caso del desarrollo del presente trabajo, en lugar de adicionar agua se adicionan los residuos con arsénico generados en el dispositivo intradomiciliario.

En la siguiente tabla se muestran las cantidades de material utilizado para la estabilización de los residuos con arsénico a través del proceso de elaboración de tabicones con dimensiones de 10 cm de espesor, 12 cm de ancho y 28 cm de largo.

Tabla 5. Cantidad de material utilizado en la elaboración de 5 tabicones.

Material cementante		Tezontle (kg)	Arena (kg)	Residuos con As (L)
Tipo	Cantidad (kg)			
Pórtland I	2.3	15	5	1.5
Pórtland I₃₀	3.0	11	10	2.0
Masaroca	10	9.5	7	2.5

La **figura 8** muestra la forma en que se incorporaron los componentes para su mezcla y fabricación de los tabicones, así mismo, se observa la incorporación de los residuos con arsénico en sustitución del agua, seguido por la mezcla manual de todos los componentes, permitiendo una distribución uniforme de los residuos con arsénico en el tabicón.



a)



b)

Figura 8. Elaboración de mezcla para fabricación de tabicones: a) incorporación del residuo con arsénico sustituyendo al agua; b) mezcla y homogeneización de los componentes para la fabricación de tabicones.

El equipo empleado en la fabricación de tabicones se presenta en la **figura 9** caracterizándose por su facilidad de operación.



Figura 9. Equipo utilizado para la elaboración de tabicón.



Figura 10. Proceso para la formación de los tabicones.

En la **figura 10** se muestra la forma en que se somete a compresión la pasta formada con la mezcla de los componentes para la formación de los tabicones con la ayuda de moldes, los cuales se colocan al sol para que se realice el proceso de fraguado por 24 horas, como se muestra en la **figura 11**.



Figura 11. Secado de tabicones.

3.5 Selección de variables y niveles para el desarrollo experimental

Los materiales utilizados para la fabricación de tabicones son: (1) cemento, (2) agua, (3) arena y (4) grava o tezontle. De estos materiales, el cemento y el agua son factores fundamentales en la producción de tabicones que cumplan con las especificaciones requeridas para su uso en construcción. Para probar la hipótesis propuesta, se elaboraron

tabicones con diferente composición de material cementante (cemento Pórtland I y Masaroca), el cemento Pórtland I se manejó en dos proporciones diferentes; en la primera se consideró la sugerida por el fabricante y que es empleada normalmente para la producción de tabicones de manera comercial y la segunda se incrementó un 30% respecto a la primera, con la finalidad de evaluar si mejora de forma considerable la eficiencia en la estabilización de los residuos con arsénico. Así mismo, se optó por probar material utilizado para impermeabilizar y resanar grietas en estructuras de concreto, denominado Masaroca, de acuerdo a recomendaciones hechas por distribuidores de material de construcción respecto a materiales cementantes con alto grado de resistencia al ataque de agentes físicos y químicos externos.

El residuo con arsénico se manejó de dos formas, (1) sin espesar y almacenado después del proceso de remoción, y (2) después de ser sometidos a un proceso de sedimentación por gravedad por un periodo de 3 horas, decantando el sobrenadante y almacenando el residuo espesado, como se menciona en el punto 3.3.

Considerando el efecto que ejerce el pH ácido sobre el concreto, se consideró como condición ambiental someter a los tabicones a eventos de lluvia simulada, con la finalidad de evaluar el comportamiento del material estabilizado en condiciones ambientales de lluvia ácida, considerando el pH ácido común del agua de lluvia en condiciones que pudieran considerarse normales, así como eventos extraordinarios de lluvia ácida que se han registrado en el Distrito Federal. Los pHs de trabajo fueron de 5.1 para lluvia normal y 3.6 para lluvia ácida extraordinaria.

La simulación de la lluvia ácida se basó en los datos registrados por la Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal, tomando en consideración la lluvia más ácida registrada en el año de 1999, además se consideró el intervalo de pH más común de la lluvia en esta zona, el cual normalmente va de 5.1 a 5.6. (SMA-DF, 2000)

Tabla 6. Valor más ácido de la temporada de lluvias en 1999.

pH	3.6
ZONA	Suroeste
ESTACIÓN	San Nicolás Totolapan
CLAVE	SNT
TÉCNICA	DT
PERIODO	25/08-01/09/99

La preparación del agua ácida se realizó con la adición de H_2SO_4 y HNO_3 , que son los causantes principales de la acidez en agua de lluvia, y los cuales se forman a partir de los SO_x y NO_x presentes en el aire, siendo la relación de estos en el agua de lluvia aproximadamente 3:1 respectivamente. Los factores y niveles seleccionados se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 7. Factores y niveles seleccionados para el diseño experimental.

VARIABLE	NIVEL		
	1	2	3
Material cementante	Pórtland I	Pórtland I ₃₀	Masaroca
pH del agua aplicada	5.1	3.6	
Tipo de residuos con As	Espesado	Sin espesar	

Para facilitar la identificación de los experimentos a realizar, se formuló un código, el cual se describe a continuación en la **figura 12** y **tablas 8, 9 y 10**.

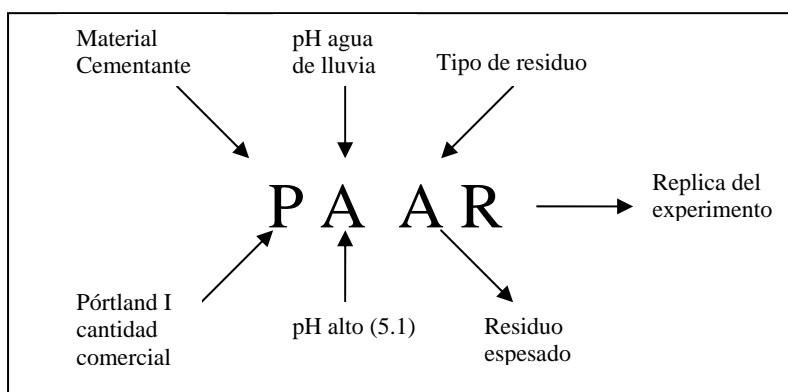


Figura 12. Descripción del código de identificación por corrida.

Tabla 8. Simbología correspondiente para el material cementante.

Material cementante	Símbolo
Pórtland I	P
Pórtland I más 30% extra de material cementante	P ₃₀
Masaroca	M

Tabla 9. Simbología del pH del agua de lluvia simulada.

pH del agua de lluvia	Símbolo
5.1	A
3.6	B

Tabla 10. Simbología del tipo de residuo.

Tipo de residuo	Símbolo
Espesado	A
Sin espesar	B

3.6 Diseño experimental

En el desarrollo de las ciencias en general, el conocimiento de la metodología estadística es un arma imprescindible para la obtención, análisis e interpretación de todos los datos que proceden de las observaciones sistemáticas o de experimentaciones proyectadas específicamente para conocer los efectos de uno o varios factores que intervienen en los fenómenos bajo estudio.

El propósito de cualquier diseño experimental es proporcionar una cantidad máxima de información pertinente al problema bajo investigación. Sin embargo, también es importante que el diseño sea tan simple como sea posible. Esto es, debería ahorrar tiempo, dinero, personal y material experimental (Ostle, 1988).

En el estudio de un proceso generalmente intervienen un conjunto de variables, que dan lugar a una o varias variables respuesta, de tal forma que la estrategia de cómo se operan estas variables que entran al proceso da lugar a distintos comportamientos de la respuesta del proceso. En la estrategia experimental, las variables que intervienen en el proceso se denominan factores y los valores que toman éstas, sus niveles. La combinación de los niveles y de los factores da lugar a un número determinado de tratamientos. Lo que de manera esquemática en forma general se puede expresar:

$$N^K = T \quad (\text{diseño factorial completo})$$

en donde N representa los niveles, K representa los factores, y T el número de tratamientos.

A partir de los diseños factoriales completos, se conocen los factores que se consideran relevantes en el trabajo experimental, logrando una eficiencia en el uso de los recursos experimentales disponibles, y se obtiene información respecto a las diversas interacciones (Ostle, 1988; Montgomery, 1991).

Con el propósito de reducir el tiempo de desarrollo experimental, así como sus costos permitiendo una evaluación de la tecnología de estabilización con cemento propuesta, se seleccionó un diseño factorial general de efectos fijos para desarrollar la fase experimental, con tres niveles no cuantitativos del factor A (material cementante), dos niveles cuantitativos del factor B (pH del agua aplicada como lluvia) y dos niveles no cuantitativos del factor C (Tipo de residuo), y como variable respuesta, la concentración de arsénico lixiviado. En este caso, todos los factores del experimento son fijos, por lo que se pueden formular y probar hipótesis acerca de los efectos principales y de las interacciones de forma más fácil. Para el modelo de efectos fijos, los estadísticos que prueban cada efecto principal y cada interacción se puede construir dividiendo la media de los cuadrados del error. Todas estas pruebas *F* corresponden a pruebas unilaterales del extremo superior. Los grados de libertad de cualquier efecto principal son iguales al número de niveles del factor menos uno; y los grados de libertad de una interacción son el producto de los grados de libertad asociados con los componentes individuales de la interacción. Se hace notar que deben recopilarse al menos dos réplicas ($n \geq 2$) para poder determinar la suma de cuadrados del error si todas las posibles interacciones en el modelo son incluidas (Montgomery, 1991).

Tabla 11. Diseño factorial general de efectos fijos.

		pH del agua de lluvia (B)			
		3.6		5.1	
MATERIAL (A)	Tipo de residuo (C)		Tipo de residuo (C)		
	Espesado	Sin espesar	Espesado	Sin espesar	
Pórtland I	PBA PBAR	PBB PBBR	PAA PAAR	PAB PABR	
Pórtland I₃₀	P₃₀BA P₃₀BAR	P₃₀BB P₃₀BBR	P₃₀AA P₃₀AAR	P₃₀AB P₃₀ABR	
Masaroca	MBA MBAR	MBB MBBR	MAA MAAR	MAB MABR	

Nota: Los experimentos son representados por códigos que incluyen los tres factores del diseño (p. ej. PBA; Pórtland I-pH 3.6-residuo espesado), y la letra R después de la clave indica la réplica del experimento (p. ej. PBAR), como se indica en el punto 3.5.

Considerando el modelo de análisis de varianza de tres factores:

$$y_{ijkl} = \mu + \tau_i + \beta_j + \gamma_k + (\tau\beta)_{ij} + (\tau\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\tau\beta\gamma)_{ijk} + \epsilon_{ijkl} \quad \text{3-1}$$

$$\begin{cases} i = 1, 2, \dots, a \\ j = 1, 2, \dots, b \\ k = 1, 2, \dots, c \\ l = 1, 2, \dots, n \end{cases}$$

La tabla de análisis de varianza aparece en la tabla 12, para los factores fijos A (material cementante), B (pH del agua aplicada como lluvia) y C (Tipo de residuo). Las pruebas F para probar los efectos principales y las interacciones se deducen inmediatamente a partir de los valores esperados de las medias de los cuadrados.

Tabla 12. Análisis de varianza para el modelo factorial general de efectos fijos.

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media de cuadrados	Valor esperado de la media de cuadrados	F_o
A	SS_A	$a - 1$	MS_A	$\sigma^2 + \frac{bcn \sum \tau_i^2}{a - 1}$	$F_o = \frac{MS_A}{MS_E}$
B	SS_B	$b - 1$	MS_B	$\sigma^2 + \frac{acn \sum \beta_j^2}{b - 1}$	$F_o = \frac{MS_B}{MS_E}$
C	SS_C	$c - 1$	MS_C	$\sigma^2 + \frac{abn \sum \gamma_k^2}{c - 1}$	$F_o = \frac{MS_C}{MS_E}$
AB	SS_{AB}	$(a - 1)(b - 1)$	MS_{AB}	$\sigma^2 + \frac{cn \sum \sum \tau\beta_{ij}^2}{(a - 1)(b - 1)}$	$F_o = \frac{MS_{AB}}{MS_E}$
AC	SS_{AC}	$(a - 1)(c - 1)$	MS_{AC}	$\sigma^2 + \frac{bn \sum \sum \tau\gamma_{ik}^2}{(a - 1)(c - 1)}$	$F_o = \frac{MS_{AC}}{MS_E}$
BC	SS_{BC}	$(b - 1)(c - 1)$	MS_{BC}	$\sigma^2 + \frac{an \sum \sum \beta\gamma_{jk}^2}{(b - 1)(c - 1)}$	$F_o = \frac{MS_{BC}}{MS_E}$
ABC	SS_{ABC}	$(a - 1)(b - 1)(c - 1)$	MS_{ABC}	$\sigma^2 + \frac{n \sum \sum \sum \tau\beta\gamma_{ijk}^2}{(a - 1)(b - 1)(c - 1)}$	$F_o = \frac{MS_{ABC}}{MS_E}$
Error	SS_E	$abc(n - 1)$	MS_E	σ^2	
Total	SS_T	$Abcn - 1$			

Las fórmulas para calcular las sumas de cuadrados de la tabla 12 se muestran a continuación. La suma total de cuadrados se determina en la forma usual:

$$SS_T = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^b \sum_{k=1}^c \sum_{l=1}^n y_{ijkl}^2 - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} \quad 3-2$$

Las sumas de cuadrados de los efectos principales se calculan usando los totales para los factores A($y_{i\dots}$), B($y_{\cdot j\dots}$) y C($y_{\dots k\dots}$), como se muestra a continuación:

$$SS_A = \sum_{i=1}^a \frac{y_{i\dots}^2}{bcn} - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} \quad 3-3$$

$$SS_B = \sum_{j=1}^b \frac{y_{\cdot j\dots}^2}{acn} - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} \quad 3-4$$

$$SS_C = \sum_{k=1}^c \frac{y_{\dots k\dots}^2}{abn} - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} \quad 3-5$$

Para calcular las sumas de cuadrados de las interacciones de dos factores se requieren los totales de las celdas A x B, A x C y B x C. Las sumas de los cuadrados se encuentran mediante:

$$\begin{aligned} SS_{AB} &= \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^b \frac{y_{ij\dots}^2}{cn} - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} - SS_A - SS_B \\ &= SS_{Subtotales(AB)} - SS_A - SS_B \end{aligned} \quad 3-6$$

$$\begin{aligned} SS_{AC} &= \sum_{i=1}^a \sum_{k=1}^c \frac{y_{i\dots k\dots}^2}{bn} - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} - SS_A - SS_C \\ &= SS_{Subtotales(AC)} - SS_A - SS_C \end{aligned} \quad 3-7$$

$$\begin{aligned} SS_{BC} &= \sum_{j=1}^b \sum_{k=1}^c \frac{y_{\cdot j\dots k\dots}^2}{an} - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} - SS_B - SS_C \\ &= SS_{Subtotales(BC)} - SS_B - SS_C \end{aligned} \quad 3-8$$

La suma de cuadrados de la interacción de los tres factores se determina usando los totales de las celdas en tres sentidos $\{y_{ijk\dots}\}$ y aplicando la ecuación:

$$SS_{ABC} = \sum_{i=1}^a \sum_{j=1}^b \sum_{k=1}^c \frac{y_{ijk\dots}^2}{n} - \frac{y_{\dots}^2}{abcn} - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AB} - SS_{AC} - SS_{BC} \quad 3-9$$

$$= SS_{Subtotales(ABC)} - SS_A - SS_B - SS_C - SS_{AB} - SS_{AC} - SS_{BC}$$

La suma de cuadrados del error se calcula restando la suma de cuadrados de cada efecto principal e interacción a la suma total de cuadrados, o mediante:

$$SS_E = SS_T - SS_{Subtotales(ABC)} \quad \mathbf{3-10}$$

3.7 Evaluación de la eficiencia de estabilización

La eficiencia de estabilización de los residuos se evalúa mediante la aplicación de lluvia simulada a pHs de 5.1 y 3.6, realizando un análisis del arsénico lixiviado durante la aplicación de lluvia. Así mismo se complementa la evaluación de la eficiencia de estabilización a través de la determinación de la resistencia a compresión simple de los especímenes fabricados sustituyendo el agua por los residuos con arsénico, para conocer el efecto de la incorporación de dichos residuos en el proceso de fraguado de los tabicones y evaluar el efecto que ejerce la lluvia aplicada sobre cada experimento realizado.

3.7.1 Programa de aplicación de agua simulando lluvia y recolección de muestras para determinación de arsénico lixiviado

El volumen de lluvia aplicado sobre cada tabicón fue de acuerdo a datos sobre la lámina de lluvia mensual reportada por la Comisión Nacional del Agua para el Distrito Federal durante el año 2000. En el caso de los meses de octubre, noviembre y diciembre, los datos se propusieron de acuerdo a tendencias de datos históricos, también reportados por CNA.

La aplicación de la cantidad correspondiente de lluvia simulada a cada tabicón se muestra en la **tabla 13**, simulándose el periodo anual en 24 días, correspondiendo 2 días por cada mes. El área superficial del tabicón a la que se aplicó la lluvia fue de 336 cm².

La aplicación de la lluvia se realizó mediante bombas peristálticas, con el fin de que el volumen y la velocidad de caída de las gotas sobre la pared del tabicón fueran constantes. En la **figura 13** se ilustra el procedimiento utilizado para la aplicación de la lluvia, observándose los contenedores colocados de tal forma que permitieran recolectar el líquido remanente para su análisis posterior.

Tabla 13. Volumen de lluvia por tabicón.

Mes	Lámina (mm)	Volumen de lluvia/día (mL)	Volumen de lluvia total (mL)
Enero	0.0	0.0	0.0
Febrero	0.9	15.12	30.24
Marzo	10.5	176.40	352.80
Abril	11.5	193.20	386.40
Mayo	106.6	1790.88	3581.76
Junio	181.0	3040.80	6081.6
Julio	120.5	2024.4	4048.8
Agosto	163.4	2745.12	5490.24
Septiembre	99.8	1676.64	3353.28
Octubre*	72.0	1209.60	2419.20
Noviembre*	10.0	168.00	336.00
Diciembre*	0.0	0.0	0.0

* Valores supuestos de acuerdo a datos históricos



Figura 13. Aplicación de lluvia sobre los tabicones.

Una de las partes fundamentales de la experimentación consistió en el monitoreo del arsénico lixiviado en cada tabicón, después de la aplicación diaria del agua simulando lluvia. La metodología seguida para el monitoreo se muestra a continuación:

1. Recolección del líquido remanente del agua aplicada en cada tabicón.
2. Determinación de arsénico mediante una prueba rápida de Merck (ver **apéndice A**).

3. En caso de detectar arsénico lixiviado, la muestra se guarda para su posterior determinación de arsénico por absorción atómica.
4. En caso de no haber arsénico lixiviado en las muestras diarias, se recolectaron las muestras para determinación de arsénico por absorción atómica de acuerdo a los días preestablecidos en el programa de monitoreo (ver **tabla 14**).

Tabla 14. Programa de monitoreo de lixiviados

Día	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
Mes simulado	Ene		Feb		Mar		Abr		May		Jun		Jul		Ago		Sep		Oct		Nov		Dic		
mL de lluvia/día	0		15.12		176.4		193.2		1790.9		3040.8		2024.4		2745.1		1676.6		1209.6		168		0		
PBA																									
PBAR																									
PBB																									
PBBR																									
P30BA																									
P30BAR																									
P30BB																									
P30BBR																									
MBA																									
MBAR																									
MBB																									
MBBR																									
PAA																									
PAAR																									
PAB																									
PABR																									
P30AA																									
P30AAR																									
P30AB																									
P30ABR																									
MAA																									
MAAR																									
MAB																									
MABR																									

Nota: El recuadro verde claro indica la fecha programada de toma de muestra para análisis de arsénico por absorción atómica.

5. Determinación de arsénico por absorción atómica a las muestras recabadas de acuerdo al programa de monitoreo,
6. Determinación de la concentración de arsénico remanente en los tabicones después del tratamiento.

3.7.2 Determinación de arsénico por absorción atómica

La determinación de arsénico en las muestras recolectadas se realizó en el laboratorio de análisis químico del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua mediante el método de absorción atómica.

3.7.3 Determinación de la resistencia a la compresión simple

Es un método de ensaye en el que se somete a compresión especímenes moldeados de concreto en el laboratorio o en obra de acuerdo a la norma ASTM C39 y C67. El espécimen consiste en la mitad de una pieza que se ensaya en una prensa mecánica o hidráulica después de haber recubierto sus caras extremas con azufre u otro material que permita asegurar que las caras en contacto con la máquina sean planas y paralelas.

3.7.3.1 Procedimiento de cabeceo de especímenes con mortero de azufre

El cabeceo con mortero de azufre se prepara calentándolo aproximadamente a 130°C. Vacíese el recipiente de fusión y cárguese otra vez con material nuevo a intervalos, con la suficiente frecuencia que asegure que el material no se emplee más de cinco veces, para evitar las pérdidas de resistencia provocadas por la contaminación del mortero con aceite y residuos, y por la volatilización del azufre. El mortero de azufre nuevo debe estar seco cuando se coloque en el recipiente, ya que la humedad puede producir espuma. Por la misma razón, evítese poner en contacto con el agua el mortero de azufre fundido. La placa o dispositivo de cabeceo debe calentarse ligeramente antes de usarse, para disminuir la velocidad de endurecimiento y permitir la formación de cabezas delgadas. Las placas de cabeceo deben aceitarse ligeramente antes de colocar cada cabeza. Los extremos de los especímenes deberán estar lo suficientemente secos al momento de cabeceo, a fin de evitar la formación de bolsas de vapor o de espuma de diámetro mayor de 6 mm debajo de la cabeza o en ellas. Para asegurar que las cabezas se adhieran a la superficie del espécimen,

los extremos de este no se aceitaran antes del cabeceo. En la figura siguiente se presenta un espécimen cabeceado.



Figura 14. Espécimen cabeceado con mortero de azufre.

3.7.3.2 Procedimiento para determinar la resistencia a la compresión simple

- Colocación del espécimen. Se limpian las superficies de apoyo de ambas placas de la prensa y del espécimen de ensaye, y se coloca este sobre la placa inferior. El eje del espécimen deberá alinearse cuidadosamente con el centro de la placa de asiento esférico. A medida que este se apoya sobre el espécimen, gírese suavemente su porción móvil, para que se obtenga un contacto uniforme.
- Velocidad de aplicación de la carga. La carga se debe aplicar en forma continua y sin impacto. En máquinas de prueba de tornillo, cuando la cabeza móvil se mueva libremente, deberá hacerlo a una velocidad aproximada de 1.3 mm/min. En máquinas de operación hidráulica, la velocidad de aplicación de la carga será constante, dentro del intervalo de 1.4 a 3.5 kg/cm²/seg. Durante la aplicación de la primera mitad de la carga máxima se puede permitir una velocidad mayor. No deberá hacerse ajustes en los controles de la máquina de prueba mientras el espécimen fluya con rapidez inmediatamente antes de la falla.
- La carga se aplica hasta que el espécimen falle, y se registra la carga máxima soportada por éste durante la prueba.
- Cálculo. La resistencia del espécimen a la compresión se calcula dividiendo la carga máxima soportada durante la prueba entre el área

promedio de la sección transversal. El resultado debe expresarse redondeando al más próximo 1 kg/cm^2 .

La **figura 15** muestra la prensa hidráulica utilizada para la determinación de la resistencia a la compresión simple de los tabicones fabricados con residuos con arsénico para su estabilización.

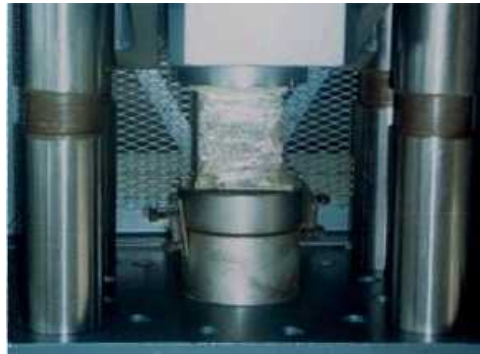


Figura 15. Prensa hidráulica utilizada para medir resistencia mecánica a compresión.

Capítulo 4. Resultados

4.1 Residuos con arsénico

Con base en el número de experimentos a realizar de acuerdo al diseño experimental, así como a la información proporcionada por fabricantes de tabicones en la ciudad de Jiutepec, Mor., fue necesario fabricar 30 tabicones, 15 de éstos con residuo espesado y los otros 15 restantes con residuo sin espesar. Para el desarrollo experimental se plantean 12 experimentos con una réplica de cada uno de estos, lo cual nos arroja una cantidad de 24 tabicones, así mismo, se planteó la necesidad de tener tabicones como blanco para las pruebas de resistencia a la compresión simple, los cuales no serían sometidos a la aplicación de la lluvia ácida simulada, por lo cual se requirió de 6 tabicones como blancos, dando un total de 30 tabicones para el desarrollo experimental y la prueba de apoyo en la evaluación de la eficiencia de estabilización, que para este caso de estudio se empleó la resistencia a la compresión simple.

La cantidad de ensayos para la generación del residuo con arsénico requerido para el desarrollo experimental planteado fue de 446 lotes de 20 litros de agua cruda, que en general corresponde a un volumen de 8.920 m³ de agua tratada en un periodo de 28 días. El porcentaje de remoción de arsénico promedio fue del 70% y el volumen promedio de residuos generado fue de 80.45 mL con una concentración de arsénico de 174 mg de As/L del residuo sin espesar; respecto al residuo espesado, la concentración de arsénico fue de 457.95 mg de As/L de residuo sedimentado.

De acuerdo a la tabla 5 del anexo 5 de la Norma Oficial Mexicana NOM-052-SEMARNAT-1993, el residuo generado de la remoción de arsénico mediante el proceso de coagulación-floculación en dispositivo intradomiciliario, es peligroso por tener la característica de tóxico al rebasar el límite máximo permisible de arsénico en el residuo generado (5 mg/L).

El objeto de la tecnología de estabilización mediante la tecnología FQS es disminuir la toxicidad del residuo así como la velocidad de migración de los contaminantes tóxicos. Con la finalidad de evaluar la disminución de la toxicidad en los residuos estabilizados, en la **tabla 15** se presentan los resultados teóricos obtenidos mediante el procedimiento establecido en la Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993 para la prueba

PECT, que permite determinar la peligrosidad de un residuo por un compuesto específico, en este caso, arsénico (ver **Apéndice B**).

Tabla 15. Concentración teórica de arsénico en extracto PECT.

Tabicón	Concentración de arsénico en los tabicones (mg/kg)	Concentración de arsénico en el extracto PECT (mg/L)
PXA	12.139	0.607
PXB	28.037	1.402
P ₃₀ XA	13.009	0.650
P ₃₀ XB	34.562	1.728
MXA	16.11	0.805
MXB	43.203	2.160

Los resultados del análisis teórico de la prueba PECT indican que derivado del proceso de estabilización con cemento, la concentración de arsénico en la matriz sólida no rebasa el límite máximo permisible indicado en la Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993 (5 mg/L), por lo que en primera instancia, se cumple con la disminución de la toxicidad del residuo con arsénico, al estabilizarlo mediante la tecnología FQS.

4.2 Elaboración de tabicones

Conforme a lo señalado en el punto 3.4 se fabricaron 30 tabicones con materiales de la región (Jiutepec, Mor.), haciendo uso de equipo convencional para su fabricación, considerando el material cementante indicado en el diseño experimental, así como el residuo espesado y sin espesar.



Figura 16. Arreglo de tabicones para la realización de la fase experimental.

La **figura 16** presenta los 24 tabicones dispuestos de acuerdo al diseño experimental los cuales fueron sometidos a un proceso de lluvia simulada para evaluar la eficiencia de estabilización de esta técnica propuesta sobre residuos de arsénico. Los tabicones fueron colocados sobre contenedores que tuvieron la función de captar el agua de lluvia simulada y posteriormente recolectar las muestras para el análisis de arsénico lixiviado.

4.3 Análisis de arsénico en lixiviados

Durante el periodo comprendido del 23 de octubre al 15 de noviembre del 2000 se realizó la aplicación de la lluvia simulada sobre cada uno de los tabicones fabricados, conforme a lo especificado en el punto 3.7.1.

Posterior a la aplicación de la lluvia simulada por día, se realizó la recolección de las muestras para la determinación de arsénico mediante la prueba rápida de Merck, y como se describe en el punto 3.7.1 de los materiales y métodos, solo en caso de que el resultado fuera positivo para la presencia de arsénico, la muestra se almacenaba y preservaba con ácido nítrico ($\text{pH} < 2$) y 4°C para la posterior determinación de arsénico por absorción atómica. Los recuadros naranja de la **tabla 16** muestran el arsénico lixiviado (mg/L), determinado mediante absorción atómica, conforme a los resultados presuntivos de la prueba rápida de Merck.

Tabla 16. Resultados del monitoreo de arsénico lixiviado (mg/L)

Día	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
Mes simulado	Ene		Feb		Mar		Abr		May		Jun		Jul		Ago		Sep		Oct		Nov		Dic		
mL de lluvia/día	0		15.12		176.40		193.20		1790.88		3040.80		2024.40		2745.12		1676.64		1209.60		168.00		0		
PBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0107	0	0	0	0	0	0.0411	0	0	0	0.0145	0	0.0500	0	0	
PBAR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0118	0	0	0	0	0	0.0076	0	0	0	0.0155	0.1000	0.0300	0	0	
PBB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0068	0	0	0	0	0	0.0116	0	0	0	0.0107	0	0	0	0	
PBBR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0087	0	0	0	0	0	0.0073	0	0	0	0.0082	0	0	0	0	
P ₃₀ BA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0051	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0055	0	0	0	0	
P ₃₀ BAR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0063	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	
P ₃₀ BB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0074	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	
P ₃₀ BBR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	
MBA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0070	0	0	0	0.0050	0	0.2000	0	0	
MBAR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0065	0	0	0	0	0	0.0087	0	0	0	0.0050	0	0.0200	0	0	
MBB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0.0050	0	0.0050	0	0.0200	0	0
MBBR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0064	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	
PAA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0104	0	0	0	0	0	0.0057	0	0	0	0.0132	0	0.0100	0	0	
PAAR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0053	0	0	0	0	0	0.0074	0	0	0	0.0113	0	0	0	0	
PAB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0065	0	0	0	0	0	0.0065	0	0	0	0.0054	0	0	0	0	
PABR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0055	0	0	0	0	0	0.0065	0	0	0	0.0103	0	0	0	0	
P ₃₀ AA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0134	0	0	0	0	
P ₃₀ AAR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	
P ₃₀ AB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0.0098	0	0	0.0050	0	0	0	0.0122	0	0	0	0	
P ₃₀ ABR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0.0050	0	0	0.0050	0	0	0	0.0127	0	0	0	0	
MAA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0069	0	0	0	0	
MAAR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0075	0	0	0	0	
MAB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	
MABR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0050	0	0	0	0	0	0.0050	0	0.0100	0	0.0050	0	0	0	0	

Las columnas coloreadas con verde claro muestran los resultados de la determinación de arsénico (mg/L), mediante absorción atómica previa recolección de

muestras para su análisis independientemente de la prueba presuntiva de Merck. Para el caso de las corridas PBA, PBAR, MBA, MBAR, MBB, PAA, P₃₀AB, P₃₀ABR y MABR se presentaron mayor número de eventos de lixiviación.

Como puede observarse en la **tabla 16**, la aplicación de lluvia simulada fue durante 24 días por corrida y el total de corridas fue de 24, lo que da un total de 576 aplicaciones de lluvia simulada, siendo únicamente en los días 16 y 22 de la corrida PBA, 21 y 22 de la corrida PBAR y 22 de la corrida MBA, donde se presentó lixiviación de arsénico por encima del límite máximo permisible en agua potable, que corresponde a 0.025 mg/L según la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SAA1-1994.

Lo anterior permite observar que para el 99.13% de las aplicaciones de lluvia simulada no se presentó lixiviación de arsénico en concentraciones superiores al límite marcado para agua potable, haciéndose patente la capacidad de la tecnología y proceso empleado en la experimentación, de disminuir la velocidad de migración del arsénico así como el riesgo a exposición de este compuesto tóxico, considerando que las rutas de consumo de este metaloide en humanos es la ingesta y la inhalación.

Tabla 17. Arsénico lixiviado por experimento (mg/L).

Experimento	As lixiviado	Experimento	As lixiviado
PBA	0.1163	PAA	0.0393
PBAR	0.1649	PAAR	0.0240
PBB	0.0291	PAB	0.0184
PBBR	0.0242	PABR	0.0223
P ₃₀ BA	0.0156	P ₃₀ AA	0.0234
P ₃₀ BAR	0.0163	P ₃₀ AAR	0.0150
P ₃₀ BB	0.0174	P ₃₀ AB	0.0320
P ₃₀ BBR	0.0150	P ₃₀ ABR	0.0277
MBA	0.2170	MAA	0.0169
MBAR	0.0402	MAAR	0.0175
MBB	0.0350	MAB	0.0150
MBBR	0.0164	MABR	0.0250

En la **tabla 17** se presenta el acumulado de arsénico lixiviado por cada experimento realizado. Las concentraciones en un 62.5% (15 corridas) no rebasan el límite máximo permisible en agua potable, según la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SAA1-1994.

Tabla 18. Arsénico lixiviado conforme al diseño experimental (mg/L)

		pH del agua (B)			
		3.6		5.1	
Material (A)		Tipo de residuo (C)		Tipo de residuo (C)	
		Espesado	Sin espesar	Espesado	Sin espesar
Pórtland I		0.1163	0.0291	0.0393	0.0184
		0.1649	0.0242	0.0240	0.0223
Pórtland I ₃₀		0.0156	0.0174	0.0234	0.0320
		0.0163	0.0150	0.0150	0.0277
MasaRoca		0.2170	0.0350	0.0169	0.0150
		0.0402	0.0164	0.0175	0.0250

Como se muestra en la **tabla 18**, en las corridas PBA, PBAR y MBA (recuadros en rojo) el arsénico lixiviado fue mucho mayor que el resto de las corridas, manteniéndose en el rango de concentraciones de 0.1 a 0.3 mg/L. Se observa que estas tres corridas, mantienen una constante respecto a los niveles de los factores que las componen, los cuales son pH del agua de lluvia de 3.6 y residuo espesado.

Respecto a los 6 recuadros en amarillo, las concentraciones rebasan el actual límite máximo permisible en agua potable, sin embargo se mantienen inferiores a 0.05 mg/L que hasta el año 2000 fue el límite máximo permisible de arsénico en agua para consumo humano en México.

Con relación a las concentraciones en recuadros verdes, éstas no rebasan los 0.025 mg/L de arsénico lixiviado en 24 días de exposición a lluvia simulada, haciéndose evidente la disminución de la velocidad de migración del arsénico en el residuo estabilizado.

4.4 Análisis estadístico de los experimentos

El experimento planteado tiene la finalidad de evaluar la eficiencia de estabilización de residuos con arsénico a través de la técnica de estabilización con cemento, en particular, haciendo uso del proceso y tecnología comercial de fabricación de tabicones.

De acuerdo a Ortiz, 2004, Jian, 2002 y Manahan, 1990, la estabilización con cemento de residuos con arsénico y otros residuos con metales pesados ha sido probada con resultados exitosos, sin embargo, no es extrapolable a cualquier tipo de residuo, pues el tipo de residuo afecta directamente la estabilización, así como la presencia de partículas que pueden causar interferencia con el fraguado del cemento.

Como se hace mención en el punto 3.6, las variables fundamentales para evaluar la estabilización del residuo con arsénico mediante la tecnología y proceso planteado, son: (A) el material cementante, (B) el pH del agua de lluvia simulada, y (C) el tipo de residuo, que puede ser espesado y sin espesar. En el planteamiento experimental los tres factores son fijos, es decir, se eligieron específicamente los tres niveles del factor A (material cementante), los dos niveles del factor B (pH del agua de lluvia simulada), y los dos niveles del factor C (tipo de residuo). En consecuencia, las inferencias a realizar con base en el análisis de varianza solamente aplican a los niveles específicos de A, B y C que se probaron.

Las dos réplicas del diseño factorial con los tres factores, y las 24 corridas se hicieron al azar y de manera simultánea. La variable respuesta observada es la concentración de arsénico lixiviado después de aplicar lluvia simulada por un periodo de 24 días, de acuerdo a un programa de aplicación preestablecido (punto 3.7.1).

Se realizó un análisis de varianza para los resultados obtenidos en cada corrida (**tabla 18**), a fin de determinar que factores afectan con mayor significancia la estabilización del residuo con arsénico, mediante los cálculos que se muestran como **Anexo C**. La **tabla 19** presenta un resumen del análisis de varianza, en donde podemos observar en la columna F_o que la estabilización de los residuos con arsénico mediante la tecnología de estabilización con cemento a través del proceso de producción de tabicones de manera comercial, es afectada significativamente por la interacción pH del agua de lluvia simulada-tipo de residuo, el pH del agua de lluvia simulada y el tipo de residuo. El grado de significancia es obtenido a través de los valores F_o de la tabla dado que el diseño factorial general de efectos fijos corresponde a pruebas F unilaterales del extremo superior, por lo cual al hacer uso de tablas de puntos porcentuales de la distribución F , se deduce dicho grado de significancia.

El análisis de varianza arroja como resultado que el tipo de material cementante empleado no es un factor que incide directamente sobre la eficiencia de estabilización, es decir, los tres materiales cementantes utilizados en el experimento presentan un comportamiento similar en cuanto a la estabilización del residuo con arsénico.

Tabla 19. Análisis de varianza del arsénico lixiviado.

Variación	SS	GL	med. de cuad	Fo
Material (A)	0.00533	2	0.00267	1.858
pH Agua (B)	0.00774	1	0.00774	5.392 ^a
Tipo residuo (C)	0.00766	1	0.00766	5.342 ^a
Interacción AB	0.00590	2	0.00295	2.057
Interacción AC	0.00525	2	0.00262	1.829
Interacción BC	0.00798	1	0.00798	5.558 ^a
Interacción ABC	0.00293	2	0.00147	1.022
Error	0.01722	12	0.00143	
Total	0.06001	23		

^a Significativo al 5%

Con relación al pH del agua de lluvia, así como el tipo de residuo, estos factores inciden directamente en la eficiencia de estabilización, sin embargo, mediante un análisis gráfico del efecto de estos factores, se puede obtener los niveles que presentan una mejor respuesta en cuanto a la eficiencia de estabilización del residuo.

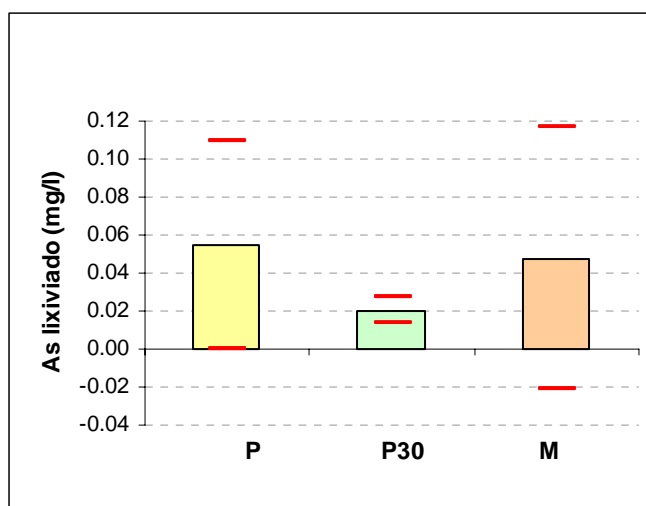
Respecto a la interacción de dos factores, la correspondiente a pH del agua de lluvia-tipo de residuo presenta un efecto considerable sobre la eficiencia de estabilización. Para el caso de la interacción de los tres factores, el efecto no es considerable, por lo que derivado de estos resultados es importante mencionar que la elección del nivel adecuado del factor tipo de residuo, es fundamental para generar una matriz sólida en la cual el residuo presenta una estabilidad que soporte los embates de la exposición a lluvia, esta elección se puede realizar a través del análisis gráfico de los resultados obtenidos en el análisis de varianza.

A continuación se presentan gráficos de los efectos observados en la experimentación. Los gráficos han sido realizados mediante los promedios de respuesta

marginal a los niveles de los tres factores. Podemos observar que los tres factores o variables presentan efectos que favorecen o limitan la lixiviación de arsénico.

La **gráfica 1** presenta el efecto del material sobre la estabilización del residuo con arsénico al ser sometido a una condición natural simulada como es la lluvia. Esta **gráfica 1** ha sido construida con el promedio de los resultados registrados en la **tabla 18** para cada nivel del factor (A) tipo de material. Cada punto de la gráfica, incluye el efecto de los factores (B) pH del agua de lluvia, y (C) tipo de residuo, de manera conjunta.

Gráfica 1. Efecto del material cementante sobre el residuo estabilizado.

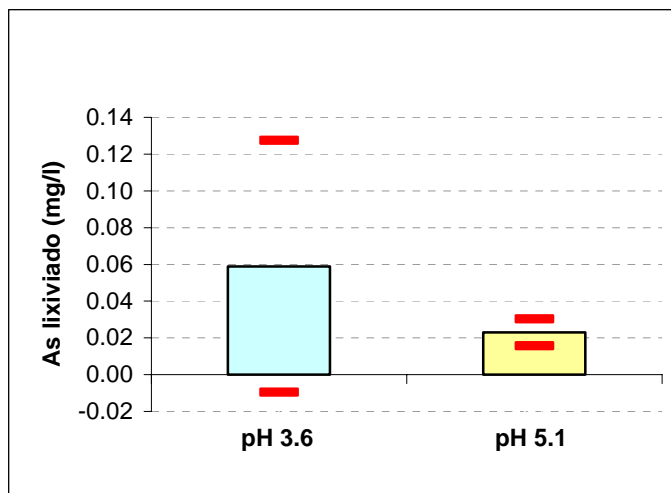


Podemos observar que al reforzar la cantidad de cemento Pórtland a lo usado comúnmente en la fabricación comercial de tabicones, permite fijar de manera más eficiente el residuo evitando su lixiviación hasta en un 250% más respecto a la masaroca y la cantidad de cemento Pórtland usada comúnmente en la fabricación de tabicones. Las líneas de color rojo indican la desviación estándar para cada tipo de material cementante. Para el caso del nivel Pórtland I30 la dispersión de los resultados respecto al promedio es mínima (0.0066 mg/L).

La **gráfica 2** ha sido construida con el promedio de los resultados registrados en la **tabla 18** para cada nivel del factor (B) pH del agua de lluvia. Cada punto de la gráfica, incluye el efecto de los factores (A) material cementante, y (C) tipo de residuo, de manera conjunta. Respecto al pH del agua de lluvia simulada tenemos que el nivel más ácido favorece hasta en un 300% más la lixiviación de arsénico respecto al pH 5.1, como se

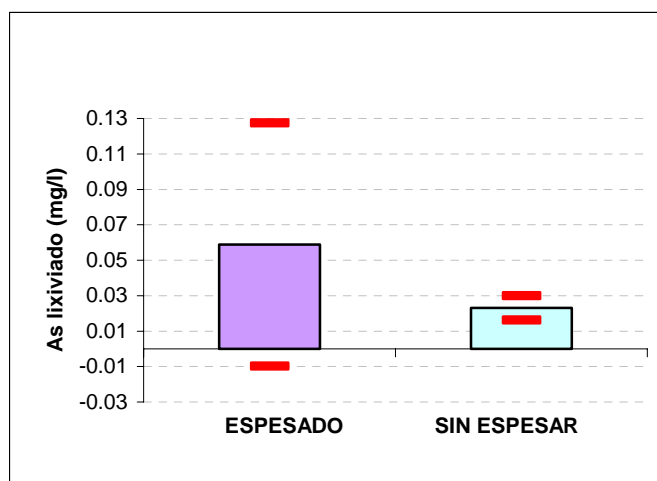
muestra en la **gráfica 2**. Para el caso de la lluvia con pH 5.1 los resultados observados presentan una dispersión muy baja (0.0073 mg/L), como indican los guiones color rojo del gráfico.

Gráfica 2. Efecto del pH del agua de lluvia simulada sobre el residuo estabilizado.



La **gráfica 3** ha sido construida con el promedio de los resultados registrados en la **tabla 18** para cada nivel del factor (C) tipo de residuo. Cada punto de la gráfica, incluye el efecto de los factores (A) material cementante, y (B) pH del agua de lluvia, de manera conjunta.

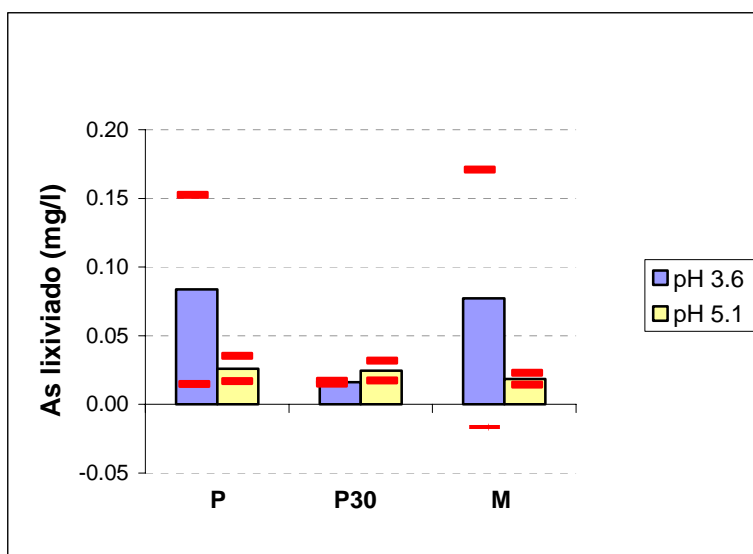
Gráfica 3. Efecto del tipo de residuo sobre la estabilización del residuo.



Con relación al tipo de residuo, en la **gráfica 3** podemos observar que el residuo espesado favorece la lixiviación de arsénico hasta aproximadamente un 300%, lo cual puede ser originado por la alta concentración de arcillas en el residuo, pues en la literatura se reporta que este tipo de partículas causan interferencia en la estabilización (Manahan, 1990). Los guiones rojos indican la desviación estándar de los resultados para los niveles en análisis, siendo esta menor para el caso del lodo sin espesar (0.0068 mg/L).

La **gráfica 4** ha sido construida con el promedio de los resultados registrados en la **tabla 18** para cada nivel del factor (A) material cementante, considerando los niveles del factor (B) pH del agua de lluvia. Cada uno de los puntos de la **gráfica 4** incluye el efecto del factor (C) tipo de residuo, de manera conjunta, es decir, sin diferenciar los niveles de éste. En la **gráfica 4** se observa que el pH 5.1 del agua de lluvia no genera un efecto significativo sobre el tipo de material cementante utilizado para estabilizar el residuo con arsénico, sin embargo, el pH 3.6 afecta considerablemente al emplear masaroca y cemento Pórtland I en la cantidad empleada de manera comercial, sobre la eficiencia de estabilización del residuo.

Gráfica 4. Efecto del material cementante-pH del agua de lluvia simulada.

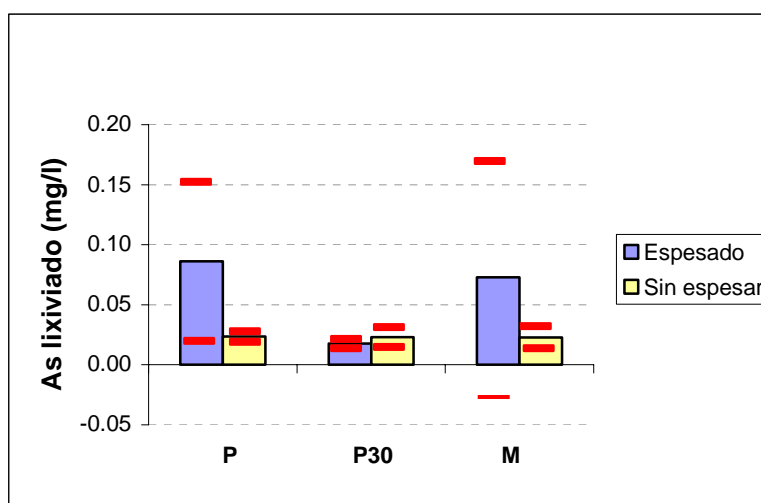


Por otra parte, para el nivel Pórtland I₃₀, el efecto del pH 3.6 es prácticamente el observado para el pH 5.1, con lo cual podemos deducir que este ajuste realizado en la elaboración de tabicones como alternativa para estabilizar residuos de arsénico, genera una

matriz sólida más resistente a cambios en factores externos como la lluvia ácida, permitiendo la fijación del residuo de manera poco fluctuante ante condiciones cambiantes. Las líneas rojas de la **gráfica 4** indican la desviación estándar de cada uno de los puntos. Respecto al pH 5.1 la desviación estándar es casi del mismo orden (0.0044 a 0.0092 mg/L) para los tres niveles del factor (A) material cementante; sin embargo con referencia al pH 3.6, solo para el nivel Pórtland I30 la desviación estándar fue mínima (0.001 mg/L).

La **gráfica 5** ha sido construida con el promedio de los resultados registrados en la **tabla 18** para cada nivel del factor (A) material cementante, considerando los niveles del factor (C) tipo de residuo. Cada uno de los puntos de la **gráfica 5** incluye el efecto del factor (B) pH del agua de lluvia, de manera conjunta, es decir, sin diferenciar los niveles de éste.

Gráfica 5. Interacción material cementante-tipo de residuo.

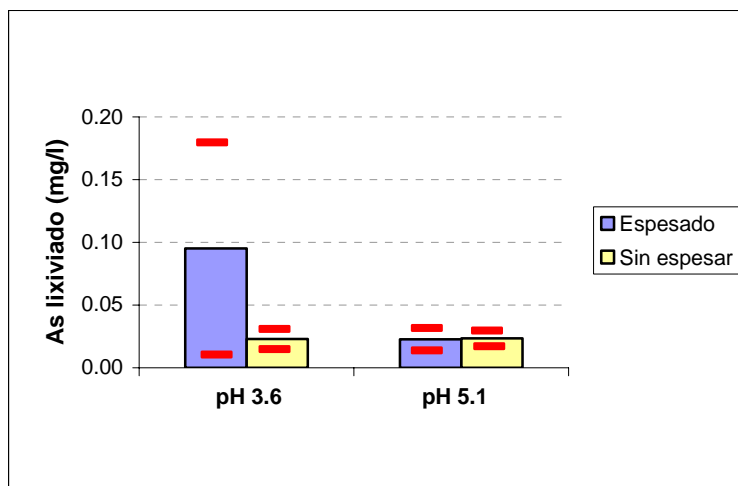


Respecto a la **gráfica 5**, se observa que el residuo sin espesar tiene el mismo efecto en los tres tipos de material cementante utilizado. El residuo espesado ejerce un efecto muy marcado sobre la masaroca y el cemento Pórtland I empleado en la cantidad usada de manera comercial, y favorece la lixiviación del arsénico, lo cual disminuye la eficiencia de la estabilización. Esto puede deberse a la mayor concentración de arcilla en el residuo espesado (**gráfica 3**). Las líneas rojas de la **gráfica 5** indican la desviación estándar de cada uno de los puntos. Respecto al residuo sin espesar, la desviación estándar es casi del mismo orden (0.0044 a 0.0092 mg/L) para los tres niveles del factor (A) material

cementante; sin embargo con referencia al residuo espesado, solo para el nivel Pórtland I30 la desviación estándar fue mínima (0.0039 mg/L).

La **gráfica 6** ha sido construida con el promedio de los resultados registrados en la **tabla 18** para cada nivel del factor (B) pH del agua de lluvia, considerando los niveles del factor (C) tipo de residuo. Cada uno de los puntos de la **gráfica 6** incluye el efecto del factor (A) material cementante, de manera conjunta, es decir, sin diferenciar los niveles de éste. El efecto de la interacción del pH del agua de lluvia simulada - tipo de residuo se presenta en la **gráfica 6**.

Gráfica 6. Interacción pH del agua de lluvia simulada-tipo de residuo.



En el caso del residuo sin espesar, se aprecia que el pH de la lluvia simulada no ejerce variaciones en la concentración del lixiviado. Para el residuo espesado, el pH 3.6 favorece la lixiviación de arsénico. Esto no se observa en el caso del pH 5.1, que presenta el mismo valor del residuo sin espesar. Las líneas rojas de la **gráfica 6** indican la desviación estándar de cada uno de los puntos. Respecto al pH 5.1 y residuo sin espesar, la desviación estándar es casi del mismo orden (0.0062 a 0.0080 mg/L); sin embargo con referencia al pH 3.6, solo para el nivel residuo sin espesar la desviación estándar fue mínima (0.0089 mg/L).

El análisis de varianza mostró que los factores que influyen en la estabilización con cemento del residuo con arsénico son el tipo de residuo y la exposición a factores externos agresivos, en este caso la lluvia. El análisis gráfico de los resultados arrojados por la

experimentación, muestra un marcado efecto del pH (3.6) y del residuo espesado sobre la estabilidad del tabicón de cemento. Asimismo, dicho análisis permite poner de manifiesto que al usar cemento Pórtland I reforzado se genera una matriz sólida, en la cual la fijación de los residuos con arsénico se realiza de manera más estable que para los otros dos materiales cementantes probados. Por otra parte, la estabilización de los residuos sin sedimentar se realiza de forma más eficiente, permitiendo que los tabicones soporten los embates de efectos externos, en este caso de lluvia.

4.5 Análisis de la resistencia a compresión simple de los tabicones ($f'c$)

Como prueba complementaria para la evaluación de la estabilización de residuos con arsénico en tabicones, se empleó la resistencia a la compresión simple ($f'c$). Este parámetro es un indicador de la eficiencia de estabilización, es decir, entre más fuerte es el material solidificado (mayor $f'c$), más eficiente es el proceso de estabilización.. Para el caso de los tabicones, las especificaciones de uso en la construcción indican que la resistencia debe ser mayor a los 40 kg/cm^2 (Robles y col., 1994), sin embargo, de acuerdo a la bibliografía, si el material estabilizado se dispondrá en confinamientos controlados o de seguridad, la resistencia mínima del material estabilizado debe ser mayor a 3.5 kg/cm^2 (LaGrega y col., 1996).

La resistencia a la compresión simple ($f'c$) fue determinada en el Laboratorio de Resistencia de Materiales del Instituto Mexicano de Tecnología del agua, usando una prensa hidráulica, y siguiendo los procedimientos enunciados en el punto 3.7.3 de la metodología.

La **tabla 20** muestra los resultados agrupados de acuerdo con el material cementante y el tipo de residuo empleado, esto es, seis grupos diferenciados por colores, cada uno de los grupos incluye un tabicón que sirvió como blanco.

La **tabla 20** indica los porcentajes de reducción de la $f'c$ respecto a su blanco correspondiente, lo que permite evaluar el efecto de la lluvia simulada sobre cada unidad experimental.

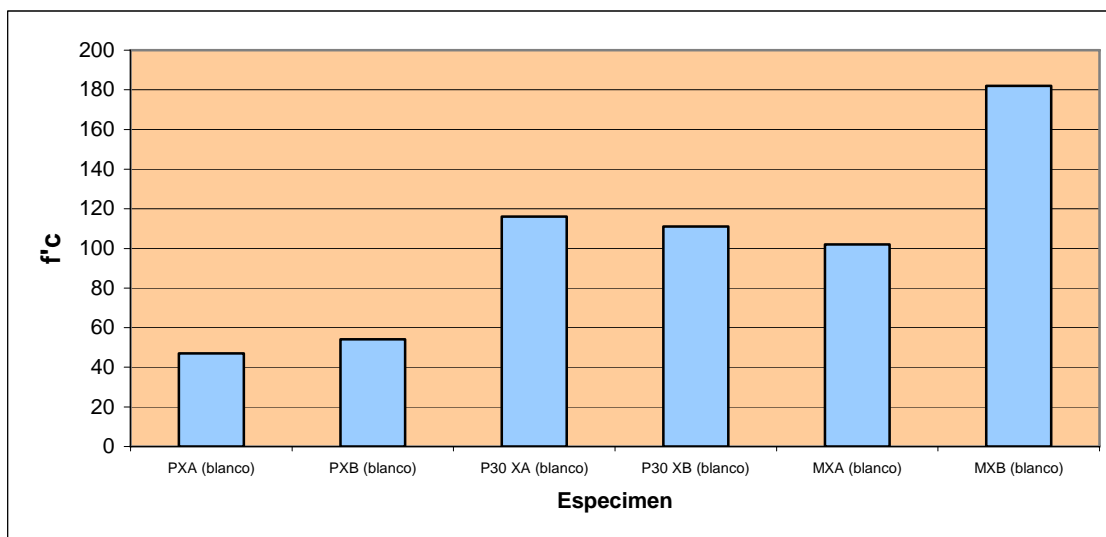
Tabla 20. Resistencia a la compresión simple de los tabicones ($f'c$).

Espécimen	Área transversal (cm ²)	Carga máxima (kg)	$f'c$ (kg/cm ²)	$f'c$	% de disminución de $f'c$
PAA	133.5	4625.5	34.648	35	26
PAAR	132.5	4448.4	33.573	34	28
PBA	126	3842.3	30.494	30	36
PBAR	130	3271.4	25.165	25	47
PXA (blanco)	135	6405.3	47.447	47	
PAB	130.5	2970	22.759	23	57
PABR	131.5	3766.4	28.642	29	46
PBB	131	2872.1	21.924	22	59
PBBR	127	3524.4	27.751	28	48
PXB (blanco)	134	7211.6	53.818	54	
P30 AA	132	13640	103.333	103	11
P30 AAR	132	8657	65.583	66	43
P30 BA	133	12708.3	95.551	96	17
P30 BAR	131.5	12468.5	94.817	95	18
P30 XA (blanco)	133.5	15461.6	115.817	116	
P30 AB	132	11385	86.250	86	23
P30 ABR	132.5	8881.4	67.029	67	40
P30 BB	132.5	11268.4	85.045	85	23
P30 BBR	134	10497.3	78.338	78	30
P30 XB (blanco)	131.5	14547.2	110.625	111	
MAA	132	10104.6	76.550	77	25
MAAR	135.5	10666.7	78.721	79	23
MBA	133	9306	69.970	70	31
MBAR	127.5	9714.1	76.189	76	25
MXA (blanco)	129	13152	101.953	102	
MAB	133.5	17945.4	134.422	134	26
MABR	126.5	13742.3	108.635	109	40
MBB	129	10677.7	82.773	83	54
MBBR	127.5	19138.9	150.109	150	18
MXB (blanco)	134.5	24465.1	181.897	182	

Los tabicones que se tomaron como blancos fueron elaborados de la misma manera que los demás de su grupo, pero no fueron sometidos a aplicación de lluvia simulada. De esta manera, se puede observar el efecto de cada corrida sobre su resistencia a la compresión simple, así como la eficiencia de estabilización inicial correlacionada con dicha resistencia.

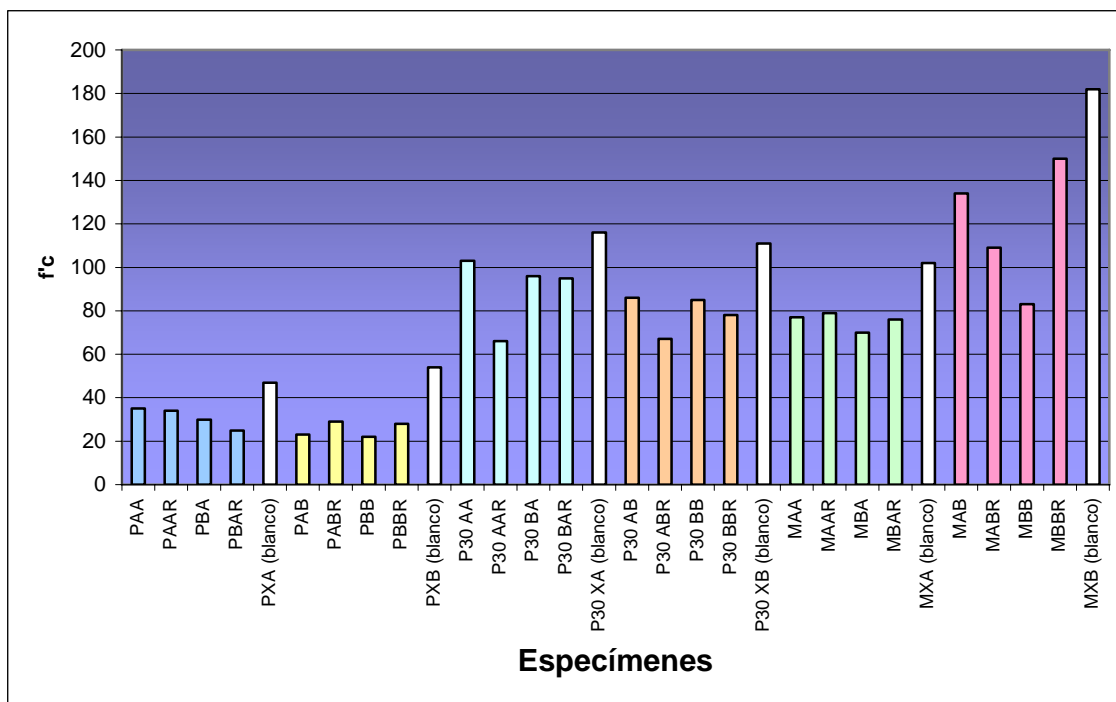
En la **gráfica 7** se presenta la $f'c$ de los tabicones testigo, y se observa que el tabicón elaborado con Masaroca y residuo sin espesar presentó una mayor $f'c$, lo que indica que el material es más fuerte que los demás, favoreciendo la estabilidad del residuo. Los tabicones elaborados con el nivel uno (Pórtland I) del material cementante, presentan una $f'c$ muy cercana al límite recomendado para uso en construcción. En general, los tabicones que fungieron como blanco, presentaron una $f'c$ mayor a la recomendada para uso en construcción y mucho mayor para el caso de la disposición del residuo estabilizado en algún relleno sanitario o de seguridad.

Gráfica 7. Eficiencia inicial de estabilización.



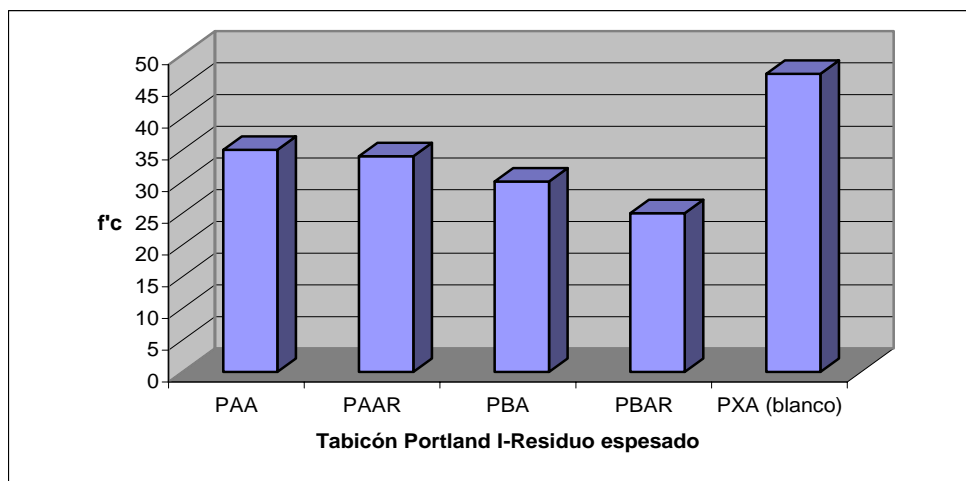
La **gráfica 8** presenta la $f'c$ de los tabicones después de haber sido sometidos a la aplicación de lluvia simulada, y su desviación respecto al tabicón testigo. Es importante resaltar que, en todos los casos, la exposición de los tabicones a lluvia simulada tuvo un efecto directo sobre la $f'c$. Esta disminuye en un intervalo que va del 11 al 59% con respecto a su blanco correspondiente.

Gráfica 8. f'_c de cada corrida.



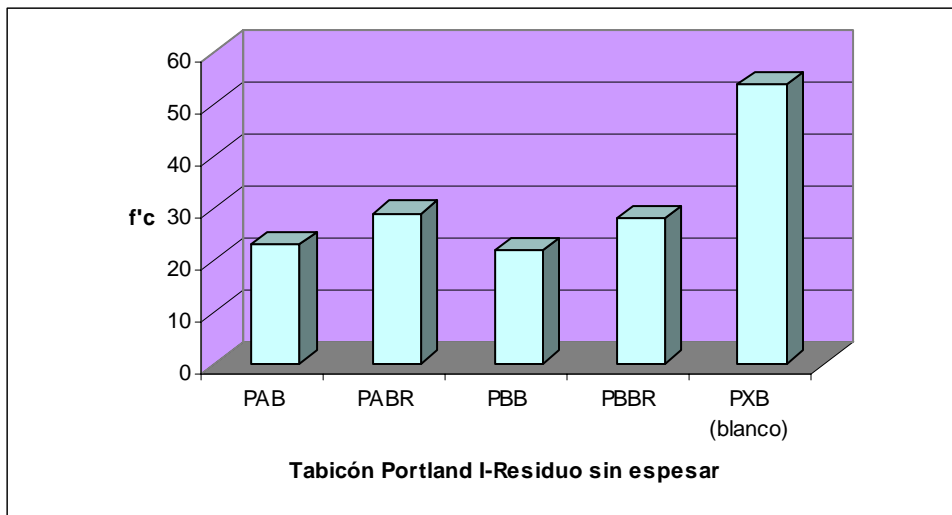
La **gráfica 9** muestra los resultados de los tabicones elaborados empleando el nivel uno del material cementante (Pórtland I), así como el nivel A del tipo de residuo (espesado). Para este grupo, se observa en promedio una disminución del 34% de la f'_c respecto al blanco correspondiente. Esta disminución ocasiona que la f'_c quede por debajo del límite recomendado para uso en construcción, siendo recomendable su disposición en relleno sanitario o de seguridad.

Gráfica 9. f'_c de los tabicones con cemento Pórtland I-residuo espesado.



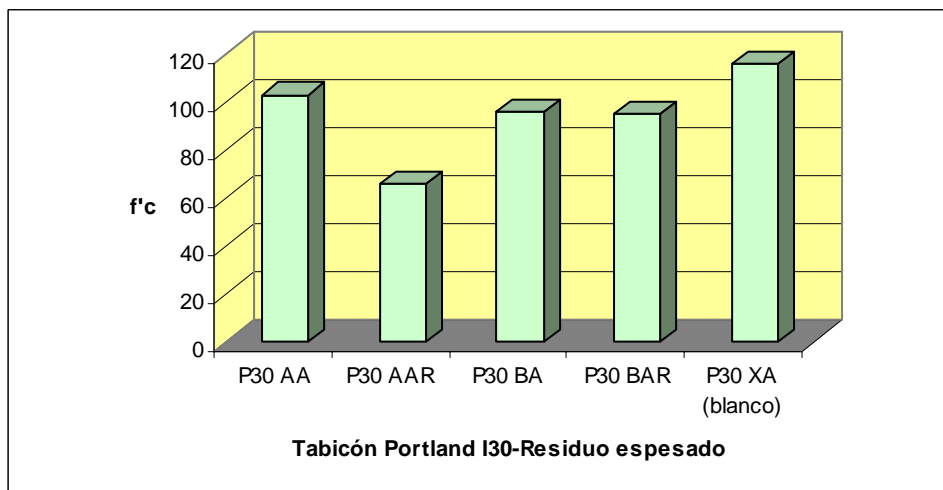
La **gráfica 10** muestra la disminución de $f'c$ de los tabicones elaborados con cemento Pórtland I y residuo sin espesar, que en promedio fue de 53% respecto al blanco correspondiente.

Gráfica 10. $f'c$ de los tabicones con cemento Pórtland I-residuo sin espesar.



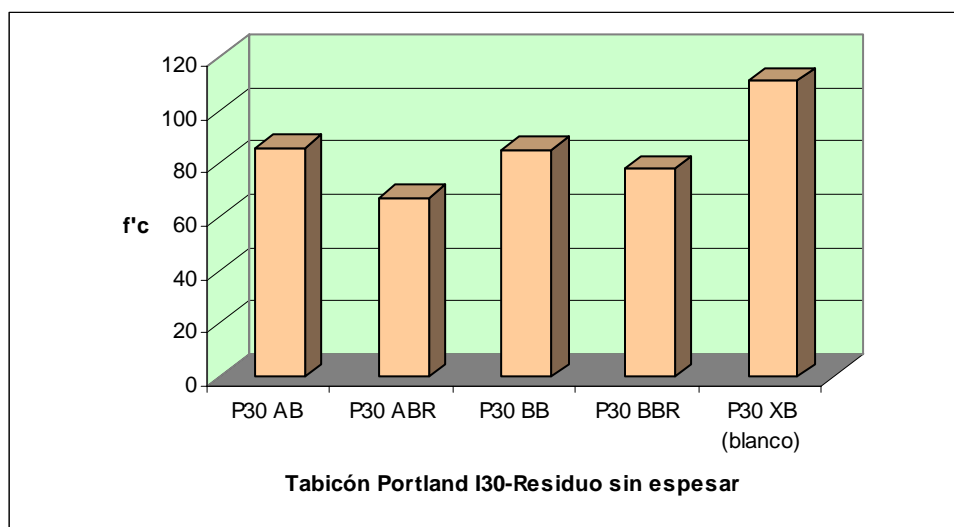
Para este grupo (**gráfica 10**), el efecto del pH del agua de lluvia fue muy considerable sobre. Esto indica que la combinación de materiales no es la más adecuada para estabilizar residuos con arsénico, toda vez que la exposición a factores externos como lluvia, limitan el tipo de disposición. En este caso, el material estabilizado se tendría que disponer en relleno sanitario o de seguridad.

Gráfica 11. $f'c$ de los tabicones con cemento Pórtland I₃₀-residuo espesado



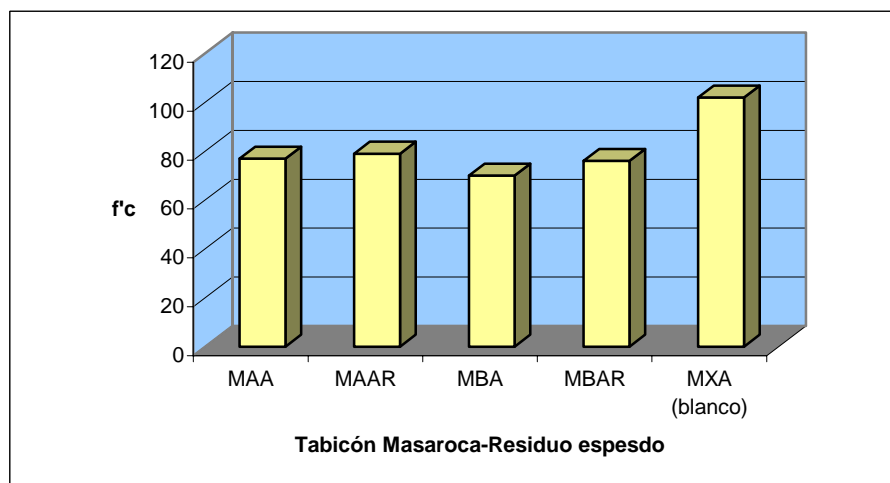
En la **gráfica 11** se muestra la variación en la $f'c$ de los tabicones elaborados con el nivel Pórtland I₃₀ y con residuo espesado. La reducción promedio de la resistencia fue del 22%, y se observa mejor resistencia de esta combinación de materiales a la aplicación de lluvia simulada, respecto a los otros grupos (gráficas 9,10,12,13 y 14).

Gráfica 12. $f'c$ de los tabicones con cemento Pórtland I₃₀ con residuo sin espesar.



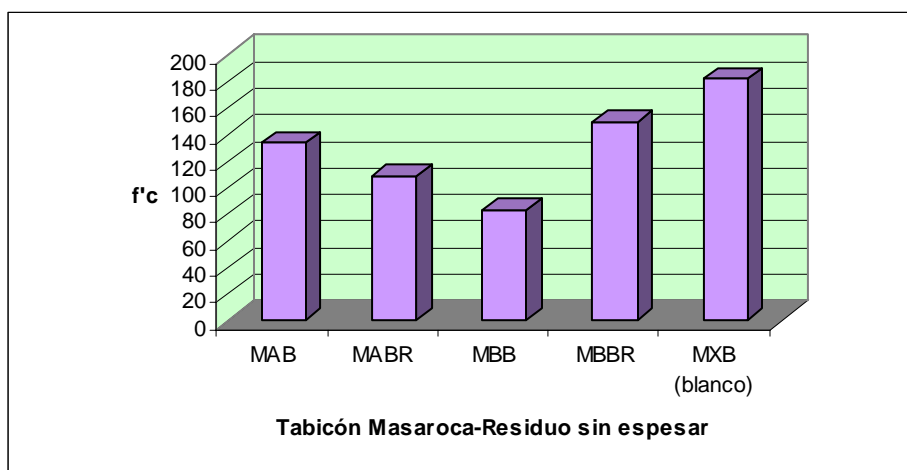
En la **gráfica 12** se presentan los resultados de las $f'c$ para los tabicones elaborados con cemento Pórtland I₃₀ y con residuo sin espesar. La reducción fue en promedio del 29%, permaneciendo por encima de la recomendación para uso en construcción.

Gráfica 13. $f'c$ de los tabicones con masaroca-residuo espesado.



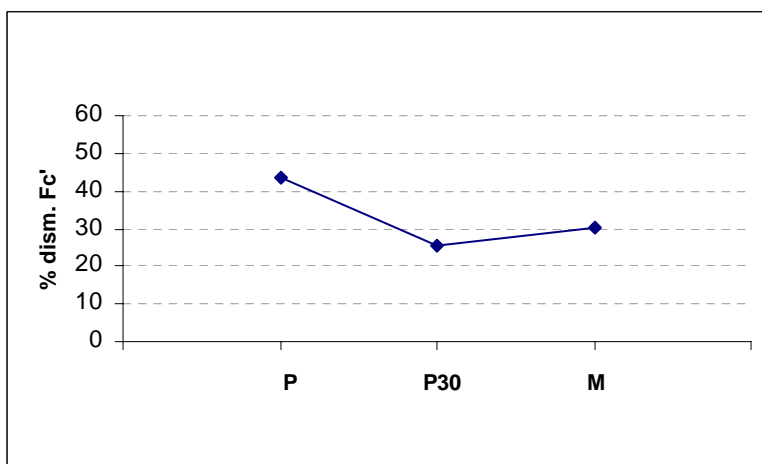
En la **gráfica 13** se presentan los resultados de la medición de la resistencia a la compresión simple de los tabicones elaborados con masaroca y residuo espesado. Para este grupo, la disminución de la resistencia fue del 26%, sin una tendencia específica del efecto del pH del agua de lluvia. La $f'c$ se mantuvo por encima de los 40 kg/cm^2 .

Gráfica 14. $f'c$ de los tabicones con masaroca-residuo sin espesar.



La **gráfica 14** muestra la reducción de $f'c$ en los tabicones elaborados con masaroca y residuo sin espesar. Esta fue en promedio del 35% y se conservó por encima de lo recomendado en la construcción. La combinación de materiales en este bloque generó tabicones con $f'c$ superiores a los otros grupos (gráficas 9, 10, 11, 12 y 13).

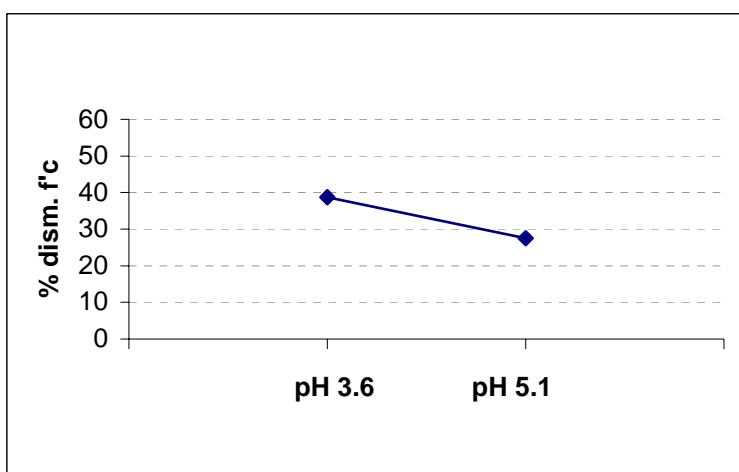
Gráfica 15. Efecto del material cementante sobre $f'c$.



A través del porcentaje de disminución de $f'c$ presentada en la **tabla 20**, podemos inferir los efectos individuales de cada factor y de la interacción de dos factores sobre del mismo. Los gráficos 15 al 20 han sido elaborados con los promedios del porcentaje de disminución de la resistencia para cada nivel de los factores. El nivel Pórtland I₃₀ del material cementante presenta menor disminución de la $f'c$ (**gráfico 15**).

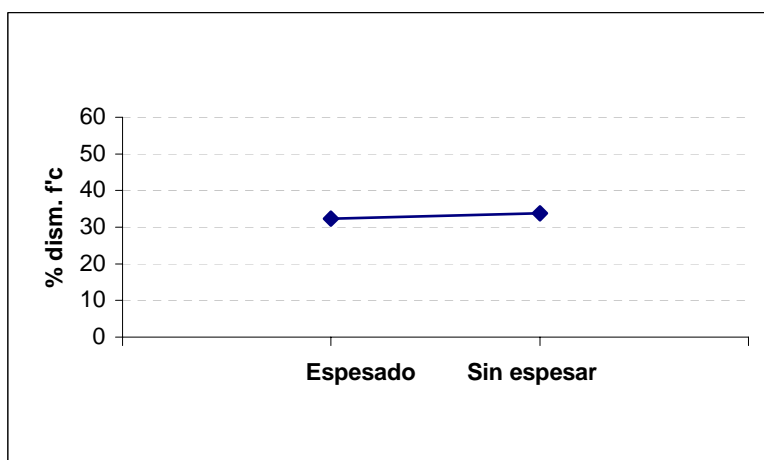
Para el caso del pH del agua de lluvia (**gráfico 16**), se observa que el pH 5.1 tiene menor efecto sobre la disminución de $f'c$.

Gráfica 16. Efecto del pH del agua de lluvia simulada en la disminución de $f'c$.



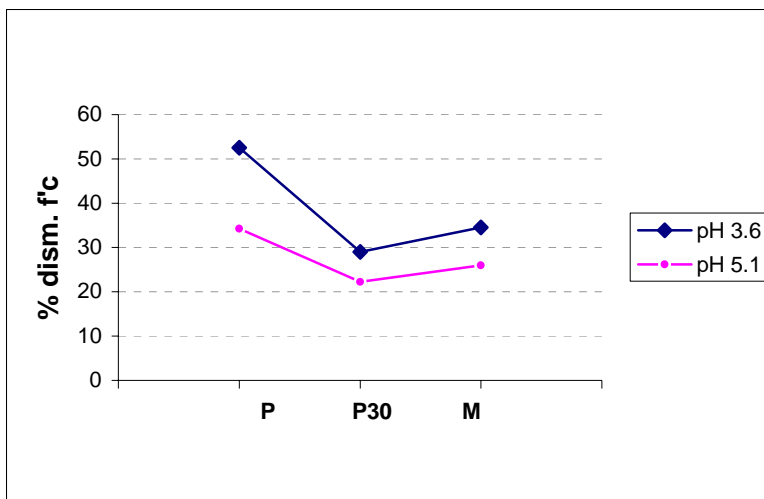
Con respecto al efecto del tipo de residuo, este no es de consideración sobre la disminución de la $f'c$ (**gráfico 17**).

Gráfica 17. Efecto del tipo de residuo sobre la disminución de $f'c$.



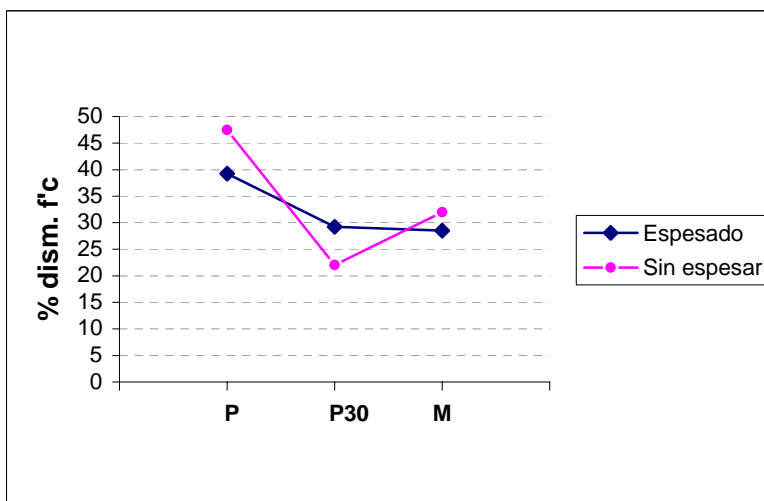
En la **gráfica 18** se presenta el efecto que tuvo la interacción material cementante-pH del agua de lluvia. Se observa que el nivel Pórtland I₃₀ y el pH 5.1 presentan menor disminución de f'c.

Gráfica 18. Efecto de la interacción material cementante-pH del agua de lluvia sobre f'c.



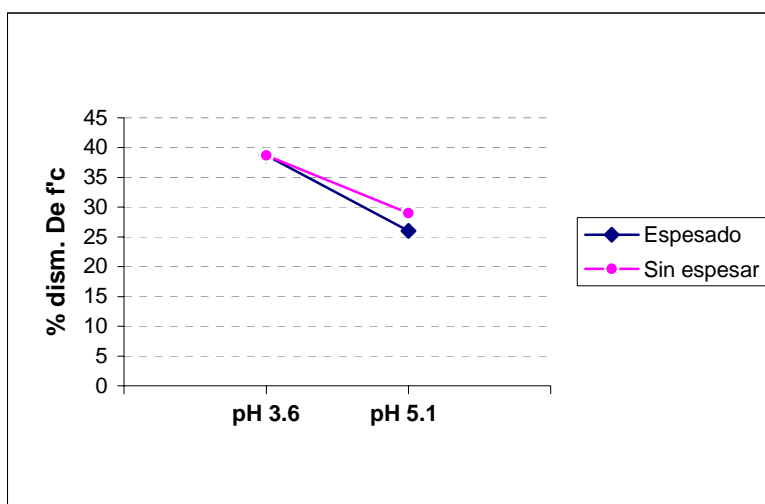
La **gráfica 19** muestra el efecto del material cementante-tipo de residuo. Para el caso de los niveles Pórtland I₃₀-residuo sin espesar, el porcentaje de disminución de f'c después del periodo de aplicación de lluvia simulada, es menor.

Gráfica 19. Efecto de la interacción material cementante-tipo de residuo sobre f'c.



Con relación a la interacción del pH del agua de lluvia-tipo de residuo, la **gráfica 20** muestra que el pH 3.6 favorece la disminución de la f^c . El efecto de esta interacción es igual cuando $\text{pH}=5.1$.

Gráfica 20. Efecto de la interacción pH del agua de lluvia simulada-tipo de residuo sobre f^c .



La prueba de resistencia a la compresión simple (f^c) muestra que la Masaroca genera una matriz sólida más fuerte comparada con la generada con cemento Pórtland I. Las resistencias de ambos materiales son superiores a las requeridas para uso en construcción o para disposición en rellenos sanitarios o de seguridad.

La exposición de los tabicones a lluvia simulada provoca una disminución en la resistencia a la compresión simple y, por ende, disminuye la eficiencia de estabilización del residuo y favorece la lixiviación del arsénico. El nivel P_{30} del material cementante presenta la menor reducción de f^c y una mejor estabilidad a la exposición a lluvia simulada.

4.6 Costos de la estabilización con cemento a través del proceso de fabricación de tabicones.

Se realizó el cálculo del costo de fabricación de tabicones de acuerdo a las cantidades empleadas en su elaboración (**tabla 15**). Se consultó con fabricantes de materiales de construcción (julio del 2005) en los municipios de Celaya y Santa Cruz de

Juventino Rosas, en el Estado de Guanajuato, respecto a los costos de renta de maquinaria y equipo, así como mano de obra requerida en la fabricación de tabicones.

Tabla 21. Costo de la estabilización considerando la elaboración de 5 tabicones.

Material cementante		Tezontle (\$)	Arena (\$)	Mano de obra y maquinaria (\$)	Total (\$)
Tipo	Costo (\$)				
Pórtland I	3.78	1.2	0.43	4.59	10
Pórtland I₃₀	4.92	0.88	0.85	4.59	11.24
Masaroca	300	0.76	0.59	4.59	305.94

La **tabla 21** presenta los costos de la estabilización con cemento de residuos con arsénico mediante el proceso de fabricación de tabicones. Los costos totales de la **tabla 21** corresponden al tratamiento de los residuos sin espesar, generados al remover este metaloide de 372,9 litros de agua para el caso del nivel Pórtland I, 497.5 litros de agua en el caso del nivel Pórtland I₃₀, y 621.5 litros de agua para el nivel masaroca.

Los costos de la estabilización de los residuos con arsénico (sin espesar) son:

\$6.67 por litro de residuo para el nivel Pórtland I,

\$5.62 por litro de residuo para el nivel Pórtland I₃₀, y

\$122.38 por litro de residuo para Masaroca.

De este estudio se concluye que la mejor alternativa para la estabilización de los residuos con arsénico generados mediante el proceso de coagulación-floculación en dispositivo intradomiciliario, a través de la tecnología de fijación química y solidificación (FQS), y utilizando el proceso de fabricación de tabicones, es emplear cemento con las condiciones Pórtland I₃₀ y residuos sin espesar. Esta alternativa permite generar una matriz sólida con una resistencia a la compresión simple superior a la requerida para uso en construcción o para disposición en rellenos sanitarios o de seguridad. Esta combinación presenta mejor resistencia a los embates de lluvia ácida y el costo de estabilización es el más bajo con respecto a las otras alternativas del experimento.

Capítulo 5. Conclusiones

- La tecnología de fijación química y solidificación (FQS) resultó muy factible como alternativa para estabilizar los residuos con arsénico, pues de acuerdo con los resultados teóricos de la prueba PECT la concentración mayor en el lixiviado PECT fue de 2.160 mg/L correspondiente a los tabicones elaborados con masaroca y residuo espesado, la cual no rebasa el límite máximo permisible de 5 mg/L según la Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993, por consiguiente el residuo no se considera peligroso por su toxicidad al ambiente.
- La tecnología de fijación química y estabilización representa una alternativa sencilla de implementar para estabilizar los residuos con arsénico debido a que el material utilizado, está disponible en todo el país por ser de uso común en la construcción.
- La tecnología de fabricación de tabicones es una excelente alternativa como herramienta de la fijación química y solidificación, pues la arena, grava y cemento que se emplean, permiten obtener costos de estabilización del orden de \$5.62 por litro de residuo. Además, el proceso de elaboración de tabicones no requiere de personal especializado y el equipo es de uso común en la mayor parte del país.
- De acuerdo a los resultados del análisis de varianza de las pruebas de lixiviación, los factores (B) pH del agua de lluvia, y (C) tipo de residuo, así como la interacción entre ambos (BC) presentan un efecto significativo (al 5%), sobre la eficiencia de estabilización.
- Respecto al análisis gráfico de cada uno de los factores, así como la interacción entre estos factores, el nivel “Pórtlan I₃₀” del factor (A) material cementante, nivel “pH 5.1” del factor (B) pH del agua de lluvia, y nivel “residuo sin espesar” del factor (C) tipo de residuo, favorecen la eficiencia de estabilización del residuo con arsénico (ver gráficas 1, 2, 3, 4, 5 y 6).
- Para el análisis de varianza del diseño factorial completo de efectos fijos, se concluye que la relación de materiales que permiten una estabilización eficiente de los residuos con arsénico es empleando el nivel Pórtland I₃₀ del material cementante, adicionando el residuo con arsénico sin ser espesado. Así mismo,

procurar no exponer a los tabicones a condiciones ácidas menores a un pH de 5.1, para garantizar la estabilidad del material y evitar la lixiviación del arsénico.

- Los materiales cementantes empleados en la experimentación, permiten la elaboración de tabicones con $f'c$ mayores a las recomendadas para uso en construcción y disposición en rellenos sanitarios o de seguridad (40 y 3.5 kg/cm² respectivamente).
- De acuerdo a los resultados gráficos de $f'c$ de los tabicones, se concluye que los niveles “Pórtland I₃₀” y “Masaroca” del factor (A) material cementante, generan una matriz sólida resistente al embate de factores externos como lluvia. Con referencia al factor (B) pH del agua de lluvia, el nivel pH 3.6 presenta un efecto significativo sobre el deterioro de la $f'c$ de los tabicones. Respecto al factor (C) tipo de residuo, este no presenta un efecto significativo sobre la $f'c$ de los tabicones.
- Del análisis de los costos de la estabilización de residuos con arsénico mediante la fabricación de tabicones, se concluye que el empleo de cemento Pórtland disminuye considerablemente los costos del tratamiento (\$ 2.00 por tabicón) comparados con aditivos especiales como la masaroca (\$ 61.19 por tabicón).
- Considerando los resultados de las pruebas de lixiviación, determinación de $f'c$ y análisis de los costos del tratamiento, es recomendable el uso de la tecnología de fijación química y solidificación (FQS) a través de la fabricación de tabicones, para el tratamiento de residuos con arsénico provenientes del proceso de coagulación-floculación en dispositivo intradomiciliario, considerando el nivel Pórtland I30 del material cementante, residuo sin espesar y la disposición del material estabilizado en sitios o lugares en donde no esté expuesto a lluvias ácidas.
- El presente trabajo es una propuesta inicial del plan de manejo para los residuos con arsénico generados en dispositivo intradomiciliario mediante el proceso de coagulación-floculación. Sin embargo, se requiere de lineamientos definidos para acotar el plan de manejo específico para este tipo de residuos. Los lineamientos deberán ser publicados en años próximos como complemento a la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, por lo que habrá de ajustar a estos las propuestas realizadas en este trabajo.

APÉNDICE A. Determinación de arsénico por el método de Merck

1. Tomar 5 mL de la muestra problema
2. Colocarlos en la celda especial para esta determinación.
3. Agregar una cucharada de zinc (medida incluida en el método)
4. Agitar.
5. Agregar 10 gotas de HCl concentrado.
6. Agitar.
7. Colocar la tapadera de la celda, en donde estará insertada una placa para la adsorción del arsénico.
8. Dejar reaccionar por un periodo de 30 minutos.
9. Tomar la placa y enjuagar con agua destilada.
10. Observar la coloración de la placa y comparar con el código de colores correspondiente a cada concentración.
11. Reportar la concentración de arsénico observada.

APÉNDICE B. Prueba de extracción para determinar la peligrosidad de un constituyente por su toxicidad al ambiente

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993, que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente, la cual considera lo siguiente:

- Campo de aplicación. Esta norma oficial mexicana es de observancia obligatoria en la generación y manejo de residuos peligrosos.
- Referencias. NOM-052-SEMARNAT-1993, que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.
- Prueba de extracción PECT. El procedimiento de laboratorio que permite determinar la movilidad de los constituyentes de un residuo, que lo hacen peligroso por su toxicidad al ambiente. En la **figura 17** se resume la prueba de extracción PECT para arsénico en muestras 99.5 – 100% sólidas.
- Reactivo de extracción 1. Añada 5.7 mL de ácido acético glacial a 500 mL de agua desionizada o desmineralizada, añada 64.3 mL de NaOH 1N y aforar a 1 L. Cuando se prepara en forma correcta el pH de este reactivo es de 4.93 ± 0.05 .
- Reactivo de extracción 2. Diluir 5.7 mL de ácido acético glacial con agua desionizada o desmineralizada a un volumen de 1 L. Cuando se prepara en forma correcta, el pH es de 2.88 ± 0.05 .

En las figuras siguientes se presenta el procedimiento para la realización de la prueba de extracción de compuestos tóxicos al ambiente, en este caso en particular, aplicado a residuos que contienen arsénico, y muestras con una humedad entre 0 y 0.5 %, de acuerdo a lo norma oficial mexicana NOM-053-SEMARNAT-1993.

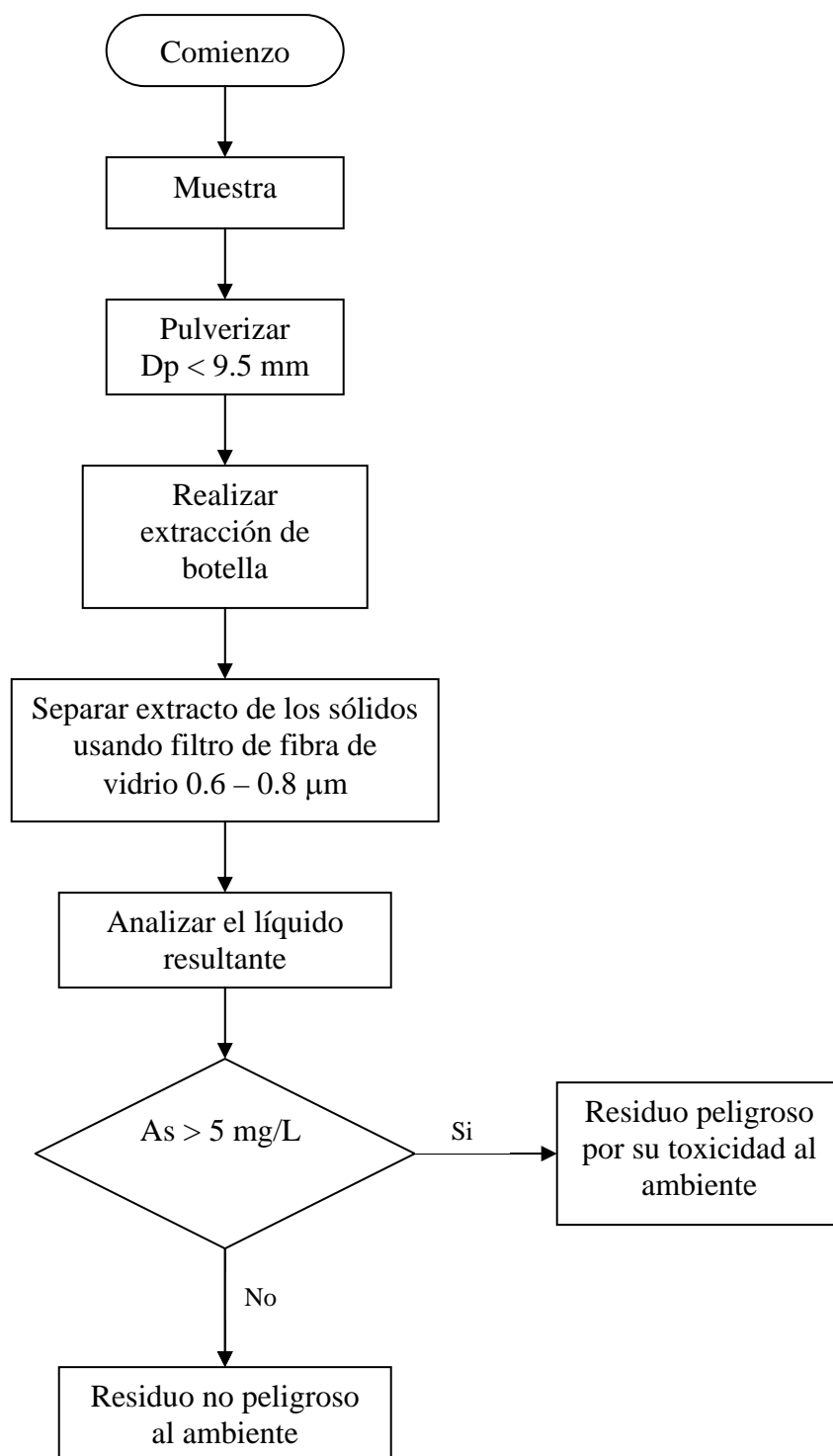


Figura 17. Procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción PECT

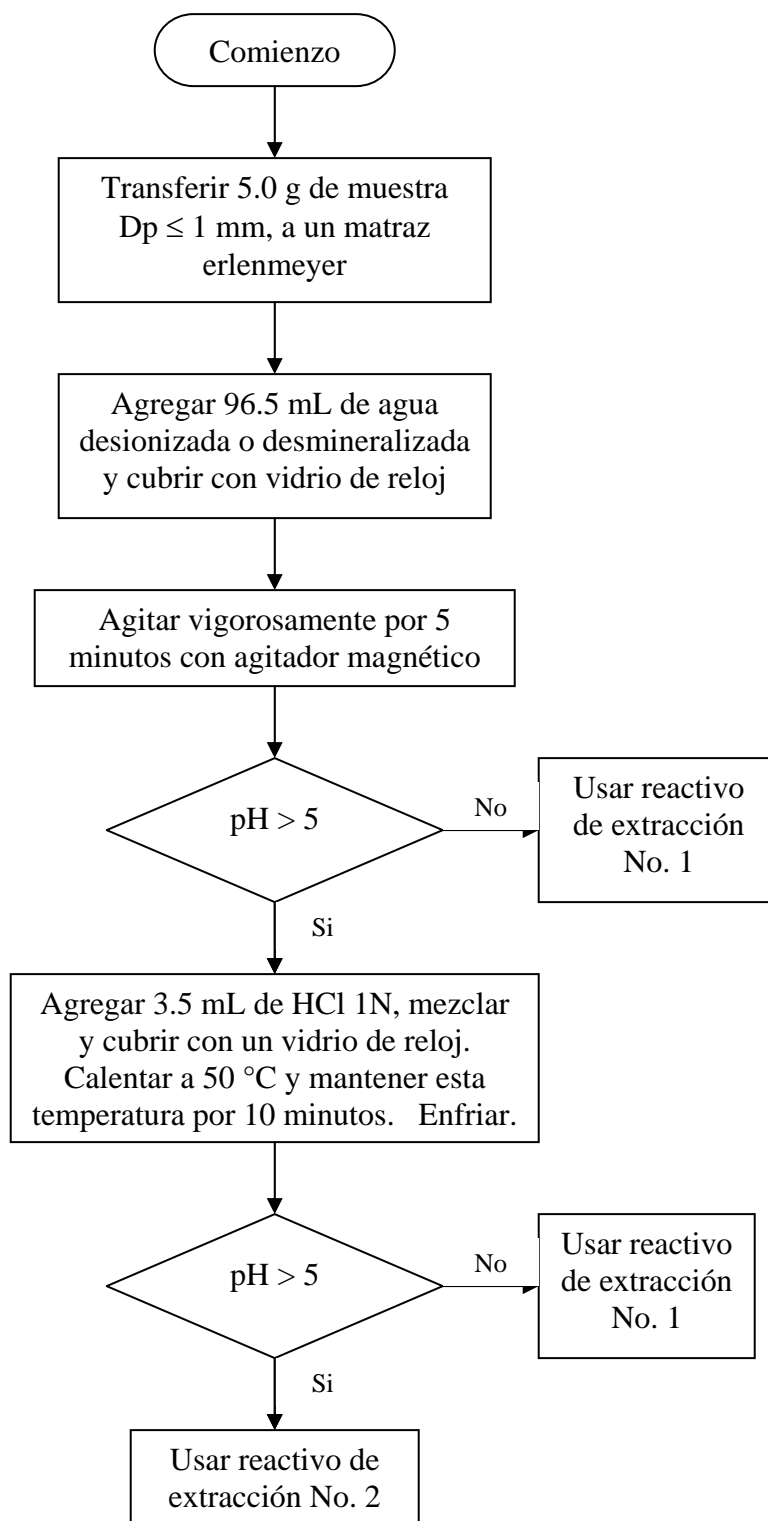


Figura 18. Selección del reactivo de extracción.

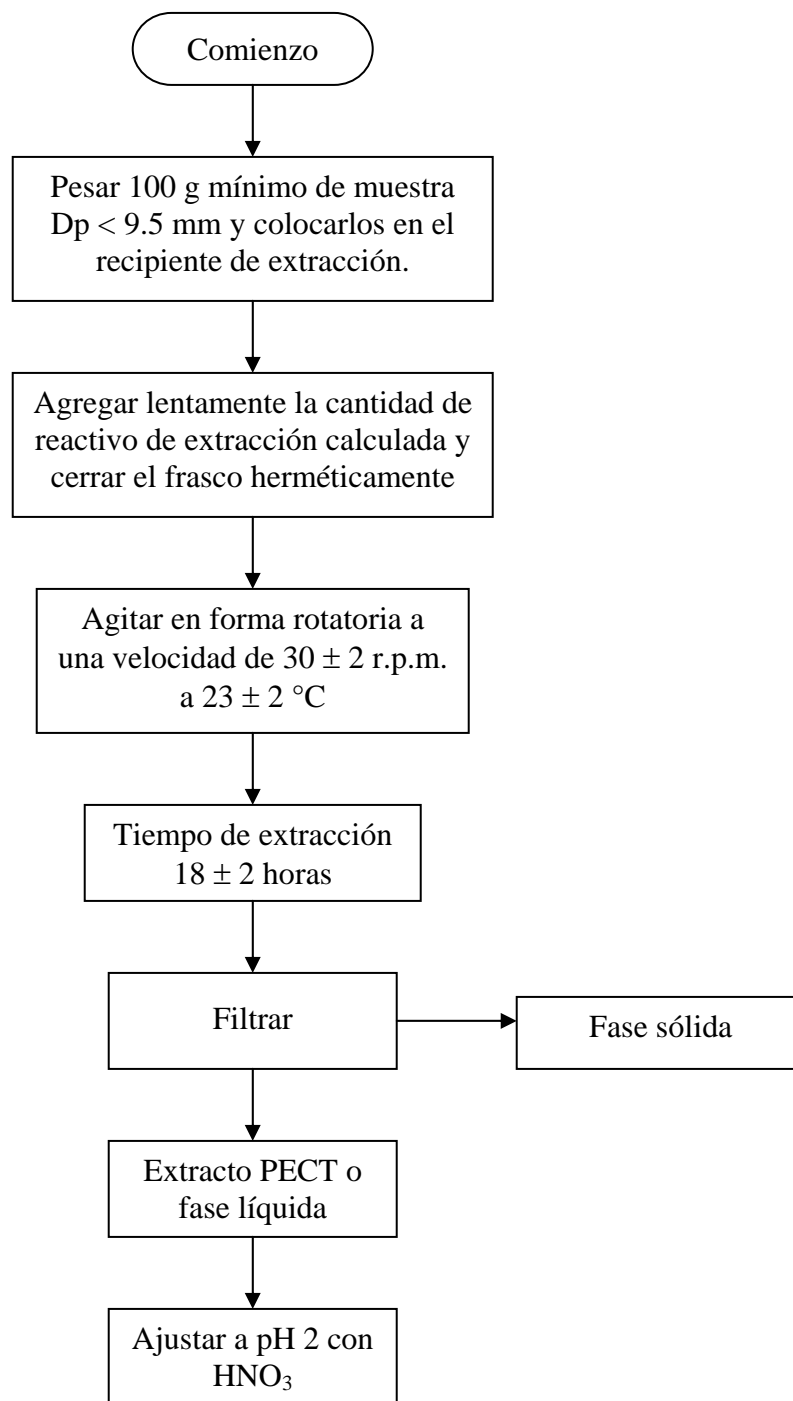


Figura 19. Extracción de botella.

Cálculos

$$\text{Peso del reactivo de extracción} = \frac{(20) (\% \text{ sólidos}) (\text{peso muestra filtrada})}{100}$$

APÉNDICE C. Desarrollo estadístico para el análisis de varianza del planteamiento experimental.

De acuerdo a lo señalado en el punto 3.6 de la metodología, se presenta el desarrollo estadístico del planteamiento experimental. Las cantidades mostradas en cada corrida, corresponden al arsénico lixiviado durante toda la fase experimental. La **tabla 22** presenta los totales de celda unidireccional $y_{i...}$, $y_{j..}$, $y_{..k}$, así como los totales de la celda tridireccional y_{ijk} . Por otra parte, la **tabla 23** muestra los totales $A \times B \times C$, y las **tablas 24, 25 y 26** muestran los totales bidireccionales $y_{ij.}$, $y_{i.k.}$, así como $y_{.jk.}$.

Los totales mostrados en estas tablas nos permiten realizar el análisis estadístico, el cual se resumió en la tabla 19 de resultados.

Tabla 22. Totales unidireccionales y tridireccionales.

		pH del agua de lluvia(B)				Total A $y_{i...}$
		3.6		5.1		
		Tipo de residuo (C)		Tipo de residuo (C)		
Material (A)		Espesado	Sin espesar	Espesado	Sin espesar	
Pórtland I		0.1163	0.0291	0.0393	0.0184	0.4385
		0.1649	0.0242	0.024	0.0223	
Pórtland I ₃₀		0.0156	0.0174	0.0234	0.032	0.1624
		0.0163	0.015	0.015	0.0277	
Masaroca		0.217	0.035	0.0169	0.015	0.383
		0.0402	0.0164	0.0175	0.025	
Totales BxC	$y_{.jk.}$	0.5703	0.1371	0.1361	0.1404	0.9839
Total B	$y_{j..}$	0.7074		0.2765		Totales ABC. $y_{....}$
Total C	$y_{..k.}$	0.7064		0.2775		

Tabla 23. Totales A x B x C.

		pH del Agua de lluvia (B)			
		3.6		5.1	
		Tipo de residuo (C)		Conc. De As C	
Material (A)		Espesado	Sin espesar	Espesado	Sin espesar
Pórtland I		0.2812	0.0533	0.0633	0.0407
Pórtland I ₃₀		0.0319	0.0324	0.0384	0.0597
Masaroca		0.2572	0.0514	0.0344	0.0400

Como se mencionó anteriormente, las tablas siguientes muestran los totales bidireccionales.

Tabla 24. Totales A x B.

	B	
A	3.6	5.1
Pórtland I	0.0836	0.0260
Pórtland I ₃₀	0.0161	0.0245
Masaroca	0.0772	0.0186

Tabla 25. Totales A x C.

	C	
A	ALTA	BAJA
Pórtland I	0.0861	0.0235
Pórtland I ₃₀	0.0176	0.0230
Masaroca	0.0729	0.0229

Tabla 26. Totales B x C.

	C	
B	ALTA	BAJA
3.6	0.0951	0.0229
5.1	0.0227	0.0234

Mediante los totales mostrados en las tablas anteriores, podemos realizar el análisis estadístico. La suma total de cuadrados se determina de la manera usual, mediante la ecuación 3-2 y los resultados en amarillo de la **tabla 22**.

$$SS_T = 0.06001$$

Para el caso del material cementante (A), el cálculo de la suma de cuadrados se realiza mediante la ecuación 3.3 y los valores de la **tabla 22**, indicados como totales A.

$$SS_A = 0.00533$$

Respecto al pH del agua de lluvia simulada, aplicamos la ecuación 3-4 y los valores de la **tabla 22**, referidos como totales B.

$$SS_B = 0.00774$$

De la misma manera, haciendo uso de la ecuación 3-5, calculamos la suma de los cuadrados para el efecto C (tipo de residuo), con los valores indicados como totales C en la **tabla 22**.

$$SS_C = 0.00766$$

El cálculo de las sumas de los cuadrados de las interacciones de dos factores requiere los totales de las celdas en dos sentidos. Para calcular la interacción entre el material cementante y el pH del agua de lluvia simulada, o interacción AB, se requiere usar los totales de las celdas A x B, mostrados en la **tabla 24**. Usando la ecuación 3-6 encontramos que la suma de cuadrados es:

$$SS_{AB} = 0.00590$$

La interacción material cementante-tipo de residuo, o interacción AC, se calcula usando los totales mostrados en la **tabla 25** y la ecuación 3-7.

$$SS_{AC} = 0.00525$$

La interacción pH del agua de lluvia simulada-tipo de residuo o interacción BC se determina usando los totales de la **tabla 26** y la ecuación 3-8.

$$SS_{BC} = 0.00798$$

La suma de cuadrados de la interacción de los tres factores se determina usando los totales de las celdas en tres sentidos $\{y_{ijk}\}$ de la **tabla 23** y aplicando la ecuación 3-9:

$$SS_{ABC} = 0.00293$$

La suma de cuadrados de los subtotales ABC es:

$$SS_{\text{subtotales (ABC)}} = 0.04279$$

Con lo cual podemos calcular la suma de cuadrados del error, mediante la ecuación 3-10.

$$SS_E = 0.06001 - 0.04279 = 0.01722$$

Bibliografía

Avilés, M. y Tirado, L., *Remoción de arsénico de agua para consumo humano mediante coagulación-floculación a nivel domiciliario*. IMTA, 1999.

Bauzá, F., Corteza R. y Cerdá V., *Estudios de lixiviación de cenizas inertizadas*, Universitat de les Illes Balears, Palma de Mallorca. España, 2002.

Benavides, Livia., *Guía para el diseño de rellenos de seguridad en América Latina*. CEPIS, Textos Completos. 2004 <http://www.cepis.org.pe/eswww/fulltext/gtz/grespel/guiadisr/.html>
http://www.ambiente-ecologico.com/ediciones/2004/088_01.2004/088_Investigacion_Cepis.php3

Canadian Environmental Assessment Agency (CEAA), *A Comparison of how nuclear and nonnuclear wastes are managed and disposed: 2 Waste Types*. 1996, <http://www.ceaa.gc.ca/panels/nuclear/reports/oakhill/oakhill2%5Fe.htm>

Castro, L. y Wong, M., *Remoción de arsénico a nivel domiciliario*. Abril, 1999.

<http://www.cepis.org.pe/eswww/proyecto/repidisc/publica/hdt/hdt74/hdt74.html>

Comisión Nacional del Agua, *Precipitación en la Cd. de México*, <http://www.cna.gob.mx/SMN>

EPA, *Arsenic in drinking water. treatment technologies: removal*, 2000a <http://www.epa.gov/OGWDW/ars/treat.html>

EPA, *Arsenic in drinking water. treatment technologies for arsenic decision tree, Variances and exemptions*, 2000b, <http://www.epa.gov/OGWDW/ars/trtmt.html>

Fishbein, L., *Sources, transport and alterations of metal compounds: an overview. I. Arsenic, beryllium, cadmium, chromium, and nickel*. Environmental Health Perspectives. 1981. 40:43.

Freeman, M., *Hazardous waste treatment and disposal*, McGraw Hill, 2a ed., USA, 1997.

Fritz, O. *Concreto armado*. U.N.A.M. 1965.

Jian, Z., *Tesis doctoral: Stabilization/solidification treatment of mercury containing wastes using reactivated carbon and cement*, division of research and advanced studies of the University of Cincinnati, septiembre de 2002.

Kamss, L., *La lluvia ácida en México*. Octubre, 2000. <http://dgenp.unam.mx/chaac/lluvia.html>

King, B., *Encyclopedia of inorganic chemistry*,. John Wiley & Son, USA, 1995.

Kirk and Othmer, *Encyclopedia of chemical technology*, John Wiley & Son, USA, 1992 Fourth edition, Vol. 3.

Krolo, P., Krstulović, R., Dabie, P., Anka, Z. y Bubie, A., *The stabilization of hazardous zeolite wastes in cement composites and its effect on hydration processes*, Faculty of Chemical Technology in Split, University of Split, Croacia, 2003.

LaGrega, M., Buckingham, P., y Evans, J., *Gestión de residuos tóxicos, tratamiento, eliminación y recuperación de suelos*, Tomo II, McGrawHill, 1ª ed., 1996.

Librizzi, W. y Lowery, C., *Hazardous waste treatment processes manual of practice FD-18*. 1990

Lluvia ácida, Octubre, 2000.

<http://www.monografias.com/trabajos5/lluac/lluac.shtml>

Manahan, S., *Hazardous waste chemistry, toxicology and treatment*, Lewis Publishers, 1990.

Meli, R. y Hernández, O. *Propiedades de piezas para mampostería producidas en el Distrito Federal*. U.N.A.M. 1971.

Montgomery, D., *Diseño y análisis de experimentos*, Grupo Editorial América, 1991.

Noyes, R., *Handbook of pollution control, Processes*, Noyes Publications, USA, 1991.

Organización Mundial de la Salud (WHO), *Arsenic. Environmental health criteria 18*, Switzerland, 1981, 174 pp.

Organización Mundial de la Salud (WHO), *Guías para la calidad del agua potable*, Ginebra, 1995. Vol.1, pp 43.

Ortiz, J., *Estudio de la estabilización y solidificación de metales pesados mediante la técnica de cementación*, Universidad de las Américas, Puebla, 2004.

Ostle, B., *Estadística aplicada*, Editorial LIMUSA, Segunda edición, 1988.

Pardo, O., *Evaluación preliminar del proceso de estabilización / solidificación de residuos peligrosos basado en el uso de cemento Pórtland – Estudio para lodos de metales pesados*, Universidad de los Andes, Bogotá D. C. Colombia, 2005.

Pauli, M., *Concreto*, UNAM, 1967

Pérez, E., *Los residuos peligrosos en México*, Programa Universitario de Medio Ambiente, UNAM, 1996.

Pronatura, *Lluvia letal*. 1999.

<http://www.cnice.mecd.es/eos/MaterialesEducativos/mem/pronatura/acidrain.htm>.

Robles, F., González, O., y Meli, R., *Apuntes de mecánica de materiales*, Facultad de Ingeniería, UNAM. 1994.

Secretaría de Recursos Hidráulicos, *Manual de concret, Parte I*, México. 1970.

Redondo, J., *Arsénico, Agua y Piel*. Hospital General Segovia, España

<http://www.comsegovia.com/pdf/arsenico.pdf>

SEMARNAP, *Programa de gestión ambiental de sustancias tóxicas de atención prioritaria*, Primera edición, México, 1997.

SMA-DF, *Lluvia ácida*, <http://sma.df.gob.mx>, 2000.

Subraya, K., Shaunpaul, S., Anjali, P., Sujit, K., Madhuri, M., Tarasankar P., *Removal of arsenic using hardened paste of Portland cement: batch adsorption and column study*, Indian Institute of Technology, India, 2004.

Toledo, G., *Residuos peligrosos*. Programa Universitario de Medio Ambiente. U.N.A.M., 1996.

Walton T., Barbara and Ashley Conway, R., *Environmental Inorganic Chemistry*, Pergamon Press Inc., USA, 1988.

Wilk, C., *In-Situ Solidification/Stabilization of a Former Wood Treatment Site*, Portland Cement Association, Illinois, U.S.A., 2005.

Zoldners, N., *Algunos factores que afectan la durabilidad del concreto*. Seminario Internacional sobre Control de la Calidad del Concreto y Técnicas de la Construcción, IMCYC, 1971.