CENTRO DE INVESTIGACIÓN

EN MATERIALES AVANZADOS, S.C.

Caracterización y cuantificación de las especies de arsénico presentes en acuíferos que abastecen de agua potable a la Ciudad de Chihuahua

Tesis como requisito para obtener el grado de

Maestría en Ciencia y Tecnología Ambiental

Presenta:

Claudia Patricia Peregrino Ibarra

Directora de Tesis:

Dra. Myriam Verónica Moreno López

Chihuahua, Chihuahua

CONTENIDO

CAPITULO I
Introducción

I. Generalidades 4
1.1. Fuentes naturales 5
1.2. Fuentes antropogénicas 6
1.3. Usos y aplicaciones 7
1.4. Especies de arsénico 9
1.4.1. Especie inorgánica 9
1.4.2. Especie orgánica 11
1.5. Distribución en el medio ambiente 12
1.5.1. Arsénico en suelo 12
1.5.2. Arsénico en alimentos 13
1.5.3. Arsénico en biota 15
1.5.4. Arsénico en aire 15
1.5.5. Arsénico en agua 16
II. Arsénico en agua 18
III. Toxicidad 24
IV. Normatividad 31
V. Remoción 32
5.1. Oxidación/reducción 33
5.2. Coagulación/filtración 33
5.3. Intercambio iónico 34
5.4. Adsorción 34
5.5. Ablandamiento con cal 35
5.6. Procesos de membranas 35
5.7. Métodos biológicos 36

CAPITULO II
Metodología Analítica

I. Técnicas de separación de especies de arsénico 37
II. Técnicas de detección de arsénico 39
III. Acoplamiento de las técnicas HPLC/ICP-MS para la especiación de arsénico 43

CAPITULO III
Objetivos e Hipótesis

I. Objetivo general 44
1.1. Objetivos específicos 44
II. Hipótesis 45

CAPITULO IV

I. Validación del método analítico HPLC/ICP-MS 46

CAPITULO V
Materiales y Métodos

I. Reactivos y soluciones 49
1.1. Sales de arsénico 49
1.2. Material de referencia certificado 49
1.3. Fase móvil 50
1.4. Reactivos 50
II. Muestreo 51
2.1. Localización de los pozos 53
2.2. Pozos muestreados 54
III. Preparación de la muestra 57
IV. Instrumentación 58
V. Procedimiento analítico 59
5.1. Especies analizadas 59
5.2. Preparación de la curva de calibración de especies 59
5.3. Especiación química 60
5.3.1. Condiciones analíticas del equipo 60
5.4. Análisis de arsénico total 61
5.4.1. Preparación de la muestra 61
5.4.2. Preparación de la curva de calibración 62
5.4.3. Reactivos 62
5.4.4. Validación de la metodología HG-AAS 62
5.4.5. Lectura de arsénico total por HG-AAS 63
5.4.6. Lectura de arsénico total por ICP-MS 64
VI. Caracterización litológica 64

CAPITULO VI
Resultados y Discusión

I. Parámetros de campo 65
II. Análisis de especiación de arsénico 68
2.1. Batería Sauz 2da etapa 69
2.2. Batería Tabalaopa-Aldama 70
2.3. Batería Tabalaopa-Nombre de Dios 71
2.4. Batería Aislados 72
2.5. Batería Arroyos 73
2.6. Batería Picachos 74
2.7. Batería Riberas de Sacramento 75
2.8. Batería Sacramento Viejo 76
2.9. Batería Sacramento Norte 77
2.10. Batería Mancha Urbana 78
2.11. Batería Cimas 79
III. Análisis de arsénico total 80
IV. Caracterización litológica 81
4.1. Descripción de la zona de estudio 81
4.1.1. Zona Sauz 81
4.1.2. Zona Chihuahua 82
4.1.3. Zona Tabalaopa 86
4.2. Análisis de la caracterización litológica y de la contaminación por As 87

CAPITULO VII
Conclusiones 89

CAPITULO VIII
Recomendaciones 91

CAPITULO IX
Referencias 92

CAPITULO X
Anexos 99

TABLAS

Tabla 1. Minerales de arsénico más frecuentes 5
Tabla 2. Compuestos de arsénico inorgánico 10
Tabla 3. Compuestos de arsénico orgánico de interés medioambiental 11
Tabla 4. Contenido de As en alimentos crudos y preparados 14
Tabla 5. Contaminación de Arsénico en agua subterránea y riesgo de la población alrededor del mundo 21
Tabla 6. Probabilidad del riesgo de morir por cáncer como resultado de la exposición al arsénico en agua potable 28
Tabla 7. Límites permisibles de arsénico en agua potable 31
Tabla 8. Límites de cuantificación y detección para el método HPLC/ICP-MS 46
Tabla 9. Resultados cuantitativos para el material de referencia certificado 2669 47
Tabla 10. Porcentaje de recuperación en muestras de agua 47
Tabla 11. Pozos muestreados para el análisis de las especies de arsénico 54
Tabla 12. Curva de calibración de las especies de As 59
Tabla 13. Condiciones analíticas del ICP-MS 61
Tabla 14. Condiciones analíticas del HPLC 61
Tabla 15. Límites de detección y cuantificación para As total en HG-AAS 63
Tabla 16. Análisis de As total de muestras de agua potable 80
Tabla 17. Análisis de As total de muestras control 80
Tabla 18. Coordenadas geográficas de los pozos muestreados 99
Tabla 19. Parámetros medidos en campo en pozos muestreados 106
Tabla 20. Resultados obtenidos de la especiación de arsénico 108
Tabla 21. Resultados obtenidos de la determinación analítica de As total 110

FIGURAS

Figura 1. Diagrama Eh-pH de especies de arsénico 9
Figura 2. Especies de a) As(III) y b) As(V) en función del pH 10
Figura 3. Países afectados por arsénico 20
Figura 4. Lesiones típicas de piel y cáncer de piel en personas expuestas al As: (A) Hiperpigmentación, (B) Hipopigmentación, (C) Queratosis y (D) Cáncer de piel 27
Figura 5. Desinfección de la llave 51
Figura 6. Medición de temperatura 51
Figura 7. Toma de muestra 52
Figura 8. Medición de pH 52
Figura 9. Medición de conductividad eléctrica 52
Figura 10. Determinación de Cloruros 53
Figura 11. Imagen satelital de la ubicación de los pozos 54
Figura 12. Filtrado de muestras 57
Figura 13. Técnica analítica HPLC/ICP-MS 58
Figura 14. Técnica HG-AAS para determinación de As total 58
Figura 15. Secuencia del análisis de especiación de arsénico 60
Figura 16. Determinación de As total en muestras de agua por HG-AAS 63
Figura 17. Determinación analítica por ICP-MS 64
Figura 18. Resultados de pH de los pozos muestreados 65
Figura 19. Comportamiento de la conductividad eléctrica en pozos muestreados 66
Figura 20. Temperatura en pozos de agua potable al momento de la toma de muestra 66
Figura 21. Concentración en mg L^{-1} de cloruros en agua de pozo 67
Figura 22. Concentración de especies de As en la batería Sauz 2da etapa 69
Figura 23. Concentración de especies de As en la batería Tabalaopa-Aldama 70
Figura 24. Concentración de especies de As en la batería Tabalaopa-Nombre de Dios 71
Figura 25. Concentración de especies de As en la batería Aislados 72
Figura 26. Concentración de especies de As en la batería Arroyos 73
Figura 27. Concentración de especies de As en la batería Picachos 74
Figura 28. Concentración de especies de As en la batería

Riberas de Sacramento 75
Figura 29. Concentración de especies de As en la batería Sacramento Viejo 76
Figura 30. Concentración de especies de As en la batería Sacramento Norte 77
Figura 31. Concentración de especies de As en la batería Mancha Urbana 78
Figura 32. Concentración de especies de As del pozo analizado de labatería Cimas 79
Figura 33. Caracterización litológica de la zona Sauz 82
Figura 34. Caracterización litológica de la zona Chihuahua y zona Tabalaopa 83
Figura 35. Batería Sauz 2da etapa 101
Figura 36. Batería Riberas de Sacramento 102
Figura 37. Batería Sacramento Norte 102
Figura 38. Batería Arroyos y Picachos 103
Figura 39. Batería Sacramento Viejo 103
Figura 40. Batería Cimas 104
Figura 41. Batería Aislados 104
Figura 42. Batería Tabalaopa-Aldama y Tabalaopa-Nombre de Dios 105
Figura 43. Batería Mancha Urbana 105

RESUMEN

Los objetivos del presente trabajo de investigación fueron caracterizar y cuantificar las especies presentes de arsénico que se encuentran en el agua de consumo humano y ubicar los pozos con problemas por contaminación de arsénico utilizados para abastecer de agua potable a la ciudad de Chihuahua. El proyecto se realizo en conjunto con la Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS), por lo que los sitios de muestreo se eligieron por esta institución. Se muestreo un total de 63 pozos en el periodo de Febrero a Octubre del 2011. La muestra fue tomada antes del proceso de cloración para realizar el análisis en las condiciones a las que se encuentra el agua dentro del pozo. Los parámetros medidos en campo fueron pH, conductividad eléctrica y temperatura, en el laboratorio se analizó cloruros de acuerdo a la norma NMX-AA-073-SCFI-2001. Los pozos fueron agrupados por baterías para facilitar su ubicación, la clasificación se realizo de acuerdo a la JMAS, quedando los 63 pozos ubicados en 11 baterías: Sauz 2da etapa, Tabalaopa-Aldama, Tabalaopa-Nombre de Dios, Cimas, Sacramento Viejo, Sacramento Norte, Riberas de Sacramento, Arroyos, Picachos, Mancha Urbana y Aislados. El método utilizado para la separación de especies fue la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) acoplado a la espectrometría de masas (ICP-MS) como técnica de detección de las especies. Las especies analizadas en este estudio fueron la arsenobetaina (AsB), ácido dimetilarsénico (DMA), ácido monometilarsénico (MMA), arsenito (III) y arsenato (V). Previo al análisis de especiación se valido la técnica analítica HPLC/ICP-MS para la determinación de las especies de arsénico utilizando el material de referencia certificado 2669, especies de arsénico en orina humana, del Instituto de Estándares y Tecnología (NIST) y muestras de agua adicionadas con las especies de arsénico AsB, As(III), DMA, MMA y As(V). Todas las especies se cuantificaron en un solo análisis el cual tenía una duración de 30 minutos, utilizando dos fases móviles de carbonato de amonio de 10 y 20 mM. Para caracterizar la procedencia o el origen de la contaminación por arsénico en el agua de los pozos se realizo un estudio de la litología de los pozos así como de sus alrededores creando una base de datos de los cortes litológicos de los pozos muestreados de acuerdo a la información existente en la JMAS y se analizo junto con la información del Servicio Geológico Mexicano (SGM). Los resultados mostraron que la especie predominante encontrada en los pozos muestreados fue el As(III), forma

inorgánica del arsénico y la especie más toxica. En algunos de los pozos se encontró la especie orgánica MMA, que raramente suelen aparecer en agua debido a que se producen como resultado de la actividad biológica. Las concentraciones más altas de arsénico trivalente se presentaron en la batería Sauz 2da etapa, perteneciente al Acuífero Sauz-Encinillas (ASE). De los diez pozos muestreados de esta batería siete se encontraron por arriba del límite que marca la norma oficial mexicana (NOM-127-SSA1-1994) que es de 25 $\mu g\ L^{-1}$, siendo los pozos de mayor problemática el Sauz 17 con 41.675 $\mu g\ L^{-1}$ y Sauz 31 con 44.428 $\mu g\ L^{-1}$ de As(III). Otras baterías que presentaron problemática por la presencia de este analito fueron Sacramento Viejo, los Arroyos y Mancha Urbana pertenecientes al Acuífero Chihuahua-Sacramento (ACHS). De la batería Sacramento Viejo el pozo de mayor problemática fue el Sacramento Viejo 3 con una concentración de 28.459 $\mu g\ L^{-1}$ de As(III). De la batería Arroyos los pozos de mayor problemática fueron el Arroyos 2 y 3 con concentraciones de As(III) de 30.052 y 28.452 $\mu g\ L^{-1}$ respectivamente, mientras que en la batería Mancha Urbana el pozo Impulso 2 y Villa Dorada 1 presentaron la mayor problemática de arsénico trivalente con una concentración de 32.054 y 28.418 $\mu g\ L^{-1}$ respectivamente. Respecto a la especie orgánica MMA los pozos de mayor concentración fueron el pozo Sauz 16 y 25 con 11.919 $\mu g\ L^{-1}$ y 9.934 $\mu g\ L^{-1}$ de la batería Sauz 2da etapa. En la batería Tabalaopa-Aldama la mayor concentración de MMA se presentó en el pozo 8 con 11.077 $\mu g\ L^{-1}$, mientras que en la batería Sacramento Viejo el pozo 1 se encontró en una concentración de 10.747 $\mu g\ L^{-1}$ de MMA. En cuanto a la correlación de las concentraciones de arsénico con la litología de la región no se pudo llegar a una conclusión debido a que existen diversos factores que pueden influir en la concentración de arsénico como la presencia de roca volcánica, distritos mineros en donde las aguas de descarga se lixivian hasta llegar a los mantos acuíferos, aguas termales que no precisamente afloran a la superficie y que pueden mezclarse con las aguas subterráneas, además de las posibles fuentes antropogénicas como el uso de pesticidas en regiones agrícolas que pueden influir en la presencia de este analito.

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) se encuentra distribuido ampliamente en la naturaleza, principalmente en forma de sulfuro. Algunos minerales que contienen arsénico en forma natural, son realgar, orpimenta y la arsenopirita (Espino-Valdés et al., 2009). Una serie de actividades naturales y antropogénicas pueden conducir a la concentración de arsénico en entornos específicos, como los cuerpos de agua, suelo, sedimentos, aire, animales y plantas (Burguera y Burguera, 1997).

La mayor amenaza que conlleva el arsénico para la salud púbica proviene del agua potable. El arsénico entra al agua previa disolución de minerales y menas que lo contienen, y se encuentra presente a concentraciones elevadas en las aguas subterráneas de algunos lugares, especialmente en donde se tiene actividad minera, que incrementa el riesgo de incidencia de este elemento en el agua (OMS, 2006; Espino-Valdés et al., 2009). Aunque en ciertas áreas, las concentraciones de arsénico son causadas por las descargas de aguas industriales y la aplicación de herbicidas y pesticidas (Wan et al., 2011)

Se ha reportado que un gran número de acuíferos en todo el mundo presentan concentraciones elevadas de arsénico en el agua subterránea, como es el caso de Argentina, Bangladesh, Chile, China, India, Mongolia, Taiwán, Tailandia, Pakistán, Camboya, Vietnam, Nepal, Estados Unidos, Canadá y Mexico (Espino-Valdés et al., 2009; Zaw y Emett, 2002; Pokhrel et al, 2009). Por lo que las autoridades ambientales han tomado una actitud más estricta respecto a los límites permisibles de arsénico en agua potable.

En territorio nacional se han identificado concentraciones de arsénico que rebasan el límite permisible vigente en fuentes de abastecimiento de agua, como es el caso en los estados de Baja California Sur, Coahuila, Durango Guanajuato, Hidalgo, Morelos y Chihuahua (Rivera y Piña, 2002).

En el estado de Chihuahua el agua subterránea es el principal recurso para el abastecimiento público, así como para usos industriales y de riego. De los

acuíferos existentes en el estado algunos presentan condiciones de sobreexplotación. La presencia de arsénico en aguas es conocida y está relacionada con la salud pública. La contaminación por arsénico en aguas subterráneas es de origen natural, principalmente por la presencia de arsenopirita (Espino-Valdés et al, 2009).

El arsénico puede encontrase en aguas subterráneas y en aguas superficiales. Sin embargo, es más frecuente en aguas subterráneas, por que el mineral que se encuentra en el subsuelo, al estar en contacto con el agua en un periodo de tiempo, termina por disolverse (Sepúlveda, 2009).

Thirunavukkarasu et al, 2002, reportaron que el arsénico puede estar presente en el agua de forma orgánica e inorgánica. Las especies más comúnmente reportadas en muestras ambientales son As (III) (arsenito), As (V) (arsenato), el ácido monometilarsénico (MMA), el ácido dimetilarsénico (DMA) y la arsenobetaina (AsB) que se encuentra principalmente en mariscos. La especie inorgánica suele ser más toxica para los organismos que la especie orgánica. Sin embargo, es más común encontrar la especie inorgánica en agua, ya que está asociada con los minerales de sulfuro. El arsenito es más toxico que el arsenato, debido a que puede unirse e inhibir más fácilmente la función enzimática de al menos 200 proteínas. Esta última prevalece en aguas superficiales mientras que el arsenito en aguas subterráneas (Camacho et al., 2011).

La exposición al arsénico en agua de bebida está asociada a varios efectos crónicos, entre ellos problemas cutáneos como melanosis, queratosis y diversos tipos de cáncer de piel, vejiga, riñón y pulmón; enfermedades de los vasos sanguíneos de las piernas y pies, y diabetes (Morgan, 2001; Mandal y Suzuki, 2002), hipertensión arterial, transtornos reproductivos y menoscabo del desarrollo intelectual de los niños. La intoxicación por arsénico (arsenicismo) se manifiesta de forma característica a lo largo de un periodo de cinco a 20 años (OMS, 2006; Sepúlveda, 2009).

Una vez dentro del organismo los compuestos de arsénico son metabolizados por metilación seguidos por la excreción en la orina. Altos niveles de As son retenidos por largos periodos de tiempo en piel, cabello, uñas, musculo y en pequeñas cantidades en dientes y huesos (Duker y col., 2005). Las especies de arsénico metiladas son desechadas por el cuerpo

más rápido que las especies inorgánicas. La metilación ocurre principalmente en el hígado con cantidades más pequeñas en otros órganos como riñones y pulmón (ATSDR, 2007; Rossman, 2003).

El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) y la EPA han determinado que el arsénico inorgánico es reconocido como sustancia carcinogénica en seres humanos (ATSDR, 2007). La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) clasifico al arsénico en el Grupo 1, en base a que existen pruebas suficientes que confirman que puede causar cáncer a los seres humanos (Van Halem et al., 2009).

I. GENERALIDADES

El arsénico (As) es un elemento químico con propiedades de metal y metaloide. Su número atómico es 33, con un peso atómico de 74.921 g/mol. Ocurre naturalmente en lo corteza terrestre y ocupa el lugar número veinte en abundancia natural, el número catorce en el agua de mar y el número doce en el cuerpo humano (Rodríguez et al., 2003; Sharma y Sohn, 2009; Duker et al., 2005).

Puede estar presente en diferentes estados de oxidación; trivalente (-3, +3), pentavalente (+5) y elemental (0) (Rodríguez et al., 2003). Las diferencias entre los distintos estados de oxidación tienen gran importancia en relación con su biodisponibilidad y su toxicidad. Además de poseer diferentes estados de oxidación, el arsénico tiene la capacidad de cambiar de un estado a otro, es capaz de participar en un gran número de reacciones químicas y biológicas, incluyendo reacciones de oxidación-reducción, reacciones de acido-base, interacciones con otros metales y no metales y reacciones de metilación y desmetilación (Paiva, 2007).

El As elemental (llamado también arsénico metálico) es la forma alotrópica más común, es un material sólido de color gris acero con una densidad de 5.73 g cm^{-3} y a presión atmosférica se sublima a 615°C. La mayoría de los compuestos de arsénico son polvos de color blanco. En el ambiente no tienen olor y no tienen ningún sabor especial. Por esta razón, no se puede saber si el arsénico está presente en alimentos, aire o agua (ATSDR, 2007; Silva, 2008).

El As puede encontrarse combinado con otros elementos como el oxigeno, cloro y azufre, y se le conoce como arsénico inorgánico, mientras que cuando se encuentra combinado con carbono e hidrógeno se conoce como arsénico orgánico (ATSDR, 2007). Las formas más frecuentes de arsénico inorgánico (As-i) son el arsenito (As^{+3}) y arsenato (As^{+5}) y las formas orgánicas (As-o) más frecuentes son ácido monometilarsénico (MMA), ácido dimetilarsénico (DMA), arsenobetaina (AsB), arsenocolina (AsC) y el óxido trimetilarsénico (TMAO) (Thirunavukkarasu et al, 2002; Williams et al., 2009).

Las formas dominantes del As en el ambiente son arsenito (As III) y arsenato (As V) (Camacho et al., 2011). Compuestos inorgánicos de arsénico son encontrados en minerales complejos que contienen cobre, plomo, hierro, níquel, cobalto y otros metales (CAREX, 2010).

Los seres humanos están expuestos al arsénico a través de la ingestión de alimentos, suelo, aire y agua sobre una base diaria (Bundschuh et al., 2011). Una serie de actividades naturales y antropogénicas pueden conducir a la concentración de arsénico en entornos específicos, como los cuerpos de agua o el suelo (Williams et al., 2009).

1.1. Fuentes Naturales

Este metaloide, como ya se menciono anteriormente, se encuentra en la naturaleza principalmente en su forma elemental, presentándose como constituyente de compuestos químicos variados y complejos. Aparece ampliamente en rocas ígneas y sedimentarias, pero su presencia principal es en minerales sulfurados.

Sharma y Sohn, 2009, reportaron que existen más de 250 minerales que contienen arsénico. Algunos minerales que contienen arsénico en forma natural, son realgar (As_2S_4), orpimenta (As_4S_6) y la arsenopirita (FeAsS) (Espino-Valdés et al., 2009).

En la siguiente tabla se muestran algunos de los minerales de arsénico (Espino-Valdés et al., 2009).

Tabla 1. Minerales de arsénico más frecuentes (Litter et al., 2009).

Mineral	Composición	Ocurrencia
Arsénico	As	Venas hidrotermales
Niccolita	NiAs	Filones y noritas
Realgar	AsS	Generalmente asociado con oropimente, arcillas y carbonatos
Oropimente	As_2S_3	Venas hidrotermales y producto de sublimación de emanaciones volcánicas

Continuación de la tabla 1.

Mineral	Composición	Ocurrencia
Cobaltita	CoAsS	Deposito de rocas metamórficas
Arsenopirita	FeAsS	Mineral de As más abundante
Tennantita	$(Cu,Fe)_{12}As_4S_{13}$	Venas hidrotermales
Enargita	Cu_3AsS_4	Venas hidrotermales
Arsenolita	As_2O_3	Mineral secundario formado por oxidación de arsenopirita, As nativo y otros minerales de As
Claudetita	As_2O_3	Mineral secundario formado por oxidación de realgar, arsenopirita y otros minerales de As
Escorodita	$FeAsO_4 \cdot 2H_2O$	Mineral secundario
Annabergita	$(Ni,Co)_3(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$	Mineral secundario
Hoernesita	$Mg_3(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$	Mineral secundario
Hematolita	$(Mn,Mg)_4Al(AsO_4)(OH)_8$	Mineral en fisuras de rocas metamórficas
Conicalcita	$CaCu(AsO_4)(OH)$	Mineral secundario
Farmacosiderita	$Fe_3(AsO_4)_2(OH)_3 \cdot 5H_2O$	Producto de oxidación de arsenopirita y otros minerales de As

Los volcanes son fuentes naturales importantes de arsénico. En condiciones de altas temperaturas (por ejemplo erupciones volcánicas) el arsénico es muy móvil en la fase líquida y puede también estar presente en las fumarolas. Las cenizas volcánicas también se sabe que contribuyen a la generación de altas concentraciones de arsénico en agua (Duker et al., 2005; Bundschuh et al., 2011).

1.2. Fuentes Antropogénicas

Los procesos naturales son responsables de concentraciones elevadas de arsénico, sin embargo las fuentes antropogénicas pueden ser también importantes, en el pasado esta contribución representó 82000 toneladas métricas /año en todo el mundo (Amini et al., 2008; Bhattacharya et al., 2007).

Esta contaminación puede conducir a la acumulación de arsénico en los organismos que habitan en estas áreas. Las principales fuentes de contaminación por arsénico son la agricultura (el uso indiscriminado de fertilizantes, pesticidas, herbicidas), la minería (eliminación de residuos, escombros de minerales) y la industria (la quema de combustibles fósiles, la fabricación y derrame de químicos, entre otros) (Williams et al., 2009).

La movilización de arsénico provocado por la disolución de minerales se ha encontrado en áreas volcánicas inactivas en México. Las actividades mineras contribuyen fuertemente a la contaminación por arsénico en aguas subterráneas de América Latina. Las actividades mineras pueden causar la oxidación de minerales sulfurosos que resulta en la liberación de arsénico en las aguas subterráneas (Van Halem et al., 2009).

A través de la actividad industrial, grandes cantidades de As y otros elementos (plomo, cromo, mercurio) son liberados al medioambiente, los cuales pueden dispersarse rápidamente y así jugar un papel importante en la contaminación de suelos, agua, aire, así como en una amplia gama de productos alimenticios (Rodríguez et al., 2003; Bhattacharya et al., 2007).

Otra fuente de contaminación del agua con arsénico proviene del tratamiento de fluoración que se le aplica en el proceso de potabilización. En Estados Unidos, se utiliza fluoruro grado industrial y este se ha demostrado que está contaminado con metales como el plomo, mercurio y arsénico (Silva, 2008). En 1979, por ejemplo, la cantidad total de arsénico liberados al ambiente (en Estados Unidos) como resultado de las actividades antropogénicas fue estimada en 5.3×10^6 Kg, de los cuales el 81% se deposita en el suelo (Williams et al., 2009; Sharma y Sohn, 2009; Duker et al., 2005).

1.3. Usos y Aplicaciones

El As se encuentra como constituyente de una gran variedad de minerales. Algunos de estos, como As_2S_4 (realgar) y As_2S_3 (orpimenta), fueron usados en Grecia y Roma antigua en cosméticos, agentes terapéuticos y como veneno.

Durante la edad media y el renacimiento los compuestos arsenicales continuaron usándose como veneno en Francia e Italia, hasta el descubrimiento de métodos sensibles para la detección de arsénico por Marsh en 1836 (Rodríguez et al., 2003).

El arsénico también es utilizado en el endurecimiento de aleaciones y en la producción de semiconductores, en diodos que emiten luz, pigmentos, fabricación de vidrio, pesticidas, rodenticidas (pesticidas para roedores) y fungicidas. (ATSDR, 2007; Duker et al., 2005).

Compuestos inorgánicos de arsénico así como arsenato de calcio, arsenato de plomo, arsenato de sodio y muchos otros son usados por agricultores como pesticidas/insecticidas para los arboles, en el ganado ovino para control de garrapatas, pulgas, piojos y también en el control de maleza acuática. Actualmente están prohibidos (Bhattacharya et al., 2007).

Otro uso es en la preservación de madera. El 90% del arsénico que se produce es usado para preservar la madera y que ésta no se deteriore o se pudra. Este componente es el arsenato de cobre (Bhattacharya et al., 2007; ATSDR, 2007).

En la actualidad, algunos de los compuestos orgánicos de arsénico, específicamente el ácido cacodílico, el arsenato de metilo bisódico (DMA) y el arsenato de metilo monosódico (MMA) son usados como plaguicidas de algodón e incluso algunos de estos como suplemento en alimentos para animales (Rossman, 2003; ATSDR, 2007). Sin embargo, el uso de los compuestos orgánicos en la agricultura ha venido desapareciendo desde 1960 debido a la mayor comprensión de la toxicidad del arsénico y a la conciencia sobre la seguridad alimentaria y la contaminación ambiental (Bhattacharya et al., 2007).

El arsénico también es usado en el campo de la medicina para el tratamiento de algunas enfermedades (Sharma y Sohn, 2009). Algunos arsenicales orgánicos y derivados fueron usados como agentes anti-sifilíticos. Algunos otros para el tratamiento tripanosomiasis (enfermedad del sueño ocasionado por picaduras de moscas tse-tse) y en la leucemia promielocítica aguda (subtipo de leucemia en la cual predominan los promielocitos) (Rodríguez et al., 2003).

1.4. Especies de Arsénico

1.4.1. Especie Inorgánica

La especie de arsénico más comúnmente reportada en el ambiente, es la forma inorgánica en alguno de sus estados de oxidación (+5 o +3). La estabilidad de los compuestos depende de su valencia y de la naturaleza del medio. El potencial redox (E_h) y el pH son controles importantes en la especiación de arsénico en el medio ambiente natural (Fig. 1). Bajo condiciones oxidantes (valor alto de E_h) el arsénico inorgánico ocurre principalmente como H_3AsO_4 (As V) a pH < 2, y las especies $H_2AsO^-_4$ y $HAsO^{2-}_4$ en un rango de pH de 2 – 11. En condiciones reductoras, valores bajos de E_h y de pH, predomina la especie inorgánica H_3AsO_3 (As III) pero se transforma en $H_2AsO_3^-$ a medida que aumenta el pH, ver Fig. 2, (Sharma y Sohn, 2009; Camacho et al., 2011). En condiciones de extremada basicidad, la especie dominante será AsO_4^{3-}. Sólo cuando el pH excede de 12 puede estar presente la especie $HAsO_3^{2-}$ (Fig. 2). En condiciones extremadamente reductoras, puede existir el arsénico elemental (0) y el arsénico en forma de arsina (-3), aunque tales condiciones son muy raras (Jones, 2007).

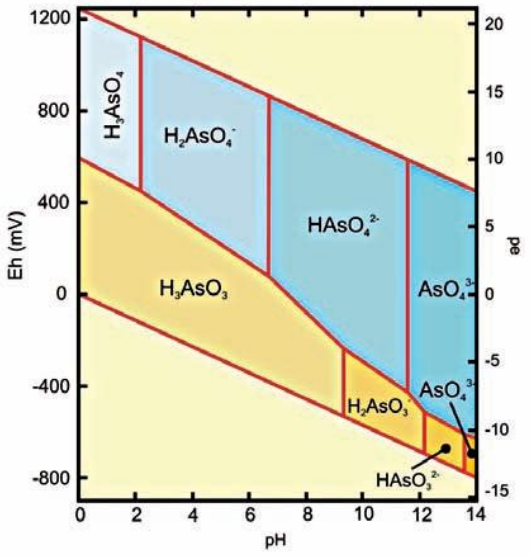


Figura 1. Diagrama Eh-pH de especies de arsénico (Litter et al., 2009).

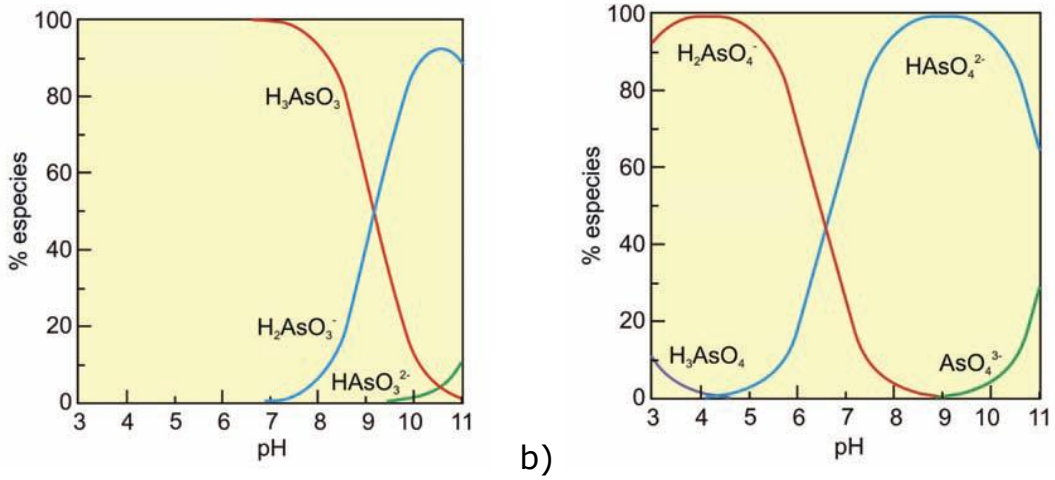


Figura 2. Especies de a) As(III) y b) As(V) en función del pH (Litter et al., 2009).

El arsénico inorgánico ocurre naturalmente en el suelo y en muchos tipos de rocas, principalmente en minerales que contienen cobre o plomo. Cuando estos minerales se calientan en hornos, el arsénico se elimina en forma de un polvo fino que entra a la atmosfera. Las fundiciones pueden recuperar este polvo y remover el As en forma de un compuesto llamado trióxido de arsénico (As_2O_3) (ATSDR, 2007). En la siguiente tabla se muestra algunas de los compuestos inorgánicos del arsénico.

Tabla 2. Compuestos de arsénico inorgánico (Sharma y Sohn, 2009).

Nombre	Formula Química
Arsenito (As^{III})	AsO_3^{-3}
Metaarsenito	AsO_2^-
Arsenato (As^V)	$H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{-2}$, AsO_4^{-3}
Acido arsenioso	H_3AsO_3
Acido arsénico	H_3AsO_4
Trióxido de arsénico	AsO_3
Pentóxido de arsénico	As_2O_5
Arseniuro de galio	GaAs
Arseniuro de indio	InAs
Arsina	AsH_3

1.4.2. Especie Orgánica

Los compuestos orgánicos arsenicales contienen arsénico unido a un átomo por medio de uniones covalentes, el arsénico puede estar tanto en forma trivalente como pentavalente. Estas especies están ampliamente distribuidas en la atmosfera, sistemas acuáticos, suelo, sedimentos y tejidos biológicos. Las reacciones de metilación medidas biológicamente que ocurren en organismos terrestres y marinos convierten el arsenito y el arsenato en compuestos metilados de toxicidad moderada como el ácido monometilarsénico (MMA), ácido dimetilarsénico (DMA) y óxido trimetil arsénico (TMAO) por microorganismos, humanos y animales (Duker et al., 2005).

Estos compuestos son precursores de formas orgánicas más complejas y prácticamente no toxicas, como los arsenolípidos, la arsenobetaina AsB, la arsenocolina AsC y los arsenoazúcares (Litter et al., 2009). La AsB es la arsenoazúcar mas reportada en los organismos marinos. Las arsenoazúcares son normalmente encontradas en algas marinas, incluidas las especies de consumo humano. También pueden encontrarse en animales marinos que se alimentan de algas así como de vieira (molusco marino), también se ha encontrado en pescado de agua dulce y en muestras de mejillón (Sharma y Sohn, 2009).

La formula molecular de algunos de los compuestos orgánicos de arsénico se describen en la siguiente tabla (Sharma y Sohn, 2009):

Tabla 3. Compuestos de arsénico orgánico de interés medioambiental (Sharma y Sohn, 2009).

Nombre	Formula Química
Metilarsina	CH_3AsH_2
Dimetilarsina	$(CH_3)_2AsH$
Trimetilarsina	$(CH_3)_3As$
Ácido monometilarsénico (MMA^V)	$CH_3AsO(OH)_2$

Continuación de la tabla 3.

Nombre	Formula Química
Ácido monometilarsenioso (MMA^{III})	$CH_3As(OH)_2$
Ácido dimetilarsénico (DMA^{V})	$(CH_3)_2AsO(OH)$
Ácido dimetilarsenioso (DMA^{III})	$(CH_3)_2AsOH$
Óxido trimetil arsénico (TMAO)	$(CH_3)_3AsO$
Arsenobetaina (AsB)	$(CH_3)_3As^+CH_2COO^-$
Arsenocolina (AsC)	$(CH_3)As^+CH_2CH_2OH$

1.5. Distribución en el Medio Ambiente

El arsénico tiene una amplia distribución en la naturaleza. La contaminación por arsénico de los cuerpos de agua, aire y suelos a través de las fuentes antropogénicas y geológicas es un importante problema de salud ambiental (Ng et al., 2003).

Son cada vez más regiones en los que se conocen problemas por contaminación de arsénico, tal es el caso de EU, Canadá, Bangladesh, China, India, países de América Latina como Argentina, Bolivia, Brasil, Mexico entre otras regiones del mundo (Bhattacharya et al., 2007).

1.5.1. Arsénico en suelo

El As ocurre naturalmente en el suelo y se encuentra principalmente de forma inorgánica, en roca sedimentaria y volcánica. Por debajo de las condiciones oxidantes, los arsenatos es la especie predominante y se adhiere fuertemente a las arcillas, óxidos/hidróxidos de hierro y manganeso y a la materia orgánica. Bajo condiciones reductoras los arsenitos son los compuestos predominantes. Los compuestos inorgánicos son metilados por microorganismos a MMA, DMA y TMAO (ATSDR, 2007; Camacho et al., 2011; Mandal y Suzuki, 2002). En algunos países como Japón, Nueva Zelanda y EU se puede encontrar altos niveles de este compuesto en suelo (Leonard y Lauwerys, 1980).

La concentración de arsénico en suelo varía entre 1 y 40 mg Kg^{-1} siendo el valor promedio 5 mg kg^{-1} en zonas de refinería minera y en las zonas en que se fumiga con productos que contiene As, este valor puede llegar a 35,500 mg kg^{-1}. Sin embargo los suelos cerca de depósitos geológicos ricos de arsénico pueden tener concentraciones más altas (ATSDR, 2007; Morgan, 2001).

Se estima que cerca del 80% de As del importe total antropogénico, reside en el suelo, la mayoría permanece en forma de partículas y estas partículas se transportan a través de los lixiviados. La capacidad de absorción del suelo esta correlacionada con los óxidos libres de Fe, MgO, Al_2O_3 y arcillas (Jones, 2007).

1.5.2. Arsénico en alimentos

También se puede encontrar en una amplia gama de productos alimenticios como en el pescado, carne y arroz (Van Halem et al., 2009). Hay que señalar que el uso de plaguicidas que contienen arsénico o al contacto con aguas de riego contaminadas pueden aumentar de forma considerable los niveles de contaminación. La ingestión de alimentos contaminados con As causa impactos a la salud. La calidad del cultivo y el efecto del arsénico en el sembradío y el rendimiento son también de mayor importancia, particularmente el arroz que constituye el alimento básico para muchos países (Bhattacharya et al., 2007).

El rendimiento del arroz es reportado que decrece un 10% a una concentración de 25 mg Kg^{-1} de As en suelo. La acumulación de As en el suelo de campo de arroz y su introducción en la cadena alimenticia a través de la absorción por la planta de arroz es de gran preocupación (Bhattacharya et al., 2007). Según la ATSDR (2007), los niveles de As en alimentos varían entre 20 y 140 µg Kg^{-1}.

El arsénico disuelto en el agua puede ser bioacumulado fácilmente en algas, mariscos y pescados a través de diferentes vías y en consecuencia entrar a la cadena alimenticia humana (Bundschuh et al., 2011).

Bundschuh et al., 2011, reportaron que la concentraciones de arsénico pueden incrementarse en algunos alimentos después de ser cocinados. En algunos de los casos este incremento se debe al uso de aguas contaminadas con arsénico usadas durante el cocimiento del alimento. Incluso algunas especies pueden transformarse a otras, dicha transformación depende del tipo de vegetal. En general el contenido de arsénico inorgánico es más alto en vegetales en comparación a los productos de mar. Sin embargo, también se ha reportado las concentraciones de As pueden decrecer en el cocimiento, algunos compuestos del As (ejemplo, AsB, DMA y los arsenoazúcares) se pierden durante este proceso. En la tabla 4 se muestra un ejemplo de algunos alimentos en donde este elemento se incremento y en algunos casos decreció después de ser cocinados (Bundschuh et al., 2011).

Tabla 4. Contenido de As en alimentos crudos y preparados (Bundschuh et al., 2011).

	Crudo As total (mg kg^{-1})	Preparado As total (mg kg^{-1})	Crudo As inorgánico (mg kg^{-1})	Preparado As inorgánico (mg kg^{-1})
Raíces				
Ajo	0.030	0.127	0.027	0.110
Cebolla	0.067	0.078	0.075	0.083
Papa	0.021	0.011	0.024	0.012
Zanahoria	0.138	0.066	0.128	0.065
Betabel	0.168	0.058	0.160	0.060
Tallos				
Espárragos	0.081	0.51	0.065	0.054
Hojas				
Acelgas	0.266	0.107	0.187	0.05
Espinacas	0.121	0.276	0.087	0.227
Inflorescencia				
Coliflor	0.014	0.077	0.01	0.06
Frutas				
Maíz	0.152	0.117	0.110	0.107
Frijoles	0.022	0.057	0.023	0.048
Calabaza	0.004	0.045	0.003	0.050

1.5.3. Arsénico en Biota

Los niveles de arsénico en organismos marinos pueden variar en un rango de 1 mg Kg^{-1} hasta más de 100 mg Kg^{-1}. El arsénico está presente sobre todo en formas orgánicas, como los arsenoazúcares y la arsenobetaina. En los organismos de agua dulce y terrestre, los niveles de arsénico son normalmente menores a 1 mg kg^{-1}, sin embargo los valores pueden aumentar por las fuentes antropogénicas.

En plantas la concentración del arsénico varia fuertemente, con semillas y frutos la concentración de arsénico es menor, que en las hojas o que en las raíces (Jones, 2007). Las plantas acumulan el arsénico en las raíces por absorción del suelo (Morgan, 2001). La cantidad de arsénico puede variar en un rango de 0.01 a 5 µg g^{-1} (Mandal y Suzuki, 2002).

1.5.4. Arsénico en aire

La contaminación a través del aire también es importante, especialmente cerca de las fuentes industriales. En el aire, el arsénico existe predominantemente unido a partículas y se presenta usualmente como una mezcla de arsenito, arsenato y especies orgánicas (Morgan, 2001; Van Halem et al., 2009).

En el proceso de refinamiento del cobre y de la plata, el As se libera al ambiente en pequeñas partículas, que pueden ser inhaladas o absorbidas por la piel y las mucosas al depositarse sobre ellas (Morgan, 2001). También se libera a la atmosfera desde plantas de carbón y de incineradores porque a menudo el carbón y los productos de desecho contienen As. Los niveles de arsénico en aire varía entre menos de 1 nanogramo hasta cerca de 2000 nanogramos de arsénico por metro cubico de aire (ng m^{-3}), dependiendo de la localidad, las condiciones climáticas y el nivel de actividad industrial en el área (ATSDR, 2007).

1.5.5. Arsénico en agua

En agua de mar, la concentración de arsénico es usualmente menor a 2 µg L^{-1}. En agua dulce varia en un rango de 0.15 a 0.45 µg L^{-1}, mientras que en aguas termales concentraciones de hasta 6.4 a 18 µg L^{-1} han sido reportadas en algunas regiones (Sharma y Sohn, 2009).

El arsénico se presenta de forma natural en el medio ambiente tanto en aguas subterráneas como superficiales. La contaminación por arsénico de agua superficial es principalmente debido a las rocas, a descargas industriales, emisiones volcánicas, fertilizantes, y a operaciones de minería y fundición (Duker et al., 2005; Thirunavukkarasu et al, 2002).

Muchos compuestos comunes de arsénico pueden disolverse en agua. Cierta cantidad se adherirá a partículas en el agua o sedimento del fondo de lagos o ríos, mientras que otra porción será arrastrada por el agua (ATSDR, 2007). Mientras que en agua subterránea el arsénico está presente principalmente como resultado del desgaste natural de las rocas que lo contienen, a las reacciones geoquímicas y al contacto de sedimentos con arsénico con el acuífero (Piñón et al., 2002; Wan et al., 2011).

Aunque no se conoce el mecanismo detallado de su movilización en los acuíferos, se ha confirmado que las condiciones anaerobias y el movimiento lento del agua subterránea favorecen la disolución de minerales que contiene arsénico. Por lo tanto en las áreas mineralizadas, especialmente las que tienen actividad minera, se incrementa el riesgo de incidencia de este elemento en el agua (Espino-Valdés et al., 2009).

La exposición al arsénico es generalmente en forma de arsenato (As V) y arsenito (As III). La primera es la forma predomina en agua superficiales, mientras que la otra predomina en agua de pozos profundos (Rossman, 2003). Y su toxicidad varía dependiendo de su especie, el arsénico (III) es más toxico que el arsénico (V) (Williams et al., 2009).

La movilidad de la especie va a depender de las propiedades del medioambiente acuático, como el pH y las condiciones del potencial redox, que a su vez se rigen por la geología, el clima, el drenaje y la topografía. En condiciones oxidantes, la especie As (V) es más estable y predominante,

mientras que en condiciones reductoras, la especie de As (III) predomina. Por debajo de las condiciones anaerobias, el arsenito puede reducirse a arsina (AsH_3) por microorganismos en suelo (Camacho et al., 2011; Duker et al., 2005).

II. ARSÉNICO EN AGUA

La presencia de arsénico en las fuentes de abastecimiento de agua es indeseable por sus efectos negativos a la salud (Rivera y Piña, 2002). En los lagos, ríos y arroyos las concentraciones de arsénico varían debido a la adsorción del arsénico en óxidos de hierro en condiciones neutras. La concentración de As en lagos y en depósitos ambientales puede incrementarse debido al bajo caudal de agua y a la contaminación de aguas por fuentes naturales y antropogénicas. La construcción de represas o embalses en los ríos pueden promover el enriquecimiento de arsénico en agua (Duker et al., 2005).

Las tormentas y las inundaciones también acarrean metales que contaminan el medio ambiente. Estas arrastran sedimentos y/o contaminantes que son almacenados (por periodos cortos de tiempo, varias décadas incluso un milenio) en lechos de ríos. (Duker et al., 2005).

La mayor amenaza que conlleva el arsénico para la salud pública proviene del agua de bebida, generalmente como resultado de la ingestión prolongada de agua con bajas concentraciones de arsénico (OMS, 2006).

El arsénico se puede encontrar en aguas subterráneas y en aguas superficiales. Sin embargo, es más frecuente en aguas subterráneas (Sepúlveda, 2009). El agua de bebida procedente de fuentes superficiales no suelen tener concentraciones elevadas de arsénico, salvo que estas se surtan de aguas contaminadas por arsénico (OMS, 2006).

Sin embargo, el agua subterránea constituye la mayor reserva de agua potable en el mundo por ello, es primordial conservarla y mantenerla libre de contaminación antropogénica. La composición geomorfológica en diferentes regiones del planeta determina la presencia en el agua subterránea de varios elementos y compuestos inorgánicos potencialmente nocivos para el humano como es el caso del arsénico (Vega, 2001; Ng et al., 2003).

La contaminación por As en aguas subterráneas se ha encontrado que ocurre debido a la influencia geotérmica de las aguas subterráneas, la disolución de

minerales (por ejemplo, la oxidación de la pirita), desorción en el medio ambiente oxidante y desorción reductora y disolución (OMS, 2006; Van Halem et al., 2009).

Piñon et al., (2002) realizaron un estudio en muestras de aguas subterráneas demostrando que se han presentado niveles elevados de algunas sales entre las que se encuentran compuestos de arsénico y otros constituyentes del agua que pueden ocasionar daños a la salud. Al igual Thirunavukkarasu et al., (2002), reportaron que el arsénico puede estar presente en el agua de forma orgánica e inorgánica. Las especies más comúnmente reportadas son As III (arsenito), As V (arsenato), el ácido monometilarsénico (MMA) y el ácido dimetilarsénico (DMA). Las formas inorgánicas del arsénico son las más comúnmente asociadas con los minerales, por lo tanto son las especies más frecuentes de encontrar en el agua.

El arsénico pentavalente prevalece en aguas superficiales mientras que el arsénico trivalente en aguas subterráneas (Camacho et al., 2011; Tseng, 2009). Generalmente, la concentración de arsénico en agua de superficie o subterránea es aproximadamente 1 μg L^{-1}, pero puede exceder 1000 μg L^{-1} en áreas de minería o donde los niveles de As en suelo son naturalmente elevados. Sin embargo el agua subterránea suele contener niveles de As más altos que el agua de superficie (ATSDR, 2007; Bhattacharya et al., 2007).

En años recientes se han detectado elevadas concentraciones de arsénico en el agua subterránea de un gran número de acuíferos de todo el mundo: Argentina, Chile, Hungría, México, Perú, Tailandia, Canadá, Alemania, Grecia, Finlandia, Rumania, España y los Estados Unidos de América. Los mayores valores corresponden a Bangladesh, India, Nepal, Pakistán, Camboya, China, Laos y Vietnam (Espino-Valdés et al., 2009, Pokhrel et al., 2009). En la siguiente figura se ilustran algunos de los países afectados por arsénico.

Figura 3. Países afectados por arsénico (Van Halem et al., 2009).

La Organización Mundial de la Salud en el 2001 estimó que 130 millones de personas en todo el mundo están expuestas a concentraciones de arsénico por arriba de 50 μg L^{-1}. Por ejemplo, más de 30 millones de personas están expuestas al arsénico en Bangladesh, en India 40 millones de personas, y China 1.5 millones de personas (Van Halem et al., 2009). Para estas áreas endémicas la mayor vía de exposición de arsénico es el agua subterránea contaminada, mientras que la contribución de arsénico para alimentos es relativamente baja (Ng et al., 2003).

La Agencia de Protección Ambiental en EU (EPA) estimó que cerca de trece millones de personas en EU, principalmente en los estados del oeste, están expuestos al arsénico en agua potable a niveles por encima de 10 μg L^{-1}, de los 12 millones, el 2.5 millones de personas están expuestos a niveles de 25 μg L^{-1} (Camacho et al., 2011).

En México y en países de América Latina como Argentina, Chile, El Salvador, Perú y Nicaragua al menos cuatro millones de personas beben agua con arsénico. Argentina y México tiene el mayor número de población expuesta (Camacho et al., 2011).

Concentraciones arriba de 1800 μg L^{-1} se han encontrado en Mongolia. En Vietnam y Camboya, se han encontrado concentraciones de hasta 1340 μg L^{-1} debido a la disolución de sedimentos jóvenes (Van Halem et al., 2009).

En Polonia, Corea y Brasil se han encontrado aguas contaminadas por As, debido a los desechos mineros. Más recientemente, en Burkina Faso (país de África occidental) se midió este analito en aguas subterráneas encontrando concentraciones de hasta 1630 μg L^{-1}, causados por las actividades mineras. Gunduz et al., (2009), reportaron niveles elevados de As (mayores a 561.5 μg L^{-1}) debido a la minería y a la influencia geotérmica de las aguas subterráneas en Turquía (Van Halem et al., 2009).

En la siguiente tabla se describe la contaminación por arsénico en agua subterránea de algunas partes del mundo.

Tabla 5. Contaminación de Arsénico en agua subterránea y riesgo de la población alrededor del mundo (Ng et al., 2003; Sharma y Sohn, 2009).

País o área	Población en riesgo	Concentración de As en agua subterránea (μg L^{-1})	Normativa As (μg L^{-1})
Argentina	2 000 000	100 – 1000	50
Bangladesh	50 000 000	<1 – 4700	50
Bolivia	20 000		50
Chile	437 000	900 – 1040	50
China, Guizhou*	20 000	100 – 10 000 mg kg^{-1}	8 mg kg^{-1}
China, Mongolia	600 000	1 – 2400	50
China, Xinjiang Provincia	100 000	1 – 8000	50
Hungría	220 000	10 – 176	10
India, Bengala Occidental	1 000 000	<10 – 3900	50
México	400 000	10 – 4100	50
Nepal	Desconocido	Arriba de 456	50
Perú	250 000	500	50
Rumania	36 000	10 – 176	10
Taiwán	200 000	10 – 1820	10
Tailandia	1000	1 – 5000	50
EE.UU	Desconocido	10 – 48 000	10
Vietnam	Millones	1 – 3050	10

En el territorio nacional se han identificado concentraciones de arsénico en fuentes de agua potable, con niveles superior a los 50 μg L^{-1}, en acuíferos en los estados de Aguascalientes, Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, San Luis Potosí, Sonora, Zacatecas y Morelos (Camacho et al., 2011; Espino-Valdés et al., 2009; Rivera y Piña, 2002; Vega, 2001).

Las concentraciones más altas de arsénico, en México, según referencias, se encuentran en la parte noroeste y central del país (Sepúlveda, 2009). En las zonas áridas del norte de México existen depósitos minerales con niveles elevados de arsénico, el cual es disuelto por el agua que fluye a través de ellos (Espino-Valdés et al., 2009).

En 1977, la presencia de arsénico en agua potable fue reportada en la ciudad de Torreón, la principal ciudad de la Región Lagunera. La concentración de arsénico en el agua de Torreón fue de 4 – 6 mg L^{-1}, muy por encima del límite de 10 μg L^{-1} (Rosado et al., 2007).

La presencia de arsénico en la Comarca Lagunera, México, es atribuido al sistema hidrotermal con altos contenidos de litio, boro, arsénico y fluoruros o la movilización del arsénico a partir de la arcilla de las aguas subterráneas, debido a la desorción del arsénico retenido en la arcilla (Camacho et al., 2011). En esta región las concentraciones más altas de arsénico en el agua de pozos, fueron localizadas en la parte noroeste, mientras que las concentraciones más bajas se encontraron en la parte suroeste (Vega, 2001).

En Durango se ha detectado la presencia de arsénico en el Valle del Guadiana y en la Cd. de Durango, presencia que se atribuye a la composición geológica de los estratos subterráneas del acuífero, derivados de magmas originados por la fusión parcial de la corteza terrestre, tal como sucede en San Luis Potosí (Vega, 2001).

En el estado de Chihuahua, debido a sus características geográficas y climatológicas, el agua subterránea es el principal recurso para el abastecimiento público, así como para uso industrial y el riego agrícola.

De los acuíferos existentes en el estado algunos presentan condiciones de sobreexplotación. El desequilibrio observado entre la extracción y recarga de los acuíferos chihuahuenses ha sido acrecentado por los eventos prolongados de sequia que afectaron al estado en años recientes. Tales fenómenos además de impactar negativamente en el volumen del agua disponible, también han venido a afectar la calidad de los recursos hidrológicos especialmente aquellos que se destinan al consumo humano (Espino-Valdés et al., 2009).

En el estado de Chihuahua la problemática de la presencia de arsénico en aguas es conocida y está relacionada con la salud pública mundial. Espino-Valdés et al., 2009 reportaron que la contaminación por arsénico en aguas subterráneas en el estado se presenta principalmente de origen natural. En las regiones Delicias-Meoqui y Jiménez-Camargo la concentración de As en agua se encuentra entre 0.05 y 0.5 mg L^{-1} rebasando el límite permisible que marca la norma (Vega, 2001).

III. TOXICIDAD

La exposición al arsénico es de gran preocupación principalmente por sus efectos a la salud. La exposición puede ocurrir a través de las tres rutas principales, de la inhalación (aire), de la ingesta (alimentos, agua) y por contacto (absorción dérmica). La exposición al arsénico en todo el mundo es muy variable, depende de la geoquímica local y del nivel y de la actividad antropogénica (Morgan, 2001).

La exposición por inhalación ocurre como resultado de la exposición ocupacional a los pesticidas agrícolas o por la actividad de la fundición minera (Rodríguez et al., 2003). La exposición oral ocurre a través de alimentos contaminados, por ejemplo se encontraron especies de arsénico tales como arsenobetaina y arsenocolina en pescados y mariscos que dan lugar a altas concentraciones de arsénico en sangre (ATSDR, 2007; Rodríguez et al., 2003).

Los niños están expuestos al arsénico de manera similar que los adultos. Pero pueden correr un riesgo de exposición mayor debido a la práctica de llevarse las manos a la boca. Pueden ingieren pequeñas cantidades de polvo o tierra, lo que constituye otra manera de exposición al As (ATSDR, 2007).

En el caso del arsénico, de acuerdo a la literatura, la exposición ocurre principalmente a través de la ingesta de agua (Morgan, 2001). La mayoría de los incidentes de contaminación por arsénico se remota aun periodo anterior. Por ejemplo, Inglaterra fue una de las cunas de la revolución industrial en el siglo XIX que ha dejado un extenso legado de sitios contaminados con arsénico. Los ríos de Inglaterra revelan enriquecimiento de arsénico. La concentración de arsénico en áreas rurales en promedio están entre 0.6 y 0.9 mg L^{-1}, mientras que en los ríos influenciados por las cargas industriales en promedio se encuentran entre 3.2 y 5.6 mg L^{-1}. Sin embargo, para los ríos industrializados la concentración de arsénico puede ser de 25.6 mg L^{-1} (Bhattacharya et al., 2007).

En Asia, el impacto de la toxicidad del As es particularmente alarmante. En la cuenca de Bangladesh y Bengala occidental, el As en agua subterránea se ha convertido en el mayor desastre de salud del medioambiente poniendo

por lo menos a 100 millones de personas en riesgo de cáncer y otras enfermedades relacionadas con el As. También se ha detectado la presencia de As en acuíferos al sur de Nepal, Pakistán, Vietnam, Camboya y en Australia, en donde los niveles de concentración de As en agua potable están por arriba del estándar de 7 μg L^{-1} recomendado por la National Health and Medical Research Council y la National Resource Management Ministerial Council de Australia (NHMRC/NRMMC, por sus siglas en ingles) (Bhattacharya et al., 2007; Van Halem et al., 2009; Williams et al., 2009).

Un estudio de agua potable realizado en Estados Unidos indico que cerca del 80% de los suministros de agua tienen menos de 2 μg L^{-1} de arsénico, pero 2% de los suministros exceden 20 μg L^{-1} (ATSDR, 2007).

La Agencia de Protección Ambiental ha identificado los sitios peligrosos y los ha colocado en un Lista de Prioridades Nacionales (NPL, por sus siglas en ingles). El arsénico se ha encontrado en por lo menos 1149 de los 1684 sitios actualmente en la NPL (ATSDR, 2007).

La exposición por arsénico en agua potable está asociada con riesgos a la salud. De acuerdo a un reporte de las Naciones Unidas el envenenamiento por arsénico en agua potable es el segundo riesgo más importante para la salud (Van Halem et al., 2009).

El arsénico es conocido por ser toxico para los organismos y su toxicidad depende de su forma química. Generalmente las especies inorgánicas de arsénico son más toxicas que las especies orgánicas de arsénico para los organismos vivos. Las especies inorgánicas son de 10 a 60 veces más toxicas que las especies orgánicas. El grado de toxicidad va en el siguiente orden: arsenito (As(III)) > arsenato (As(V)) > MMA > DMA. De las especies inorgánicas la toxicidad del As(III) es 60 veces mayor que la del As(V) (Thirunavukkarasu et al, 2002; T Van et al., 2002).

El As (III) puede unirse e inhibir la actividad de al menos 200 proteínas. Y su toxicidad está relacionada a su alta afinidad por los grupos sulfhidrilo de biomoléculas tales como glutation (GHS) (es un tripéptido no proteínico que deriva de aminoácidos) (Camacho et al., 2011).

La exposición a altos niveles de arsénico pueden causar problemas en humanos que van desde síntomas gastrointestinales hasta **arsenicosis**, una enfermedad crónica como resultado de una exposición prolongada de arsénico, el cual ocurre principalmente a través de la ingestión de agua que contiene este metal (Camacho et al., 2011).

Humanos expuestos a la excesiva concentración de arsénico desarrollan problemas cardiovasculares, respiratorios, gastrointestinales, hematológicos, hepáticos, renal, dérmicos, neurológicos y efectos inmunológicos (Camacho et al., 2011; Rosado et al., 2007). La exposición al arsénico también está asociada con un incremento en riesgo de diabetes (Ng et al., 2003).

El arsénico puede ser perjudicial para el sistema nervioso central (SNC) y en el rendimiento cognitivo de los niños (Rendimiento Cognitivo: hace referencia a la facultad de procesar información a partir de la percepción, del conocimiento adquirido) (Rosado et al., 2007; Rodríguez et al., 2003). Existe evidencia de que la exposición al arsénico en el útero y durante la infancia puede aumentar la tasa de mortalidad en adultos jóvenes. Inhalar o ingerir arsénico durante el embarazo puede ser perjudicial para la mujer y el feto. Estudios en animales preñadas indican que dosis altas de arsénico pueden causar bajo peso al nacer, defectos de nacimiento y causar la muerte de los fetos. El arsénico puede atravesar la placenta (ATSDR, 2007).

Las lesiones dérmicas son más visibles y las primeras en aparecer, y se conoce que ocurren dentro de un periodo alrededor de 5 a 20 años. La piel almacena el arsénico por su alto contenido de queratina, el cual contiene varios grupos sulfhidrilo a los que el As (III) puede unirse (Duker et al., 2005). Las manifestaciones clínicas incluyen la hiperqueratosis (engrosamiento de la capa externa de la piel), hipopigmentación, queratosis, entre otras (Amini et al., 2008; Ng et al., 2003). En la siguiente figura se muestra ejemplos de arsenicosis.

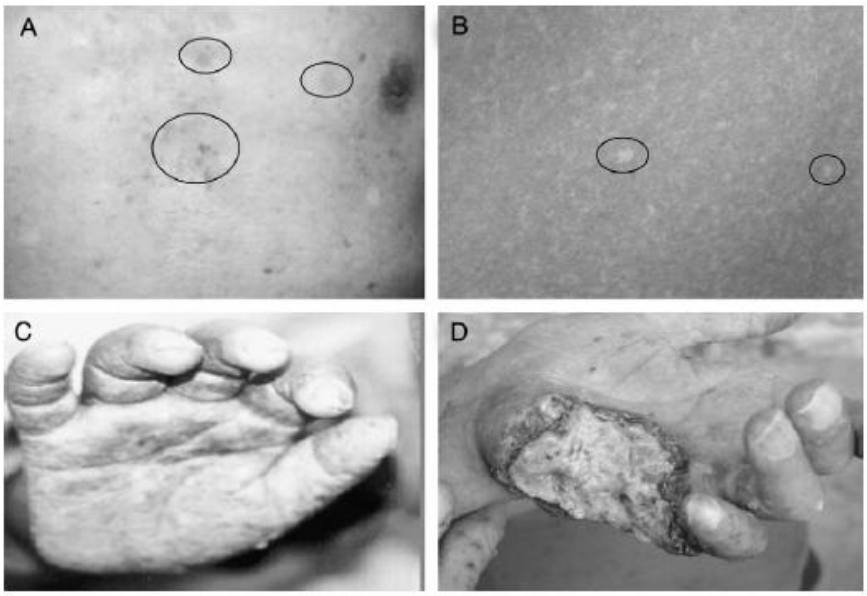


Figura 4. Lesiones típicas de piel y cáncer de piel en personas expuestas al As: (A) Hiperpigmentación, (B) Hipopigmentación, (C) Queratosis y (D) Cáncer de piel (Ng et al., 2003).

Otros efectos son depresión hematopoyética, anhidremia (debido a la pérdida de líquido de la sangre en el tejido y en el tracto gastrointestinal), daño en el hígado causado por ictericia (coloración amarillenta de la piel y mucosa debido a un aumento de la bilirrubina), cirrosis portal y ascitis (presencia de líquido seroso en el espacio que existe en el peritoneo visceral y parietal. Suele ser una consecuencia de una enfermedad hepática) y neuritis periférica (los nervios no funcionan apropiadamente) (Duker et al., 2005).

La exposición al arsénico también está asociada con el desorden periférico vascular como la enfermedad del pie negro, el cual resulta en gangrena de las extremidades inferiores (Rodríguez et al., 2003).

Las consecuencias más significativas de la exposición crónica es la ocurrencia de neoplasias en varios órganos. La Neoplasia: es el proceso de proliferación anormal (multiplicación abundante) de células en un tejido u órgano que desemboca en una formación de un neoplasma (tumor), fig. 4 (d), (Vega et al., 2001).

La USEPA y la IARC (Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer, 2004) clasificaron al arsénico como sustancia cancerígena humana, en el grupo A y 1, respectivamente (Van Halem et al., 2009; CAREX, 2010). Algunos tipos de cáncer ocasionados por exposición al As son de hígado, pulmón y piel (Amini et al., 2008; Rodríguez et al., 2003; Ng et al., 2003). Otros sitios de cáncer reportados son tracto digestivo, vejiga, riñón y sistemas linfáticos y hematopoyéticos (CAREX, 2010).

El riesgo de cáncer por arsénico en agua potable fue evaluado por Smith et al., (1992), para EUA. En ese tiempo los límites permisibles en Estados Unidos era de 50 μg L^{-1}, y ellos encontraron que el riesgo de morir por cáncer debido al arsénico en agua potable era de 21 en 1000 adultos. Para una concentración de 2.5 μg L^{-1} el riesgo seria de 1 en 1000 adultos, el cual encontraron comparable con el tiempo de vida de contraer cáncer de fumadores pasivos (Van Halem et al., 2009).

La OMS publicó un documento sobre toxicología y legislación del arsénico, en cual concluyen que la probabilidad máxima para cáncer de pulmón y vejiga en la población de Estados Unidos expuesta a 10 μg L^{-1} en agua potable son: 12 y 18 por 10 000 habitantes para mujeres y 14 y 23 por 10 000 habitantes para hombres. La OMS está basada en una guía de 10 μg L^{-1}. La principal razón para mantener esta guía es, por tanto, meramente practica, desde la perspectiva económica y de ingeniería y no relacionados con la salud (Van Halem et al., 2009). En la tabla 6 se muestra la probabilidad del riesgo de morir por cáncer como resultado de la exposición al arsénico.

Tabla 6. Probabilidad del riesgo de morir por cáncer como resultado de la exposición al arsénico en agua potable (Van Halem et al., 2009).

Riesgo de morir por cáncer	Concentración de As (μg L^{-1})	
	EPA/IRIS (1998)	NRDC (2000)
1 en 100		50
1 en 1000		5
1 en 10 000	2	0.5
1 en 100 000	0.2	
1 en 1 000 000	0.02	

NRDC: US Natural Resources Defence Council.
EPA: Environmental Agency (Agencia de Protección Ambiental).
IRIS: Información referenciada geoespacialmente integrada en un sistema.

Duker et al., (2005), reportaron que alrededor de un 40 – 60 % del arsénico es retenido por el cuerpo incluso después de cesar la exposición. Una vez absorbido el arsénico es almacenado en el hígado, riñón, corazón y pulmón, mientras que en bajas cantidades está presente en el musculo y en el tejido neural. De dos a cuatro semanas después de la ingestión del arsénico, este es incorporado en las uñas, cabello y piel a través de la unión de los grupos sulfhidrilo (Bhattacharya et al., 2007; Rodríguez et al., 2003).

La toxicidad del arsénico está estrechamente relacionada con el metabolismo y depende en gran medida del estado de metilación y el estado de valencia de los metabolismos (Tseng, 2009). El cuerpo humano metila el arsénico inorgánico ingerido a MMA y DMA, los cuales son menos reactivos con los componentes de los tejidos que las especies inorgánicas (Ng et al., 2003; Rodríguez et al., 2003). Las especies de arsénico metiladas son desechadas por el cuerpo más rápido que las especies inorgánicas. La metilación ocurre principalmente en el hígado con cantidades más pequeñas en otros órganos como riñones y pulmón (Rossman, 2003).

Parte del arsénico puede pasar rápidamente a la corriente sanguínea. La cantidad que pasa a la sangre dependerá de la cantidad y el tipo de arsénico (ATSDR, 2007). El arsenito tiene la facilidad de cruzar la membrana celular más fácilmente que la especie pentavalente. El arsenato es reducido a arsenito en el torrente sanguíneo antes de entrar a las células para su posterior metabolización (Tseng, 2009).

El As es eliminado en orina en forma inorgánica únicamente del 10 – 30 %, como DMA y MMA es eliminado un 55 – 75 % y 10 – 20 %, respectivamente (Camacho et al., 2011). La arsenobetaina, que entran al organismo a través de la ingesta de mariscos, se excreta a través de la orina sin cambios (Tseng, 2009).

Los arsenoazúcares se supone que son relativamente no tóxicos para los animales y los seres humanos en relación con las especies de arsénico inorgánico. Sin embargo, la biotransformación de los arsenoazúcares puede resultar en arsenicales tóxicos. La biotransformación de los arsenoazúcares en humanos se ha encontrado que produce DMA como principal metabolito (67%) en orina (Sharma y Sohn, 2009).

La mayoría del As abandona el cuerpo en unos días, pero una cantidad permanecerá en el cuerpo durante meses o más tiempo (ATSDR, 2007). El As en orina es usado como un biomarcador de exposición en seres humanos. La especiación de As en la orina es por lo tanto esencial para estimar la capacidad de metilar el arsénico inorgánico en el cuerpo y evaluar la exposición de estas formas toxicas (Ng et al., 2003).

IV. NORMATIVIDAD

En años recientes, las autoridades ambientales han tomado una actitud más estricta en los límites permisibles de arsénico en agua potable. A continuación se describe la normatividad de algunas autoridades ambientales para agua potable.

Tabla 7. Límites permisibles de arsénico en agua potable.

Autoridades Ambientales	Límites permisibles de As en mg L^{-1}
Bangladesh	0.050
China	0.050
México (NOM-127-SSA1-1994)*	0.025
Alemania	0.025
Canadá	0.025
Costa Rica	0.010
OMS	0.010
Unión Europea	0.010
EPA	0.010
OSHA*	0.010
NHMRC*	0.007
Australia	0.007
Dinamarca	0.005
Nueva Jersey	0.005
NRDC*	0.003

Fuente: Camacho et al., 2011; Van Halem et al., 2009; ATSDR, 2007; OMS, 2006; Zaw y Emett, 2002; NOM-127-SSA1-1994; Thirunavukkarasu et al, 2002.
NOM127-SSA1-1994 Salud Ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
OSHA: Occupational Safety and Health Administration.
NHMRC: National Health and Medical Research Council.
NRDC: Natural Resources Defense Council.

V. REMOCIÓN

Con estos límites permisibles de arsénico, la necesidad de removerlo en aguas subterráneas y en aguas residuales así como de aguas de minas, relaves (subproductos de los procesos mineros) ha llegado a ser importantes (Zaw y Emett, 2002).

Se ha desarrollado una variedad de procesos para la remoción de arsénico en agua, como lo son la oxidación/reducción, coagulación/filtración, resinas de intercambio iónico, adsorción, osmosis inversa, precipitación, tecnología de membranas, métodos biológicos, entre otros (Litter et al., 2010; Pokhrel et al., 2009).

La remoción del arsénico en agua no es una tarea fácil. La selección del método va a depender de la especie de arsénico, de la composición química del agua, del potencial de reducción, de la dureza, de la presencia de sílica, sulfatos, fosfatos, hierros y de otras especies químicas; del volumen a tratar, la generación de desechos tóxicos y del grado de sofistificación que puede ser aplicado. Otros aspectos importantes que deben ser tomados en cuenta son la función socioeconómica, el tamaño de la población, la incidencia de enfermedades crónicas, falta de agua potable, las condiciones de pobreza, costos de inversión, de mantenimiento y requerimiento de personal calificado, entre otras variables socioeconómicas (Litter et al., 2010; Rivera y Piña, 2002).

La especie predominante en agua suele ser la inorgánica. Ambas especies de arsénico, arsenito y arsenato, están presentes en el agua como aniones disueltos y los tratamientos de remoción no son sencillos. A un pH, por debajo de 9.2, el arsenito (H_3AsO_3) no tiene carga y por lo tanto dificulta la remoción de los procesos que dependen de la carga (intercambio iónico, absorción de hidróxidos de hierro). El arsenato puede ser más fácil de remover porque esté se encuentra presente en forma de oxianiones, principalmente como $H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$, en un rango de pH de 2 – 12. Por lo que para eliminar el arsenito de las aguas, como un primer paso, es necesario pre-oxidarlo a arsenato para después removerlo (Litter et al., 2010; Van Halem et al., 2009; Wan et al., 2011).

5.1. Oxidación/Reducción

Para incrementar la eficiencia de remoción cuando está presente el arsénico trivalente es necesario su pre-oxidación a especie de arsénico pentavalente. La clorina, el hipoclorito (ClO^-), el ozono (O_3), el permanganato de potasio ($KMnO_4$), el peróxido de hidrogeno (H_2O_2) pueden ser empleados para acelerar la oxidación (Rivera y Piña, 2002).

La clorina es un rápido y eficaz oxidante, pero este puede reaccionar con la materia orgánica produciendo trihalometanos tóxicos y cancerígenos como subproductos. El permanganato de potasio es un oxidante efectivo para el arsenito, y es un reactivo económico para los países en desarrollo. La oxidación sin ayuda de otra transformación física no puede remover el arsénico del agua (Litter et al., 2010).

5.2. Coagulación/Filtración

Es la tecnología más común para la remoción del arsénico en agua. La coagulación-filtración es un tratamiento efectivo para la remoción de As (V), sin embargo, el tipo y la dosis del coagulante, así como el pH del agua afectan su eficiencia, por lo que se recomienda únicamente para sistemas grandes en la que el agua contenga otros contaminantes que puedan ser removidos por coagulación (Rivera y Piña, 2002).

Los coagulantes más utilizados son sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$), cloruro de hierro ($FeCl_3$) y sulfato ferroso ($FeSO_4$), generalmente las sales de hierro son mejores agentes de remoción. El $FeCl_3$ forma floc grandes mientras que el $FeSO_4$ floc pequeños. Sin filtración, la remoción de arsenato seria alrededor del 30%, pero usando filtros, de acuerdo a la literatura, de 0.1 a 10 µm, el arsenato es removido en un 96%. La coagulación/filtración es una técnica muy simple, los costos de instalación son muy bajos y puede ser aplicado a volúmenes grandes. Sin embargo, volúmenes grandes originan la formación de lodos que contienen As, que pueden ser una fuente potencial de contaminación (Litter et al., 2010).

5.3. Intercambio Iónico

Al considerar su aplicación es importante tener en cuenta que ocurrirá competencia entre iones. Los sulfatos, sólidos disueltos, selenio, fluoruros y nitratos compiten con el arsénico y pueden afectar la eficiencia del proceso.
La remoción de arsenato es eficiente, mientras que el arsenito permanece sin cambio, por lo tanto no es removido y requiere previa oxidación. La remoción de arsénico es independiente del pH y de la concentración (Litter et al., 2010).

Es un método de tratamiento de "punto de entrada" comúnmente utilizado en hogares y establecimientos mayores. El costo de operación es bajo y logra eficiencias del 95-97% (Castro, 2006).

5.4. Adsorción

El estado de oxidación del arsénico y el pH es crucial para el comportamiento de adsorción como es la presencia de iones que compiten. Mientras que algunos estudios muestran que la adsorción del arsenato es más fuerte que el arsenito en los rangos de concentración típica de los sistemas naturales, en otros se ha encontrado mayor capacidad de adsorción a pH < 9 de arsenito en comparación con arsenato (Sharma y Sohn, 2009).

Óxido de aluminio (alúmina activada), óxidos de hierro/hidróxidos, óxido de cerio, dióxido de titanio, son utilizados como adsorbentes. La alúmina activada ($Al_2O_3/Al(OH)_3$) es comercialmente disponible, aplicada con éxito a un pH ligeramente ácido (de entre 5-7), consiguiéndose altas eficiencias de remoción (95%) para ambas especies de As inorgánico. Es una técnica muy simple y no requiere de la adición química y es útil a nivel comunitario y familiar (Litter et al., 2010; OMS, 2006). Pero presenta el inconveniente del costo y la disponibilidad del material además de los riesgos que presenta el manejo de ácidos y bases (Rivera y Piña, 2002).

Los óxidos de hierro son excelentes adsorbentes, el inconveniente está asociado a la dificultad de separar estos óxidos de hierro saturados con arsénico de la fase acuosa y la regeneración y la disposición de los lodos resultantes. El carbón activado, sílica gel y arena han demostrado tener una alta capacidad de adsorción pero su desventaja principal es la dificultad del acondicionamiento. Por otro lado, la zeolita natural con sus propiedades de intercambio de cationes puede ser un excelente soporte del recubrimiento de óxidos de hierro (Rivera y Piña, 2002; OMS, 2006).

Sin embargo según Litter et al., 2010, los métodos de adsorción no bajan la concentración de arsénico a niveles aceptables.

5.5. Ablandamiento con cal

En la presencia de agua y ácido carbónico, la cal forma carbonato de calcio y puede ser usado como adsorbente de arsénico, el proceso termina con coagulación. El método es eficiente para el tratamiento de agua con alta dureza, especialmente a pH > 10.5. Es necesario adicionar clorina para oxidar al As (III). Sus desventajas son 1) requiere de altas dosis de coagulante, 2) alto pH en el efluente y 3) baja eficiencia de remoción, por lo que requiere de un segundo tratamiento (Litter et al., 2010).

5.6. Procesos de Membranas

De los posibles procesos de membranas, la microfiltración (MF) o ultrafiltración (UF), que utilizan membranas de baja presión, no son completamente adecuados porque las especies arsenicales son muy pequeñas y pueden atravesar las membranas. En contraste la nanofiltración (NF) o la osmosis inversa (RO), que utilizan membranas de alta presión, son procesos eficientes sobre un extenso rango de pH (3-11). La NF y RO son procesos usados a niveles de comunidad o de hogar. La principal desventaja especialmente para RO es la baja recuperación de agua, alto consumo de energía, alto capital y costos de operación.

Altas concentraciones de sólidos suspendidos, materia orgánica, ácidos húmicos, dureza, amonio, nitrito, metano, interfieren en este proceso. Únicamente bajos niveles de arsénico pueden ser tratados. El método provee de buena remoción de As(V) pero pobre remoción de As(III) (Litter et al., 2010; Pokhrel et al., 2009).

En la electrodiálisis (ED), los iones son transportados de una menor solución a una mayor a través de membranas permeables bajo la influencia de una corriente eléctrica directa. La eficiencia de esta técnica es similar a la de RO, principalmente en el tratamiento de agua con alto contenido de sólidos disueltos (TSD) (Litter et al., 2010).

Garrido et al., (2008) desarrollaron la capacidad de desionización (CI) un método electroquímico avanzado basado en la desionización del flujo a través de un capacitor como sistema de carga eléctrica. Esta tecnología es recomendada para aguas que contienen cantidades menores de 3000 mg L^{-1} de sólidos disueltos totales. Las ventajas de esta técnica sobre la RO, la NF y la ED son: 1) menor cantidad de químicos para la limpieza de las células o membranas, 2) ambas especies de arsénico inorgánico son removidas, 3) el volumen de rechazo de agua es bajo (entre 3 y 7% del volumen tratado), 4) bajos costos de operación y mantenimiento (Litter et al., 2010).

5.7. Métodos Biológicos

Se sabe relativamente poco sobre el uso de métodos biológicos en la eliminación de arsénico en agua. Estos métodos presentan un gran potencial debido a su compatibilidad con el medio ambiente y su rentabilidad. La actividad microbial puede remover, movilizar y contener arsénico a través de la absorción, biometilación/ dimetilación, coprecipitación y procesos de oxidación/reducción. Ambas especies de arsénico inorgánico pueden ser eficientemente absorbidas y precipitadas sobre flocs biológicos construidos por la bacteria de hierro (Litter et al., 2010).

CAPITULO II

METODOLOGÍA ANALÍTICA

I. TÉCNICAS DE SEPARACIÓN DE ESPECIES DE ARSÉNICO

Anteriormente, la determinación de la concentración total de un elemento se consideraba suficiente para determinaciones clínicas o ambientales. Aunque la concentración total de un elemento es todavía útil, y de hecho es esencial en muchos sistemas de análisis, la determinación de las especies se ha convertido en una tarea importante. La concentración de una especie tóxica es más relevante en el establecimiento de normas ambientales y biológicas que la concentración total de un elemento.

El termino de "especiación" en química analítica, se refiere a la determinación de los diferentes estados de oxidación de un elemento que prevalece en una muestra o a la identificación y cuantificación de los compuestos biológicamente activos a los cuales el elemento está ligado. Este conocimiento puede ayudar a explicar la movilidad, el almacenamiento, la retención y la toxicidad de las distintas especies en diferentes ambientes (Burguera y Burguera, 1997; Jain y Ali, 2000; Gong et al., 2002).

Un caso interesante para la especiación es el arsénico, ya que presenta diferentes estados de valencia, intercambiables en ciertas condiciones. Dichas especies se encuentran en concentraciones muy bajas por lo que los resultados confiables sólo se obtienen por métodos muy sensibles de análisis. Los estudios de especiación de arsénico pueden ayudar a hacer una evaluación más precisa del impacto ambiental y del riesgo a la salud (Gong et al., 2002).

Para llevar a cabo la especiación química se requiere el acoplamiento de dos técnicas, una para la separación selectiva de las especies de arsénico y otra para la detección de las mismas. Los métodos más utilizados con frecuencia para la separación y preconcentración de las especies son la extracción de solventes, precipitación y coprecipitación, cromatografía de intercambio iónico (IEC), cromatografía de gases (GC) y la cromatografía líquida de alta

resolución (HPLC). Combinados con los métodos más sensibles de detección ofrecen diversas ventajas para la determinación de dichas especies (Burguera y Burguera, 1997; Gong et al., 2002).

La técnica más comúnmente utilizada para separar especies de arsénico es HPLC, por su fácil acoplamiento a los detectores, ya que solo requiere de una interfase simple (Chen et al., 2004). Las técnicas de HPLC más utilizadas son la cromatografía de pares iónicos y de intercambio iónico (Gong et al., 2002; Hung et al., 2004).

Sin embargo, Gong et al, 2002, reportaron que la cromatografía de intercambio iónico es más utilizada para el análisis de especiación de arsénico. Este tipo de cromatografía se divide a su vez en cromatografía de intercambio catiónico y aniónico. La primera es más comúnmente utilizada en el análisis de AsB, AsC y TMAO, mientras que la segunda en el análisis de As(III), As(V), MMA y DMA. Para la separación de las especies se requiere del uso de diversas fases móviles, de acuerdo a la literatura algunas de estas son fosfatos, acetatos y carbonatos (Gong et al., 2002).

La cromatografía líquida ofrece un gran potencial para la separación de las especies, sin necesidad de recurrir a procesos de transformación química. También ofrece la ventaja de minimizar las interferencias químicas. Sin embargo el tiempo requerido para el análisis se encuentra en un rango de 10-300 minutos, lo que limita su utilidad para aplicaciones de rutina. Además, debido a los factores de dilución asociados con la separación, requiere de técnicas de detección altamente sensibles (Burguera y Burguera, 1997).

II. TÉCNICAS DE DETECCIÓN DE ARSENICO

La dificultada para determinar este analito a los bajos niveles de concentración a los que normalmente se encuentra en el medio ambiente, hace que se requieran técnicas de análisis muy sensibles. La búsqueda de mejoras en la instrumentación analítica y el desarrollo de nuevas metodologías altamente especificas y sensibles han centrado muchas de las investigaciones realizadas en este campo en los últimos años.

La espectrometría de absorción atómica (AAS) es un método fácil, rápido, preciso y sensible para determinar concentraciones de más de sesenta elementos. Para la mayoría de los elementos, la sensibilidad es del orden de 1 mg L^{-1}. La exactitud es de aproximadamente ± 2%, lo cual es bastante satisfactorio para pequeñas cantidades, pero a menudo inadecuado para el análisis de constituyentes mayoritarios. En los métodos de absorción se presentan dos tipos de interferencias. Las interferencias espectrales se producen cuando la absorción de una especie interferente se solapa o aparece muy próxima a la absorción del analito. Las interferencias químicas se producen como consecuencia de diversos procesos químicos que ocurren durante la atomización y que altera las características de absorción del analito (Skoog et al., 2001; Skoog et al., 2010).

Algunos elementos tienen la capacidad de formar hidruros. El arsénico es uno de ellos. Esta técnica se conoce como generación de hidruros (HG) que acoplado a métodos espectrométricos permite bajos limites de detección (µg L^{-1}) y alta selectividad (Jain y Ali, 2000; Michon et al., 2007). Esta técnica aumenta la sensibilidad de 10 a 100 veces en comparación a otras técnicas (Gong et al., 2002; Skoog et al., 2001). Su principal limitación es que algunos compuestos de arsénico no forman arsinas volátiles (Michon et al., 2007).

Los métodos electrotérmicos (ETAAS) permiten la valoración de la mayoría de los elementos metálicos con sensibilidades y límites de detección superiores a los de la técnica de flama convencional. La técnica más ampliamente utilizada es el horno de grafito (GFAAS). Sin embargo, los métodos electrotérmicos requieren de un gasto mayor de tiempo en el análisis, además de estar sometido a más interferencias que los sistemas de

flama (Skoog et al., 2010). Esta técnica ha demostrado un potencial limitado para la especiación, además de ser propenso a errores debido a las perdidas, antes de la atomización y el hecho de que los compuestos de arsénico producen diferentes respuestas (Burguera y Burguera, 1997).

La espectrometría de fluorescencia atómica (AFS) es la más novedosa de las técnicas de espectroscopia. Es una técnica que presenta baja sensibilidad analítica a concentraciones traza y útil para la determinación cuantitativa de un gran número de elementos. Esta técnica tiene la desventaja de ser un método en el que se trabaja elemento por elemento (Skoog et al., 2001).

La técnica AFS puede ser acoplada a sistemas de introducción de muestra como sistemas de inyección en flujo (FI-AFS). Ofreciendo una técnica más precisa, rápida y sencilla (Jain y Ali, 2000). Además de mejorar los límites de detección de esta técnica (Burguera y Burguera, 1997).

Otro método es la espectrometría atómica de rayos X. Esta técnica se basa en la medida de la emisión, absorción, dispersión, fluorescencia y difracción de la radiación electromagnética. Estos métodos son muy utilizados para la determinación cualitativa y cuantitativa de todos los elementos de la tabla periódica. Generalmente, el método de rayos X es no destructivo (Skoog et al., 2001).

En la fluorescencia de rayos X las interferencias espectrales son poco probables. Permite realizar un análisis multielemental en pocos minutos. Finalmente, la exactitud y la precisión de este método igualan y en ocasiones superan la de otros métodos. La fluorescencia de rayos X no es tan sensible como los distintos métodos ópticos, se puede medir concentraciones de pocas partes por millón (Skoog et al., 2001).

Las aplicaciones de la absorción de rayos X están limitadas si se compara con los procedimientos de emisión y fluorescencia de rayos X. Aun cuando las medidas de absorción se pueden realizar libres de los efectos de matriz, las técnicas requeridas son algo mas engorrosas y requieren más tiempo que los métodos de fluorescencia. La absorción de rayos X es útil sólo cuando se determina un único elemento en una matriz (Skoog et al., 2001).

La espectrometría de emisión atómica de plasma inductivamente acoplado (ICP-AES) es una técnica multielemental que permite el análisis simultáneo de un gran número de elementos. Los límites de detección obtenidos con esta técnica son mejores en comparación a otras técnicas. Presenta un rango dinámico de cuatro a seis órdenes de magnitud, permitiendo la determinación de un amplio rango de concentraciones. Sin embargo, esta técnica es relativamente cara y de operación costosa. Se pueden presentar algunas interferencias espectrales debido al solapamiento de líneas (Burguera y Burguera, 1997; Skoog et al., 2010).

La espectrometría de masas (ICP-MS) es una herramienta sensible, exacta y precisa para la determinación analítica de elementos ultratrazas, además de ofrecer análisis multielemental y de isotopos. Esta técnica puede ser utilizada para la determinación cualitativa, semicuantitativa y cuantitativa (Pongratz, 1998).

En el ICP-MS una de las principales limitaciones es que se pueden presentar interferencias espectrales y no espectrales. Estas últimas están relacionadas con la matriz de la muestra. Estas interferencias se compensan con la adición de un patrón interno a los estándares y a la muestra (Skoog et al., 2001). Las interferencias espectrales suceden cuando una especie iónica en el plasma tiene los mismos valores de masa/carga que un ion del analito. Por ejemplo, la formación de ^{75}As isotópicamente equivalente a las especies así como a $^{40}Ar^{35}Cl$ en el plasma debido a la presencia de cloruros en la matriz los cuales interfieren con la detección precisa del arsénico (Hung et al., 2004; Skoog et al., 2001). Esta interferencia puede ser eliminada con la ayuda de una celda de colisión.

En las técnicas de las celdas de colisión, varios gases pueden ser utilizados eficientemente para eliminar el argón basado en iones poliatómicos sin afectar el analito de interés. El gas helio puede introducirse en la celda y puede reducir e incluso eliminar las interferencias poliatómicas. Con el uso de H_2, elimina interferencias de argón basado en iones poliatómicos por reacción química con el hidrogeno ya sea a través de carga, protones, electrones o a la transferencia de un átomo de hidrogeno (Chen et al., 2007).

La técnica ICP-MS tiene un intervalo muy dinámico, de cuatro órdenes de magnitud, además de mostrar espectros que generalmente son más sencillos y fáciles de interpretar que los de emisión óptica. Estos espectros se utilizan para la determinación cualitativa de los elementos presentes en la muestra y para su medida cuantitativa (Skoog et al., 2001).

El ICP-MS ofrece bajos limites de detección, inferiores a las partes por billón ($\mu g\ L^{-1}$), alto grado de selectividad y buena precisión y exactitud, además de ser una técnica multielemental, permitiendo la determinación simultanea de las diferentes especies de arsénico (Gong et al., 2002; Skoog et al., 2010).

III. ACOPLAMIENTO DE LAS TÉCNICAS HPLC/ICP-MS PARA LA ESPECIACIÓN DE ARSENICO

Los estudios de especiación se han utilizado con técnicas complementarias. Estos implican el acoplamiento de una separación selectiva con la sensibilidad y la detección especifica de un elemento. Muchas combinaciones diferentes (separación + detección selectiva del elemento) se han desarrollado, pero la cromatografía líquida de alta resolución (HPLC) acoplada a la espectrometría de masas (ICP-MS) se ha convertido en una de las mejores combinaciones (Komorowicz y Baralkiewicz, 2011).

El acoplamiento de estas dos técnicas hace posible la determinación de hasta seis compuestos en 10 minutos con limites de detección de picogramos, niveles lo suficientemente bajos para estudiar las especies químicas en sus concentraciones naturales. También se ha reportado la especiación de arsenoazúcares en material de referencia marino así como la determinación de especies no volátiles de arsénico (Burguera y Burguera, 1997; Hung et al., 2004).

El acoplamiento de estas dos técnicas crean una herramienta poderosa para el análisis de especiación de elementos trazas en matrices de diferentes muestras. Combina la alta eficiencia de separación de HPLC con la selectividad y la sensibilidad del ICP-MS (Gong et al., 2002; Pongratz, 1998).

CAPITULO III

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

I. OBJETIVO GENERAL

Especiación química de arsénico en el agua de los pozos que abastecen de agua potable a la población de la ciudad de Chihuahua.

1.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Especiación química de arsénico en el agua de los pozos para determinar la especie más abundante.

b) Ubicar los pozos con problemas por contaminación de arsénico utilizados para abastecer de agua potable a la población.

II.HIPÓTESIS

El arsénico presente en pozos que abastecen de agua potable a la ciudad de Chihuahua se encuentra principalmente como arsénico inorgánico.

CAPITULO IV

I. VALIDACIÓN DEL MÉTODO ANALÍTICO HPLC/ICP-MS

La validación de un método es un requisito importante en la práctica del análisis químico. Es el proceso establecido para la obtención de pruebas documentadas y demostrativas de que un método es fiable y reproducible para obtener el resultado previsto dentro de intervalos definidos. La validación proporciona un alto grado de confianza y seguridad del método y debe realizarse con carácter obligatorio cuando se desarrolla un nuevo procedimiento (CENAM, 2005; Nájera, 2011).

Se valido la técnica analítica HPLC/ICP-MS para la determinación de las especies de arsénico utilizando para validar el método fue el material de referencia certificado 2669, especies de arsénico en orina humana congelada, del Instituto Nacional de Estándares y Tecnología (NIST) y muestras de agua adicionadas con las especies de arsénico AsB, As(III), DMA, MMA y As(V).

Dos replicas de seis blancos fueron analizadas para los límites de detección (LD) y de cuantificación (LC) del método (Tabla 8).

Tabla 8. Límites de cuantificación y detección para el método HPLC/ICP-MS.

Especies de As	LD (µg L^{-1})	LC (µg L^{-1})	Coeficientes de correlación
AsB	0.086	0.225	0.9991
As(III)	0.320	0.738	0.9992
DMA	0.117	0.307	0.9999
MMA	1.900	5.026	0.9999
As(V)	0.104	0.348	0.9994

La precisión del método fue determinado por el análisis del material de referencia certificado 2669. Las muestras de orina fueron diluidas 1:4 con agua desionizada con el fin de minimizar los efectos de matriz y asemejarla

a las muestras de agua ya que el procedimiento de filtrado, limites de detección y cuantificación así como el procedimiento de detección de especies es el mismos para ambas muestras. En todos los casos las concentraciones se encuentran dentro de la incertidumbre reportada para cada especie (tabla 9). La especie MMA no fue posible analizarla debido a que la concentración del MRC (material de referencia certificado) se encuentra por debajo de los límites de cuantificación de la técnica analítica (Nájera, 2011).

Tabla 9. Resultados cuantitativos para el material de referencia certificado 2669.

Especie de As	Concentración de orina ($\mu g\ L^{-1}$)	Valores certificados MRC 2669 ($\mu g\ L^{-1}$)
AsB	11.228	12.4 ± 1.9
As(III)	4.752	5.03 ± 0.31
DMA	3.352	3.47 ± 0.41
As(V)	5.313	6.16 ± 0.95

Muestras de agua se adicionaron con 10 $\mu g\ L^{-1}$ de las especies AsB, As(III), DMA, MMA y As(V). La tabla 10 muestra los porcentajes de recuperación para cada una de las especies.

Tabla 10. Porcentaje de recuperación en muestras de agua.

Especie de As	% de recuperación de muestras fortificadas con 10 $\mu g\ L^{-1}$
AsB	101.71
As(III)	110.21
DMA	108.79
MMA	95.70
As(V)	98.58

Se obtuvieron buenas recuperaciones en las muestras adicionadas para todas las especies bajo estudio, considerando el criterio de aceptación de 80-120% establecido por la entidad mexicana de acreditación (ema), demostrando que la metodología propuesta HPLC/ICP-MS es una técnica analítica, sensible y exacta para la determinación de niveles traza de estas especies de arsénico en muestras de agua. Los tiempos de retención para la cuantificación de las especies de arsénico se distribuyeron en 30 minutos y se logro que su comportamiento fuera estable durante el análisis.

CAPITULO V

MATERIALES Y MÉTODOS

La caracterización y cuantificación de las especies de arsénico se llevo a cabo con la técnica HPLC/ICP-MS desarrollada y validada previamente en el Laboratorio de Análisis Químicos del Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C. (CIMAV).

I. REACTIVOS Y SOLUCIONES

1.1. Sales de arsénico

Las soluciones estándar de (1000 mg L^{-1}) de As(III), As(V) y DMA fueron preparados separadamente disolviendo 0.1734 g de $NaAsO_2$ (meta-arsenito de sodio, J.T. Baker), 0.2403 g de KH_2AsO_4 (arsenato de potasio, Sigma Aldrich) y 0.2856 g de $(CH_3)_2AsO_2Na{\cdot}3H_2O$ (ácido cacodílico trihidratado, J.T. Baker) en 100 mL. La solución estándar de AsB (207.52 mg L^{-1}) fue preparada disolviendo 0.04932 g de $C_5H_{11}AsO_2$ (arsenobetaina, Sigma Aldrich) en 100 mL. Y la solución estándar de MMA (100 mg L^{-1}) fue preparada a partir de $CH_3AsNa_2O_3{\cdot}6H2O$ (metil arsenato de disodio hexahidratado, Chem service) disolviendo 0.01948 g en 50 mL.

1.2. Material de referencia certificado

Se utilizaron los estándares de 1000 mg L^{-1} de arsenito en 2% HCl (As(III)), arsenato en H_2O (As(V)) y arsénico total en 2% de HNO_3 (As), de trazabilidad NIST (National Instituted of Standards and Technology).

1.3. Fase móvil

Para la preparación de las fases móviles A y B (10 y 20 mM, respectivamente) se peso 0.9609 y 1.9218 g de $(NH_4)_2CO_3$ (carbonato de amonio, J.T. Baker) respectivamente, y se disolvieron en 1000 mL a un pH entre 8.83-9.35.

1.4. Reactivos

Se utilizo solución buffer de pH 7.00 marca Orion y una solución HI 7031 HANNA 1413 µs cm^{-1} para la calibración del potenciómetro y del conductímetro respectivamente. Se adquirió Metanol grado HPLC (J.T. Baker) para el lavado de mangueras, ácido nítrico instra (HNO_3, J.T. Baker) para limpieza de material y para igualar la matriz del estándar de As(III) se utilizo ácido clorhídrico instra (HCl, J.T. Baker).

II. MUESTREO

El proyecto se realizo en conjunto con personal de la Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS), por lo que los sitios de muestreo se eligieron por esta institución, abarcando pozos que abastecen de agua potable a la población de la ciudad de Chihuahua. Se muestreo un total de 63 pozos solicitados por la JMAS en el periodo de Febrero a Octubre del 2011.

Para la toma de muestra se procedió primeramente a la desinfección de la salida de la boca de la llave (Figura 5), se dejo correr el líquido aproximadamente 5 min y se tomo la temperatura del agua a la salida de la llave (Figura 6).

Figura 5. Desinfección de la llave.

Figura 6. Medición de temperatura.

La muestra fue tomada antes del proceso de cloración con la finalidad de que la muestra fuera representativa en las condiciones a las que se encuentra el agua dentro del pozo. Se tomo un litro de muestra por pozo en un recipiente de plástico de boca ancha, para facilitar la toma de muestra (Figura 7). El recipiente fue almacenado en una hielera para su posterior traslado al lugar del análisis.

Figura 7. Toma de muestra.

En el lugar se midió pH, conductividad eléctrica y temperatura. Se utilizo un potenciómetro Thermo electron corporation (Orion) y un equipo Corning modelo Checkmate 2 para la medición del pH y de la conductividad eléctrica, respectivamente (Figura 8 y 9).

Figura 8. Medición de pH.

Figura 9. Medición de conductividad eléctrica.

El análisis de cloruros se realizó de acuerdo a la norma NMX-AA-073-SCFI-2001. Se tomó 100 mL de muestra y se adicionó 1 mL de indicador de cromato de potasio (Hidrogel). La muestra fue titulada con nitrato de plata

($AgNO_3$, DEQ; Desarrollo de Especialidades Químicas S.A. de C.V.) hasta el vire de color amarillo a naranja-rojizo (Figura 10).

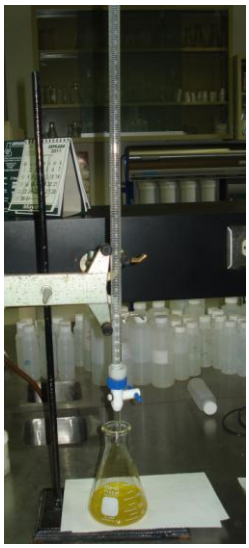


Figura 10. Determinación de Cloruros

Al final se realizó la valoración del nitrato de plata con cloruro de sodio (NaCl, J.T. Baker). Los mg L^{-1} de cloruros fueron determinados mediante la siguiente ecuación:

$$Cl^- \text{ (mg } L^{-1}) = \frac{\text{(mL gastados)(35450)(Concentración del AgNO3)}}{\text{mL muestra}}$$

2.1. Localización de los pozos

Se decidió agrupar a los pozos por baterías para facilitar la ubicación de estos, la clasificación se hizo de acuerdo a la JMAS. Quedando los 63 pozos en 11 baterías: Sauz 2da etapa, Tabalaopa-Aldama, Tabalaopa-Nombre de Dios, Cimas, Sacramento Viejo, Sacramento Norte, Riberas de Sacramento, Arroyos, Picachos, Mancha Urbana y Aislados. En la imagen satelital se

muestra la ubicación de dichos pozos (Figura 11). Una descripción más detallada de la ubicación de los pozos se encuentra en el Anexo I.

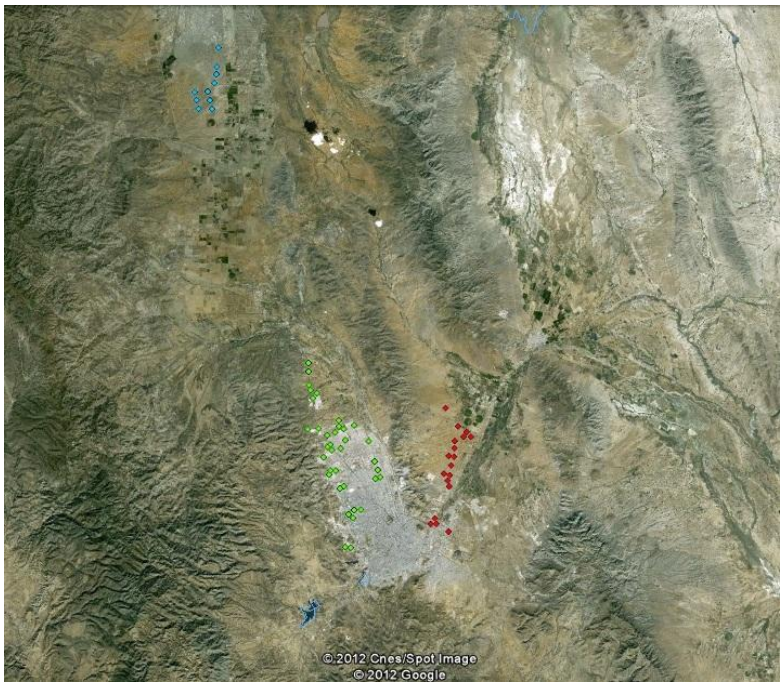


Figura 11. Imagen satelital de la ubicación de los pozos.

2.2. Pozos muestreados

Los pozos muestreados se enlistan en la siguiente tabla.

Tabla 11. Pozos muestreados para el análisis de las especies de arsénico.

No	Pozo	Batería	Acuífero
1	Sauz 16	Sauz 2da etapa	ASE
2	Sauz 17		ASE
3	Sauz 18		ASE
4	Sauz 24		ASE
5	Sauz 25		ASE
6	Sauz 26		ASE
7	Sauz 27		ASE

Continuación de la tabla 11.

No	Pozo	Batería	Acuífero
8	Sauz 28	Sauz 2da etapa	ASE
9	Sauz 29		ASE
10	Sauz 31		ASE
11	Tabalaopa-Aldama 1	Tabalaopa-Aldama	ATA
12	Tabalaopa-Aldama 3		ATA
13	Tabalaopa-Aldama 4		ATA
14	Tabalaopa-Aldama 5		ATA
15	Tabalaopa-Aldama 6		ATA
16	Tabalaopa-Aldama 7		ATA
17	Tabalaopa-Aldama 8		ATA
18	Tabalaopa-Aldama 9		ATA
19	Tabalaopa-N. de Dios 1	Tabalaopa-Nombre de Dios	ATA
20	Tabalaopa-N. de Dios 2		ATA
21	Tabalaopa-N. de Dios 3		ATA
22	Tabalaopa-N. de Dios 6		ATA
23	Tabalaopa-N. de Dios 7		ATA
24	Robinson 1	Aislados	ATA
25	Robinson 2		ATA
26	Concordia		ATA
27	León 3		ATA
28	Picacho 1	Picachos	ACHS
29	Picacho 2		ACHS
30	Picacho 3		ACHS
31	Arroyos 1	Arroyos	ACHS
32	Arroyos 2		ACHS
33	Arroyos 3		ACHS
34	Riberas 1	Riberas de Sacramento	ACHS
35	Riberas 2		ACHS
36	Riberas 5		ACHS
37	Riberas 6		ACHS
38	Riberas 7		ACHS
39	Riberas 8		ACHS

Continuación de la tabla 11.

No	Pozo	Batería	Acuífero
40	Sacramento Viejo 1	Sacramento Viejo	ACHS
41	Sacramento Viejo 2		ACHS
42	Sacramento Viejo 3		ACHS
43	Sacramento Viejo 5		ACHS
44	Sacramento Nte 1	Sacramento Nte	ACHS
45	Sacramento Nte 2		ACHS
46	Sacramento Nte 3		ACHS
47	Sacramento Nte 4		ACHS
48	Sacramento Nte 6		ACHS
49	Sacramento Nte 7		ACHS
50	Sacramento Nte 8		ACHS
51	Villa Dorada 1	Mancha Urbana	ACHS
52	Villa Dorada 2		ACHS
53	Impulso 1		ACHS
54	Impulso 2		ACHS
55	CTU Chichontepec		ACHS
56	CTU Izalco		ACHS
57	CTU Quetzal		ACHS
58	CTU Saucito		ACHS
59	Haciendas del valle 2		ACHS
60	Los Arcos		ACHS
61	Revolución		ACHS
62	XX Aniversario		ACHS
63	Cima 2	Cimas	ACHS

ASE: Acuífero Sauz-Encinillas
ATA: Acuífero Tabalaopa-Aldama
ACHS: Acuífero Chihuahua-Sacramento

III. PREPARACIÓN DE LA MUESTRA

Antes del análisis de especiación, las muestras fueron atemperadas y filtradas con papel filtro Millipore de 0.20 µm (Figura 12).

Figura 12. Filtrado de muestras.

IV. INSTRUMENTACIÓN

Para la separación de las especies se empleó un HPLC marca Thermo Scientific, modelo Finnigan Surveyor conectado a una columna HPLC marca Hamilton PRP X100. Como técnica de detección se utilizo el plasma acoplado por inducción con espectrometría de masas (ICP-MS) marca Thermo Scientific, modelo X-Serie II (Figura 13).

Figura 13. Técnica analítica HPLC/ICP-MS.

Para la determinación de As total se utilizó el espectrofotómetro de absorción atómica (AAS) (marca GBC, modelo Avanta Σ) con Generador de Hidruros (HG) (marca GBC, modelo HG 3000) (Figura 14) y el espectrómetro de emisión por plasma masas (ICP-MS).

Figura 14. Técnica HG-AAS para determinación de As total.

V. PROCEDIMIENTO ANALÍTICO

5.1. Especies analizadas

Las especies de arsénico analizadas en las muestras de agua de consumo humano fueron la AsB, DMA, MMA (formas orgánicas del As), As(III) y As(V) (formas inorgánicas del As).

5.2. Preparación de la curva de calibración de especiación

Partiendo de los estándares de referencia de As(III) y As(V) y de las sales de MMA, DMA, AsB se procedió a preparar la curva de calibración en μg L^{-1} de las especies de arsénico, con el fin de realizar una curva de calibración de acuerdo a los resultados esperados, quedando la calibración de la siguiente manera.

Tabla 12. Curva de calibración de las especies de As.

Especie de As	STD I	STD II	STD III	STD IV
AsB	0.518	1.038	5.188	10.38
As(III)	5	10	20	40
DMA	0.5	1.0	5.0	10
MMA	10	20	30	60
As(V)	0.5	1.0	5.0	10

Las soluciones estándar fueron preparadas diariamente con agua desionizada.

5.3. Especiación química

La fase móvil fue desgasificada y bombeada a través de la columna, para eliminar el exceso de aire que pudiera afectar a la lectura de las especies. Una vez hecha la purga se conecta la columna por medio de una interfase al ICP-MS. La muestra es inyectada en una bomba cuaternaria con un volumen de inyección de 20 µL. La muestra pasa a través de la columna donde se lleva a cabo la separación de las especies con la ayuda de las fases móviles, para después ser detectadas por el ICP-MS con un tiempo de análisis de 30 minutos, arrojando como respuesta un cromatograma de las especies de arsénico. En el siguiente esquema se muestra gráficamente la secuencia del análisis de especiación.

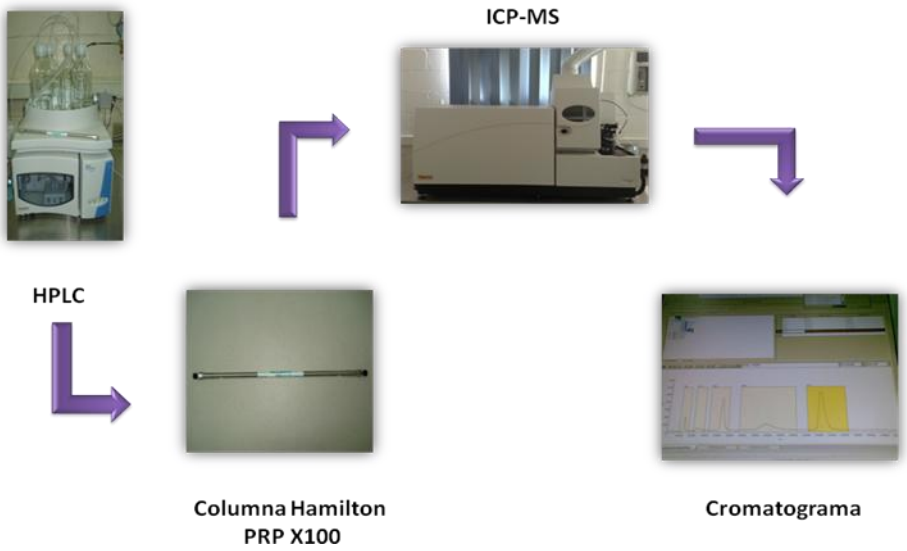


Figura 15. Secuencia del análisis de especiación de arsénico.

5.3.1. Condiciones analíticas del equipo

En las tablas 13 y 14 se detalla las condiciones analíticas a las que operaron el ICP-MS y el HPLC.

Tabla 13. Condiciones analíticas del ICP-MS.

Flujo de gas nebulizador	0.88 L min^{-1}
Poder del plasma	1404 W
Masas monitoreadas	^{75}As, $^{75}AsCl$, ^{7}Li, ^{115}In, ^{238}U
Duración de corrida	1800 segundos = 30 min

Tabla 14. Condiciones analíticas del HPLC.

Composición de la fase móvil	Fase A: 10 mM Carbonato de amonio Fase B: 20 mM Carbonato de amonio pH: 8.83 - 9.35
Tiempos de retención	100% A: 0-5 min 100% A a 100% B: 5-6 min 100% B: 6-26 min 100% B a 100% A: 26-27 min
Caudal de la fase móvil	1.0 mL min^{-1}
Dimensiones de la columna	250 x 4.1 mm
Composición de la fase estacionaria	Hamilton PRP x100
Temperatura de la columna	Ambiente
Volumen de inyección de la muestra	20 µL

5.4. Análisis de arsénico total

5.4.1. Preparación de muestra

Las muestras fueron digeridas en un microondas (CEM, MARSx) de acuerdo al método SW 846-3015 para agua. Se preparo un duplicado por cada cinco muestras (45 mL de muestra + 5 mL de HNO_3 instra).

Para un mayor control de la calibración y del análisis, así como para verificar porcentajes de recuperación del As, se digirió como muestras control un blanco, un estándar QCS-27 (15 µg L^{-1}) con duplicado y dos muestras fortificadas (15 y 20 µg L^{-1}) con duplicado.

Una vez hecha la digestión por microondas las muestras de agua fueron filtradas en papel Whatman No 2 y aforadas a 100 mL.

5.4.2. Preparación de la curva de calibración de arsénico total

Partiendo del estándar de trazabilidad NIST de 1000 mg L^{-1} de As se preparó una curva de calibración de 1, 5, 10, 20 y 40 µg L^{-1} para la determinación analítica por ICP-MS y una curva de 5, 10, 20 y 30 µg L^{-1} para el análisis por HG-AAS. A los estándares se les adicionó el 2% de ácido nítrico según la matriz del estándar.

5.4.3. Reactivos

a) Preparación de borohidruro de sodio ($NaBH_4$)

Se peso 3 g de borohidruro de sodio y 3 g de hidróxido de sodio, se mezclaron y se aforaron a 500 mL, para posteriormente filtrar en papel Whatman No. 2.

b) Preparación del ácido clorhídrico 3 molar (HCl)

En una probeta se midió 142 mL de ácido y se vertieron en el matraz para aforar a 500 mL, con agua desionizada.

5.4.4. Validación de la metodología HG-AAS

Para el cálculo de los límites de detección y de cuantificación para arsénico total se analizaron dieciséis blancos de agua arrojando los siguientes resultados.

Tabla 15. Límites de detección y cuantificación para As total en HG-AAS.

Elemento	LD (µg L^{-1})	LC (µg L^{-1})	Coeficiente de correlación
As	1.812	5.459	0.9999

5.4.5. Lectura de As total por HG-AAS

La generación química del gas consiste en la adición de borohidruro de sodio ($NaBH_4$) a la muestra. La reacción entre el $NaBH_4$ y el analito en medio acuoso es llevada a cabo en medio ácido, catalizada típicamente por el ácido clorhídrico (HCl) 3 molar, que optimiza la sensibilidad. El gas generado es llevado a la celda por donde pasa el haz de luz de la lámpara de arsénico y la lectura es registrada en el equipo, posteriormente se lleva a cabo los cálculos correspondientes para determinar la concentración de arsénico. En el siguiente esquema se muestra gráficamente la secuencia para la determinación de As total.

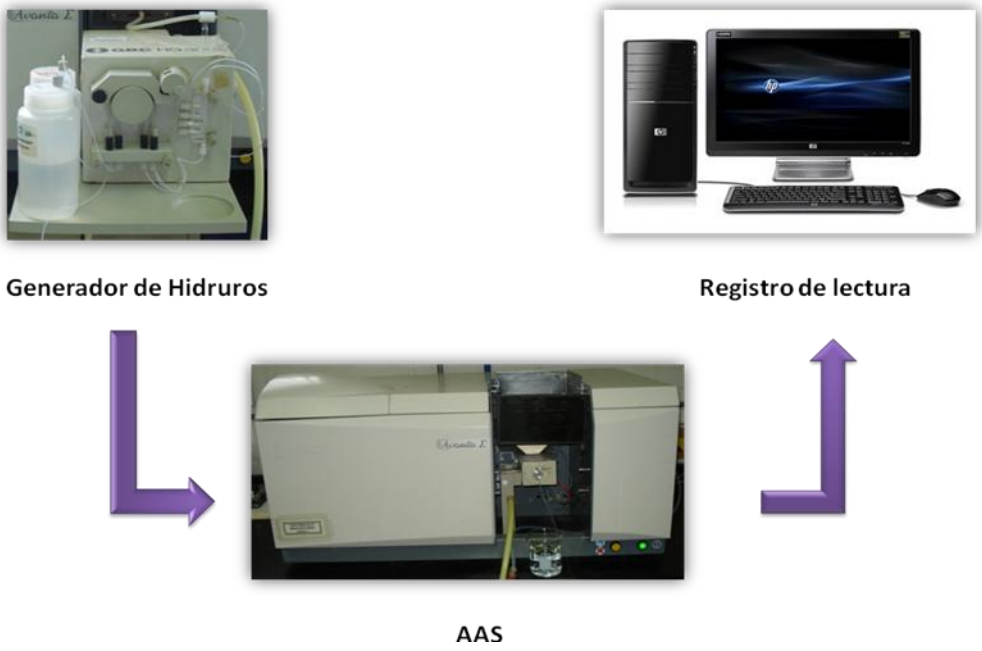


Figura 16. Determinación de As total en muestras de agua por HG-AAS.

5.4.6. Lectura de As total por ICP-MS

La muestra en solución acuosa entra al sistema ICP-MS con la ayuda de una bomba peristáltica al nebulizador. Donde se genera un aerosol fino de la muestra, para posteriormente proceder a la ionización en la fuente de plasma ICP. Los iones son separados por masas para finalmente llevar a cabo la detección de estos y proceder al manejo de datos y realizar los cálculos correspondientes de la concentración del analito en la muestra.

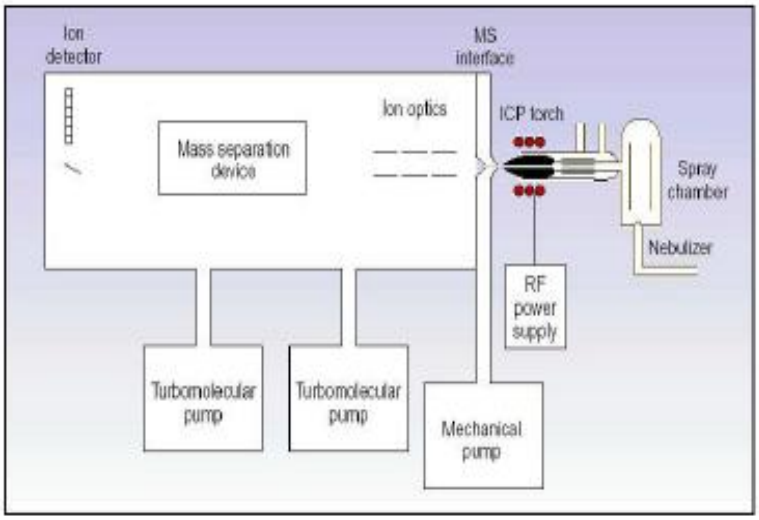


Figura 17. Determinación analítica por ICP-MS.

VI. CARACTERIZACIÓN LITOLÓGICA

Para determinar la procedencia o el origen de la contaminación por arsénico en agua de pozo se procedió a realizar un estudio de la litología de los pozos así como de sus alrededores. Para esto se tomó como base la información que maneja el Departamento de Evaluación de Fuentes de la Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS).

Se realizo una base de datos de los cortes litológicos de los pozos muestreados y se analizaron junto con la información existente del Servicio Geológico Mexicano (SGM).

CAPITULO VI

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

I. PARAMETROS DE CAMPO

Los resultados de pH de las muestras se presentan en la figura 18, en donde se puede observar que los valores se encontraron dentro del rango de 6.5-8.5 establecido por la norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

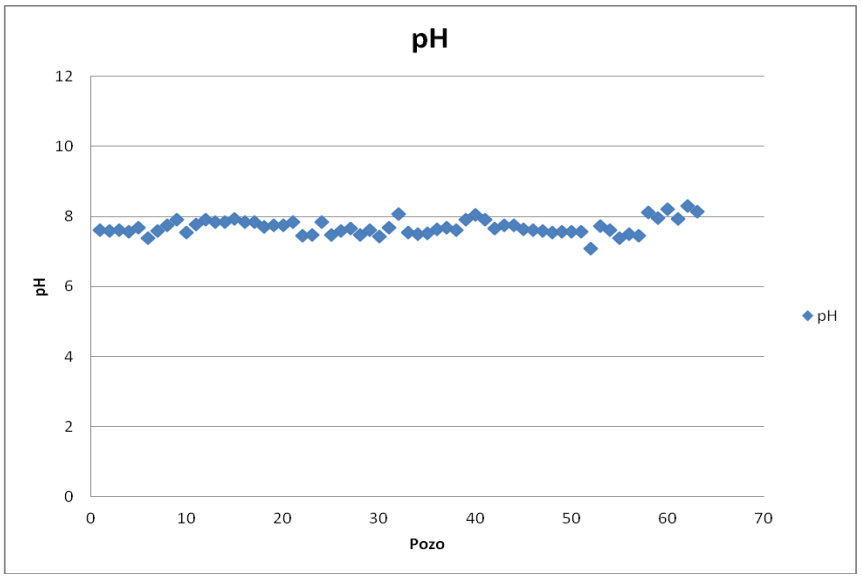


Figura 18. Resultados de pH en el agua de los pozos muestreados.

Respecto a la conductividad eléctrica se presentaron valores dentro 300 a 850 μS cm^{-1}, lo cual nos indica que es bajo contenido de sales disueltas que se encuentran dentro de los pozos de interés (figura 19).

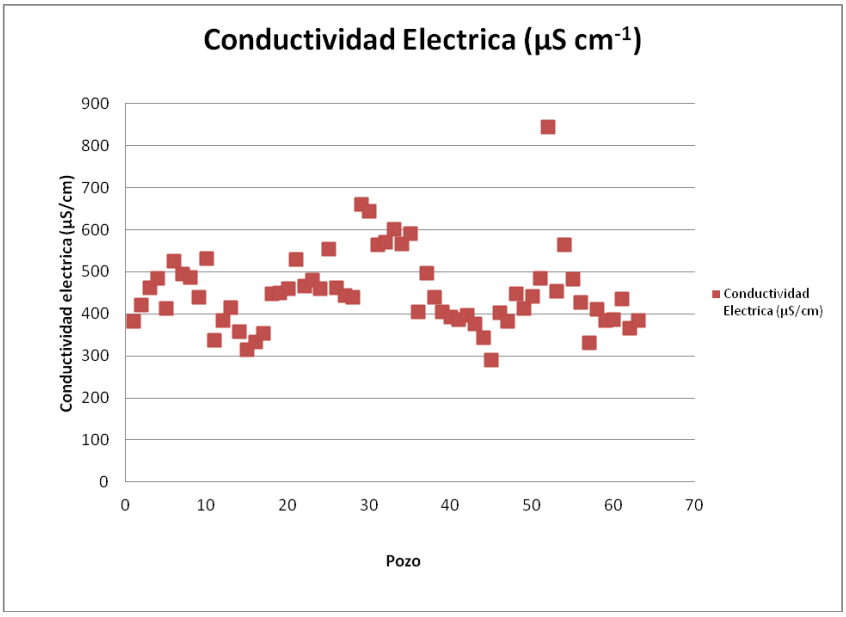


Figura 19. Comportamiento de la conductividad eléctrica en agua de los pozos muestreados.

La temperatura es otro de los parámetros que se midió en campo. Se encontraron valores de temperatura fluctuando entre 25 y 36 °C (figura 20).

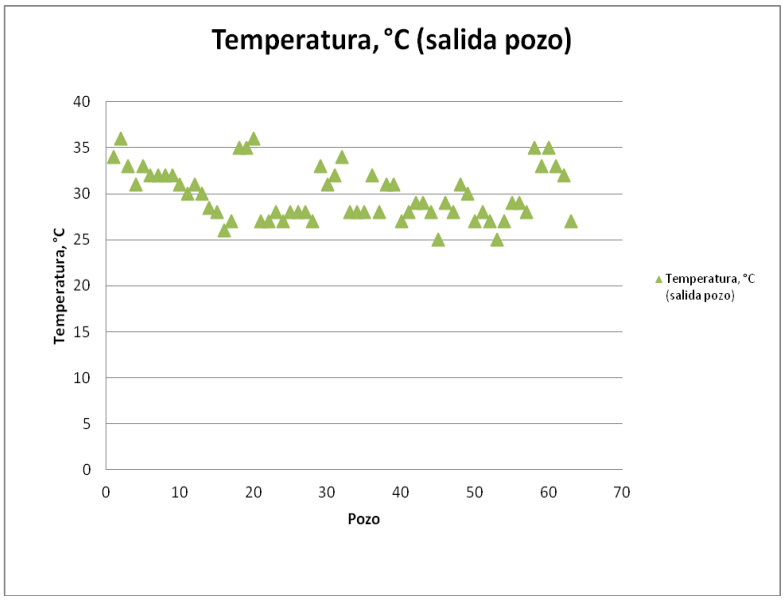


Figura 20. Temperatura en pozos de agua potable al momento de la toma de muestra.

La medición de cloruros se llevó a cabo basado en la norma NMX-AA-073-SCFI-2001, análisis de agua: determinación de cloruros totales en agua naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba. La norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994 establece un límite permisible de 250 mg L^{-1} de cloruros en agua para uso y consumo humano. En las muestras de agua de pozo se encontraron valores muy por debajo de lo que marca la norma como se puede observar en la figura 21.

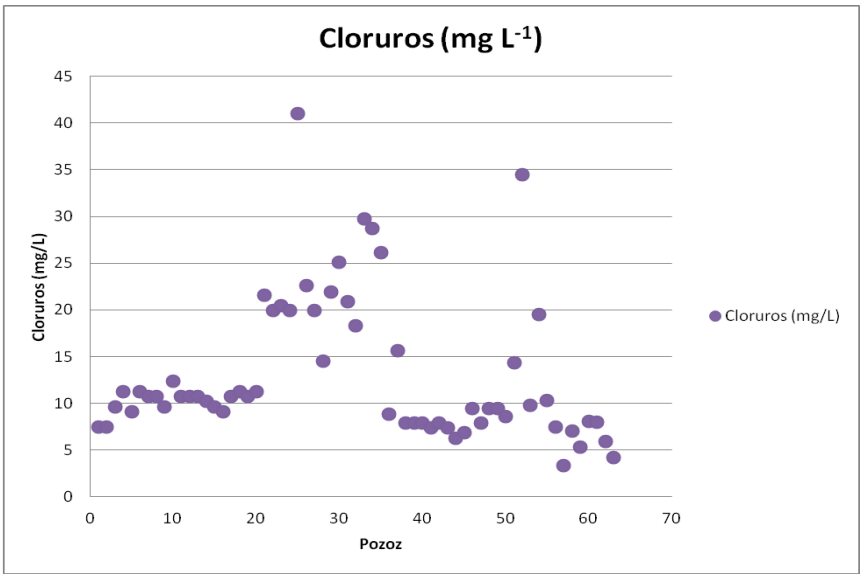


Figura 21. Concentración en mg L^{-1} de cloruros en agua de pozo.

Los resultados obtenidos de la medición de los parámetros pH, temperatura, conductividad eléctrica y cloruros de las muestras de agua de pozo se presentan en el Anexo II.

II. ANÁLISIS DE ESPECIACIÓN DE ARSÉNICO

Todas las muestras se analizaron los días inmediatos posteriores al muestreo utilizando la técnica analítica HPLC/ICP-MS. Las especies analizadas fueron arsenobetaina (AsB), ácido dimetilarsénico (DMA), ácido monometilarsénico (MMA), arsenito (As(III)) y arsenato (As(V)). Todas las especies se cuantificaron en un solo análisis el cual tenía una duración de 30 minutos, utilizando dos fases móviles de carbonato de amonio de 10 y 20 mM.

Los resultados muestran que la especie predominante encontrada en los pozos muestreados es el As(III), forma inorgánico del arsénico y la especie más tóxica. En algunos de los pozos se encontró la especie de MMA, lo cual no es común en este tipo de acuíferos ya que los compuestos orgánicos de arsénico aparecen en agua raramente, debido a que se producen como resultado de la actividad biológica. Principalmente las aguas superficiales son vulnerables a la presencia de arsénico orgánico, causada por contaminantes industriales (Komorowicz y Baralkiewicz, 2011).

Para visualizar los resultados de los análisis químicos, además de facilitar el estudio litológico de los pozos, se decidió agrupar por baterías en base a la información que maneja la Junta Municipal de Agua y Saneamiento (JMAS). A continuación se muestran los resultados del análisis de especiación de arsénico de las once baterías pertenecientes a los acuíferos Sauz-Encinillas (Sauz 2da etapa), Tabalaopa-Aldama (Tabalaopa-Aldama, Tabalaopa-Nombre de Dios y Aislados) y Chihuahua-Sacramento (Arroyos, Picachos, Riberas, Sacramento Nte y Viejo, Mancha Urbana y Cimas). Los resultados obtenidos en el análisis de especiación de las muestras de agua de pozo se presentan en el Anexo III.

2.1. Batería Sauz 2da etapa

De los diez pozos muestreados siete se encuentran por arriba del límite que marca la norma NOM-127-SSA1-1997 que es de 25 µg L^{-1}. Siendo los de mayor problemática los pozos Sauz 17 y 31 con concentraciones de As(III) de 41.675 y 44.428 µg L^{-1} respectivamente (figura 22). En cuanto a la presencia de MMA, el pozo Sauz 25 es el de mayor concentración con 11.919 µg L^{-1}.

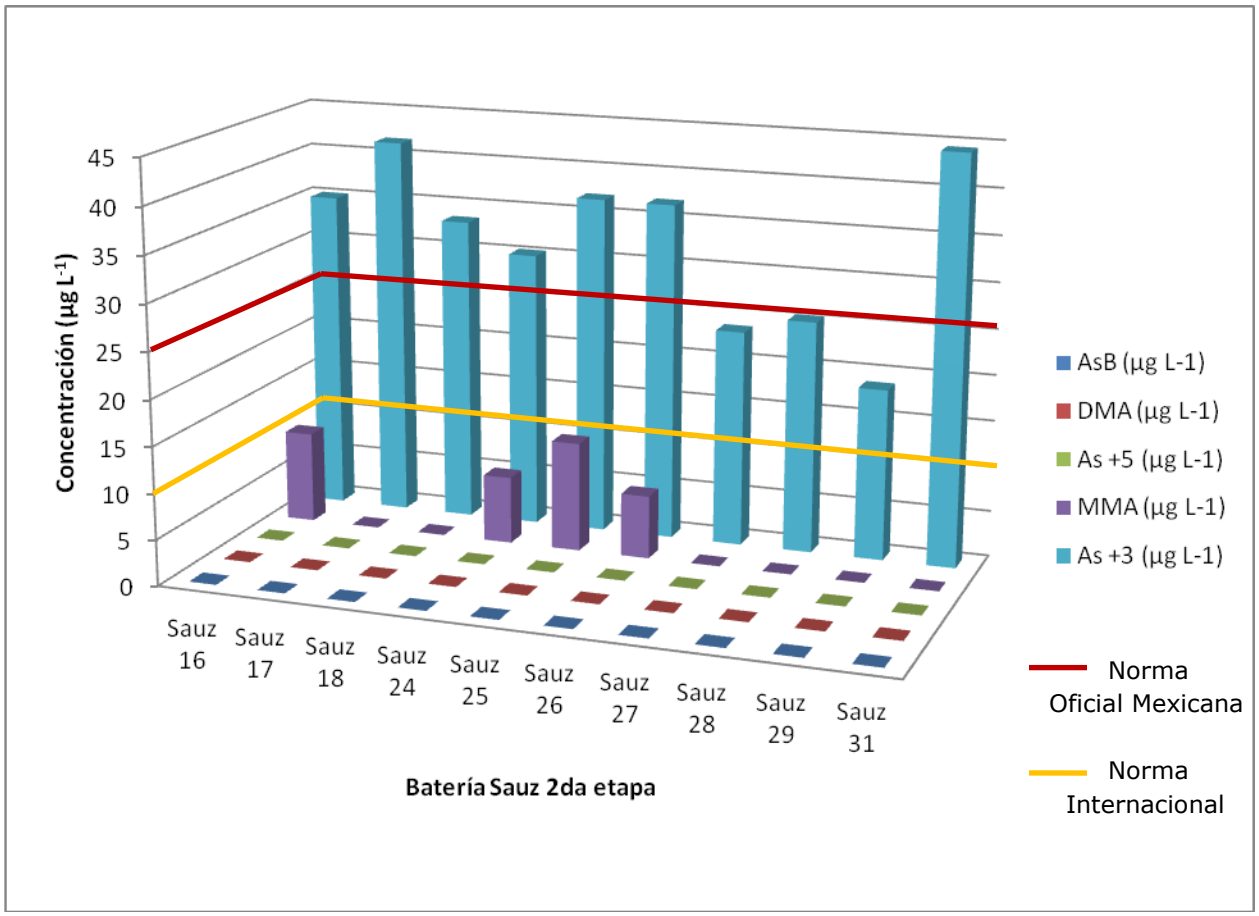


Figura 22. Concentración de especies de As en la batería Sauz 2da etapa.

1.1. Batería Tabalaopa-Aldama

Ninguno de los pozos analizados de esta batería presentan concentraciones por arriba de lo que establece la norma Oficial Mexicana, sin embargo cabe mencionar que en cuanto a los límites permisibles establecidos por las normas internaciones como la OMS, la Unión Europea y la OSHA, por mencionar algunas, de 10 μg L^{-1} se encuentran muy por arriba del límite permisible, tal es el caso del pozo Tabalaopa-Aldama 1 que presenta una concentración de As(III) de 17.069 μg L^{-1} (figura 23). En cuanto a la especie de MMA el pozo Tabalaopa-Aldama 7 resulto ser el de mayor concentración con un valor de 11.077 μg L^{-1}.

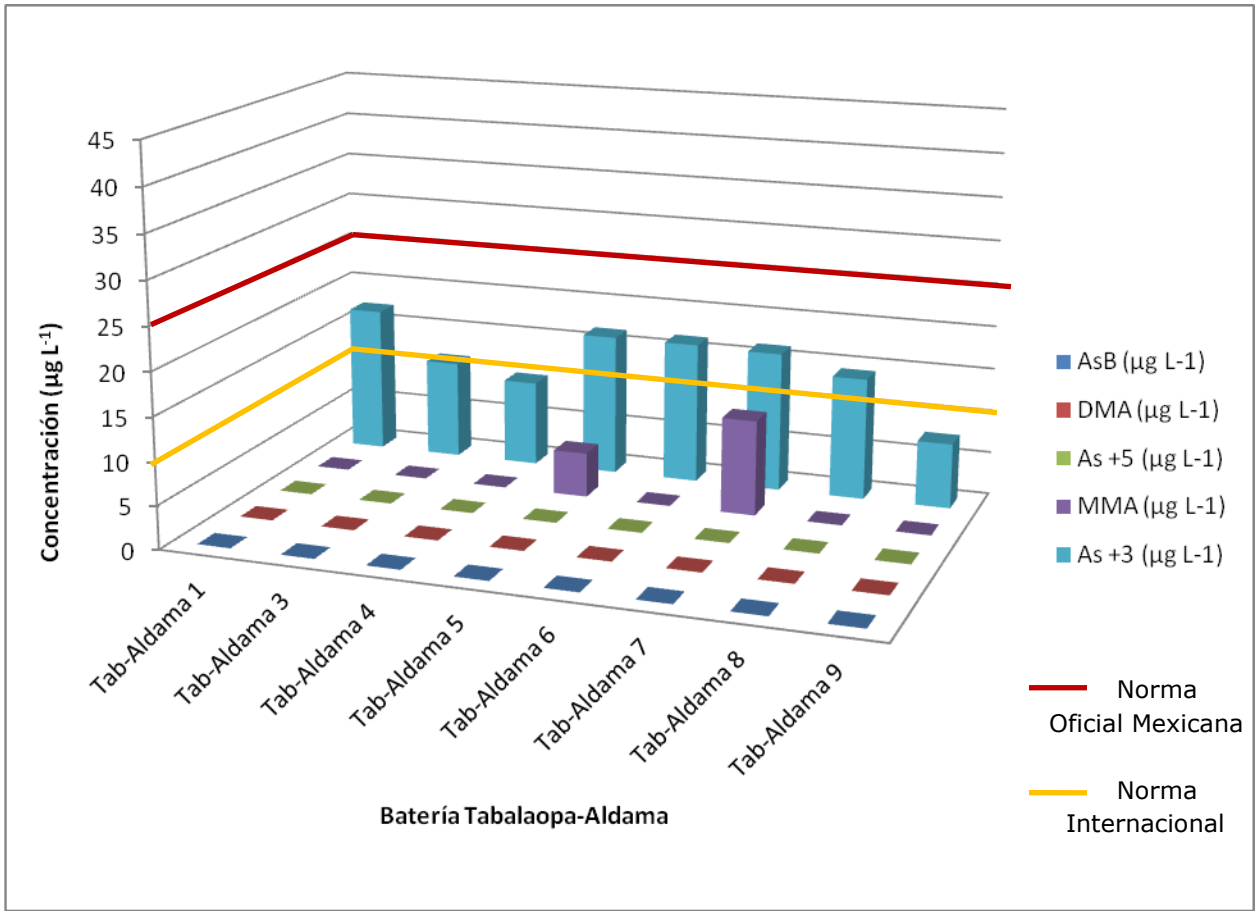


Figura 23. Concentración de especies de As en la batería Tabalaopa-Aldama.

1.2. Batería Tabalaopa-Nombre de Dios

Al igual que la batería anterior no se encontraron pozos que pasaran el límite permisible para arsénico en agua de consumo humano por la normatividad mexicana. Sin embargo tres de los cinco pozos analizados se encuentran en concentraciones muy cerca del límite. Presentándose como el de mayor contaminación por arsénico el pozo Tabalaopa-Nombre de Dios 6 con una concentración de 19.087 μg L^{-1} de As(III) (figura 24).

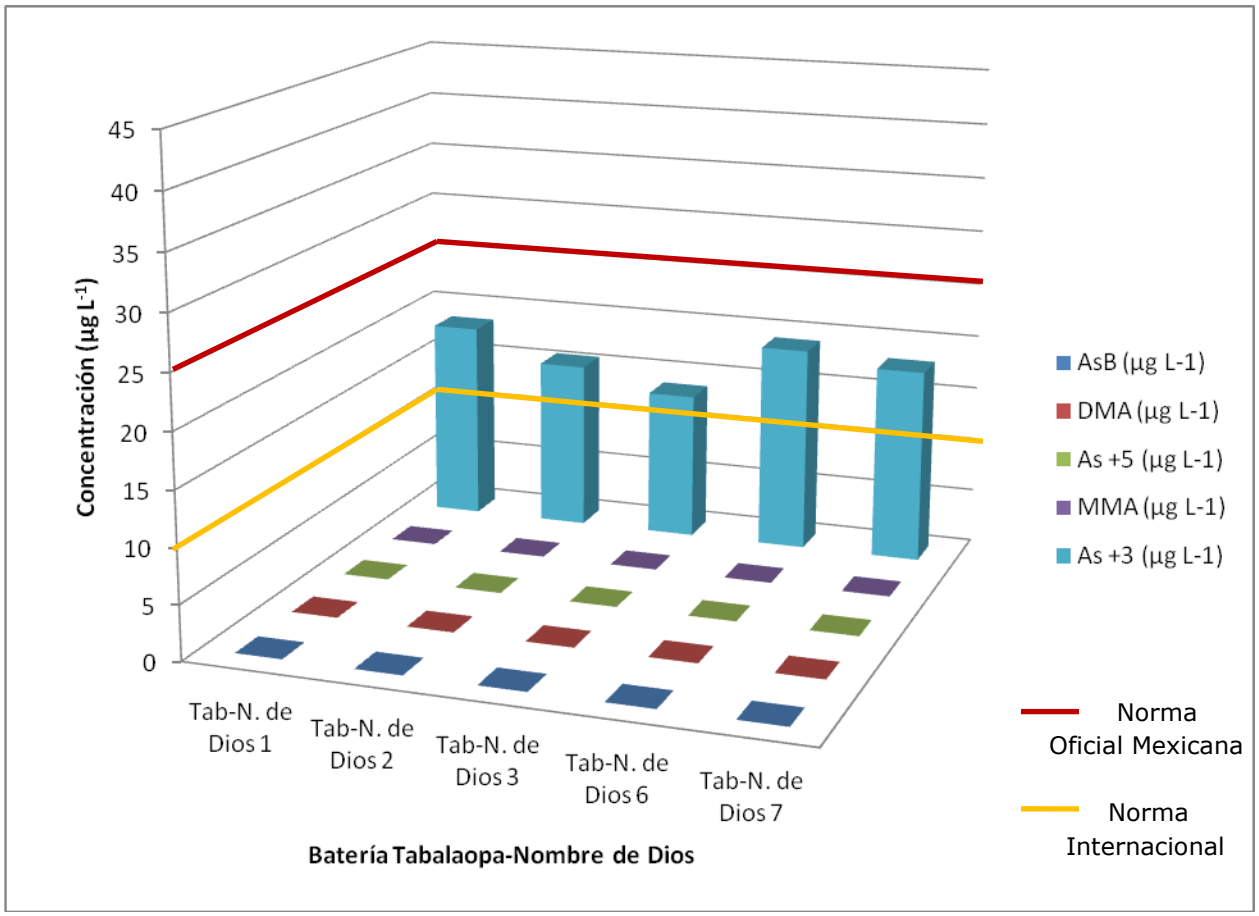


Figura 24. Concentración de especies de As en la batería Tabalaopa-Nombre de Dios.

1.3. Batería Aislados

En esta bateria se pudo observar que la concentración de arsénico se encuentra por debajo de la norma oficial mexicana, sin embargo en cuanto a las normas internacionales estan por arriba del límite establecido, siendo el pozo León 3 el de mayor concentración con 16.077 μg L^{-1} de As(III). Solo el pozo Robinson 1 se encuntra dentro de los límites establecidos tanto por la norma mexicana como por las normas internacionales, con una concentración de 3.505 μg L^{-1} de As(III) (figura 25).

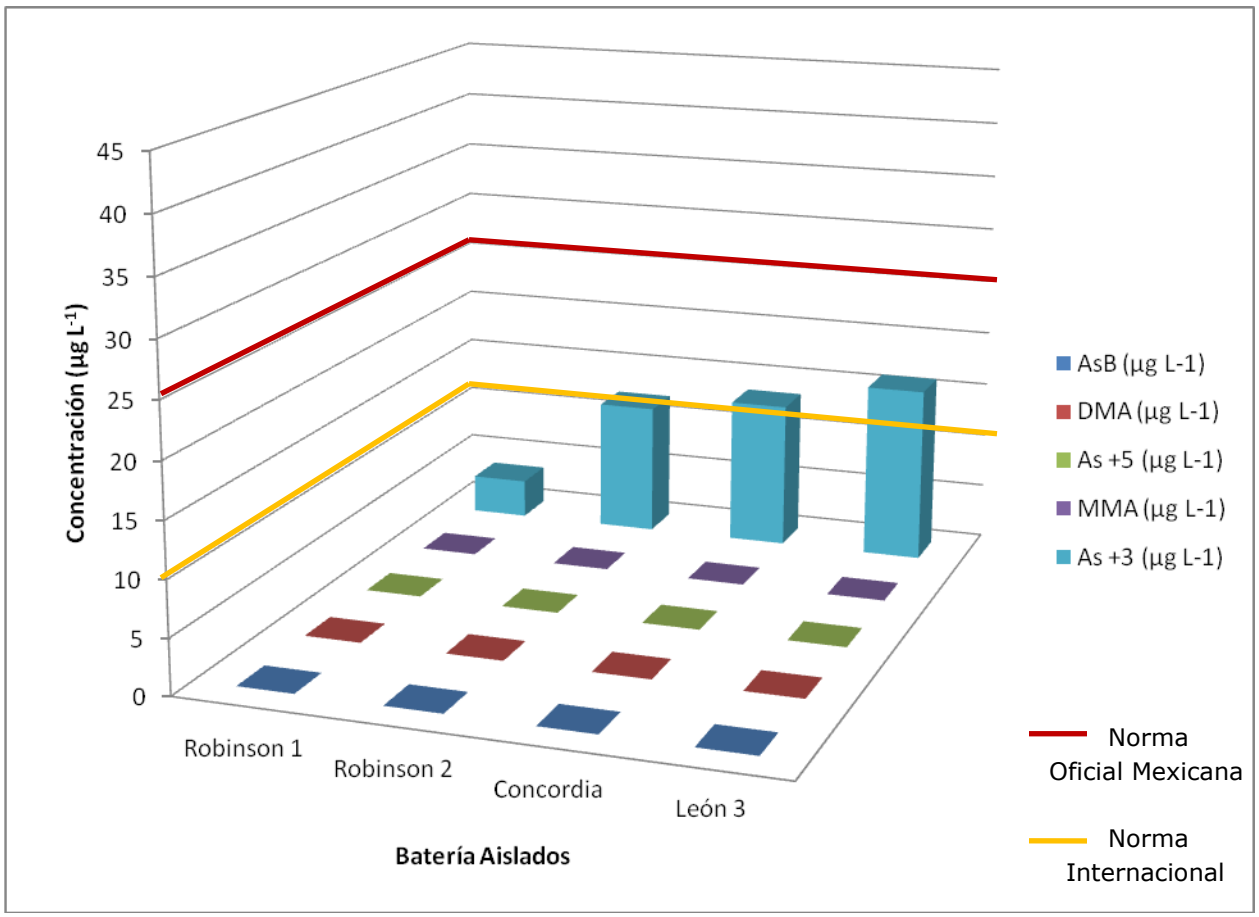


Figura 25. Concentración de especies de As en la batería Aislados.

1.4. Batería Arroyos

De los tres pozos analizados, dos se encontraron con problemática de contaminacion por arsenito, siendo estos el Arroyos 2 y 3 con concentraciones de 30.052 y 28.452 μg L^{-1}, respectivamente. El pozo Arroyos 1 a pesar de estar por debajo de la norma la concentracion de As(III) esta cerca del límite permisible (22.027 μg L^{-1}), figura 26.

En los pozos Arroyos 1 y 2 se encontro la presencia de la especie de MMA en concentraciones de 6.067 y 5.258 μg L^{-1}, respectivamente.

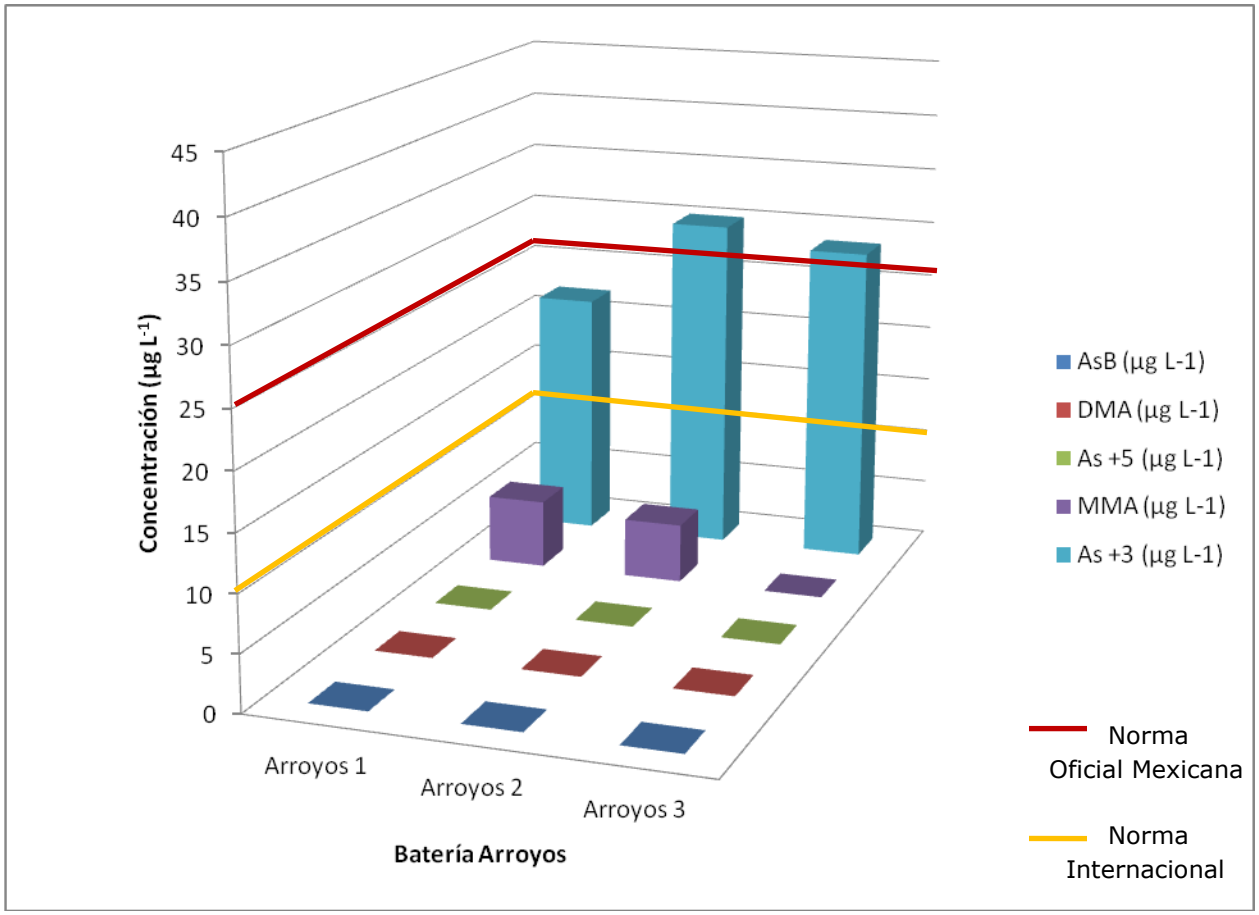


Figura 26. Concentración de especies de As en la batería Arroyos.

1.5. Batería Picachos

Al igual que la batería Aislados en esta bateria no se encontro una problemática marcada por contaminacion de arsénico. La concentración de de arsénico se presento dentro del parametro establecido por la norma oficial mexicana (figura 27).

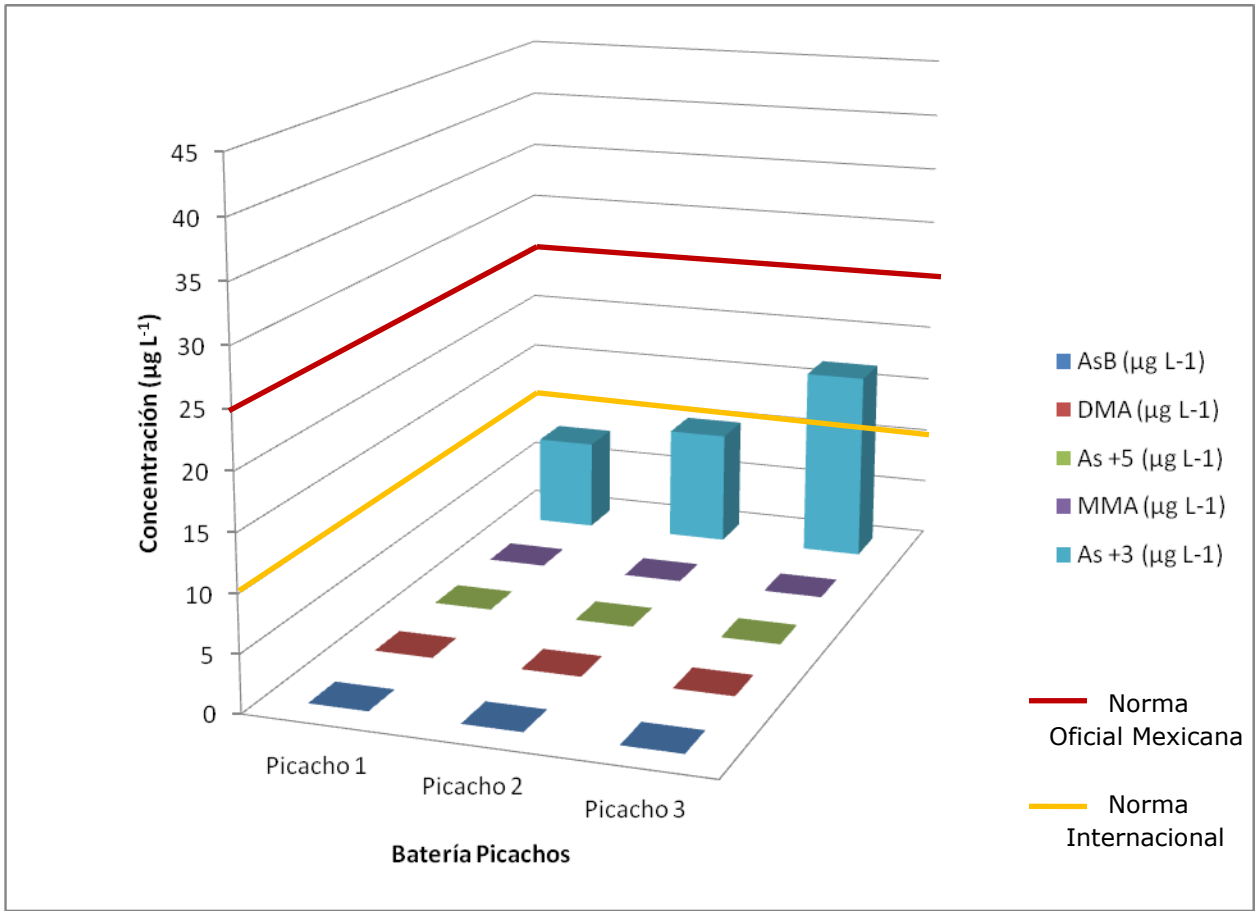


Figura 27. Concentración de especies de As en la batería Picachos.

1.6. Batería Riberas de Sacramento

La concentración de los seis pozos analizados se encontro en un intervalo de entre 11.037 y 21.703 μg L^{-1}, presentando la mayor concentración de As(III) el pozo Riberas de Sacramento 8 (figura 28).

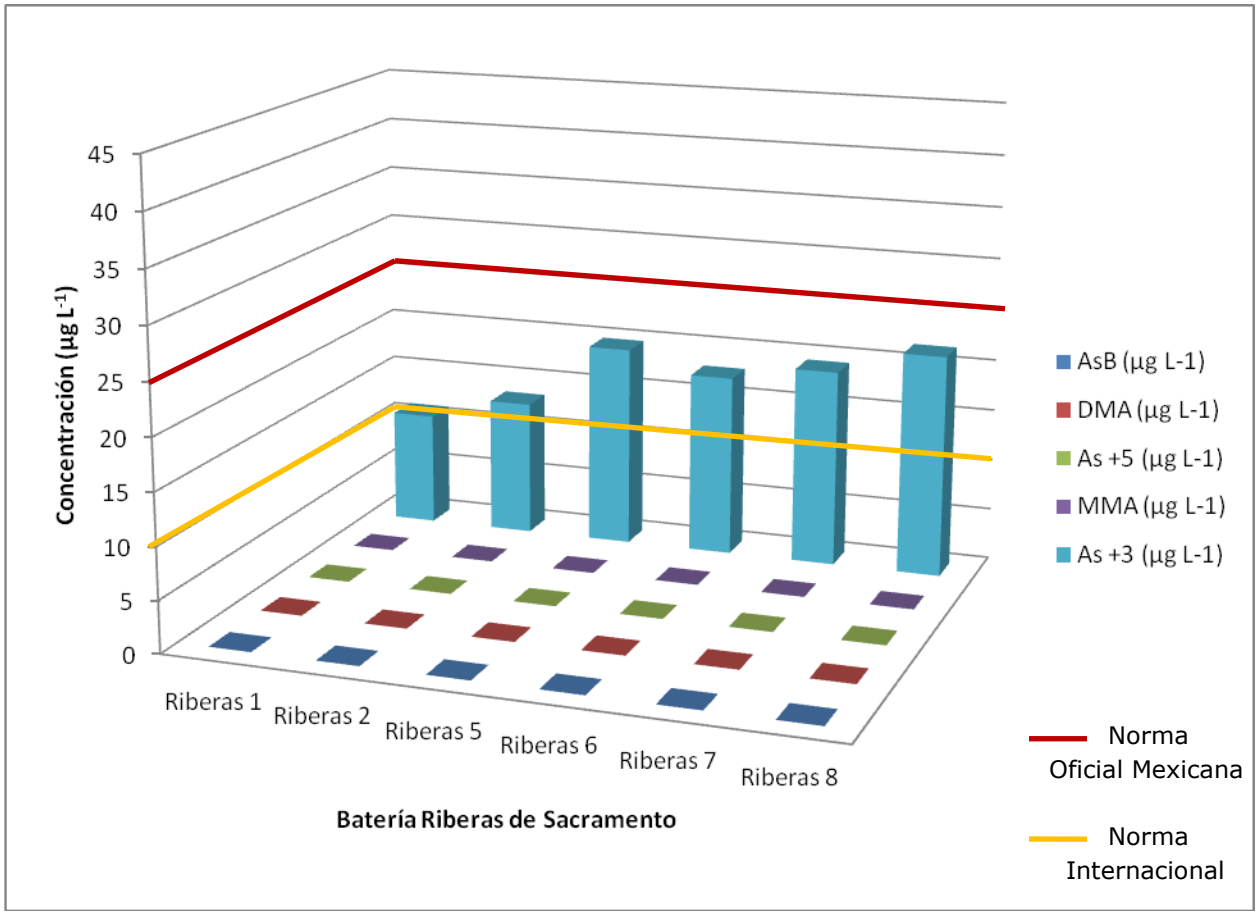


Figura 28. Concentración de especies de As en la batería Riberas de Sacramento.

1.7. Batería Sacramento Viejo

De cuatro pozos analizados solo el pozo Sacramento Viejo 3 presento problemática por contaminacion de arsénico trivalente, con una concentración de 28.459 μg L^{-1}, arriba de lo que marca la norma mexicana (figura 29).

En cuanto a la presencia de MMA el pozo Sacramento Viejo 1 presentó una concentración de 10.747 μg L^{-1}.

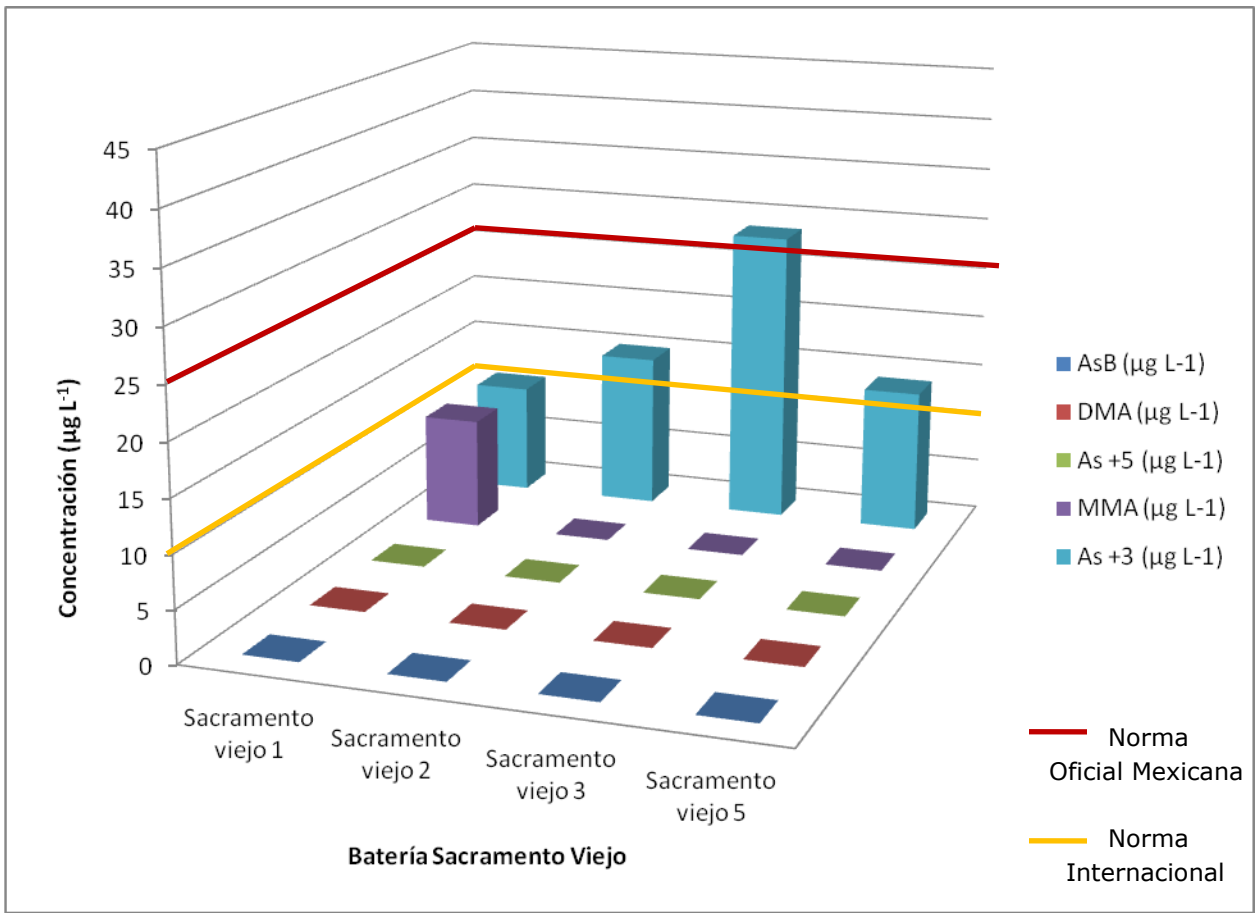


Figura 29. Concentración de especies de As en la batería Sacramento Viejo.

1.8. Batería Sacramento Norte

En esta batería se encontraron concentraciones de As(III) entre 9.684 y 17.340 μg L^{-1}. Siendo el pozo Sacramento Norte 6 el de mayor concentración de As(III), figura 30.

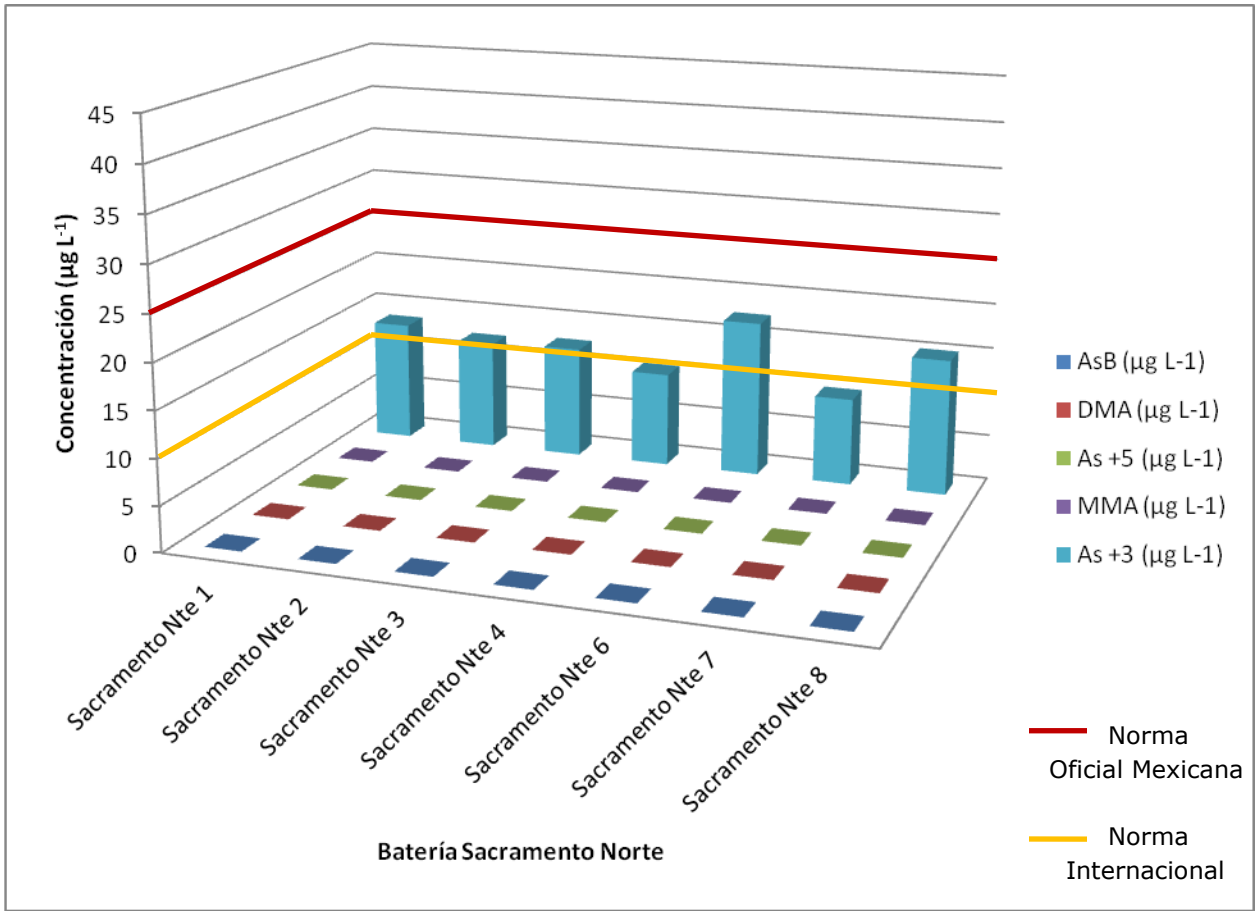


Figura 30. Concentración de especies de As en la batería Sacramento Norte.

1.9. Batería Mancha Urbana

De los doce pozos analizados tres (Arcos, Revolución, XX Aniversario) se encontraron cerca del límite permisible, mientras que los pozos Villa Dorada 1, Impulso 1 e Impulso 2 presentaron concentraciones de 28.418, 25.64 y 32.054 μg L^{-1} respectivamente, siendo estos los de mayor problemática para esta batería (figura 31). En el pozo Villa Dorada 2 se encontro la presencia de la especie organica MMA en una concentración de 6.451 μg L^{-1}.

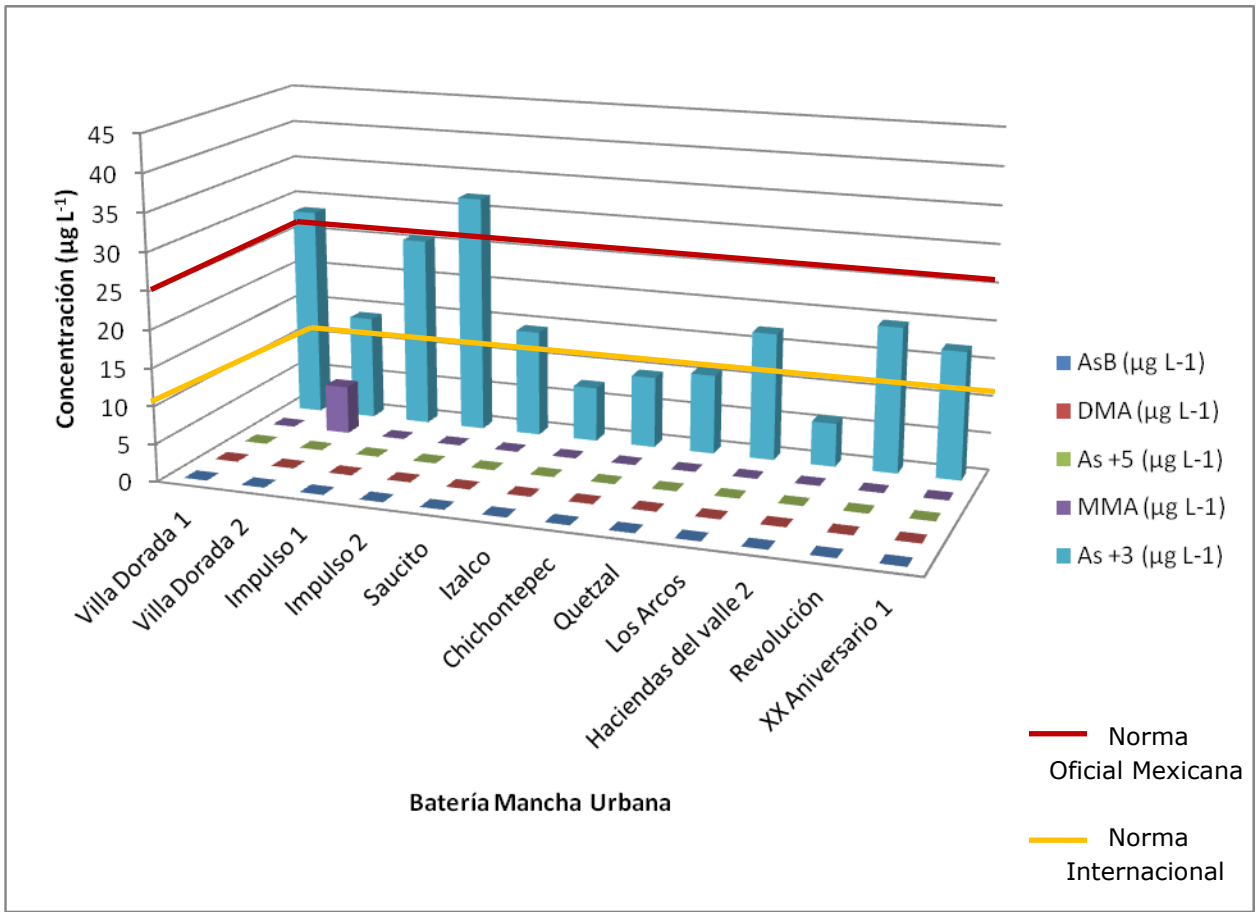


Figura 31. Concentración de especies de As en la batería Mancha Urbana.

1.10. Batería Cimas

De esta batería solo se analizo un pozo (Cima 2) el cual presento concentraciones de As(III), 6.668 μg L^{-1}, muy por debajo de lo establecido por la NOM-127-SSA1-1994.

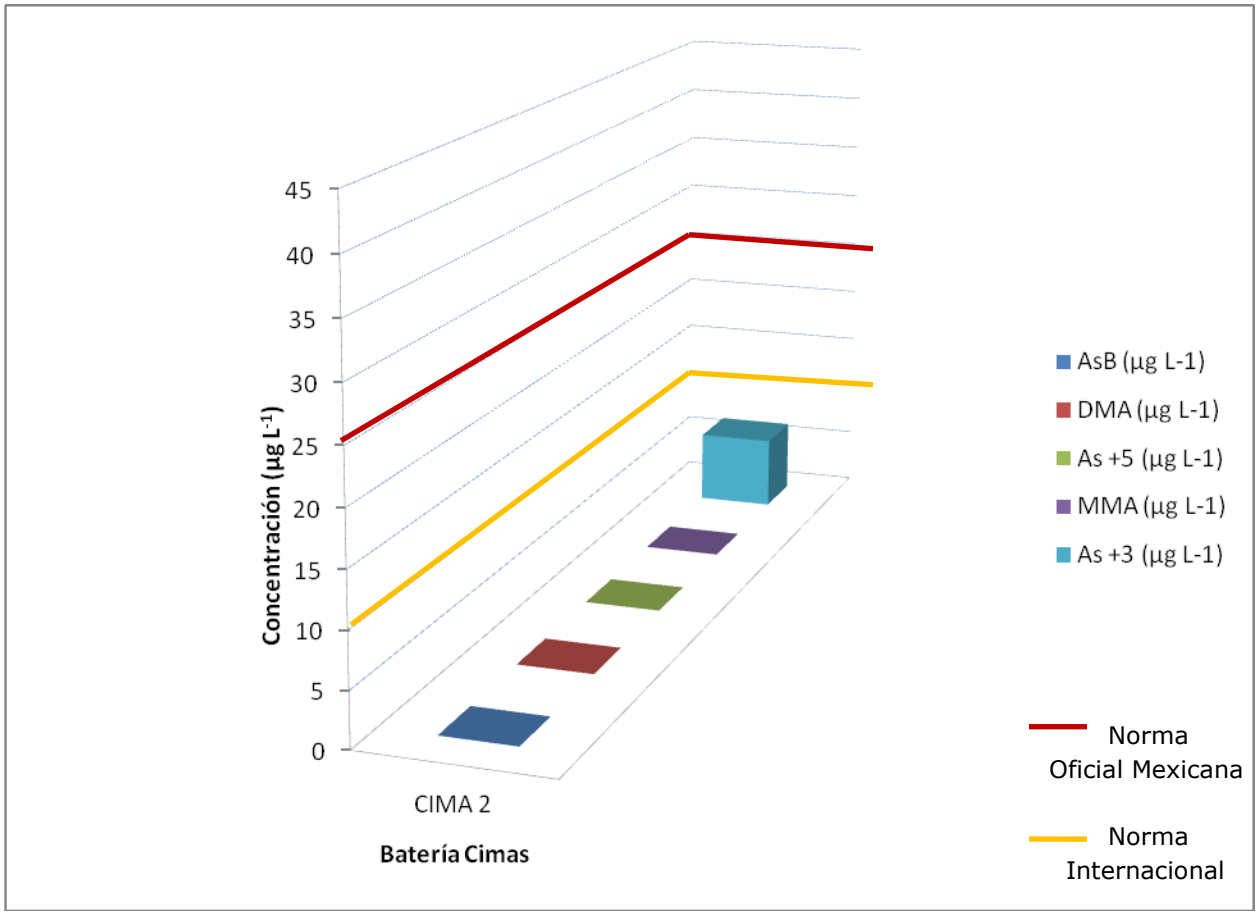


Figura 32. Concentración de especies de As del pozo analizado de la batería Cimas.

II. ANÁLISIS DE ARSÉNICO TOTAL

Se llevo a cabo el análisis de arsénico total simultaneo al análisis de especiación con la finalidad de verificar los resultados de la especiación química (ver Anexo IV). Además se realizo un segundo muestreo en el mes de septiembre a los pozos Arroyos 1 y 2, con la finalidad de verificar el cambio que puede sufrir la concentración de arsénico durante el año, obteniendose valores muy similares a los del primer analisis realizado a dichas muestras en el mes de febrero, por lo tanto no se procedio a un segundo muestreo en el resto de los pozos.

La precisión y exactitud del método se determino analizando muestras de control interno del laboratorio, se prepararon estándares QCS-27 de 15 $\mu g\ L^{-1}$ y As total de la marca High Purity de 25 $\mu g\ L^{-1}$ con trazabilidad NIST, obteniéndose % de recuperación considerados dentro del criterio de aceptación de 80-120% establecido por la entidad mexicana de acreditación (ema). En las siguientes tablas se muestran los resultados obtenidos tanto de las muestras de agua como de los estándares.

Tabla 16. Análisis de As total de muestras de agua potable.

Pozo	As total ($\mu g\ L^{-1}$), 1er análisis	As total ($\mu g\ L^{-1}$), 2do análisis
Arroyos 1	23.064	21.158
Arroyos 2	23.36	28.837

Tabla 17. Análisis de As total de muestras control.

STD	As total ($\mu g\ L^{-1}$)	% Recuperación
QCS-27, 15 $\mu g\ L^{-1}$ digerido	16.002	106.681
Std 25 $\mu g\ L^{-1}$ Digerido	24.315	97.262

III. CARACTERIZACIÓN LITOLÓGICA

3.1. Descripcion de las zonas de estudio

Para caracterizar la procedencia de la contaminacion por arsenico en agua de pozo se realizó un estudio de la litologia de los pozos y de sus alrededores. Se creo una base de datos con los cortes litológicos existentes, ya que de los 63 pozos analizados solo 43 cuentan con registro de corte litológico según la base de datos del Organismo Operador (JMAS), ver Anexo V. Este análisis se realizo con la ayuda de un geólogo y de distintas cartas geológicas de la zona, las cuales se obtuvierón del portal web del Servicio Geológico Mexicano en una escala de 1:50 000. Las cartas geológicas utilizadas fueron: carta H13C46-GM (Geológico-Mineral), H13C56-GM y H13C66-GM (Anexo VI). Para una descripcion detallada del estudio se agrupo por zonas (zonas Sauz, zona Chihuahua y zona Tabalaopa).

3.1.1. Zona Sauz

Los pozos ubicados en la zona Sauz se encuentran al norte del municipio de Chihuahua situados entre las coordenadas 29° 04' y 29° 07' de latitud norte y entre 106° 16' y 106° 19' latitud oeste. Los pozos (pertenecientes a la batería ***Sauz 2da etapa***) ubicados en esta zona se encuentran en una formación geológica en forma de abanico producto del cambio de pendiente (ver Anexo I), lo que hace que el material granular más grueso se quede concentrado en la parte superior, mientras que el material más fino se deposita en lo más profundo de esta zona. Siendo la composición de este material gravas y arcillas (figura 33).

Esta zona se encuentra en un valle que está rodeado por formaciones rocosas ubicadas al este y oeste de la región. En donde se puede observar la presencia de rocas volcánicas como riolita y andesita-riolita (figura 33).

De esta zona se cuenta con el registro litológico de todos los pozos analizados por especiación y en su litología se puede observar material aluvial grueso con arcilla proveniente del arrastre de los cerros (Anexo V).

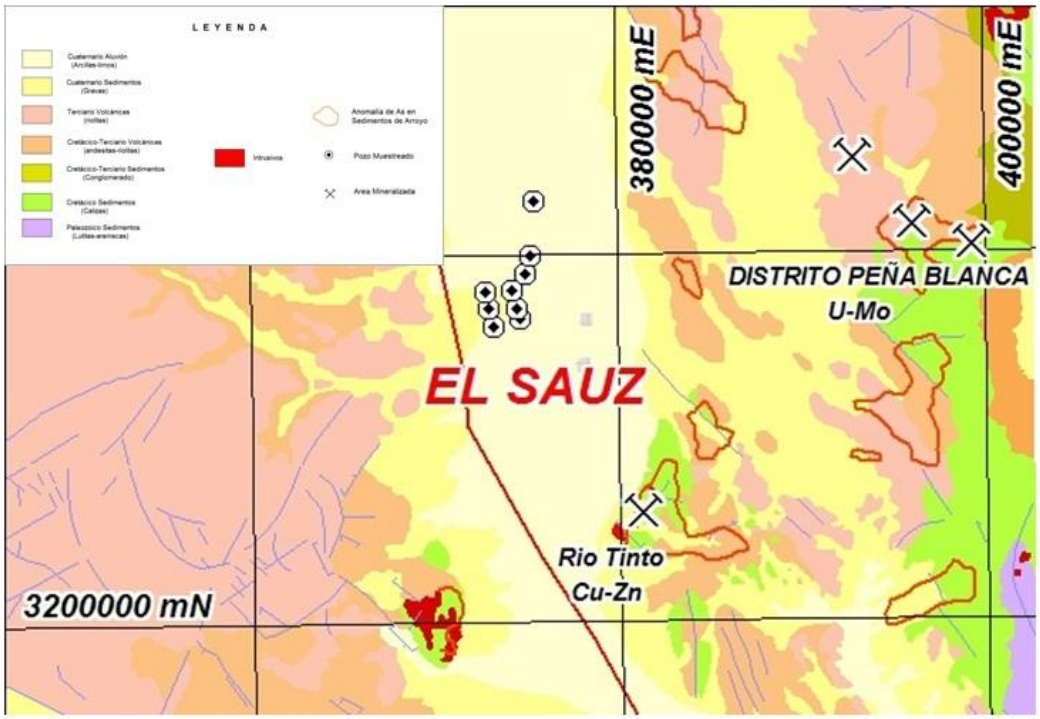


Figura 33. Caracterización litológica de la zona Sauz.

4.1.2. Zona Chihuahua

Los pozos ubicados en el municipio de Chihuahua se encuentran entre las coordenadas 28° 37' y 28° 49' de latitud norte y entre 106° 05' y 106° 11' latitud oeste. El municipio se encuentra en la región geográfica conocida como La Meseta, que a su vez forma parte de una gran planicie que se extiende desde el centro del país hasta el norte. Al igual que la zona Sauz el municipio está constituido por un gran valle y se encuentra rodeado por formaciones rocosas las que se puede observar material arcilloso, gravas, roca volcánica (andesita-riolita) y calizas (figura 34).

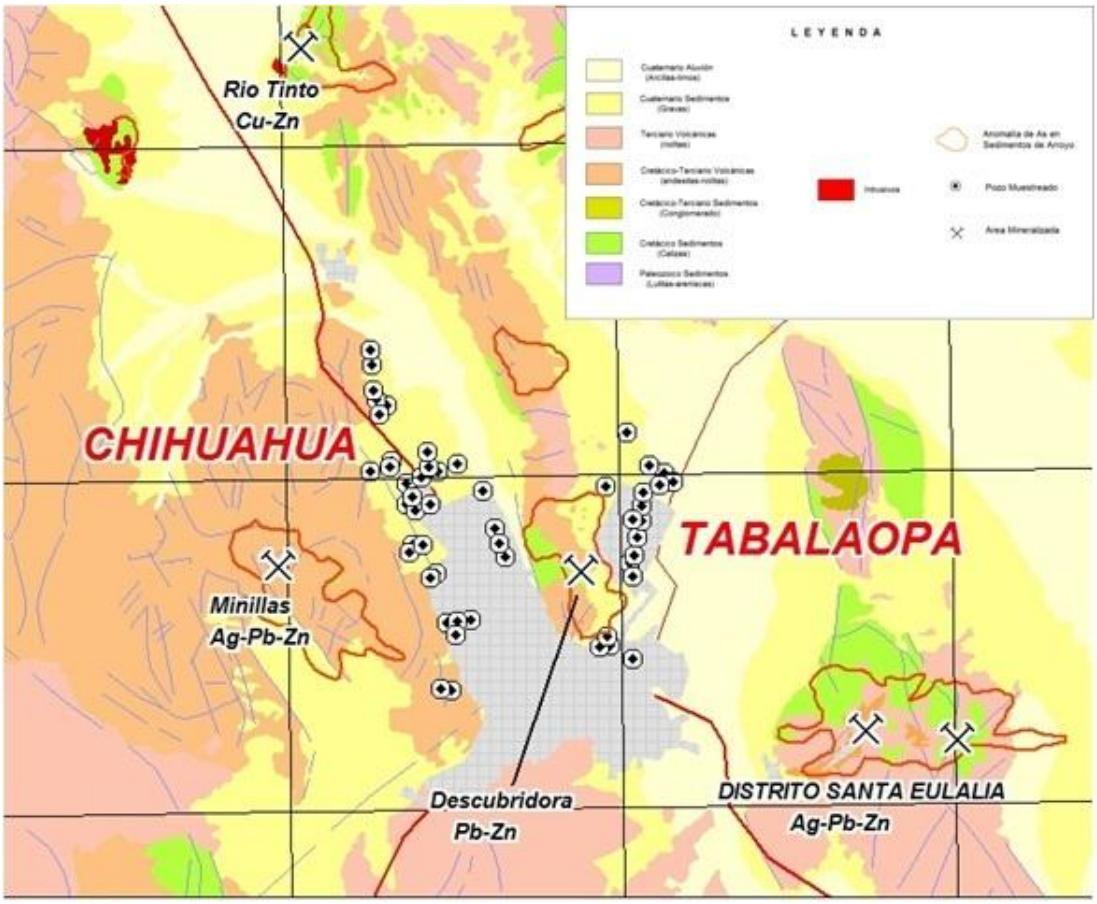


Figura 34. Caracterización litológica de la zona Chihuahua y zona Tabalaopa.

En cuanto a la litología de los pozos se observa lo siguiente:

- ***Riberas de Sacramento***, se cuenta con el registro de 5 pozos de acuerdo a la JMAS, en esta batería predomina la roca volcánica riolítica, en su mayoría toba riolítica a profundidades a partir de los 40 m, mientras que a menor profundidad se encuentran depositados conglomerados poligmíticos (Anexo V). La geología del lugar nos indica que los sedimentos provienen de la pequeña formación rocosa denominada Cerro Jesús María situada al oeste de la posición de los pozos (Anexo I). En esta formación geológica existe un afloramiento de rocas volcánicas (tobas, riolita).

- ***Sacramento Norte***, se encuentra colindada por la parte oeste con la Sierra China y al este con el cerro Chaparro Prieto (Anexo I). Ambas formaciones se observa la presencia de roca volcánica (Anexo VI). De esta batería solo se cuenta con el registro litológico de tres pozos, Sacramento Norte 4, 6 y 8. Contiene grandes espesores de material aluvial, del orden de gravas, arenas y cantos rodados con arcilla; esto debido a que se encuentran situados pendiente abajo hacia la mancha urbana (Anexo V).

- ***Arroyos y Picachos***, estas dos baterías, por su cercanía entre sí, presentan una litología muy similar. En ambas predominan las rocas volcánicas riolítica (riolita, tobas riolítica) con material aluvial grueso o conglomerado polimítico en lo más somero del pozo (Anexo V).Los pozos de la Batería Los Arroyos, situados más al norte que Los Picachos (Anexo I) presentan material aluvial grueso en profundidades que van desde los 0 hasta un poco mayores a 100 m. A partir de ahí comienza la hegemonía de las rocas volcánicas riolítica, en su mayoría del tipo de tobas riolítica. Los pozos Los Picachos presentan el mismo orden anterior solo que aquí se ve un material más grueso, como conglomerados poligmíticos, de origen volcánico, en lo más somero. También, difieren en que aquí las rocas volcánicas riolíticas comienzan a aparecer a profundidades menores, de 40 m hacia abajo. Aquí se presentan rocas más sanas que en la batería Los Arroyos, estas son del tipo riolita. El material grueso que se presenta en la zona se debe a que ambas baterías de pozos se encuentran cercanas a formaciones rocosas, al oeste, como el cerro Colorado, El Picacho y El Caloriento. Aquí afloran rocas volcánicas del tipo de ignimbrita y toba riolítica (Anexo VI).

- ***Sacramento Viejo***, Esta batería de pozos se empezó a construir en el año de 1977, debido a su antigüedad solo se tiene el registro de corte litológico del pozo Sacramento Viejo 2, en donde predomina el material aluvial del orden de cantos rodados, gravas y arenas, que se combinan con material arcilloso (Anexo V). Los pozos de esta batería se encuentran situados cercanos al Cerro Sombreretillo al este (Anexo I), donde existen en su mayoría afloramientos de rocas sedimentarias del tipo de caliza y lutita (Anexo VI).

- ***Cimas***, Al igual que para la batería de pozos anterior, solo se cuenta con un registro de corte litológico, el del pozo CIMA 2. El corte nos muestra solo un tipo de roca: toba lítica acida (Anexo V). Esta batería de pozos se encuentra cercana a la zona denominada Área La Cantera, en donde se encuentran distintos bancos de material para construcción. En esta zona se encuentran formaciones rocosas como el Cerro La Mezcalera y Mesa Burrolas (Anexo I), en donde afloran distintos tipos de roca como cantera, basalto, roca ignimbrita y toba riolítica (Anexo VI).

- ***Mancha Urbana***, se le denomina así (Anexo I) por ser pozos que se encuentran dispersos alrededor de la ciudad, por lo que evaluar geológicamente la batería completa se dificulta. Por tal motivo solo se describen tres pozos de los diez que cuentan con registro. En el registro de corte litológico del pozo Impulso 1 se observan sedimentos del orden de boleos gruesos y gravas, incluso caliche a profundidades que van desde los 0 a los 150 m. A profundidades mayores a esta, predominan las rocas volcánicas del tipo toba arenosa, así como un alto contenido de arcilla. El pozo Impulso 2, el cual se encuentra sobre las faldas de la formación rocosa denominada Mesa Redonda pegada al cerro El Foringo, presenta rocas volcánicas del tipo tobas vítreas por debajo del Nivel Estático (Anexo V). Geográficamente ambos pozos se encuentran sobre la zona denominada Área El Caloriento y están localizados muy cerca de la formación rocosa Mesa Redonda y del cerro El Foringo, desde las cuales fluye el agua de Oeste a Este. Ambas formaciones presentan afloramientos de rocas volcánicas (Anexo VI). Los pozos en Villa Dorada solo se cuenta con el registro de corte litológico del pozo número 1. En él, se observa solo un tipo de litología: conglomerado de cantos rodados cementados con algunas intercalaciones de lentes arcillosos. Y se encuentran localizado cerca de los cerros La Mora y La Carnicería al Oeste, los cuales presentan afloramientos de rocas volcánicas (ignimbrita, toba riolítica, riolita, basalto - andesita), (Anexo VI).

4.1.3. Zona Tabalaopa

Los pozos ubicados en la zona Tabalaopa se encuentran situados entre las coordenadas 28° 38' y 28° 47' de latitud norte y entre 105° 59' y 106° 03' latitud oeste. Esta zona está delimitada principalmente por Sierra Nombre de Dios y la Sierra Santo Domingo, en ambas formaciones se observa material de tipo volcánico como andesita y riolita, material aluvial (gravas y arenas) y caliza (figura 34). En cuanto a la litología de los pozos solo se cuenta con registro de 7 y se describen a continuación:

- ***Aislados***, Se denominan aislados por encontrarse dispersos en el área del acuífero Tabalaopa – Aldama (ATA), ver Anexo I. De esta batería de pozos solo se tiene el registro de corte litológico de tres de ellos: Robinson 1, Concordia y León 3. Estos pozos se encuentran cercanos al Cerro Coronel, el cual presenta afloramientos de rocas volcánicas del tipo de ignimbrita y andesita (Anexo VI). En el corte litológico del pozo Robinson 1 se encontró que predomina la roca volcánica de tipo riolita, esta aparece desde una profundidad de 20 m hacia abajo. En el pozo Concordia se encuentra material aluvial grueso y conglomerado que van desde los 0 a los 220 m, a profundidades mayores empiezan a aparecer rocas volcánicas riolítica. En el pozo León 3 se observa en su litología una gran cantidad de rocas acidas, las cuales pueden presentar en su composición minerales en donde puede encontrarse el arsénico (Anexo V).

- ***Tabalaopa-Aldama y Tabalaopa-Nombre de Dios***, aunque solo se tienen registro de los cortes litológicos de 4 pozos: Tabalaopa–Aldama 7 y 8 y Tabalaopa–Nombre de Dios 3 y 6; se puede decir que ambas baterías de pozos presentan material aluvial grueso del orden de gravas y arenas con presencia de arcilla (Anexo V). La batería Tabalaopa-Aldama se encuentra cerca de los cerros Las Palmitas y Las Aguilillas, ver Anexo I, ambos de material conglomerado polimítico y toba riolítica (Anexo VI). La zona Tabalaopa-Nombre de Dios se encuentra justo arriba de batería Tabalaopa-Aldama cerca de los cerros Chaparro Prieto y Las Palmitas, ambos de composición de toba riolítica-ignimbrita, andesita y conglomerado (Anexo VI).

4.2. Análisis de la caracterización litológica y de la contaminación por As

La ocurrencia del arsénico en agua subterránea es causada por fuentes antropogénicas y naturales, sin embargo, la mayoría de la presencia de arsénico es de origen natural. Las fuentes naturales más comunes son la geotérmica (aguas termales) y las actividades volcánicas (Keshavarzi et al., 2011; Spencer, 2002).

El arsénico es un constituyente de más de 250 minerales. En el ambiente se encuentra principalmente asociado con minerales de sulfuro. Los minerales más importantes que contienen arsénico son la orpimenta (As_2S_3), realgar (AsS), arsenopirita (FeAsS), nicolita o niquelita (NiAs), cobaltita (CoAsS), tenatita ($Cu_{12}As_4S_{13}$) y la enargita (Cu_3AsS_4) (Bissen y Frimmel, 2003; Anawar et al., 2003).

A través del proceso de erosión, desintegración y disolución de las rocas el arsénico contamina los mantos acuíferos, en donde se le encuentra como sales inorgánicas de arsénico (Ochoa et al., 2009). La movilidad de los compuestos de arsénico en suelo depende del tipo y de la cantidad de los constituyentes, del pH y del potencial redox. Esto influye en los compuestos de Fe, Mn, Al, Ca y Mg, materia orgánica y mineral de arcilla (Bissen y Frimmel, 2003; Anawar et al., 2003).

El arsénico también está asociado con áreas geotérmicas, probablemente porque los elementos traza, como el arsénico, es movilizado rápidamente y transportado por agua tibia o caliente (Spencer, 2002). De ahí que la geología juega un rol importante en la concentración del arsénico en aguas subterráneas (Keshavarzi et al., 2011; Spencer, 2002).

Las actividades mineras contribuyen, en gran medida, a la contaminación por arsénico en aguas subterráneas. Pueden causar la oxidación de minerales sulfurosos que resulta en la liberación de arsénico en las aguas subterráneas (Van Halem et al., 2009; Espino-Valdez et al., 2009).

En base a esta información se intento hacer una correlación de las concentraciones de arsénico con la litología de la región. Sin embargo no se pudo llegar a una conclusión debido a que, de acuerdo a la literatura, existen diversos factores que pueden influir en las concentraciones de arsénico como la presencia de roca volcánica, distritos mineros en donde las aguas de descargas se lixivian hasta llegar a los mantos acuíferos, aguas termales que no precisamente afloran a la superficie y que pueden mezclarse con las aguas subterráneas, además de las posibles fuentes antropogénicas como uso de pesticidas en regiones agrícolas que pueden influir en la presencia de este analito.

CAPITULO VII

CONCLUSIONES

Se logro ubicar a los pozos de mayor problemática por la presencia de arsénico, así como caracterizar las especies presentes en agua de pozo y cuantificar las concentraciones de dichas especies. Estos pozos fueron sugeridos por la JMAS debido a que existen antecedentes de problemas por contaminación de arsénico.

En los resultados se puede observar que la especie predominante es el arsénico trivalente, forma inorgánica del arsénico y especie más toxica. Esto era de esperarse ya que de acuerdo a la literatura la especie predominante en aguas subterráneas es la forma trivalente, además de que las muestras fueron tomadas antes del proceso de cloración que tiene implementado la JMAS para la potabilización del líquido, ya que al pasar por la cloración se esperaría que el As(III) se transformara en su totalidad a la especie de As(V). Sólo en algunos pozos se encontró la presencia de MMA, probablemente debido a que se produce como resultado de actividad biológica.

En cuanto a las baterías de pozos se puede concluir que de las once baterías cuatro se consideran con problemática de contaminación por arsénico trivalente. Siendo estas la batería de Sauz 2da etapa que pertenece al acuífero Sauz-Encinillas (ASE), y las baterías Sacramento Viejo, Arroyos y Mancha Urbana que pertenecen al acuífero Chihuahua-Sacramento (ACHS). Mientras que respecto a la presencia de MMA la batería que presento las concentraciones más altas fue Sauz 2da etapa del ASE.

Respecto a la batería Sauz 2da etapa se puede concluir que todos los pozos presentan problemática por contaminación de arsénico trivalente, siendo los de mayor concentración el Sauz 17 y 31 rebasando el límite que estable la NOM-127-SA1-1994 que es de 25 $\mu g\ L^{-1}$. En la batería Sacramento Viejo el pozo de mayor problemática fue el Sacramento Viejo 3. De la batería Arroyos los pozos que presentaron mayor problemática por la presencia de As(III) fueron los pozos Arroyos 2 y 3. De la Mancha urbana se puede concluir que los pozo de mayor concentración por As(III) fueron los pozos Impulso 2 y Villa Dorada 1.

Sobre la especie orgánica se puede concluir que los pozos de mayor contaminación por la presencia de este analito son el pozo Sauz 16 y 25 de la batería Sauz 2da etapa, el pozo Tabalaopa-Aldama 8 de la batería Tabalaopa-Aldama y el pozo Sacramento Viejo 1 perteneciente a la batería Sacramento Viejo.

En cuanto a la correlación de las concentraciones de arsénico con la litología de la región no se puede llegar a una conclusión con la información que se tiene en este momento debido a que, de acuerdo a la literatura, existen diversos factores, principalmente naturales, que pueden influir en la presencia de este analito.

CAPITULO VIII

RECOMENDACIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos en esta investigación se recomienda para futuros trabajos realizar un estudio detallado sobre la hidrometría de la región, así como de la dirección de los flujos del líquido, ya que estos factores pueden influir en gran medida en la concentración de las especies de arsénico en la región de Chihuahua. También se recomienda hacer un estudio sobre las recargas de agua en los diferentes acuíferos del municipio de Chihuahua.

Se recomienda hacer un diseño de monitoreo de todos los pozos que abastecen de agua potable a la ciudad de Chihuahua. Con el fin de ver los cambios que estos pudieran tener, en cuanto a la concentración de As, durante un periodo de tiempo, y poder predecir las condiciones futuras de los pozos.

Otra alternativa es la posibilidad de mezclar las aguas de los pozos que presentan alta concentración del analito con las que no presentan As para de esta manera diluir la concentración del As presente y poder entregar agua con concentraciones que se encuentren dentro de los límites permitidos por normatividad.

Sería conveniente de igual manera realizar un estudio detallado de agua en tanques de almacenamiento, ya que esta agua es la que se distribuye a la población y por tanto es primordial saber las condiciones y la calidad en que se encuentra.

Por otro lado, también es importante que se analice el agua de las presas que sirven para abastecimiento de agua a la población.

CAPITULO IX

REFERENCIAS

Amini M.; Abbaspour K.C.; Berg M., Winkel L.; Hug S.J., Hoehn E.; Yang H.; Johnson C.A., **2008**, Statical modeling of global geogenic arsenic contamination in groundwater, *Environ. Sci. Technol. 42*, 3669-3675.

Anawar H.M; Akai J.; Komaki K.; Terao H.; Yoshioka T.; Ishizuka T.; Safiullah S.; Kato K., **2003**, Geochemical occurrence of arsenic in groundwater of Bangladesh: sources and mobilization processes, *Journal Geochemical Exploration 77*, 109-131.

ATSDR, **2007**, ARSÉNICO (As); RESUMEN DE SALUD PÚBLICA, (CAS# 7440-38-2). Disponible en: http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs2.html

Bhattaacharya P.; Welsh A.H.; Stollenwerk K.G.; McLaughlin M.J.; Bundschuh J.; Panaullah G., **2007**, Arsenic in the environment: Biology and Chemistry, *Scince of the total environment 379*, 109-120.

Bissen M.; Frimmel F.H., **2003**, Arsenic- a review. Part I: Occurrence, toxicity, speciation, mobility, *Acta Hidrochim. Hydroiol. 31*, 9-18.

Bundschuh J.; Nath B.; Liu C.W.; Armienta M.A.; Moreno L.M.V.; Lopez D.L.; Jean J.S.; Cornejo L.; Lauer M.L.F.; Tenuta F.A., **2011**, Arsenic in the human food chain: the Latin American perspective, *Sci Total Environ*, doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.09.069

Burguera M.; Burguera J.L., **1997**, Analytical methodology for speciation of arsenic in environmental and biological samples, *Talanta 44*, 1581-1604.

Camacho L.M.; Gutiérrez M.; Alarcón-Herrera M.T.; Villalba M.de L.; Deng S., **2011**, Occurrence and treatment of arsenic in groundwater and soil in northern Mexico and southwestern USA, *Chemosphere 83*, 211-225.

CAREX, Revised March **2010**, Canada Pilot Project Estimates; Substance fact sheet: Arsenic and its compounds (CAS no 7440-38-2). Disponible en: http://www.carexcanada.ca/en/arsenic.pdf

Castro E.M.L, Junio **2006**, Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos, International Congress, Natural arsenic in groundwater of Latin America, Mexico City. Disponible en: http://www.edutecne.utn.edu.ar/agua/Agua-Eliminacion_domestica_arsenico.pdf

CENAM, **2005**, Métodos Analíticos Adecuados a su propósito; Guía de Laboratorio para la Validación de métodos y Temas Relacionados, Segunda edición. Disponible en: http://www.metroquimica.com.ar/descargas/Eurachem-Guia-Validacion-CNM-MRD-030-2da-Ed.pdf

Chen Z.; Khan N.I.; Owens G.; Naidu R., **2007**, Elimination of chloride interference on arsenic speciation in ion chromatography inductively coupled mass spectrometry using an octopole collision/reaction system, *Microchemical Journal 87*, 87-90.

Chen R.; Smith B.W.; Winefordner J.D.; Tu M.S.; Kertulis G.; Ma L.Q., **2004**, Arsenic speciation in Chinese brake fern by ion-pair high-performance liquid chromatography-inductively coupled plasma mass spectroscopy, *Analytical Chimica 504*, 199-207.

Duker A.A.; Carranza E.J.M.; Hale M., **2005**, Arsenic geochemistry and health, *Environment international 31*, 631-641.

Entidad Mexicana de Acreditación a.c. (ema), **2008**, Guía técnica sobre trazabilidad e incertidumbre en las mediciones analíticas que emplean las técnicas de espectrofotometría de absorción atómica y de emisión atómica con plasma acoplado inductivamente, 1-70. Disponible en: http://www.ema.org.mx/descargas/guias_tecnicas/ensayos_clinicos/EAA-ICPv01.pdf

Espino-Valdés M.S.; Barrera-Prieto Y.; Herrera-Peraza E., **2009**, Presencia de arsénico en la sección norte del acuífero Meoquí-Delicias del estado de Chihuahua, México, *TECNOCIENCIA Chihuahua, Vol. III,* No. 1, 1-11.

Gong Z.; Lu X.; Ma M.; Watt C.; Le X.C., **2002**, Arsenic speciation analysis, *Talanta 58*, 77-96.

Hung D.Q.; Nekrassova O.; Compton R.G., **2004**, Analytical methods for inorganic arsenic in water: a review, *Talanta 64*, 269-277.

Jain C.K.; Ali I., **2000**, Arsenic: occurrence, toxicity and speciation techniques, *Wat. Res.*, Vol. 34, No 17, 4304-4312.

Jones F.T., **2007**, A broad view of arsenic, *Poultry Science 86*, 2-14.

Keshavarzi B.; Moore F.; Mosaferi M.; Rahmani F., **2011**, The source of natural arsenic contamination in groundwater, west of Iran, *Water Quality Expo Health 3*, 135-147.

Komorowicz I.; Baralkiewicz D., **2011**, Arsenic and its speciation in water samples by high performance liquid chromatography inductively coupled plasma mass spectrometry-Last decade review, *Talanta 84*, 247-261.

Leonard A.; Lauwerys R.R., **1980**, Carcinogenicity, teratogenicity and mutagenicity of arsenic, *Mutat Res 75*, 116-120.

Litter M.I. ; Armienta M.A.; Farías S.S., **2009**; Metodologías analíticas para la determinación y especiación de arsénico en aguas y suelo, IBEROARSEN, editado por CYTED: Ciencia y Tecnología para el desarrollo. Disponible en: http://www.cnea.gov.ar/pdfs/actividades_ambientales/Libro%20Ars%C3%A9nico.pdf

Litter M.I.; Morgada M.E.; Bundschuh J., **2010**, Possible treatments for arsenic removal in Latin American water for human consumption, *Environmental Pollution 158*, 1105-1118.

Mandal B.K.; Suzuki K.T., **2002**, Arsenic round the world: a review, *Talanta 58*, 201-235.

Michon J.; Deluchat V.; Shukry R.A.; Dagot C.; Bollinger J.C., **2007**, Optimization of GFAAS method for determination of total inorganic arsenic in drinking water, *Talanta 71*, 479-485.

Morgan A., **2001**, Arsenic exposure and health effects. Office of water, office of science and technology. Health and Ecological Criteria Division. United Stated Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, Chapter 3. Disponible en: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/arsenicun3.pdf

Nájera G.H.R., **2011**, Validación de la técnica analítica para la especiación de arsénico utilizando la técnica HPLC-ICP-MS, Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Chihuahua, Chihuahua, México.

Ng J.C.; Wang J.; Shraim A., **2003**, A global health problem caused by arsenic from natural source, *Chemosphere 52*, 1353-1359.

Norma Mexicana, **2001**, Análisis de agua-Determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba, NMX-AA-073-SCFI-2001. Disponible en: http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/NMX-AA-073-SCFI-2001.pdf

Norma Oficial Mexicana, **2000**, Modificación: Salud Ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, NOM-127-SSA1-1994, México. Disponible en: http://bibliotecas.salud.gob.mx/gsdl/collect/nomssa/index/assoc/HASH015a.dir/doc.pdf

Ochoa R.J.; Vidal L.A.; Lerma S.A.; Gómez R.L.; Reta S.A.; Fernández E.D.; Vidal F.A.; Trevizo O.L.; González P.D.M.; Ornelas R.M.; Fernandez L.F.; Hernández G.A.; Rosal D.C.; Chavira R.J.; Orozco D.L.R., **2009**, Arsenicismo subagudo y crónico en una población rural, *Dermatología Rev Mex 53*, 63-69.

Organización Mundial de la Salud (OMS), **2006**, Mitigación de los Efectos del Arsénico Presentes en las Aguas Subterráneas. Disponible en: http://apps.who.int/gb/ebwha/pdf_files/EB118/B118_14-sp.pdf

Paiva S.L., **2007**, *Estudio de biomonitorización de una población de trabajadores expuestos al arsénico y caracterización de los posibles factores*

moduladores del daño genotóxico, Tesis doctoral, Facultad de Biociencias, Departamento de Genética y de Microbiología, Grupo de Mutagénesis, Universidad Autónoma de Barcelona. Disponible en: http://ddd.uab.cat/pub/tesis/2007/tdx-0212109-110129/lps1de1.pdf

Piñón M.M.; Pérez H.A; Bautista M.R., **2002**, Disminución de flúor y arsénico utilizando sulfato de aluminio y polímero aniónico en aguas subterráneas, XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 1-6.

Pongratz R., **1998**, Arsenic speciation in environmental samples of contaminated soil, *The Science of the Total Environment 224*, 133-141.

Pokhrel D.; Viraraghavan T., **2009**, Biological filtration for removal of arsenic from drinking water, *Journal of Environmental Management 90*, 1956-1961.

Rivera H.M. de L.; Piña S.M., **2002**, *Tratamiento de agua para remoción de arsénico mediante adsorción sobre zeolita natural acondicionada*; Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua, Jiutepec Morelos, 1-11.

Rodríguez V.M.; Jiménez-Capdeville M.E.; Giordano M., **2003**, The effects of arsenic exposure on the nervous system, *Toxicology letters 145*, 1-18.

Rossman T.G., **2003**, Mechanism of arsenic carcinogenesis: an integrated approach, *Mutation research 533*, 37-65.

Rosado J.L.; Ronquillo D.; Kordas K.; Rojas O.; Alatorre J.; Lopez P.; Garcia-Vargas G.; Caamaño M. del C.; Cebrián M.E.; Stoltzfus R.J, **2007**, Arsenic exposure and cognitive performance in Mexican schoolchildren, *Environ health perspect 115*, 1371-1375.

Sepúlveda S.R., **2009**, El arsénico en la contaminación de aguas subterráneas, *Redalyc*, Vol. XII, No 3, 239-244.

Sharma V.; Sohn M., **2009**, Aquatic arsenic: toxicity, speciation, transformation and remediation, *Environment international 35*, 743-759.

Silva T.P., **2008**, Validación de metodología para determinación cuantitativa de arsénico en aguas potables por generación de hidruros, *Tecnología en marcha*, Vol. 21-2, 25-29.

Skoog D.A.; West D.M.; Holler F.J.; Crouch S.R., **2010**, Fundamentos de Química analítica, 8a edición, McGraw-Hill, 851-884.

Skoog D.A.; Holler F.J.; Nieman T.A., **2001**, Principios de análisis instrumental, McGraw-Hill, 219-317.

Spencer J., **2002**, Natural occurrence of arsenic in southwest ground wáter, Southwest Hydrology, 14-15. Disponible en: http://www.swhydro.arizona.edu/archive/V1_N1/feature2.pdf

Thirunavukkarasu O.S.; Viraraghavan T.; Subramanian K.S.; Tanjore S., **2002**, Organic arsenic removal from drinking water, *Urban Water 4*; 415–421.

Tseng C.H., **2009**, A review on environmental factors regulating arsenic methylation in humans, *Toxicology and Applied Pharmacology 235*, 338-350.

T Van E.J.; Stibilj V.; Šlejkovec Z., **2002**, Speciation of inorganic arsenic in some bottled Slovene mineral water using HPLC-HGAFS and selective coprecipitation combined with FI-HGAFS, *Water Research 36*, 2967-2974.

Van Halem D.; Bakker S.A.; Amy G.L.; Van Dijk J.C., **2009**, Arsenic in drinking water: a worldwide water quality concern for water supply companies, *Drink. Water. Eng. Sci. 2*, 29-34.

Vega G.S., **2001**, *Riesgo sanitario ambiental por la presencia de arsénico y fluoruros en los acuíferos de México*, Comisión Nacional del Agua, México D.F., 1-15.

Vega L.; Styblo M.; Patterson R.; Cullen W., Wang C.; Germolec D., **2001**, Differential effects of trivalent and pentavalent arsenicals on cell proliferation and cytokine secretion in normal human epidermal keratinocytes, *Toxicology and applied pharmacology 172*, 225-232.

Wan W.; Pepping T.J.; Banerji T.; Chaudhari S.; Giammar D.E., **2011**, Effects of water chemistry on arsenic removal from drinking water by electrocoagulation, *Water Research 45*, 384-392.

Williams G.; West J.M.; Koch I.; Reimer K.J.; Snow E.T., **2009**, Arsenic speciation in the freshwater crayfish, Cherax destructor Clark, *Science of the Total Environment 407*, 2650-2658.

Zaw M.; Emett M.T., **2002**, Arsenic removal from water using advanced oxidation processes, *Toxicology Letters 133*, 113-118.

CAPITULO X

ANEXOS

I. DESCRIPCIÓN DE LA LOCALIZACIÓN DE LOS POZOS

1.1. Coordenadas geográficas

Tabla 18. Coordenadas geográficas de los pozos muestreados.

Pozo	Zona	Coordenadas geográficas	
		Latitud	Longitud
		N	W
Sauz 16	13	29° 04' 07	106° 18' 10
Sauz 17	13	29° 04' 39	106° 18' 18
Sauz 18	13	29° 05' 08	106° 18' 26
Sauz 24	13	29° 04' 20	106° 17' 17
Sauz 25	13	29° 04' 38	106° 17' 23
Sauz 26	13	29° 05' 10	106° 17' 32
Sauz 27	13	29° 05' 40	106° 17' 05
Sauz 28	13	29° 06' 13	106° 16' 57
Sauz 29	13	29° 06' 45	106° 16' 56
Sauz 31	13	29° 07' 49	106° 16' 48
Tabalaopa-Aldama 1	13	28° 42' 40	106° 00' 49
Tabalaopa-Aldama 3	13	28° 41' 51	106° 01' 05
Tabalaopa-Aldama 4	13	28° 41' 23	106° 00' 57
Tabalaopa-Aldama 5	13	28° 43' 12	106° 00' 37
Tabalaopa-Aldama 6	13	28° 43' 43	106° 00' 36
Tabalaopa-Aldama 7	13	28° 44' 08	106° 00' 34
Tabalaopa-Aldama 8	13	28° 43' 16	106° 00' 58
Tabalaopa-Aldama 9	13	28° 42' 04	106° 00' 55
Tabalaopa-N. de Dios 1	13	28° 44' 29	105° 59' 29
Tabalaopa-N. de Dios 2	13	28° 44' 23	105° 59' 59
Tabalaopa-N. de Dios 3	13	28° 44' 46	105° 59' 47
Tabalaopa-N. de Dios 6	13	28° 45' 01	106° 00' 21
Tabalaopa-N. de Dios 7	13	28° 46' 07	106° 01' 11

Continuación de la tabla 18.

Pozo	Zona	Coordenadas geográficas	
		Latitud	Longitud
		N	W
Robinson 1	13	28° 39' 09	106° 01' 50
Robinson 2	13	28° 39' 08	106° 02' 13
Concordia	13	28° 38' 43	106° 00' 59
León 3	13	28° 39' 29	106° 01' 56
Arroyos 1	13	28° 43' 36	106° 09' 00
Arroyos 2	13	28° 43' 47	106° 09' 19
Arroyos 3	13	28° 44' 01	106° 09' 07
Picacho 1	13	28° 42' 28	106° 09' 06
Picacho 2	13	28° 42' 13	106° 09' 12
Picacho 3	13	28° 42' 28	106° 08' 44
Riberas de Sacramento 1	13	28° 47' 01	106° 10' 01
Riberas de Sacramento 2	13	28° 47' 12	106° 10' 26
Riberas de Sacramento 5	13	28° 46' 44	106° 10' 17
Riberas de Sacramento 6	13	28° 47' 31	106° 10' 32
Riberas de Sacramento 7	13	28° 48' 21	106° 10' 35
Riberas de Sacramento 8	13	28° 48' 50	106° 10' 38
Sacramento Viejo 1	13	28° 42' 04	106° 05' 42
Sacramento Viejo 2	13	28° 42' 29	106° 05' 53
Sacramento Viejo 3	13	28° 43' 00	106° 06' 05
Sacramento Viejo 5	13	28° 44' 14	106° 06' 30
Sacramento Nte 1	13	28° 45' 06	106° 07' 27
Sacramento Nte 2	13	28° 44' 52	106° 08' 10
Sacramento Nte 3	13	28° 44' 39	106° 08' 46
Sacramento Nte 4	13	28° 44' 29	106° 09' 18
Sacramento Nte 6	13	28° 45' 01	106° 08' 30
Sacramento Nte 7	13	28° 45' 13	106° 09' 51
Sacramento Nte 8	13	28° 45' 29	106° 08' 33
Villa Dorada 1	13	28° 41' 31	106° 08' 12
Villa Dorada 2	13	28° 41' 23	106° 08' 27
Impulso 1	13	28° 45' 00	106° 09' 55
Impulso 2	13	28° 44' 51	106° 10' 38
CTU Saucito	13	28° 39' 56	106° 07' 52
CTU Izalco	13	28° 39' 59	106° 07' 28
CTU Chichontepec	13	28° 40' 01	106° 06' 59
CTU Quetzal	13	28° 39' 31	106° 07' 32

Continuación de la tabla 18.

Pozo	Zona	Coordenadas geográficas	
		Latitud	Longitud
		N	W
Los Arcos	13	28° 44' 20	106° 01' 57
Haciendas del valle 2	13	28° 37' 43	106° 07' 42
Revolución	13	28° 41' 58	106° 06' 02
XX Aniversario 1	13	28° 43' 47	106° 08' 25
CIMA 2	13	28° 37' 46	106° 08' 05

1.2. Ubicación satelital de los pozos muestreados

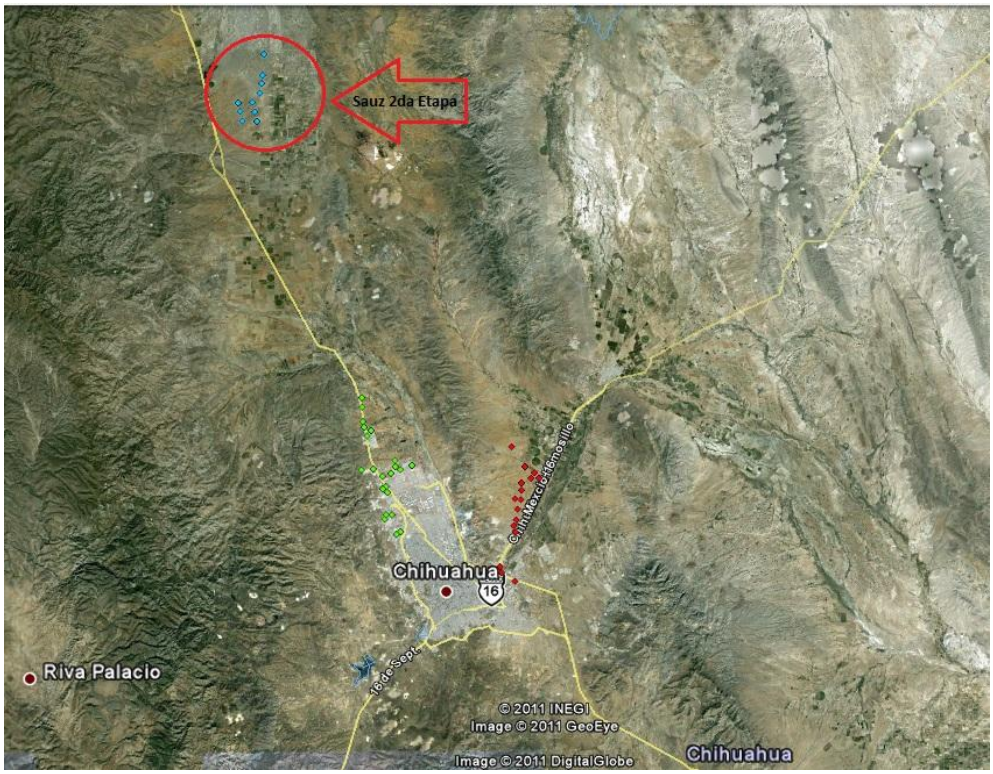


Figura 35. Batería Sauz 2da etapa.

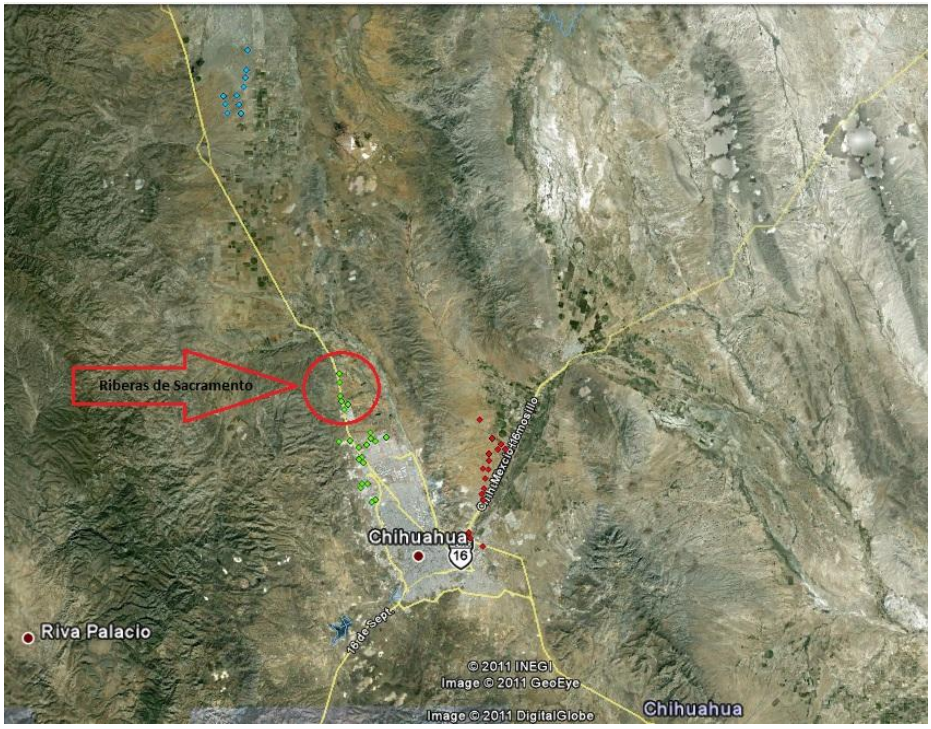


Figura 36. Batería Riberas de Sacramento.

Figura 37. Batería Sacramento Norte.

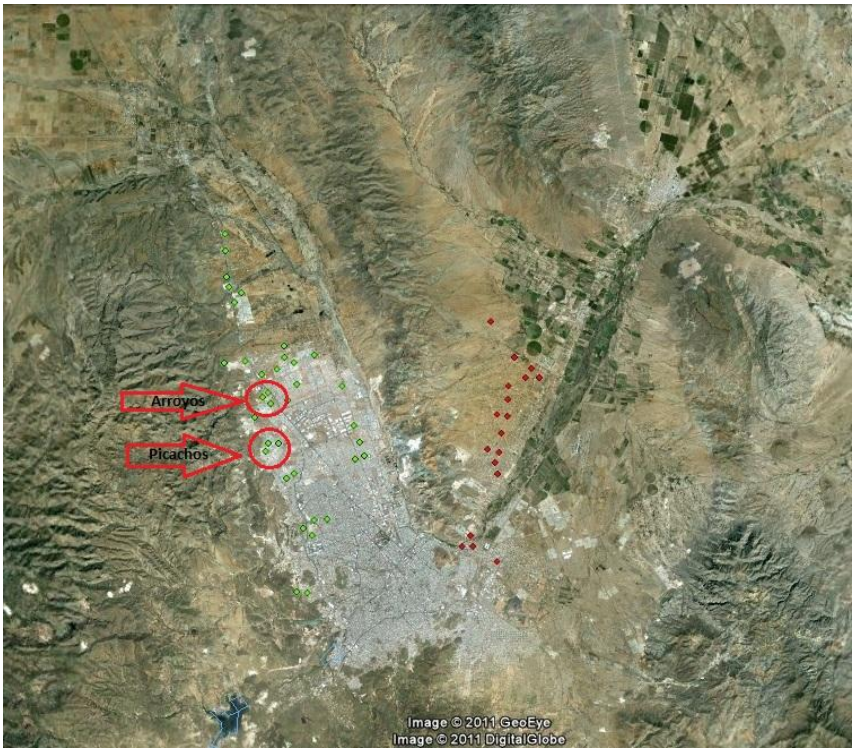


Figura 38. Batería Arroyos y Picachos.

Figura 39. Batería Sacramento Viejo

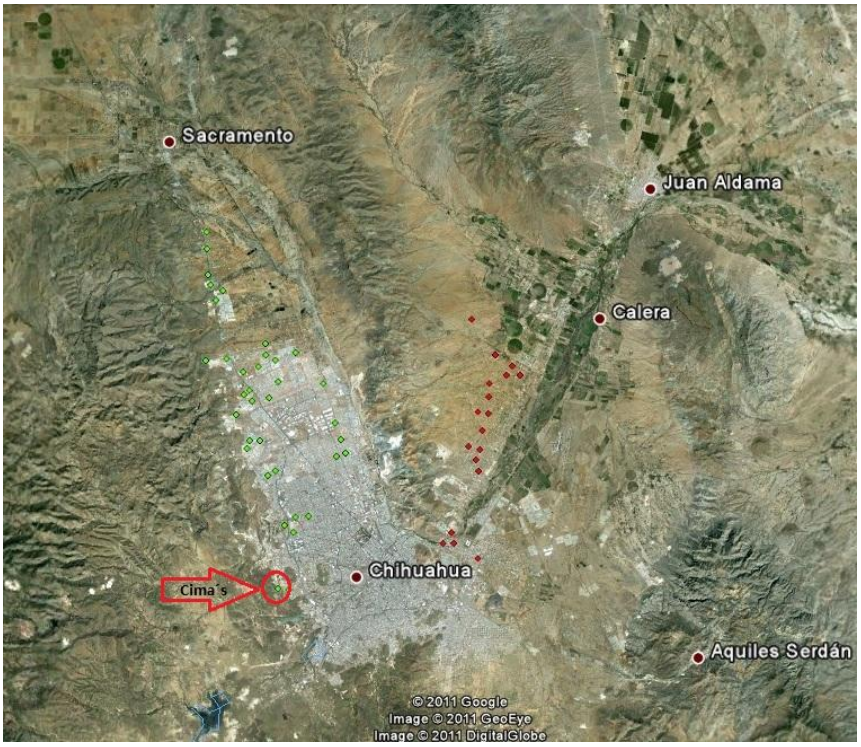


Figura 40. Batería Cimas.

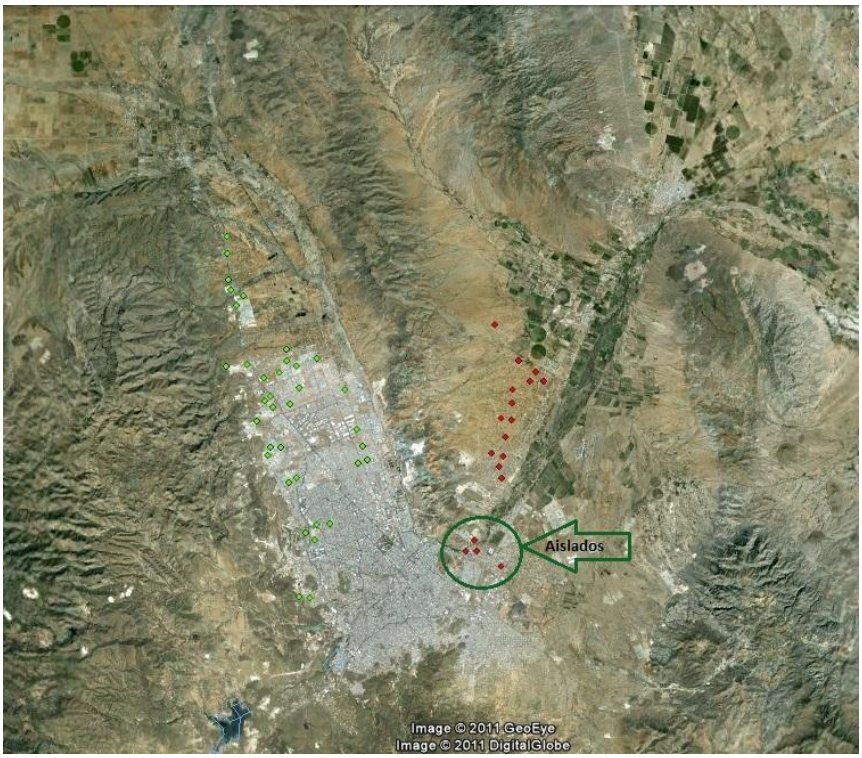


Figura 41. Batería Aislados.

Figura 42. Batería Tabalaopa-Aldama y Tabalaopa-Nombre de Dios.

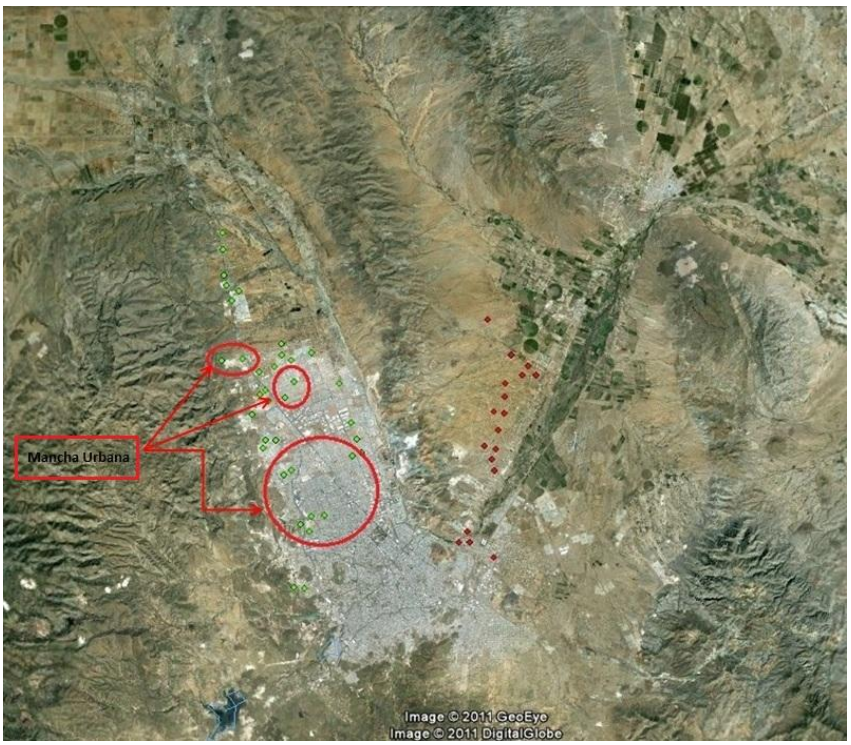


Figura 43. Batería Mancha Urbana.

II. RESULTADO DE PARÁMETROS MEDIDOS EN CAMPO

Tabla 19. Parámetros medidos en campo en pozos muestreados.

Pozo	pH	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Temperatura, °C (salida pozo)	Cloruros (mg/L)
Picacho 1	7.61	383	34	7.509
Picacho 2	7.59	420	36	7.509
Picacho 3	7.62	461	33	9.654
Villa Dorada 1	7.56	484	31	11.264
Villa Dorada 2	7.68	413	33	9.118
Arroyos 1	7.39	526	32	11.264
Arroyos 2	7.58	494	32	10.727
Arroyos 3	7.74	486	32	10.727
Impulso 1	7.90	440	32	9.654
Impulso 2	7.55	532	31	12.336
Sauz 24	7.78	338	30	10.727
Sauz 25	7.90	384	31	10.727
Sauz 26	7.84	415	30	10.727
Sauz 28	7.83	357	28.5	10.191
Sauz 29	7.94	315	28	9.654
Sauz 31	7.85	332	26	9.118
Sauz 27	7.85	354	27	10.727
Sauz 18	7.71	448	35	11.264
Sauz 17	7.76	450	35	10.727
Sauz 16	7.76	460	36	11.264
Tabalaopa-Aldama 4	7.83	529	27	21.568
Tabalaopa-Aldama 9	7.45	466	27	19.950
Tabalaopa-Aldama 1	7.48	481	28	20.489
Tabalaopa-Aldama 8	7.83	460	27	19.950
Tabalaopa-Aldama 5	7.47	553	28	40.979
Tabalaopa-Aldama 7	7.59	461	28	22.646
Tabalaopa-Aldama 6	7.65	443	28	19.950
Tabalaopa-Aldama 3	7.48	440	27	14.558
Robinson 2	7.61	660	33	21.931
Robinson 1	7.42	643	31	25.065
Concordia	7.67	565	32	20.887
León 3	8.07	571	34	18.276

Continuación de la tabla 19.

Pozo	pH	Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Temperatura, °C (salida pozo)	Cloruros (mg/L)
Tabalaopa-N. de Dios 1	7.55	601	28	29.764
Tabalaopa-N. de Dios 2	7.49	567	28	28.720
Tabalaopa-N. de Dios 3	7.53	590	28	26.109
Tabalaopa-N. de Dios 7	7.64	405	32	8.877
Tabalaopa-N. de Dios 6	7.67	497	28	15.665
Riberas de Sacramento 5	7.61	439	31	7.918
Riberas de Sacramento 1	7.91	404	31	7.918
Riberas de Sacramento 7	8.05	393	27	7.918
Riberas de Sacramento 8	7.92	386	28	7.390
Riberas de Sacramento 6	7.65	397	29	7.918
Riberas de Sacramento 2	7.74	375	29	7.390
Sacramento Nte 8	7.74	344	28	6.300
Sacramento Nte 1	7.64	291	25	6.825
Sacramento Nte 2	7.60	403	29	9.450
Sacramento Nte 6	7.58	381	28	7.875
Sacramento Nte 4	7.55	447	31	9.450
Sacramento Nte 3	7.56	413	30	9.450
Sacramento Viejo 3	7.57	441	27	8.614
Revolución	7.56	485	28	14.357
Sacramento Viejo 1	7.09	844	27	34.457
Sacramento Viejo 5	7.73	453	25	9.763
Sacramento Viejo 2	7.60	563	27	19.526
XX Aniversario 1	7.38	483	29	10.337
Los Arcos	7.50	428	29	7.466
Sacramento Nte 7	7.45	330	28	3.381
CTU Saucito	8.12	410	35	7.005
Izalco	7.95	385	33	5.314
CTU Chichontepec	8.20	386	35	8.091
Quetzal	7.93	435	33	7.971
CIMA 2	8.30	365	32	5.917
Haciendas del valle 2	8.14	384	27	4.226

III. RESULTADOS ANALÍTICOS DE LAS ESPECIES DE ARSÉNICO

Tabla 20. Resultados obtenidos de la especiación de arsénico.

Pozo	AsB (µg/L)	As +3 (µg/L)	DMA (µg/L)	MMA (µg/L)	As +5 (µg/L)
Sauz 16	ND	35.054	ND	9.934	ND
Sauz 17	ND	41.675	ND	ND	ND
Sauz 18	ND	33.376	ND	ND	ND
Sauz 24	ND	30.229	ND	7.329	ND
Sauz 25	ND	36.941	ND	11.919	ND
Sauz 26	ND	36.887	ND	6.871	ND
Sauz 27	ND	23.652	ND	ND	ND
Sauz 28	ND	25.394	ND	ND	ND
Sauz 29	ND	18.726	ND	ND	ND
Sauz 31	ND	44.428	ND	ND	ND
Tabalaopa-Aldama 1	ND	17.069	ND	ND	ND
Tabalaopa-Aldama 3	ND	11.448	ND	ND	ND
Tabalaopa-Aldama 4	ND	9.971	ND	ND	ND
Tabalaopa -Aldama 5	ND	16.511	ND	5.181	ND
Tabalaopa-Aldama 6	ND	16.491	ND	ND	ND
Tabalaopa -Aldama 7	ND	16.314	ND	11.077	ND
Tabalaopa -Aldama 8	ND	14.244	ND	ND	ND
Tabalaopa -Aldama 9	ND	7.587	ND	ND	ND
Tabalaopa -N. de Dios 1	ND	18.450	ND	ND	ND
Tabalaopa -N. de Dios 2	ND	15.624	ND	ND	ND
Tabalaopa -N. de Dios 3	ND	13.669	ND	ND	ND
Tabalaopa -N. de Dios 6	ND	19.087	ND	ND	ND
Tabalaopa -N. de Dios 7	ND	18.007	ND	ND	ND
Robinson 1	ND	3.505	ND	ND	ND
Robinson 2	ND	12.054	ND	ND	ND
Concordia	ND	13.439	ND	ND	ND
León 3	ND	16.077	ND	ND	ND
Arroyos 1	ND	22.028	ND	6.068	ND
Arroyos 2	ND	30.052	ND	5.258	ND
Arroyos 3	ND	28.452	ND	ND	ND
Picacho 1	ND	8.079	ND	ND	ND
Picacho 2	ND	10.135	ND	ND	ND
Picacho 3	ND	16.856	ND	ND	ND

Continuación de la tabla 20.

Pozo	AsB (µg/L)	As +3 (µg/L)	DMA (µg/L)	MMA (µg/L)	As +5 (µg/L)
Riberas de Sacramento 1	ND	11.037	ND	ND	ND
Riberas de Sacramento 2	ND	13.229	ND	ND	ND
Riberas de Sacramento 5	ND	19.722	ND	ND	ND
Riberas de Sacramento 6	ND	17.760	ND	ND	ND
Riberas de Sacramento 7	ND	19.274	ND	ND	ND
Riberas de Sacramento 8	ND	21.704	ND	ND	ND
Sacramento Viejo 1	ND	10.656	ND	10.747	ND
Sacramento Viejo 2	ND	14.974	ND	ND	ND
Sacramento Viejo 3	ND	28.489	ND	ND	ND
Sacramento Viejo 5	ND	13.887	ND	ND	ND
Sacramento Nte 1	ND	13.382	ND	ND	ND
Sacramento Nte 2	ND	12.102	ND	ND	ND
Sacramento Nte 3	ND	12.445	ND	ND	ND
Sacramento Nte 4	ND	10.476	ND	ND	ND
Sacramento Nte 6	ND	17.341	ND	ND	ND
Sacramento Nte 7	ND	9.684	ND	ND	ND
Sacramento Nte 8	ND	15.095	ND	ND	ND
Villa Dorada 1	ND	28.418	ND	ND	ND
Villa Dorada 2	ND	14.012	ND	6.451	ND
Impulso 1	ND	25.640	ND	ND	ND
Impulso 2	ND	32.054	ND	ND	ND
Saucito	ND	14.331	ND	ND	ND
Izalco	ND	7.354	ND	ND	ND
Chichontepec	ND	9.613	ND	ND	ND
Quetzal	ND	10.717	ND	ND	ND
Los Arcos	ND	17.126	ND	ND	ND
Haciendas del valle 2	ND	5.840	ND	ND	ND
Revolución	ND	19.489	ND	ND	ND
XX Aniversario 1	ND	17.057	ND	ND	ND
CIMA 2	ND	6.668	ND	ND	ND

ND: No Detectado.

IV. RESULTADOS ANALÍTICOS DE ARSÉNICO TOTAL EN MUESTRAS DE AGUA POTABLE

Tabla 21. Resultados obtenidos de la determinación analítica de As total.

Pozo	As Total (µg/L)
Sauz 16	29.569
Sauz 17	38.676
Sauz 18	33.376
Sauz 24	23.062
Sauz 25	28.387
Sauz 26	30.153
Sauz 27	27.196
Sauz 28	22.331
Sauz 29	18.726
Sauz 31	31.298
Tabalaopa-Aldama 1	11.240
Tabalaopa-Aldama 3	11.189
Tabalaopa-Aldama 4	9.971
Tabalaopa-Aldama 5	16.511
Tabalaopa-Aldama 6	16.491
Tabalaopa-Aldama 7	13.360
Tabalaopa-Aldama 8	14.244
Tabalaopa-Aldama 9	7.587
Tabalaopa-N. de Dios 1	13.478
Tabalaopa-N. de Dios 2	15.624
Tabalaopa-N. de Dios 3	13.669
Tabalaopa-N. de Dios 6	19.087
Tabalaopa-N. de Dios 7	18.007
Robinson 1	4.584
Robinson 2	8.373
Concordia	13.439
León 3	11.689
Arroyos 1	23.064
Arroyos 2	23.360
Arroyos 3	20.382
Picacho 1	16.480
Picacho 2	18.311
Picacho 3	15.536

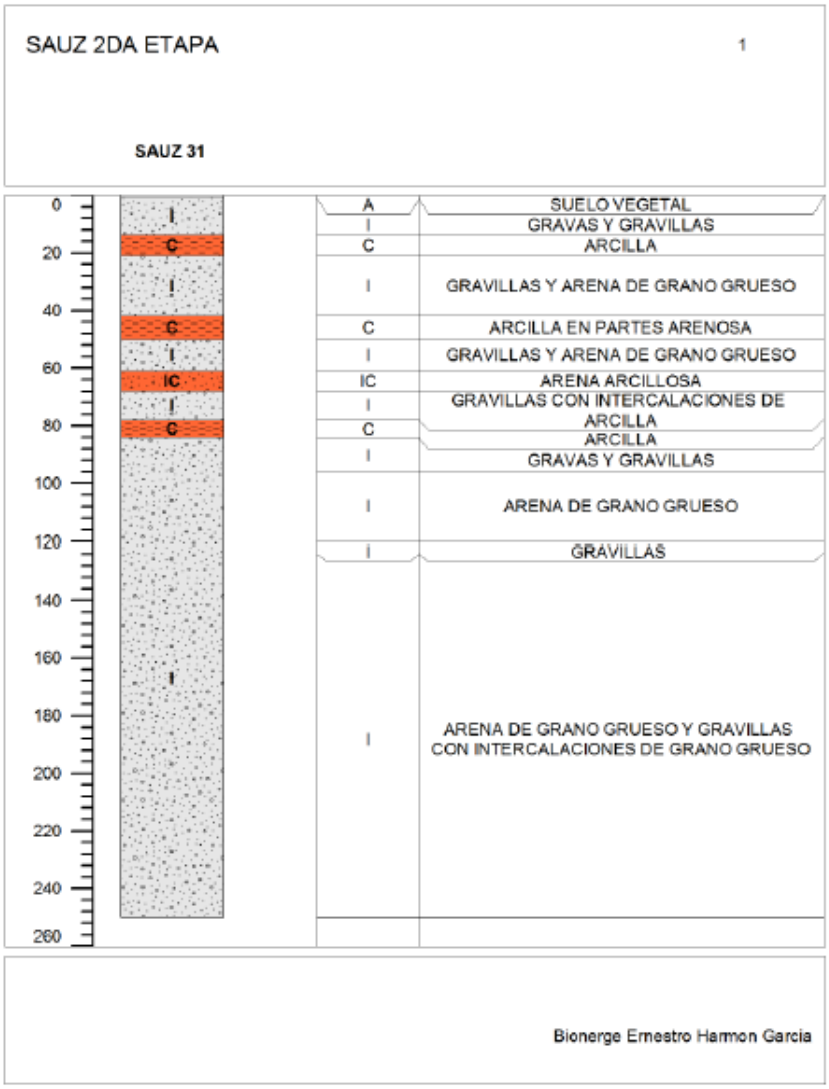
Continuación de la tabla 21.

Pozo	As Total (µg/L)
Riberas 1	14.944
Riberas 2	13.229
Riberas 5	18.473
Riberas 6	17.760
Riberas 7	19.274
Riberas 8	18.149
Sacramento Viejo 1	17.759
Sacramento Viejo 2	14.973
Sacramento Viejo 3	28.489
Sacramento Viejo 5	13.887
Sacramento Nte 1	10.558
Sacramento Nte 2	17.767
Sacramento Nte 3	21.343
Sacramento Nte 4	22.967
Sacramento Nte 6	17.913
Sacramento Nte 7	9.684
Sacramento Nte 8	12.317
Villa Dorada 1	15.956
Villa Dorada 2	19.747
Impulso 1	24.369
Impulso 2	19.623
Saucito	14.331
Izalco	7.354
Chichontepec	9.613
Quetzal	10.718
Los Arcos	17.127
Haciendas del valle 2	5.840
Revolución	19.489
XX Aniversario 1	17.057
CIMA 2	6.668

V. CORTES LITOLÓGICOS

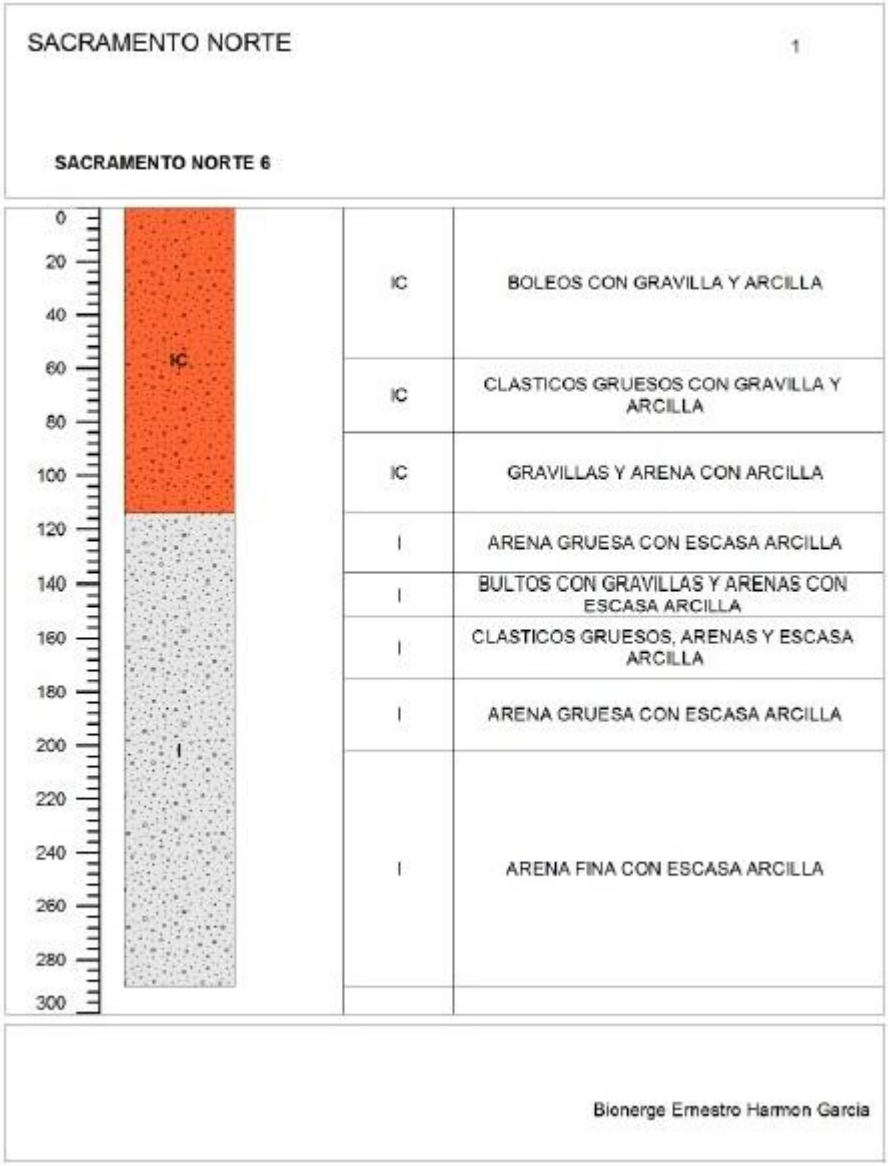
En este anexo se muestran los cortes litológicos de los pozos con los que se cuanta registro y de los más representativos de cada batería. Estos cortes litológicos fueron realizados en el programa llamado Surfer con la ayuda de un estudiante de Ingeniería Civil.

5.1. Batería Sauz 2da etapa

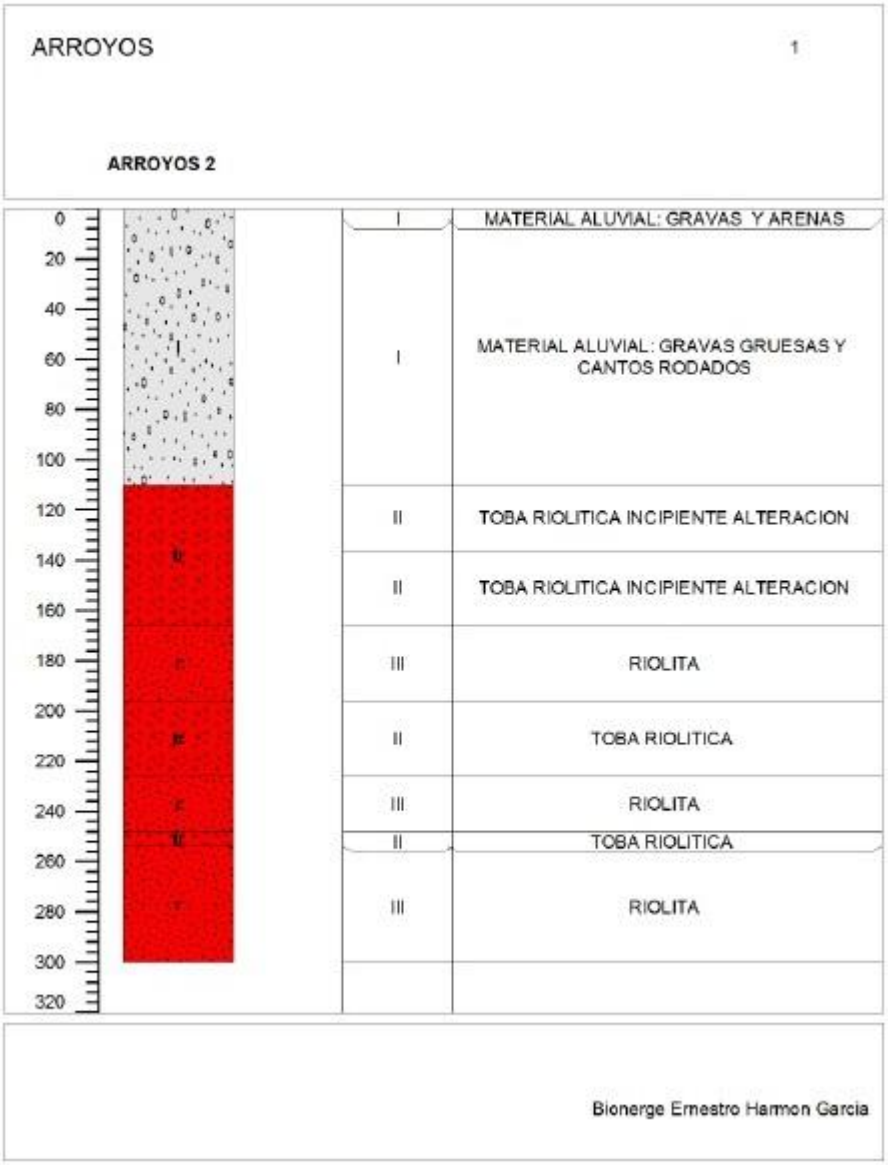


5.2. Batería Riberas de Sacramento

5.3. Batería Sacramento Norte

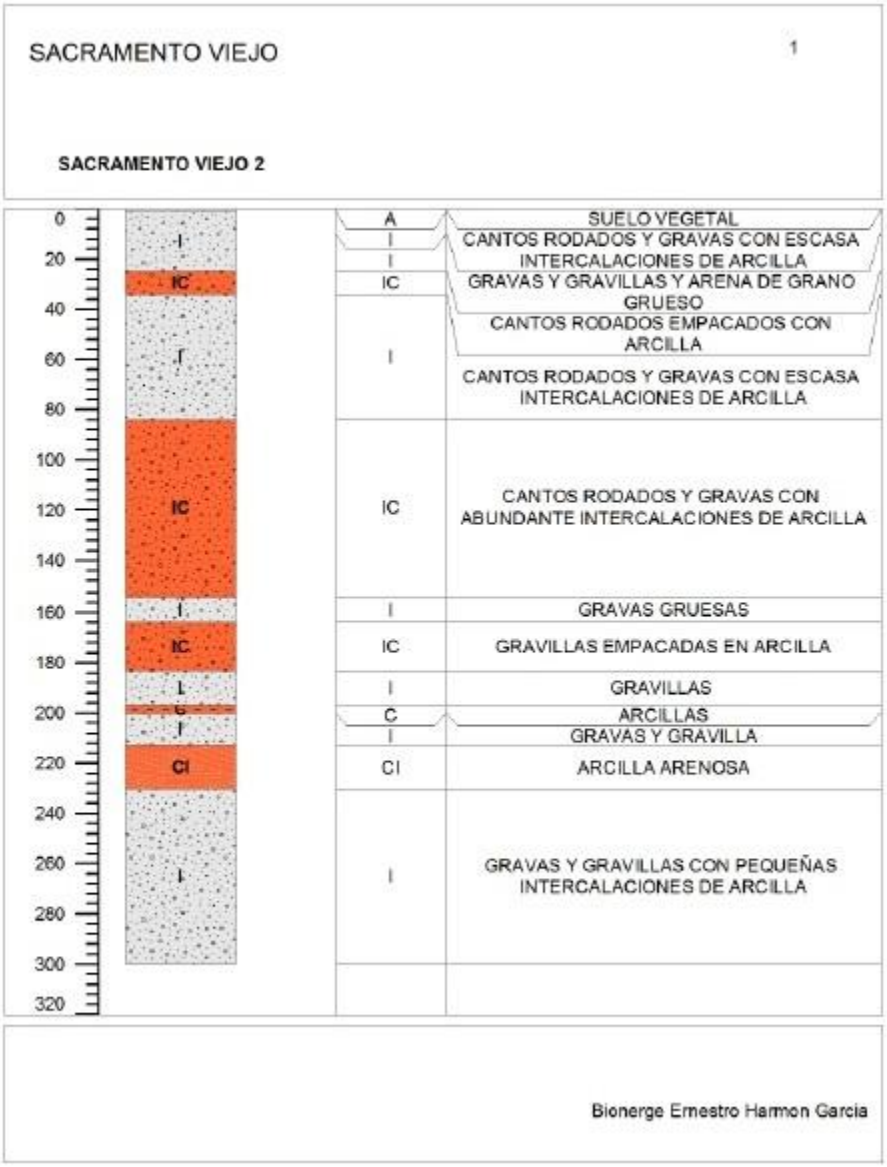


5.4. Batería Arroyos

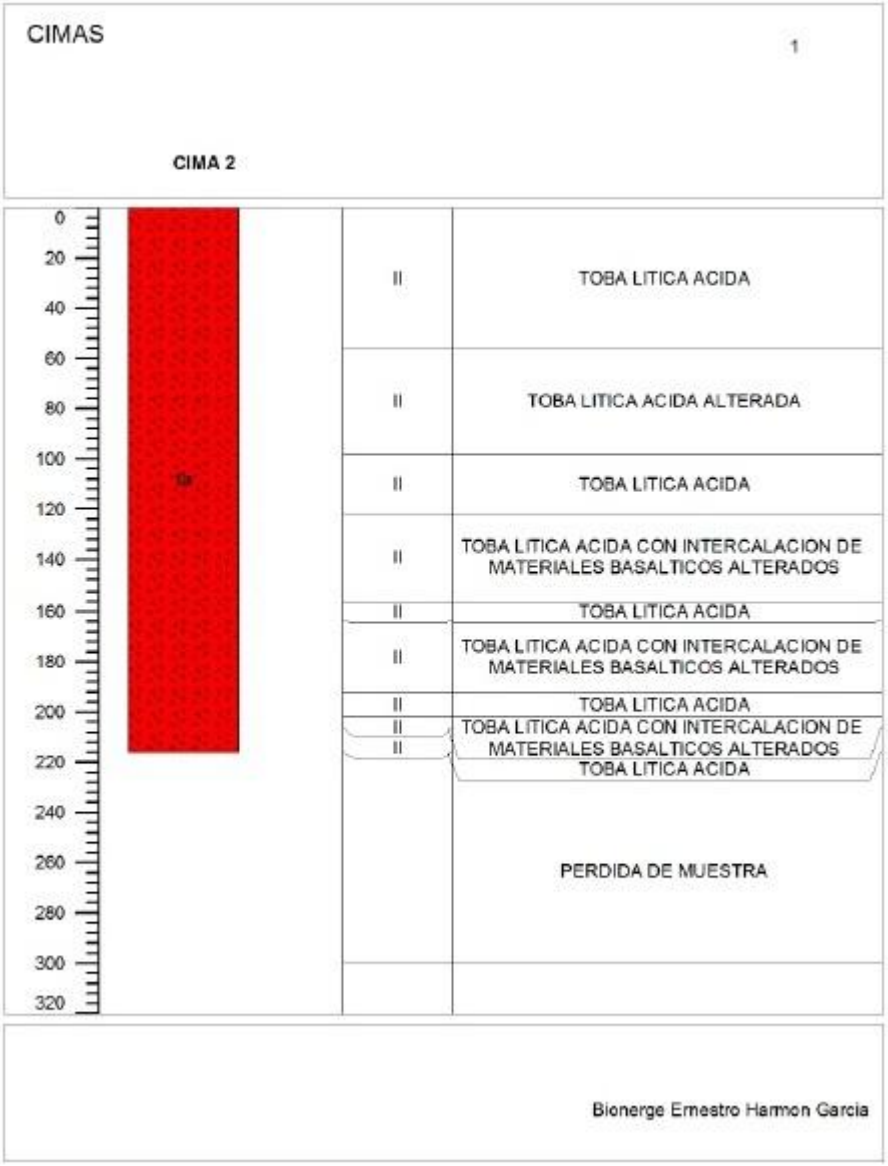


5.5. Batería Picachos

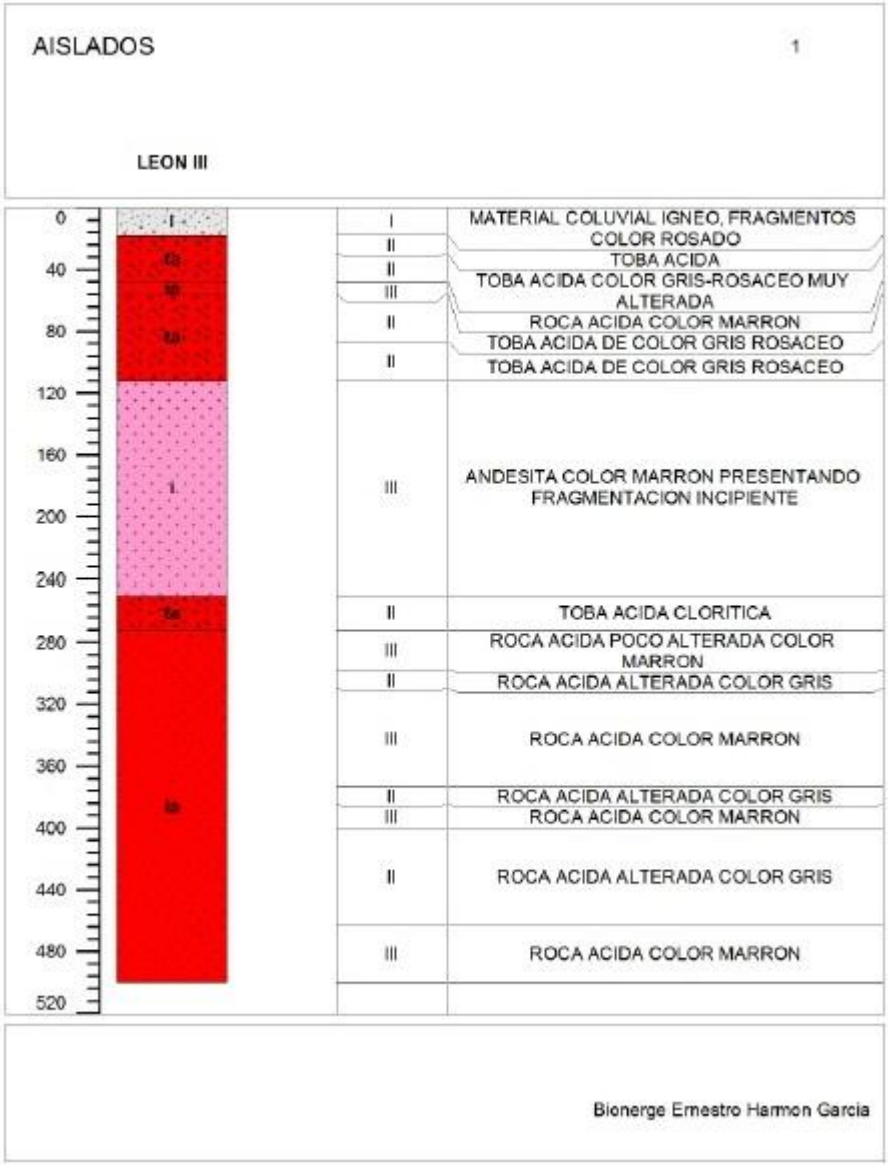
5.6. Batería Sacramento Viejo



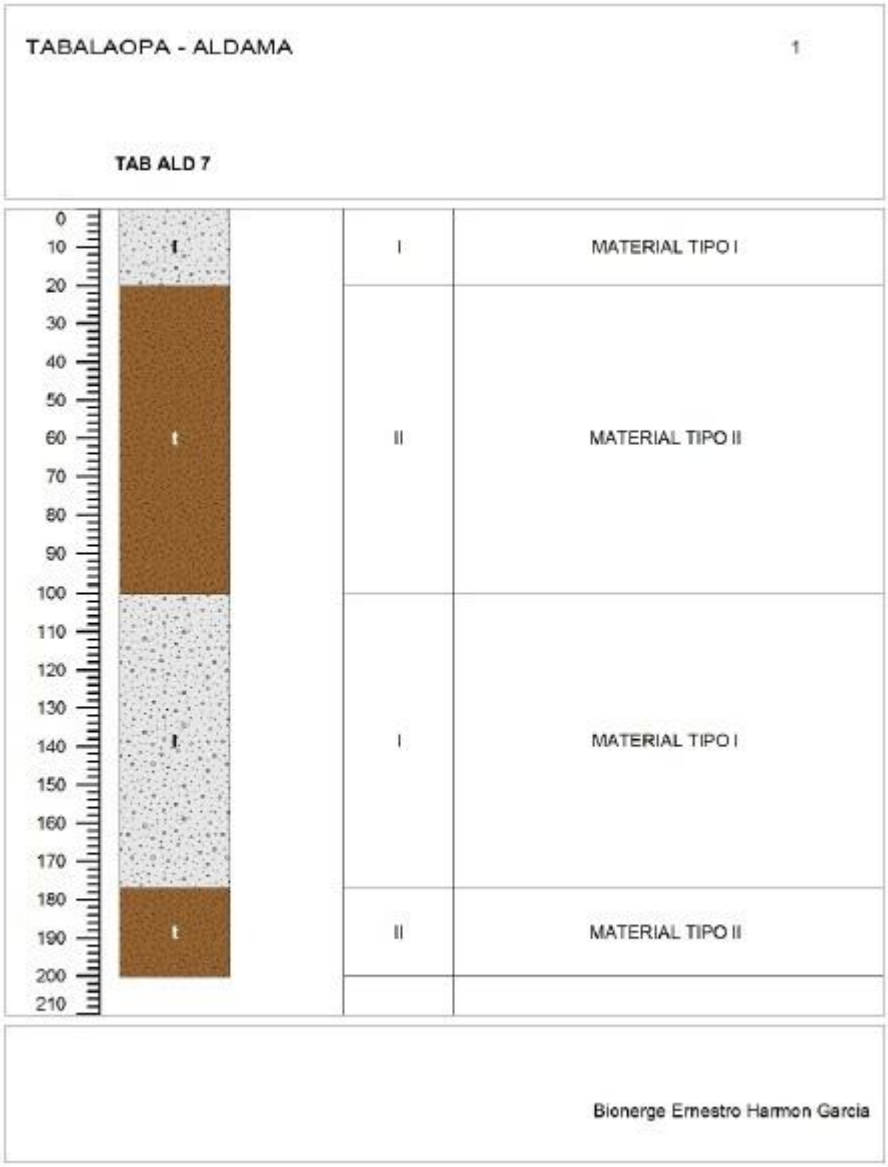
5.7. Batería Cimas



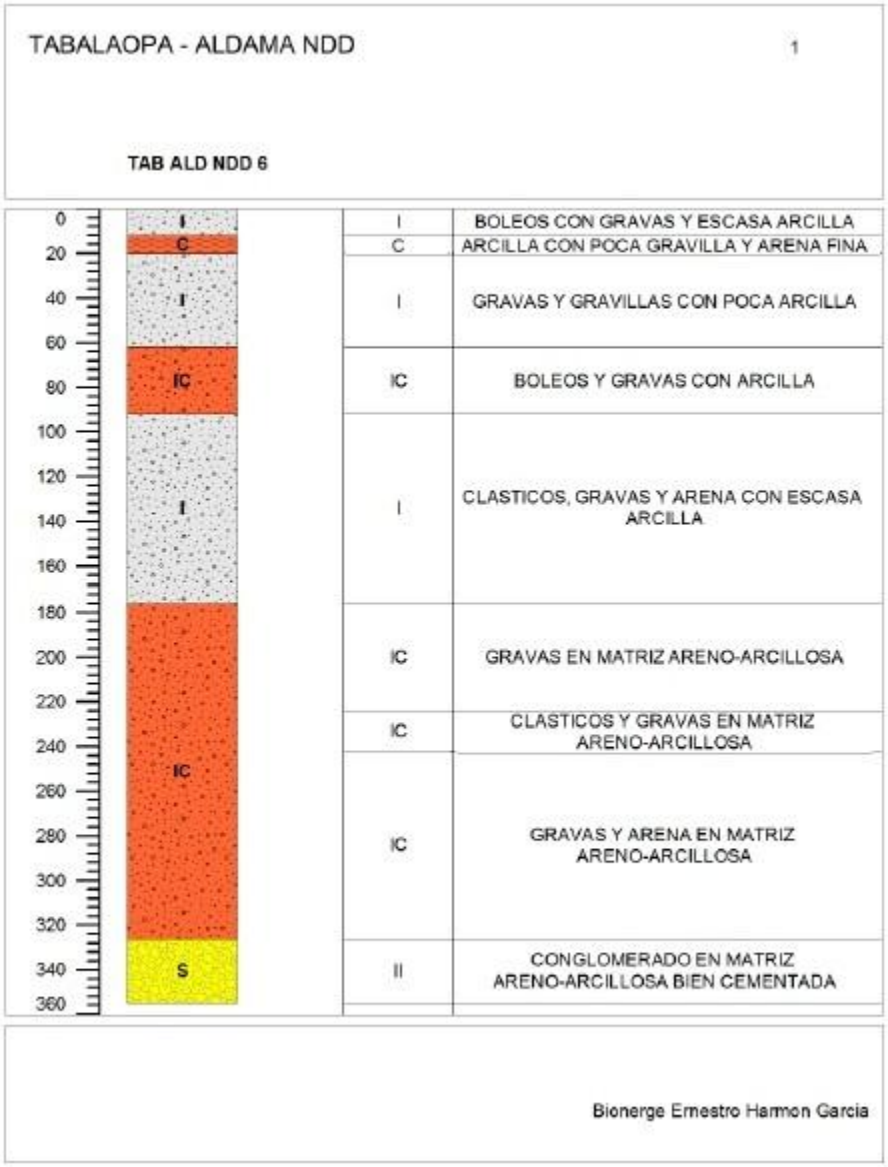
5.8. Batería Aislados



5.9. Batería Tabalaopa-Aldama



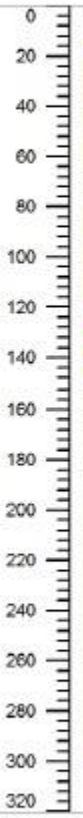
5.10. Bacteria Tabalaopa-Nombre de Dios



5.11. Batería Mancha Urbana

MANCHA URBANA 1

IMPULSO 2

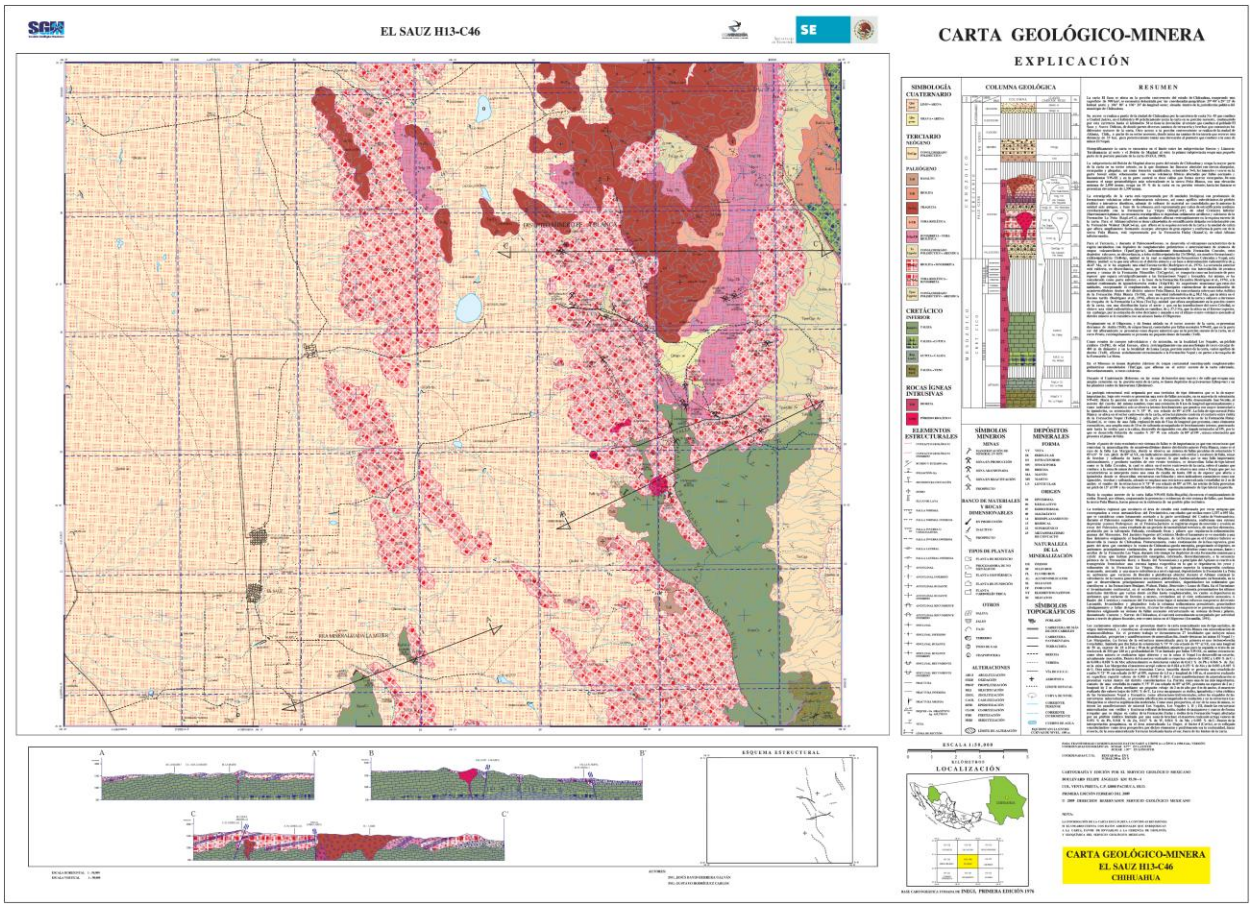


I	CANTOS RODADOS A GRAVAS CON ESCASA ARCILLA
II	CONGLOMERADO DE GRAVAS Y ARENAS, ESCASOS BOLEOS Y ARCILLA
C	ARCILLA CON ESCASAS GRAVAS Y ARENAS
II	CONGLOMERADO DE GRAVAS Y ARENAS CON ESCASA ARCILLA
II	TOBA VITREA
II	TOBA VITREA
II	TOBA SOLDADA ALTERADA Y FRACTURADA
II	TOBA SOLDADA

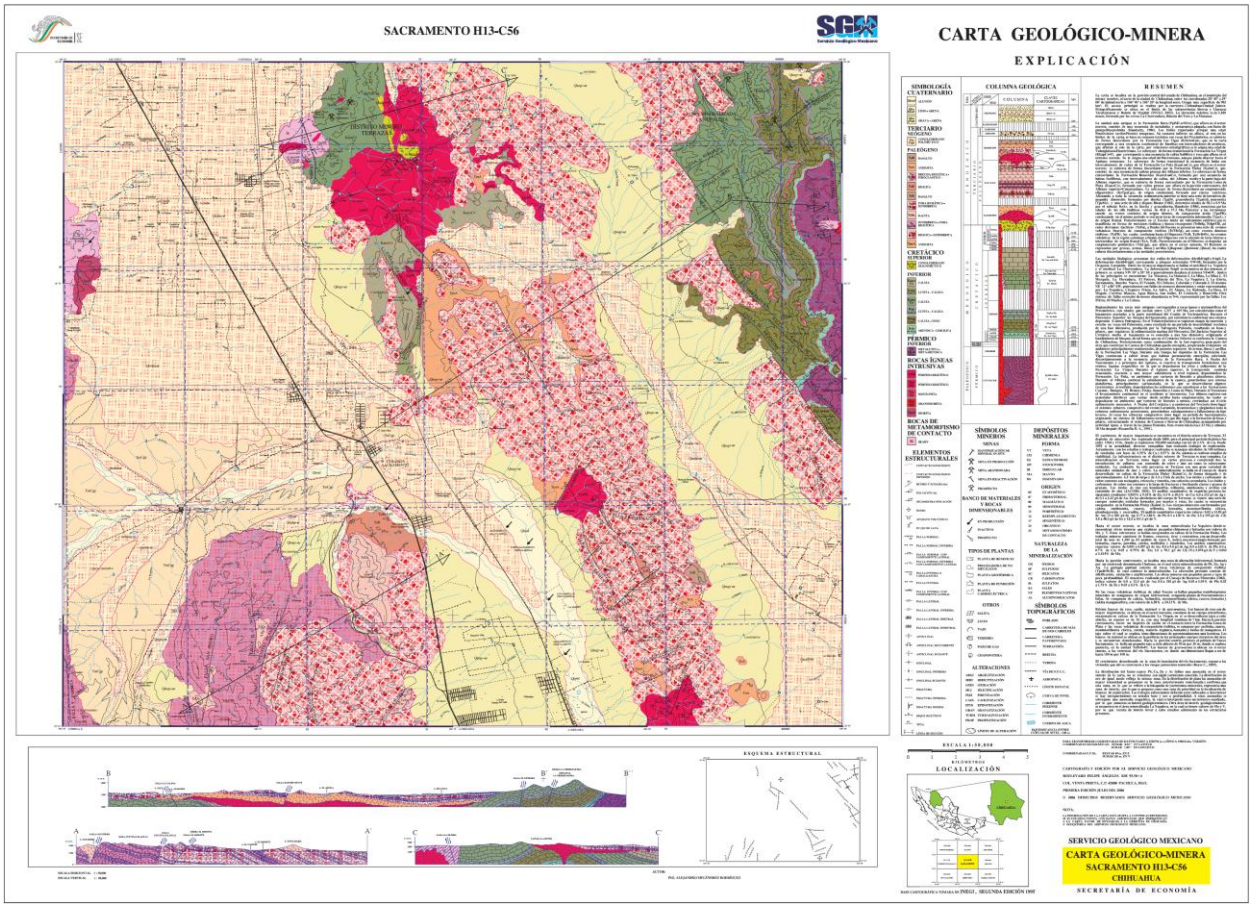
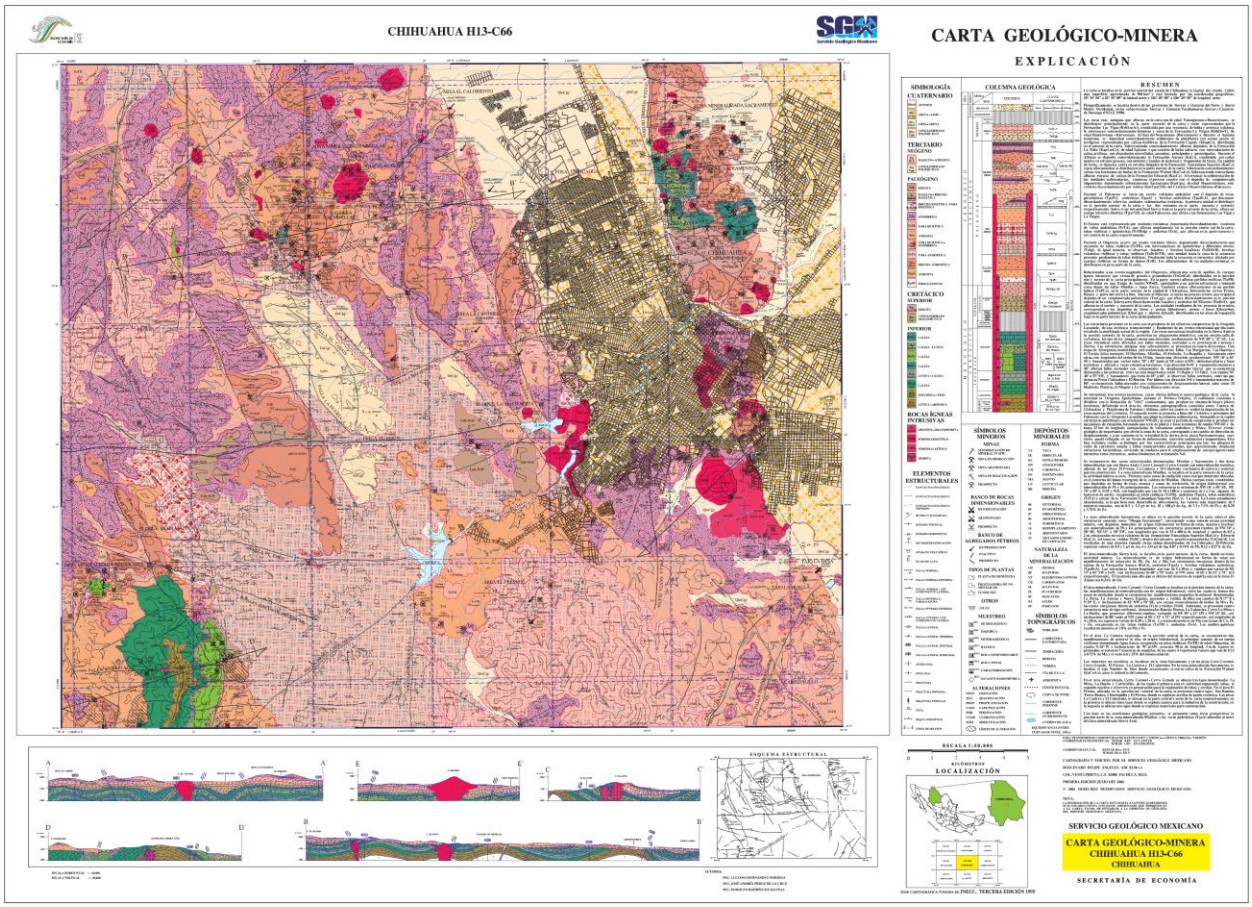
Bionerge Ernestro Harmon Garcia

VI. CARTAS GEOLÓGICAS

6.1. Carta H13C46-GM



6.2. Carta H13C56-GM



6.3. Carta H13C66-GM