

Evaluación del contenido de metales pesados en agua para consumo humano en la ciudad de Tepic, Nayarit. México.



Hermilio Hernández Ayón

"El uso desmedido de recursos en favor de un excesivo confort tiene un costo humano irreversible, irreparable e injusto. El agua, como recurso disponible y limitado será sin duda el ejemplo en el futuro"

H. H. A.

1356

Evaluación del contenido de metales pesados en agua para consumo humano en la ciudad de Tepic

Hermilio Hernández Ayón



Editado por la Fundación Universitaria Andaluza Inca Garcilaso para eumed.net

Derechos de autor protegidos. Solo se permite la impresión y copia de este texto para uso personal y/o académico.

Este libro puede obtenerse gratis solamente desde
<http://www.eumed.net/libros-gratis/2013b/1356/index.htm>

Cualquier otra copia de este texto en Internet es ilegal.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT
UNIDAD ACADÉMICA DE CIENCIAS E INGENIERÍAS
MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES



**“EVALUACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS
EN AGUA PARA CONSUMO HUMANO
EN LA CIUDAD DE TEPIC”**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

HERMILIO HERNÁNDEZ AYÓN

Tepic, Nayarit
Marzo del 2005

CONTENIDO

	Pág.
ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS	i
RESUMEN	iii
ABSTRACT	iv
1. INTRODUCCIÓN	7
1.1 Marco regulatorio	10
1.2 Antecedentes	11
1.3 Justificación	13
1.4 Hipótesis	14
2. OBJETIVOS	15
2.1 Objetivo general	15
2.2 Objetivos específicos	15
3. MATERIALES Y MÉTODOS	16
3.1 Descripción del área de estudio	16
3.2 Diseño experimental	20
3.3 Muestreo	20
3.4 Análisis de muestras	22
3.5 Procesamiento de los datos	22
4. RESULTADOS	23
4.1 Zona Noroeste	23
4.2 Zona Noreste	29
4.3 Zona Suroeste	33
4.4 Zona Sureste	43
5. DISCUSIÓN	52
6. CONCLUSIONES	59
RECOMENDACIONES	60
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	61

ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

	Pág.
Tabla 1. Ubicación de las 21 plantas analizadas por zona geográfica en la Ciudad de Tepic.	21
Tabla 2. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de Pb (mgL ⁻¹) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.	48
Tabla 3. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de As (mgL ⁻¹) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.	49
Tabla 4. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de Fe (mgL ⁻¹) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.	50
Tabla 5. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de Zn (mgL ⁻¹) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.	51
Tabla 6. Matriz de correlación de las concentraciones promedio de metales en agua para consumo humano, durante un ciclo anual de muestreo.	58
Figura 1. Ubicación geográfica del Estado de Nayarit. INEGI, 1995.	16
Figura 2. Ubicación geográfica del Municipio de Tepic. SCT, 1999.	17
Figura 3. Zona urbana de la Ciudad de Tepic. INEGI, 1995.	18
Figura 4. Acuífero Valle de Matatipac, abastecimiento de agua más importante para la población de Tepic. Semarnat. Méx. 2003.	19
Figura 5. Concentraciones de As y Pb en la planta BRNO.	24
Figura 6. Concentraciones de Fe y Zn en la planta BRNO.	24
Figura 7. Concentraciones de As y Pb en la planta AZmNO.	25
Figura 8. Concentraciones de Fe y Zn en la planta AZmNO.	25
Figura 9. Concentraciones de As y Pb en la planta OCNO.	26
Figura 10. Concentraciones de Fe y Zn en la planta OCNO.	26
Figura 11. Concentraciones de As y Pb en la planta AZNO.	27
Figura 12. Concentraciones de Fe y Zn en la planta AZNO.	27
Figura 13. Concentraciones de As y Pb en la planta PANO.	28
Figura 14. Concentraciones de Fe y Zn en la planta PANO.	28

Figura 15.	Concentraciones de As y Pb en la planta AMNE.	29
Figura 16.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta AMNE.	30
Figura 17.	Concentraciones de As y Pb en la planta OANE.	31
Figura 18.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta OANE.	31
Figura 19.	Concentraciones de As y Pb en la planta RChNE.	32
Figura 20.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta RChNE.	32
Figura 21.	Concentraciones de As y Pb en la planta FUSO.	33
Figura 22.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta FUSO.	34
Figura 23.	Concentraciones de As y Pb en la planta EDSO.	34
Figura 24.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta EDSO.	35
Figura 25.	Concentraciones de As y Pb en la planta SJSO.	36
Figura 26.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta SJSO.	36
Figura 27.	Concentraciones de As y Pb en la planta FISO.	37
Figura 28.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta FISO.	37
Figura 29.	Concentraciones de As y Pb en la planta SISO.	38
Figura 30.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta SISO.	38
Figura 31.	Concentraciones de As y Pb en la planta DESO.	39
Figura 32.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta DESO.	39
Figura 33.	Concentraciones de As y Pb en la planta PESO.	40
Figura 34.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta PESO.	40
Figura 35.	Concentraciones de As y Pb en la planta MFSO.	41
Figura 36.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta MFSO.	41
Figura 37.	Concentraciones de As y Pb en la planta MTSO.	42
Figura 38.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta MTSO.	42
Figura 39.	Concentraciones de As y Pb en la planta MZSE.	43
Figura 40.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta MZSE.	44
Figura 41.	Concentraciones de As y Pb en la planta CISE.	44
Figura 42.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta CISE.	45
Figura 43.	Concentraciones de As y Pb en la planta ARSE.	45
Figura 44.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta ARSE.	46
Figura 45.	Concentraciones de As y Pb en la planta SASE.	46
Figura 46.	Concentraciones de Fe y Zn en la planta SASE.	47
Figura 47.	Contenido promedio de metales pesados en agua para consumo humano por mes de toma de muestra.	56
Figura 48.	Grado de correlación entre concentraciones promedio de As y Fe.	57

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue el de analizar las concentraciones de metales pesados en agua para consumo humano en 21 plantas instaladas en la Ciudad de Tepic, Nayarit y comparar el contenido con los límites establecidos por la NOM-041-SSA1-1993. El estudio se realizó durante el periodo de un año (octubre del 2003 a septiembre del 2004) y tomó en cuenta al 50% de plantas de agua. El muestreo se llevó a cabo en coordinación con la Jurisdicción No. 1 de los Servicios de Salud en Nayarit, y consistió en tomar cuatro muestras por planta, las cuales fueron analizadas en equipo de espectrofotometría de emisión ICP. De un total de 21 plantas de agua para consumo humano analizadas, en 13 (61.9%) de ellas se detectó al menos una concentración de Pb mayor al LMP ($<0.02 \text{ mgL}^{-1}$) establecido por la NOM-041-SSA1-1993, y en cinco (23.8%), se encontraron concentraciones de As superiores al LMP ($<0.05 \text{ mgL}^{-1}$). De acuerdo a la concentración promedio, el 14.3% de las plantas, se encuentran operando fuera de la norma estipulada para el contenido mínimo de Pb que debe contener el agua para consumo humano, lo cual representa riesgos toxicológicos para la población que consume el líquido que comercializan dichas plantas. En el caso del As las concentraciones promedio no fueron mayores al LMP. Los contenidos de Fe y Zn no representan riesgos para la salud, ya que las concentraciones en todos los meses de muestreo resultaron por debajo de los límites establecidos por la NOM-041-SSA1-1993. Finalmente, el área geográfica que resultó con mayor riesgo, debido a ciertas concentraciones altas de Pb y As detectadas durante el año, fue la zona suroeste de la Ciudad de Tepic.

ABSTRACT

The object of this study was of analyzing the concentrations of heavy metals in water drink in 21 plants installed in Tepic City, Nayarit, and compare to content them with established limits for the NOM-041-SSA1-1993. The study was realized during the period of one year (October, 2003 to September, 2004) and took it counts 50 % of water plants. The sampling removed to end in coordination with the Jurisdiction No. 1 of the System of Health in Nayarit, and consisted of taking four repetitions as a plant. The samples were analyzed in spectrophotometry of emission equipment ICP. Of 21 water drink plants, in 13 (61.9 %) of them there was detected at least a concentration of Pb bigger than the MPL ($<0.02 \text{ mgL}^{-1}$) established by the NOM-041-SSA1-1993, and in five (23.8 %%), they found concentrations of As superior to the LMP ($<0.05 \text{ mgL}^{-1}$). In agreement to the concentration average, 14.3 % of the plants, operating out of the norm stipulated for Pb minimal content that must contain the water drink, which represents toxicological risks for the population who consumes the liquid that the above mentioned plants commercialize. In case of the As the average concentrations, they were not bigger than the MPL. The contents of Fe and Zn do not represent risks for the health, since the concentrations in every month of sampling proved below the limits established by the NOM-041-SSA1-1993. Finally, the geographical area that proved with major risk, due to Pb certain high concentrations and As detected during the year, was the zone southwest of Tepic City, México.

1. INTRODUCCIÓN

El mundo actual depende, sin excepción, de productos químicos, ya sea para aumentar la producción de alimentos, proteger la salud o facilitar la vida diaria. Estas sustancias que se extraen y concentran a partir de materias primas naturales o procesos de síntesis, aumentan de una manera alarmante (Salas, 1994). La concentración de grandes grupos de población y los cambios introducidos por el desarrollo tecnológico e industrial son causantes de la presencia de un gran número de sustancias que contaminan el ambiente, sin que exista un control adecuado que garantice la seguridad en el manejo o inocuidad para la población expuesta (Hernández, 1995; OMS, 2002). Las actividades económicas, los desplazamientos humanos y los cambios climáticos han tenido efectos sobre la calidad de vida y el deterioro ambiental de suelos, aire y agua, pero sobre todo, en recursos como el agua, donde no solo es importante la cantidad sino la calidad, además de haberse convertido en un tema de seguridad nacional. En términos generales, la contaminación del agua puede ser biológica, química y física y los riesgos vinculados conforman una lista cada vez mas larga, la cual se puede clasificar de acuerdo a la fuente de contaminación, al riesgo que representa y al tipo de enfermedad que ocasiona. Dentro de los contaminantes considerados riesgosos se incluye a los metales pesados que, aún en pequeñas concentraciones, pueden resultar altamente tóxicos (Cifuentes y Carvalho, 2002; Arriagada, *et al.*, 2000).

Estudios sobre metales pesados han sido temas recurrentes en las últimas décadas debido a su importancia como contaminantes en el ambiente, suelos y agua de tal suerte que una gran cantidad de países, sobre todo los desarrollados, han establecido su propio marco regulatorio que les permite controlar emisiones que puedan perjudicar la salud humana. Las investigaciones en esta temática son mas frecuentes en cuerpos receptores como lagos y ríos donde se ha encontrado una estrecha relación entre la actividad minera y la composición de metales, lo cual se atribuye al tamaño y composición del grano y a cambios en el subsuelo debido a la erosión causada por los depósitos de minerales (Schäfer y Blanc, 2002). A nivel mundial se hacen esfuerzos por aumentar estudios relacionados con los impactos hacia la población expuesta que ocasionan compuestos químicos en recursos como el agua. Tanto la Organización Mundial de la Salud (OMS), como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), mantienen programas de fomento hacia la investigación de estos impactos ambientales. A pesar de ello, solo el 2% de los compuestos químicos que se producen comercialmente, cuenta con información suficiente (Yassi *et al.*, 2002; Umar y Ahmad, 2000). Estudios sobre estas sustancias como el Pb, han demostrado

importantes efectos tóxicos que comprometen la existencia y desarrollo de la sociedad (Hernández, 1995).

La clasificación de los metales pesados también ha sido un tema recurrente. Para algunos autores los metales pesados son un grupo de elementos caracterizados por poseer propiedades metálicas y por encontrarse en concentraciones de 10^{-6} mol L⁻¹ (Bruno *et al.*, 1996;). Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), clasifica al Hg como metal traza peligroso pesado y al Be como metal traza peligroso ligero, lo que significa que una leve exposición a los mismos puede causar daños a la salud. Asimismo, reconoce como metales potencialmente tóxicos al Ba, Cd, Cu, Pb, Mn, Ni, Zn, V y Sn, además de considerar como elementos carcinogénicos al As, Cd, Cr, Mn, Hg, Pb y Tl, y, como causantes de trastornos en el sistema reproductivo al Hg, Pb, As, Cu, Se, Cd, Ni y Li. Todos estos excepto el Mn son metales traza, y todos, excepto el Ba, son metales pesados (Duffus, 1983; EPA, 1988; Codina, 1993). Algunos otros autores clasifican a los metales pesados como aquellos elementos metálicos con peso molecular relativamente alto y una densidad superior a 5 gcm⁻³, como el caso de Cd, Co, Cu, Fe, Hg, Mo, Ni, Ag, Pb y Zn y su toxicidad se debe a que son biorrefractarios y bioacumulativos (Legaspi, 1995; Arriagada *et al.*, 2000). Por otra parte se señala que los metales de interés toxicológico son el Al, Sb, As, Ba, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Li, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Tl y Zn que, en cuyo caso, el potencial interés radica en la forma física y especie química en que se encuentra el metal (Allard, 1995). Para la Norma Oficial Mexicana (NOM), dichos metales, son elementos químicos que tiene un peso atómico entre 63 y 200 y una gravedad específica mayor de 4.0 (SSA, 2002b). No obstante, recientemente se abrió un debate respecto del término "metales pesados", el cual, según algunos autores, ha sido usado de manera irregular en la literatura científica para dirigirse indistintamente a los metales, metaloides y metales traza, a quienes se les asocia con la contaminación y la toxicidad potencial o ecotóxica. Hay también una tendencia de asumir que todos los metales pesados supuestos tienen propiedades sumamente tóxicas sin una verdadera fundamentación, por lo que su definición debe basarse en la densidad, y referirse tanto al elemento como a sus compuestos (Duffus, 2002). En tal sentido y para evitar confusiones en este estudio, la denominación de metales pesados se ajustará a lo estipulado por la NOM-041-SSA1-1993 e incluye al Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Ag, Pb y Zn.

La presencia de metales en los diversos sistemas puede ser de origen natural o derivarse de actividades antropogénicas y depende de la forma química en que se encuentran. Lo más común es encontrar a los metales pesados en forma de partícula,

en estado coloidal, o disueltos formando diversos compuestos. En sistemas acuosos se presenta una elevada biodisponibilidad y son fácilmente absorbidos por la biota acuática. En sistemas marinos, las algas bioconcentran Al, Hg, Cu, Mn, Ni y Zn. La biota acuática acumula principalmente Cd, Hg y Mn. Estos procesos de biodisponibilidad y bioconcentración de metales son significativamente superiores en el medio acuoso que en el terrestre o en la atmósfera. En el suelo la afinidad es con el Al, Cd, Mn y Fe por tener gran movilidad, mientras que el Cu y Ni presentan una movilidad intermedia, y el Pb una movilidad baja (Goldbe, 1979). Estas características de los metales pesados resultan de importancia para la salud, ya que al entrar en contacto con las cadenas alimenticias de los seres vivos, pueden ocasionar efectos neurológicos, mutagénicos, cancerígenos y teratogénicos debido a su toxicidad y bioacumulación (Marruecos *et al.*, 1993; Rodríguez *et al.*, 1995).

Las concentraciones de estos microcomponentes en aguas naturales son influenciadas por los ciclos geológicos y biológicos, y pueden variar en función de la distancia de la fuente emisora, la profundidad y la temporada (Salbu y Oughton, 1995). Participan en muchos procesos (oxido-reducción, asociación-disociación, absorción-desorción, precipitación-disolución y agregación-desagregación) que cambian las formas físicas y químicas de los organismos presentes, incluso en muy bajas concentraciones (Benes y Steinnes, 1995). La composición del agua superficial y agua subterránea a menudo cambia de acuerdo al ciclo hidrológico, por lo que la lluvia se convierte en el principal medio de transporte al arrastrar partículas metálicas presentes en la corteza terrestre, lo cual modifica los procesos biológicos naturales (Bricker y Jones, 1995). No obstante, los niveles excesivos son atribuibles generalmente a catástrofes naturales, excesos industriales, quemado de combustibles, las actividades mineras y vertidos sin control (SEMARNAT, 2004; Le Proux, 2002; Rösner, 1998).

Durante la temporada de recarga de acuíferos, los metales pesados pueden cambiar sus propiedades o sufrir un proceso de enriquecimiento (Cifuentes y Carvalho, 2002). Las concentraciones de metales pesados en los acuíferos pueden incluso aumentar durante el proceso de captación, tratamiento, almacenamiento y distribución, debido al uso de aleaciones, tuberías y soldaduras con metales pesados, lo cual aumenta el riesgo para la población expuesta (Segura *et al.*, 2003). En suma, el problema de la presencia de metales pesados en agua para consumo humano es multifactorial; depende del origen (geológico o antropogénico), de la forma química en que se encuentra, de la capacidad para combinarse o modificar sus propiedades e, incluso, de las características del medio como pH, temperatura y dureza del agua, lo cual sin duda modifica el riesgo (Burton y Statham, 1979; Yang, 1999).

Los acuíferos son la principal fuente de agua para la mayor parte de las ciudades de México, como es el caso de la Ciudad de Tepic, no obstante, se desconoce el contenido de metales pesados presentes tanto en los pozos de abastecimiento como en el producto final que se comercializa principalmente en garrafones de 19L. En tal sentido, el presente estudio se considera pionero en esta temática y consistió en determinar el contenido de metales pesados considerados potencialmente tóxicos por la NOM-041-SSA1-1993 en 21 plantas dedicadas al envasado y comercialización de agua para consumo humano en la Ciudad de Tepic.

1.1 Marco Regulatorio

La Organización Mundial de la Salud y la SSA (NOM-041-SSA1-1993), tienen establecidos límites máximos permisibles para los metales pesados. Si estos exceden de cierta concentración, constituyen un riesgo directo cuando se ingieren en alimentos o en agua (SSA, 1993).

En México, son escasas las líneas de investigación sobre metales pesados en agua para consumo humano y los efectos en la salud pública en apego a la NOM de referencia, por lo que es muy probable que el marco regulatorio establecido en su momento obedezca mas bien a la referencia que se tienen de otros países como Japón, Corea y Alemania al momento de enfrenar conflictos bélicos y contrarrestar posteriormente los efectos entre la población derivados del uso de sustancias tóxicas. En este sentido, corresponde a la Secretaría de Salud, expedir los límites máximos permisibles (LMP) de sustancias químicas presentes en productos de consumo humano, los cuales forman parte de la Ley General de Salud y del Reglamento de Control Sanitario. Complementariamente intervienen en su vigilancia y control la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), la Secretaría de Economía (SE), la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (SCT) y la Secretaría de Trabajo y Previsión Social (STPS). Asimismo, como organismo coordinador, la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICLOPLAFEST), (CCA, 1994; SSA, 1993; SSA, 1994a; SSA, 1994b).

Ante este marco regulatorio, las instituciones responsables cuentan con toda una red en los estados que se encargan de monitorear permanentemente los productos

alimenticios presentes en el mercado, comparan los resultados con los LMP estipulados por cada NOM vigente para cada contaminante detectado y aplican en cada caso la sanción correspondiente. En este sentido, la NOM de aplicación para metales pesados en agua para consumo humano, tiene establecidos dichos LMP a que deben sujetarse las empresas dedicadas al envasado y comercialización de agua purificada, sin embargo, al menos en el lugar bajo estudio, no es una práctica común determinar dichos niveles de concentración debido a la carencia de equipos adecuados y a los altos costos que representan para la institución responsable de la vigilancia y el control.

1.2 Antecedentes

Los metales pesados, con excepción del Ni, Co, Mn y Fe, han incrementado su presencia tres veces mas en los últimos 400 años debido a actividades antropogénicas y, particularmente el Pb, lo ha hecho en 500 veces en los últimos 2800 años, según análisis en la capa de hielo de Groenlandia. Este incremento se debe, entre otros, a la combustión de derivados alquílicos de Pb, los cuales llegan a la atmósfera procedentes de los escapes de vehículos automotores y de ahí a fuentes como el agua y el suelo (Goldbe, 1979). Otros aumentan su concentración en el agua subterránea a partir de procesos naturales de degradación, erosión y oxidación causados por el ciclo hidrológico (Bricker y Jones, 1995).

Por otra parte, el desarrollo industrial y post industrial durante la segunda mitad del siglo XX ha estado asociado a la explotación y utilización masiva de los metales, a tal grado que el consumo se ha incrementado en aproximadamente el 300% durante este periodo. Los aumentos de Cd, Pb, Zn y Cu empiezan hacia 1820 como producto precisamente de la revolución industrial (Goldbe, 1979). El aumento de la producción de compuestos químicos estimada a nivel mundial en diez millones durante el último siglo, principalmente metales básicos para la industria metalúrgica como el Pb, Hg, Zn Cd, Cu, Cr y Ni, supone una concentración mayor de metales en los diferentes ambientes naturales (Yassi *et al.*, 2002).

El impacto entre la población debido a dicho aumento no se ha hecho esperar, y la Bahía de Minamata en Japón, primero en 1932 donde el derrame de mercurio se bioacumuló en peces en forma de metilmercurio, causando posteriormente enfermedades en la población y manifestándose después en 1952 con deformaciones en fetos y demás enfermedades relacionadas con el mercurio (FAO/PNUMA, 2004),

así como la intoxicación por cadmio, conocida como la enfermedad de *itai – itai* también en Japón por consumir arroz contaminado con desechos de un horno de Zn, son quizás los mas claros ejemplos de los efectos toxicológicos causados por metales pesados (Goldbe, 1979).

Los metales pesados forman parte de los elementos que constituyen la corteza terrestre y, tanto los fenómenos geológicos como los antropogénicos, pueden lograr que los metales como el Ba, Cd, Cu, Pb, Mn, Ni, Zn, V y Sn, se encuentren en grandes concentraciones en algunos suelos y, en consecuencia, también en acuíferos, lagos, ríos, arroyos y océanos ocasionando daños importantes a la biota donde, incluso, logran llegar al hombre a través de las cadenas tróficas (SEMARNAT, 2004). La presencia y composición de metales en acuíferos o aguas freáticas depende de factores tales como la degradación natural de minerales (generalmente mediante procesos de óxido-reducción), la modificación y transformación de las propiedades que sufre el metal durante cierto periodo geológico y las características del medio en que se encuentran como dureza, temperatura y pH (Allard, 1995; Stuyfzand, 1999).

Tanto la extracción de minerales, como el uso de combustibles, la inadecuada y excesiva descarga de residuos industriales, agrícolas y domésticos en basureros a cielo abierto ya sea por infiltración o por lixiviación, llegan a las corrientes superficiales y a los acuíferos, alterando el equilibrio de los ecosistemas acuáticos ya que, los metales, no son fácilmente removibles y los organismos vivos no experimentan detoxificación rápida a través de actividades metabólicas y por lo tanto son bioacumulables (Umar y Ahmad, 2000). Debido a ello, sus concentraciones en el ambiente deben ser controladas cuidadosamente (CNA, 1998; SEMARNAT, 2004).

Estudios recientes en bebederos de presión de algunas instituciones educativas de Brasil, arrojaron resultados con niveles excesivos de Pb, Cd y Zn en el 40, 20 y 13 % de las muestras analizadas (Segura *et al.*, 2003). En México mientras tanto los antecedentes reportados por contaminación de metales pesados de mayor impacto entre la población se refieren al caso de la ciudad de Torreón, Coahuila, donde se detectaron niveles excesivos de Pb, As y Cd en el torrente sanguíneo entre la población infantil de un área cercana a la empresa minera de Peñoles considerada la cuarta fundidora mas grande del mundo. En estos reportes se destaca también la presencia particularmente del Pb y sus efectos en San Luís Potosí, el Paso Texas y la zona metropolitana de Monterrey (Valdés y Cabrera, 1999), donde según el mismo reporte, la Organización Mundial de la Salud estima que entre quince y dieciocho

millones de niños en países en desarrollo sufren de daño cerebral permanente debido al envenenamiento por Pb.

Por su parte, la población de la Ciudad de Tepic no ha reportado incidentes que tengan que ver con la presencia de metales pesados. Sin embargo, el agua que se envasa y comercializa en garrafones de 19L para consumo humano proviene del Valle de Matatipac, el cual se encuentra ubicado sobre el Eje Neovolcánico Transmexicano. En este Valle se ubican particularmente dos volcanes: el Sangangüey y el San Juan, los cuales pertenecen a la cadena de volcanes que se extiende desde Guadalajara, Jalisco hasta Tepic, Nayarit, por lo que, de acuerdo a estudios de varios geólogos, dicha región está considerada como una zona con actividad volcánica moderada (Nelson, 1986; Petrone *et al.*, 2001; Ferrari *et al.*, 2003). Esto hace suponer la presencia en el subsuelo de depósitos minerales; particularmente compuestos de interés toxicológico como el Al, Mn y Fe, y sobre todo estos dos últimos elementos, fueron causa del cierre de dos pozos de abastecimiento de agua de donde presumiblemente se abastecen las plantas que distribuyen agua de garrafón que se consume entre la población local (CNA, 1998).

1.3 Justificación

A medida que la población crece, las necesidades también lo hacen, sobre todo las básicas que tienen que ver con la alimentación, vivienda y vestido. Dentro de estas necesidades básicas, un elemento fundamental es el agua, tanto como disolvente universal de aseo e higiene, como parte de la propia alimentación. El agua es un bien público y un derecho humano inalienable que se ha convertido en tema de seguridad nacional, no obstante, según datos recientes, unos 6,000 niños mueren diariamente de alguna enfermedad relacionada con el agua no apta para el consumo y el 80% de las enfermedades se debe al consumo de agua no potable (ONU, 2003).

En la Ciudad de Tepic, se consume agua del acuífero del Valle de Matatipac a través de 46 plantas envasadoras de agua para consumo humano, las cuales utilizan métodos de purificación (desinfección, cloración, filtración, esterilización con luz ultra violeta, ozonificación y, en algunas, ósmosis inversa) para eliminar impurezas y agentes contaminantes. Estos métodos logran remover los “metales en forma de partícula”, pero no remueven los “metales pesados disueltos” en el agua (CNA, 1998). Por otra parte, durante la extracción, transporte, almacenamiento, envasado y distribución, el agua es susceptible de ser contaminada por metales pesados, sobre

todo derivado del contacto con materiales, conexiones y tuberías, como es el caso del Pb, un tóxico que se acumula en el organismo (Segura *et al.*, 2003; Romieu *et al.*, 1995).

Existe un Sistema Operador del Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA), que es el responsable de realizar la extracción, distribución y entrega a domicilio del agua en la ciudad, para lo cual cuenta con 61 pozos de abastecimiento. De ellos, 12 se encuentran fuera de operación y 2 están cancelados: el “Pozo Estadios”, cancelado a partir de mayo de 1999 por presencia de hidrocarburos en el agua, y el “Pozo Reforma”, ubicado atrás del Panteón Jardín (rumbo a Bellavista), por contener metales como Fe y Mn en altas concentraciones, por lo que solo se explotan en total 47 pozos en la zona urbana de Tepic (SIAPA, 2002).

Al tener conocimiento de que, por una parte, las plantas dedicadas a la comercialización de agua para consumo humano tienen como abastecimiento dichos pozos ubicados en una zona con influencia volcánica, de que existe una NOM que establece los LMP de metales pesados en agua para consumo humano y de que la población de Tepic consume preferentemente agua de garrafón de 19L con una frecuencia de entre 2 y 3 garrafones por semana (Hernández *et al.*, 2003), además del conocimiento respecto del riesgo para la salud que tienen los metales pesados, por su toxicidad y bioacumulación, por sus efectos neurológicos, mutagénicos, cancerígenos y teratogénicos, se consideró necesario realizar un estudio que permitiera determinar el contenido de metales pesados en agua para consumo humano, así como evaluar sobre los posibles riesgos hacia la población expuesta de la Ciudad de Tepic con base al los LMP estipulados por las Normas Oficiales Mexicanas.

1.4 Hipótesis

Derivado del conocimiento respecto de la existencia de altas concentraciones de Fe y Mn en ciertas fuentes de abastecimiento de agua que se localizan en el Valle de Matatipac y que una parte de las plantas de agua no cuentan con la tecnología e infraestructura que garantice la calidad requerida por el Sistema Nacional de Salud, además de que algunas de ellas tienen muchos años de antigüedad, se presupone que la concentración de metales pesados en agua de garrafón de 19L que se envasa y comercializa entre la población de Tepic, es mayor a los límites máximos permisibles estipulados por la NOM-041-SSA1-1993.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Evaluar el contenido de metales pesados en agua envasada para consumo humano que se comercializa entre la población de la Ciudad de Tepic, Nayarit.

2.2 Objetivos específicos

1. Analizar el contenido de metales pesados en agua de garrafón de 19L de 21 plantas envasadoras y comercializadoras en la Ciudad de Tepic.
2. Determinar los niveles de metales pesados de las plantas envasadoras de agua para consumo humano respecto a los límites permisibles estipulados por la NOM-041-SSA1-1993 e inferir sobre las repercusiones hacia la salud humana.
3. Identificar aquellas zonas de la Ciudad de Tepic que resulten con cierto riesgo para la salud pública.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1 Descripción del área de estudio

Nayarit es uno de los 32 Estados que conforman la República Mexicana y se ubica entre las siguientes coordenadas: al norte $23^{\circ}05'$ y al sur $20^{\circ}36'$ de latitud norte; al este $103^{\circ}43'$ y al oeste $105^{\circ}46'$ de longitud oeste. Colinda al norte con los Estados de Sinaloa y Durango, al este con Durango, Zacatecas y Jalisco, al sur con Jalisco y el Océano Pacífico y al oeste con el Océano Pacífico (289 Km de litoral) y Sinaloa.



Figura 1. Ubicación geográfica del Estado de Nayarit. INEGI, 1995.

Nayarit tiene un clima predominante cálido subhúmedo con precipitaciones anuales entre 1000 y 2000 mm. La Entidad representa cerca del 1% del territorio nacional con una superficie de 28,874 Km² y similar proporción respecto de la población, la cual es de 920,185 habitantes de los que el género femenino es ligeramente mayor que de hombres (INEGI, 2000).

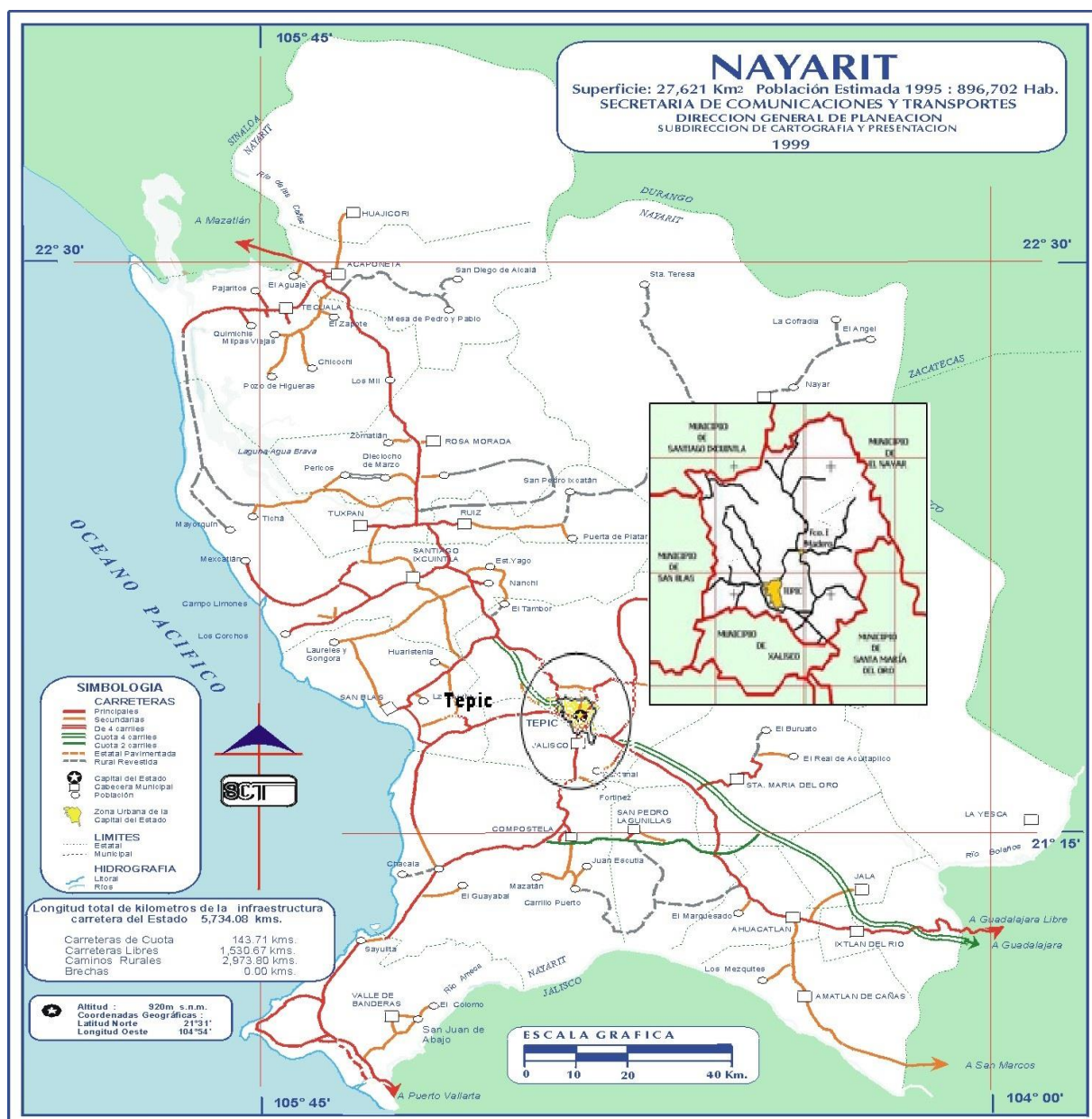


Figura 2. Ubicación geográfica del Municipio de Tepic. SCT, 1999.

Por otra parte, Tepic, capital de la Entidad, tiene una extensión de 45.25 Km² y representa el 5.98% de la superficie estatal. Sus coordenadas geográficas son: al norte 21°51', al sur 21°24'; al este 104°36' y al oeste 105°09'. La temperatura del ambiente oscila entre los 10 y 32°C, para un promedio de 21.2°C. La precipitación anual es en promedio de 1094 mm y su elevación es de 920 msnm. El Municipio de Tepic colinda al norte con los Municipios de Santiago Ixcuintla y El Nayar; al este con los Municipios de El Nayar y Santa María del Oro; al sur con Santa María del Oro y Xalisco; al oeste con San Blas y Santiago Ixcuintla. Cuenta con una población de 305,176 habitantes y 73,205 viviendas para un promedio de 4.1 habitantes por vivienda distribuidas en poco más de 230 colonias, la mayoría de ellas de reciente creación, por lo que no todas cuentan con una adecuada urbanización. El crecimiento se extiende hacia el Valle de Matatipac y hacia el Municipio de Xalisco (INEGI, 2000).

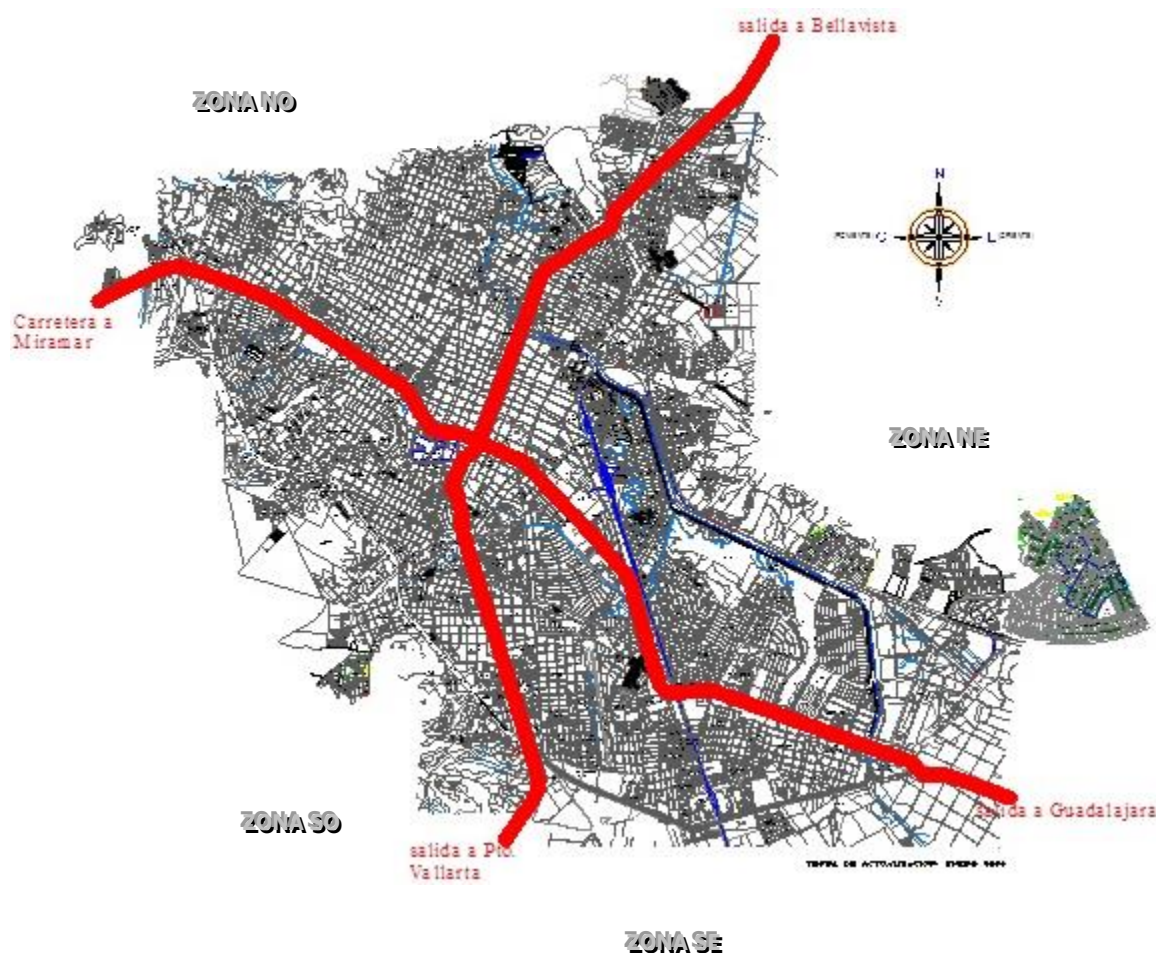


Figura 3. Zona urbana de la Ciudad de Tepic. INEGI, 1995.

El acuífero Valle de Matatipac se localiza al este de la ciudad de Tepic, cerca de los 21°60.9' de latitud norte y los 104°53.6' de longitud oeste. Está formado por una alternancia de materiales granulares piroclásticos y derrames lávicos dentro de un espesor promedio de 250 m en el centro, reduciéndose notoriamente hacia la periferia (CNA, 2003).

Funciona como un sistema de tipo libre, se recarga en forma natural por infiltración directa y por flujo subterráneo proveniente de las estructuras que los circundan. Se descarga mediante manantiales, flujo base del Río Mololoa y a través de la red de pozos profundos que opera el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado (SIAPA) de la Ciudad, de donde se obtiene el principal aporte para las actividades de la población. Los pozos bajo la vigilancia del SIAPA tienen una profundidad de 200 m en promedio, armados mediante tubo de acero con ranuras longitudinales y de canastilla, filtros de grava y bombas sumergibles de diferentes caballos de fuerza. Se extraen desde 16 hasta 120 Lseg⁻¹ y los niveles dinámicos se mantienen desde los 25 m hasta los 135 m, dependiendo de la zona alta o baja de la ciudad (SIAPA, 2004; SEMARNAT, 2003).

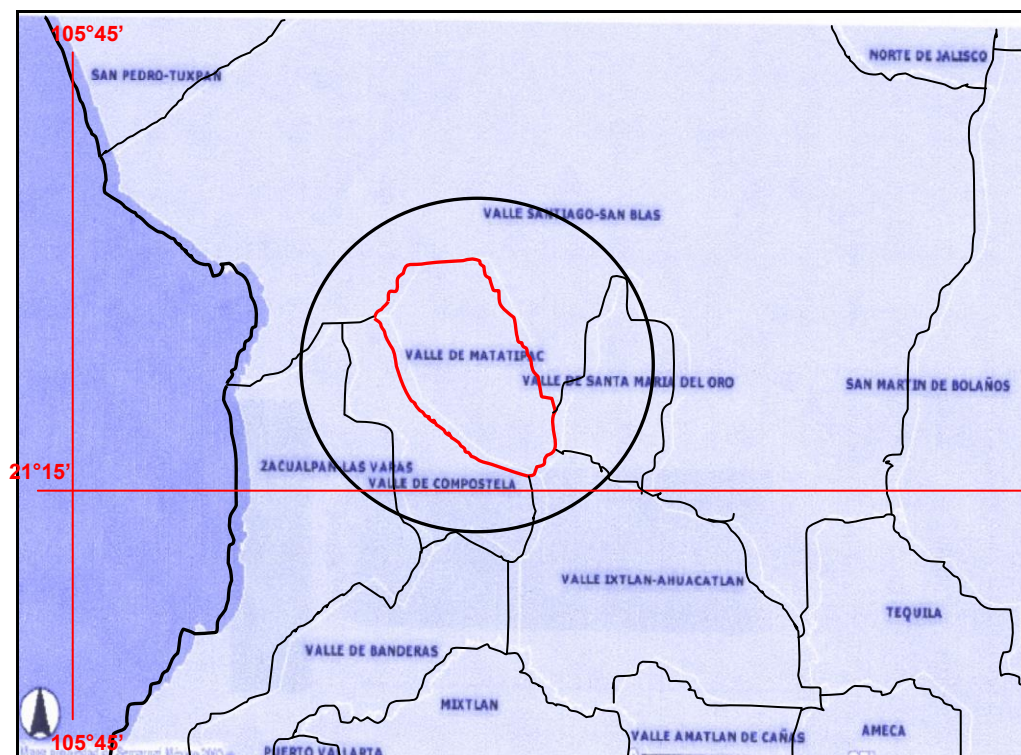


Figura 4. Ubicación del Acuífero Valle de Matatipac. Tepic, Nayarit. SEMARNAT, 2003.

3.2 Diseño experimental

Para la realización del presente estudio fue necesario en primer lugar definir una estrategia que permitiera obtener, sin previo aviso de las plantas distribuidores de agua purificada, la mayor cantidad de muestras posibles de agua de garrafón de 19L. Para ello fue necesario contar con el permiso y autorización de los Servicios de Salud en Nayarit (SSN), institución encargada de la vigilancia y control sanitario. La administración central del SSN derivó la encomienda a la Dirección de Regulación Sanitaria de la Jurisdicción No. 1 de Tepic, la cual brindó todo el apoyo para la colecta de muestras con base a su propia calendarización preestablecida para otros fines (análisis bacteriológicos y fisicoquímicos del agua, alimentos y bebidas entre otros) (SSA, 2002a). En segundo lugar se verificó la disponibilidad del equipo de análisis ICP del Centro Multidisciplinario de Investigación Científica (CEMIC), para contar con él en el momento necesario. Por último se exploró la zona bajo estudio para determinar la cantidad de plantas de agua dedicadas al envase y comercialización en garrafón y su ubicación espacial dentro de la ciudad.

A partir de ello, se tomó la decisión de muestrear durante un año (ciclo bimestral), de la siguiente manera: 50% de plantas en el primer mes y el resto en el segundo, 50% en el tercer mes y el resto en el cuarto, sucesivamente, de tal forma que al bimestre se obtenían muestras del total de plantas instaladas en Tepic.

3.3 Muestreo

El abastecimiento de agua de la Ciudad de Tepic, proviene del Acuífero Valle Matatipac, lugar con antecedentes de actividad volcánica. El agua se extrae mediante pozos profundos. Parte se distribuye como agua potable a través de la red de servicio a domicilio bajo la vigilancia del SIAPA. Otra llega envasada a la ciudadanía en presentaciones de 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 3.75 y 19 L, siendo éste último el producto de mayor consumo, con un promedio de entre 2 y 3 garrafones por semana (Hernández *et al.*, 2003).

Las plantas envasadoras de agua de garrafón utilizan procesos de lavado, filtración, desinfección con cloro y luz ultravioleta, ósmosis inversa (en la mayoría de ellas), llenado, sellado y etiquetado. En tal sentido, las muestras de agua se colectaron directamente de los grifos de llenado de garrafones de las diferentes plantas

envasadoras durante un periodo de un año (octubre de 2003 a septiembre de 2004). Para ello se utilizaron bolsas de plástico esterilizadas de 500 mL (Nasco Whirl-Pak), las cuales fueron proporcionadas por el sector salud. Las tomas de muestra se hicieron en un horario entre las 8:00 y 15:00 horas los días martes o miércoles. Una vez colectadas las muestras se trasladaron al laboratorio donde se tomó una submuestra de 100 mL del agua, a la que se agregó 1 mL de ácido nítrico concentrado (60 – 70% para ICP), para luego ser conservadas en ambiente fresco (SSA, 1994b).

La cantidad de muestras por planta envasadora fue variable (entre 1 y 8) debido, entre otras razones, a que la planta se encontró fuera de operación en ese momento, por negativa del dueño o por accidentes involuntarios del tomador de muestra. El total de plantas fue de 46, de las que el 50% resultaron ser plantas con marca propia y el resto con venta a granel. No obstante, a pesar de que se colectaron muestras de las 46 plantas, solo se seleccionaron 21 de ellas para su análisis, dado que fueron de las que se obtuvieron al menos cuatro repeticiones.

Respecto de la ubicación espacial de las 46 plantas, el 24% se ubican al Noroeste (NO) de la Ciudad, 15% al Noreste (NE), 37% al Suroeste (SO) y 24% en la zona Sureste (SE). De esta distribución total, se tomaron 21 para su análisis, las cuales se ubican geográficamente de acuerdo a la zona (Tabla 1). La clave con la que aparecen se compone de dos primeras letras mayúsculas para indicar el nombre de la planta, mientras que las dos últimas se refieren a la zona geográfica donde se ubican.

Tabla. 1. Ubicación de las 21 plantas analizadas, por zona geográfica en la Ciudad de Tepic.

NO (24%)	NE (14%)	SO (43%)	SE (19%)
BRNO	AMNE	FUSO	MZSE
AZmNO	OANE	EDSO	CISE
OCNO	RChNE	SJSO	ARSE
AZNO		FISO	SASE
PANO		SISO	
		DESO	
		PESO	
		MFSO	
		MTSO	

3.4 Análisis de muestras

Del total de plantas de agua seleccionadas se tomaron cuatro repeticiones de cada una de ellas, procurando abarcar el periodo de muestreo que fue de un año. Esto sumó un total de 84 muestras para el análisis de metales pesados, las cuales se sometieron a lecturas de As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Se y Zn.

Las muestras fueron analizadas mediante espectrofotometría de emisión. Dicho técnica ofrece una serie de ventajas por su alta precisión, bajos límites de detección y costo relativamente bajo, lo cual permite detectar la mayoría de los elementos e isótopos de la tabla periódica de manera simultánea y al instante, por ello resulta ser la opción mas apropiado en los últimos tiempos para la determinación de minerales, fósiles, metales traza y semiconductores, entre otros (Faulkner *et al.*, 1995).

El equipo utilizado para el análisis de muestras por espectrofotometría de emisión se identifica por sus siglas como ICP (Inductively Coupled Plasma), marca Varian modelo VistaPro, para muestras líquidas, cuyas lecturas se reportan en mgL^{-1} . Este equipo utiliza la técnica de mas auge en la actualidad por su precisión (0.1 – 0.2%), exactitud, selectividad, reproductibilidad, bajos límites de detección (ppb), amplio rango de linealidad, fácil calibración y su carácter de análisis multielemental, especialmente de elementos traza metálicos.

Para la calibración y estandarización del equipo se utilizaron, como muestras controles, dos de agua desionizada y dos de agua acidulada ($\text{H}_2\text{O}_{\text{desioniz}} + \text{HNO}_3$ para ICP), así como cinco soluciones estándar de metales pesados para las curvas de calibración. Sin embargo, debido a las características del ICP solo se lograron detectar lecturas de As, Co, Fe, Mo, Pb, Se y Zn. De estos elementos se tomaron en cuenta solo las concentraciones de As, Fe, Pb y Zn, debido al interés toxicológico y su relación con la NOM de referencia.

3.5 Procesamiento de los datos

Las concentraciones de metales pesados obtenidas se graficaron y se compararon con los LMP señalados por la NOM-SSA1-041-1993, asimismo se calcularon promedios y desviaciones estándar por cada elemento detectado y por planta. Otro análisis aplicado fue el de temporalidad, para detectar las concentraciones fuera de norma respecto de los meses muestreados. También fue pertinente señalar los rangos de concentración por elemento analizado en cada planta, destacando los valores

máximos y ubicándolos por zonas geográficas de la ciudad (Noroeste, Noreste, Suroeste y Sureste), con el fin de identificar aquellas que pudieran ser susceptibles de algún tipo de riesgo para la salud de la población.

4. RESULTADOS

La evaluación de metales pesados en agua de garrafón de 19L, partió del supuesto de que las concentraciones de los once metales pesados establecidos por la NOM-041-SSA1-1993, podrían ser fácilmente detectadas. Sin embargo, el nivel de detección del equipo utilizado permitió obtener lecturas solo de cuatro elementos, ya que en su mayoría se trató de cantidades en agua sumamente pequeñas. En orden de importancia, los elementos que pueden representar cierto interés toxicológico, debido a altas concentraciones detectadas, son: $Pb > As > Fe > Zn$.

Para facilitar la representación del contenido de estos cuatro elementos por zona y por planta, se diseñó una clave de acuerdo al nombre de la planta y a la zona de la Ciudad donde se localiza (Tabla 1). Por otra parte cabe aclarar que en ciertos meses de muestreo no se logró detectar la concentración debido a que el valor se encontró por debajo del límite de detección, por lo que aparece el dato como nd (no detectado). Las unidades en que se analizaron los datos se presentan en mgL^{-1} para todos los casos, incluyendo el LMP señalado por la NOM en cuestión, los cuales se ilustran como sigue: a la izquierda de cada figura el LMP para el $As < 0.05$ y $Fe < 0.3$, y a la derecha el LMP para el $Pb < 0.02$ y $Zn < 3.0$ (SSA, 1993).

4.1 Zona Noroeste

En esta zona se encuentra el 24% del total de plantas existentes en la Ciudad (Tabla 1). De ellas se eligieron cinco (por contener cuatro repeticiones), las cuales se identifican con las siguientes claves: BRNO, AZmNO, OCNO, AZNO y PANO.

En la planta BRNO se detectaron los siguientes rangos de concentraciones (en mgL^{-1}): As desde nd a 0.003, Pb desde nd a 0.028, Fe desde nd a 0.020 y, para el caso del Zn, las concentraciones no fueron detectadas (Figuras 5 y 6). En el caso de esta planta, el contenido de Pb solo en el mes de mayo fue ligeramente superior al LMP, no obstante, la media y desviación estándar (0.011 ± 0.013), indican bajo riesgo para la salud (Tabla 2), además de ser valores muy dispersos quizás debido a descuidos en el

proceso de envasado del agua. En el caso del contenido de As, Fe y Zn (Tablas 3, 4 y 5), las concentraciones fueron bajas, por lo que no representan riesgos para la salud de la población.

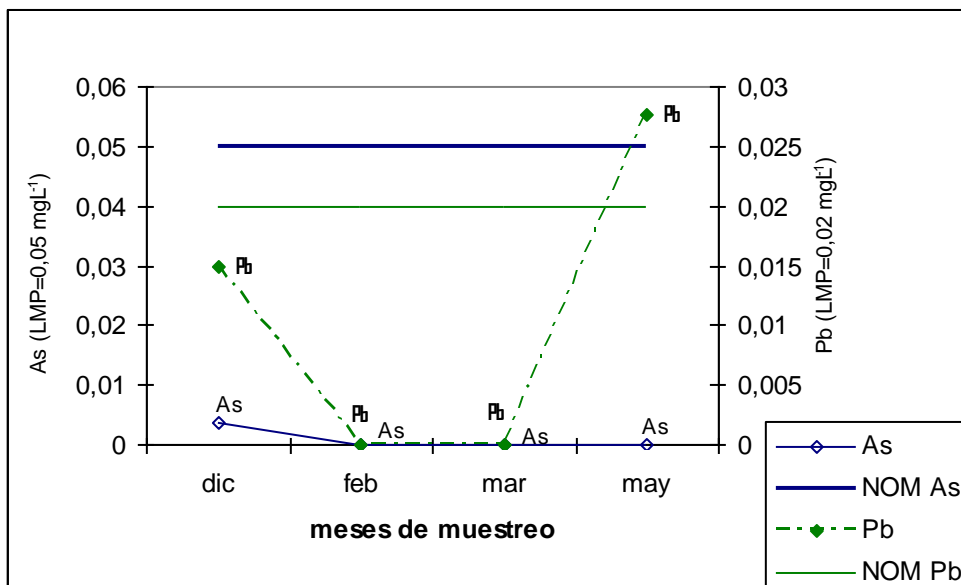


Figura 5. Concentraciones de As y Pb en la planta BRNO.

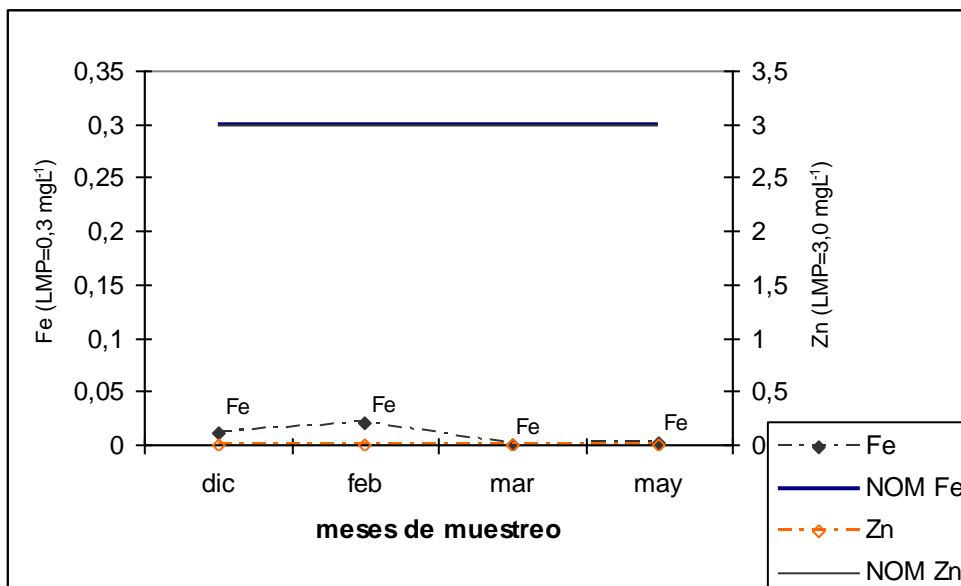


Figura 6. Concentraciones de Fe y Zn en la planta BRNO.

Las concentraciones de metales pesados en la planta de agua AZmNO, indican rangos desde nd a 0.061 de As, de nd a 0.006 para Pb, de nd a 0.013 de Fe y desde nd a 0.004 del contenido de Zn. Como se observa, solo una concentración de As se reporta fuera del LMP correspondiente al mes de julio (Figura 7), mientras que las tres muestras restantes fueron inferiores al límite de detección del equipo. En el caso del Pb, Fe y Zn todas las concentraciones fueron muy bajas (Tablas 2, 4 y 5).

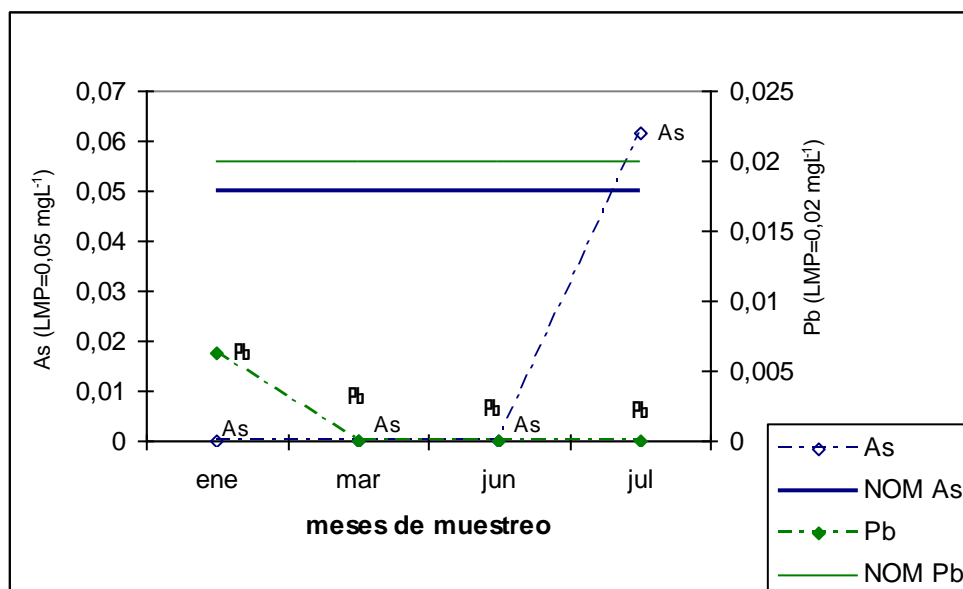


Figura 7. Concentraciones de As y Pb en la planta AZmNO.

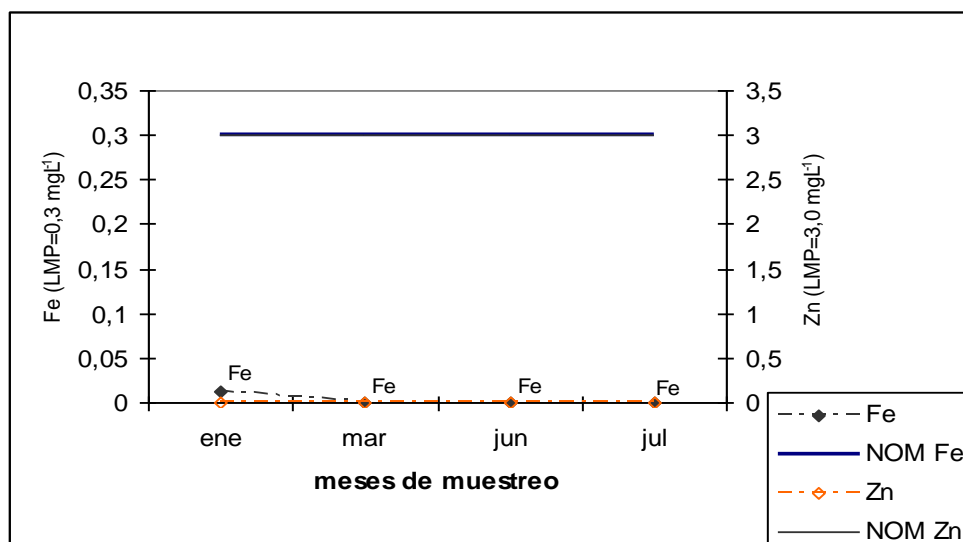


Figura 8. Concentraciones de Fe y Zn en la planta AZmNO.

La planta de agua OCNO reportó rangos de concentraciones de nd a 0.022 mgL⁻¹ del elemento As, de nd a 0.014 mgL⁻¹ de Pb, de nd a 0.022 mgL⁻¹ de Fe y de 0.001 a 0.023 mgL⁻¹ para el caso del Zn (Figuras 9 y 10). Las concentraciones en esta planta fueron bajas, pero llama la atención la relación inversa entre el contenido de As y Pb, mientras uno se incrementa, el otro disminuye, al parecer sin ninguna relación sobre la fuente o el proceso. El contenido de Fe y Zn fueron muy bajas, por lo que, en todos los casos, se descartan posibles riesgos para la salud (Tablas 4 y 5).

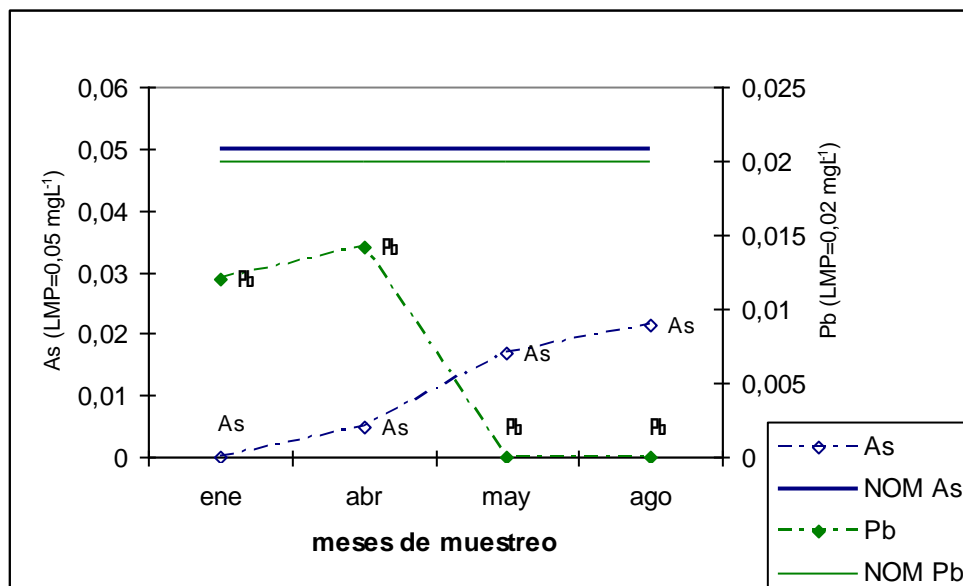


Figura 9. Concentraciones de As y Pb en la planta OCNO.

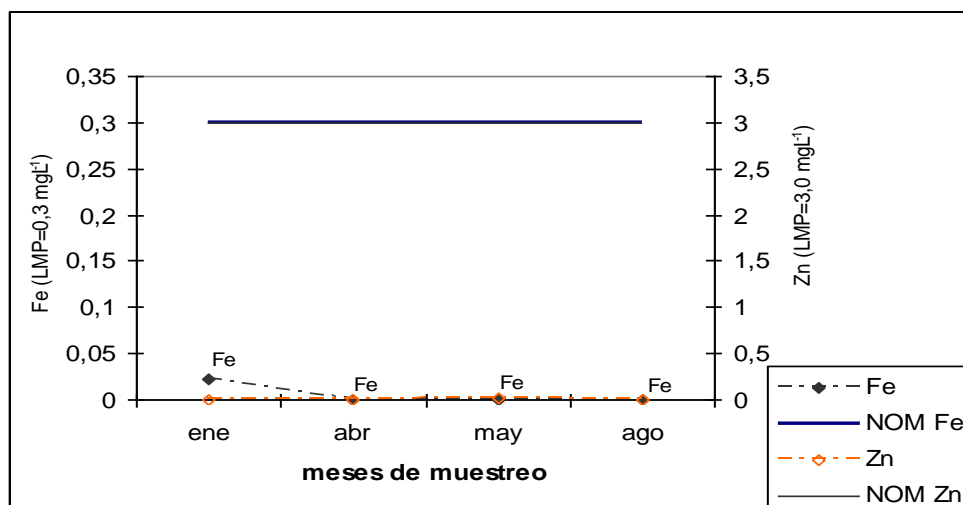


Figura 10. Concentraciones de Fe y Zn en la planta OCNO.

En la planta de agua AZNO se detectaron concentraciones (en mgL^{-1}) con rangos que van desde nd a 0.040, nd a 0.035 de Pb, nd a 0.003 de Fe y de nd a 0.003 para Zn (Figuras 11 y 12). La concentración de Pb en el mes de junio fue superior en poco menos el doble del LMP, sin embargo, en promedio las concentraciones fueron apenas la mitad del valor del límite (0.010 ± 0.017). Por su parte, el contenido de As, a pesar de tener una concentración en el mes de agosto cercana al LMP, se considera bajo, al igual que el contenido de Fe y Zn, los cuales apenas fueron detectados.

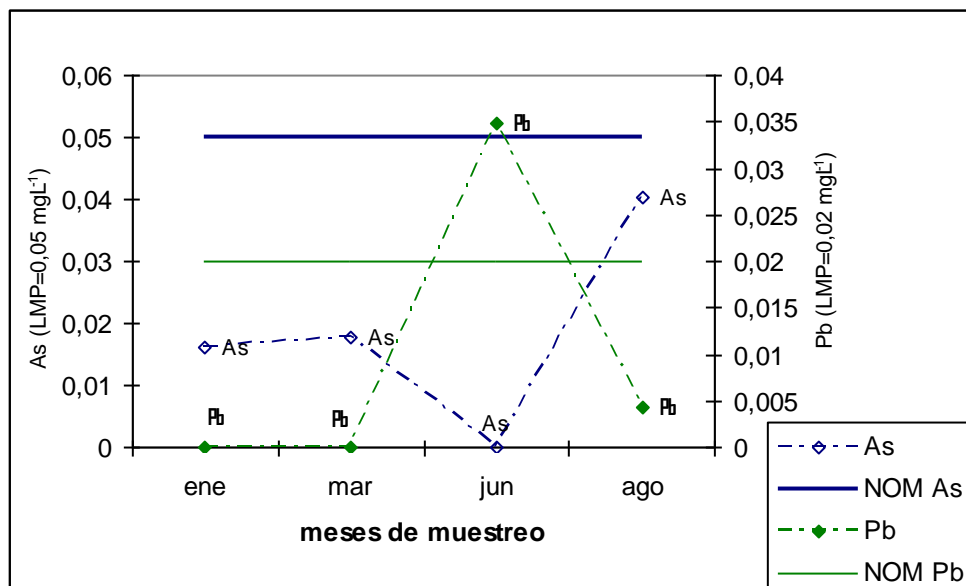


Figura 11. Concentraciones de As y Pb en la planta AZNO.

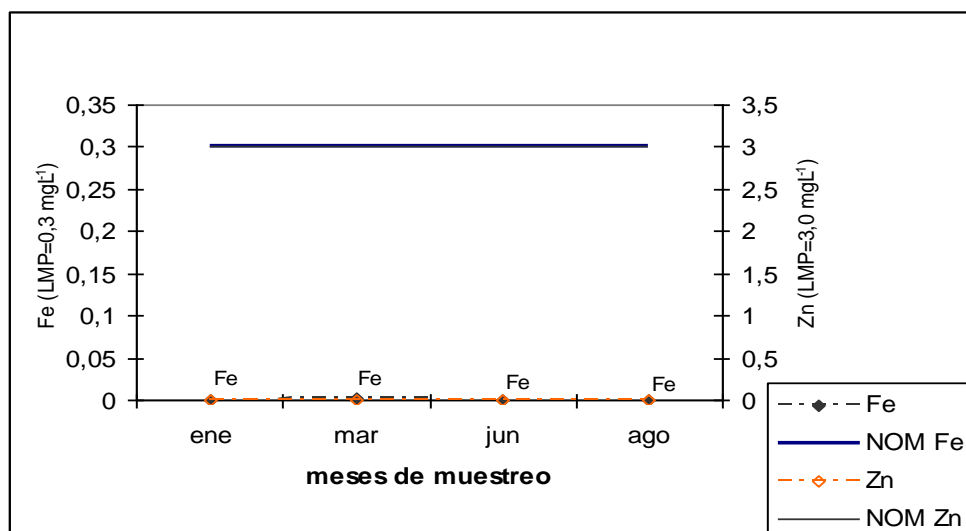


Figura 12. Concentraciones de Fe y Zn en la planta AZNO.

La planta de agua PANO (Figuras 13 y 14) reportó concentraciones con los rangos siguientes: As desde nd a 0.015 mgL⁻¹, Pb desde nd a 0.011 mgL⁻¹, Fe desde nd a 0.075 mgL⁻¹ y Zn desde nd a 0.010 mgL⁻¹. Estas concentraciones por ser muy bajas en todos los casos, no son consideradas con riesgo para la salud de la población.

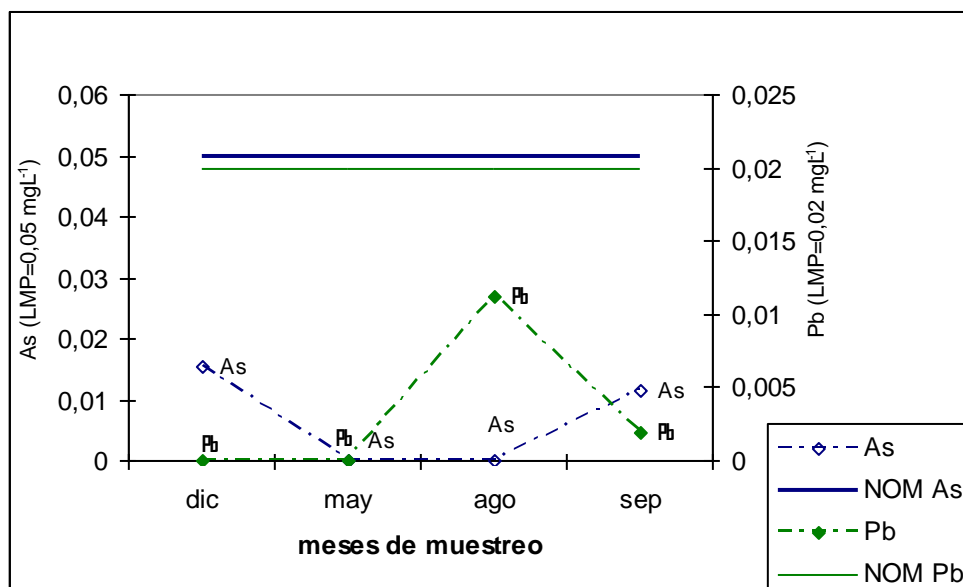


Figura 13. Concentraciones de As y Pb en la planta PANO.

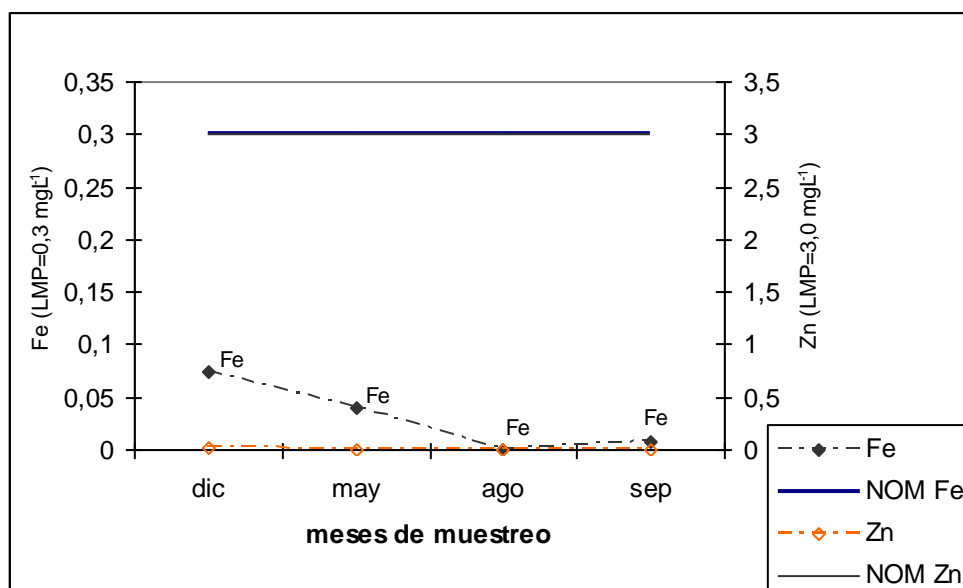


Figura 14. Concentraciones de Fe y Zn en la planta PANO.

4.2 Zona Noreste

En la zona noreste de la Ciudad, se localiza el 15% de plantas dedicadas al envasado y comercialización de agua de garrafón de 19L. De ellas se monitorearon tres: AMNE, OANE, RChNE.

La planta de agua AMNE mostró los siguientes rangos de concentración: de As nd a 0.032, Pb nd a 0.061, Fe nd a 0.260 y Zn de nd a 0.035, en todos los casos las unidades se dan en mgL^{-1} . En la Figura 15 se observa que la concentración de Pb correspondientes al mes de mayo sobrepasó en casi tres veces el LMP (>0.02). Este valor hizo que la media sea similar al del LMP (0.020 ± 0.029) y, por supuesto con una gran dispersión de valores (Tabla 2). Por otra parte llama la atención una concentración de Fe en el mes de diciembre (Figura 16 y Tabla 4), ya que esa concentración de 0.260 mgL^{-1} fue la mas alta de todas las muestras analizadas.

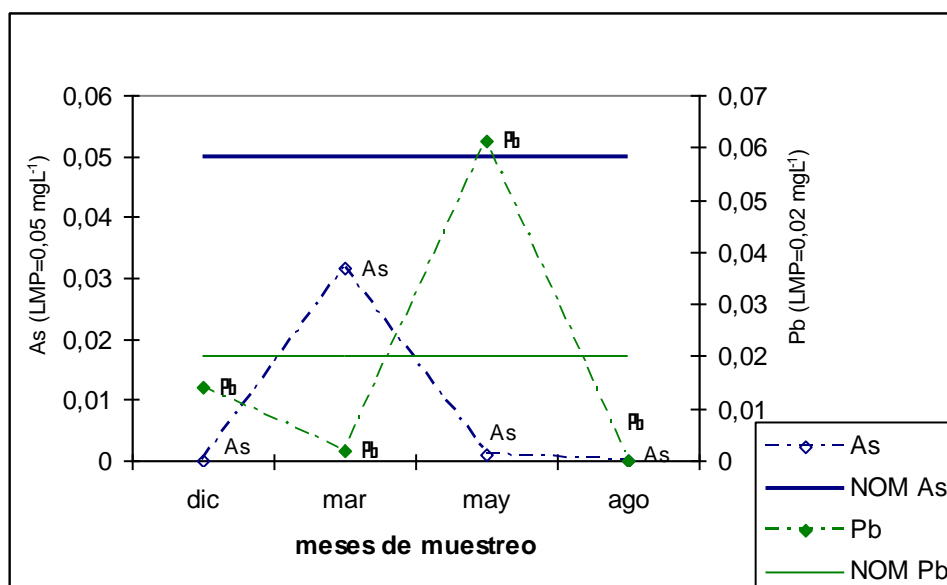


Figura 15. Concentraciones de As y Pb en la planta AMNE.

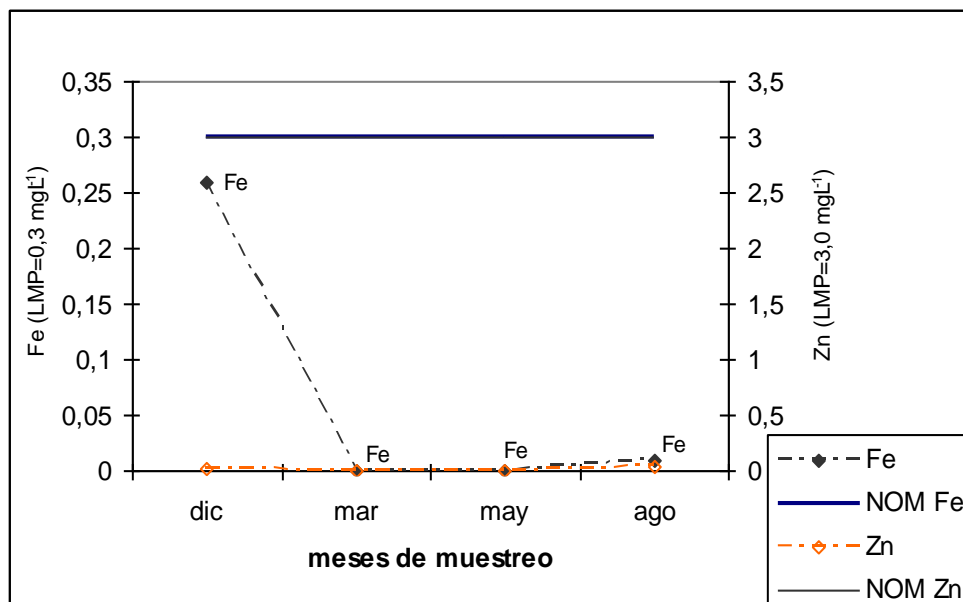


Figura 16. Concentraciones de Fe y Zn en la planta AMNE.

En la plata OANE (Figuras 17 y 18), la concentración de As no se detectó en ninguno de los meses mientras que, en el resto de elementos, los rangos de concentración fueron: para Pb de nd a 0.025; para Fe, de 0.005 a 0.050 y para Zn, de 0.003 a 0.010. La concentración de Pb correspondiente al mes de septiembre rebasó el LMP, mientras que el contenido de Fe y Zn se mantuvo por debajo de la norma de referencia. En el caso de Fe las concentraciones se hicieron presentes pero en muy bajas cantidades (Tabla 4).

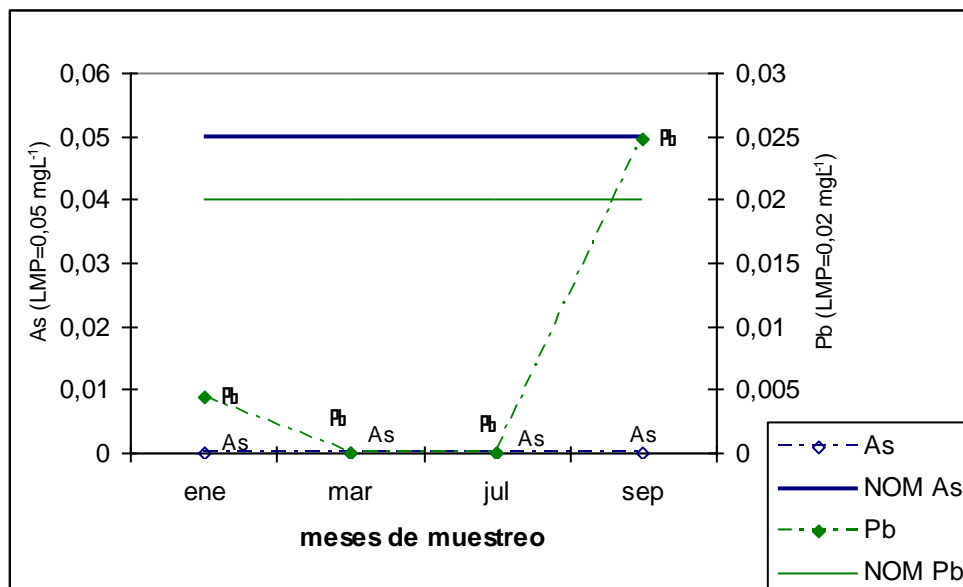


Figura 17. Concentraciones de As y Pb en la planta OANE.

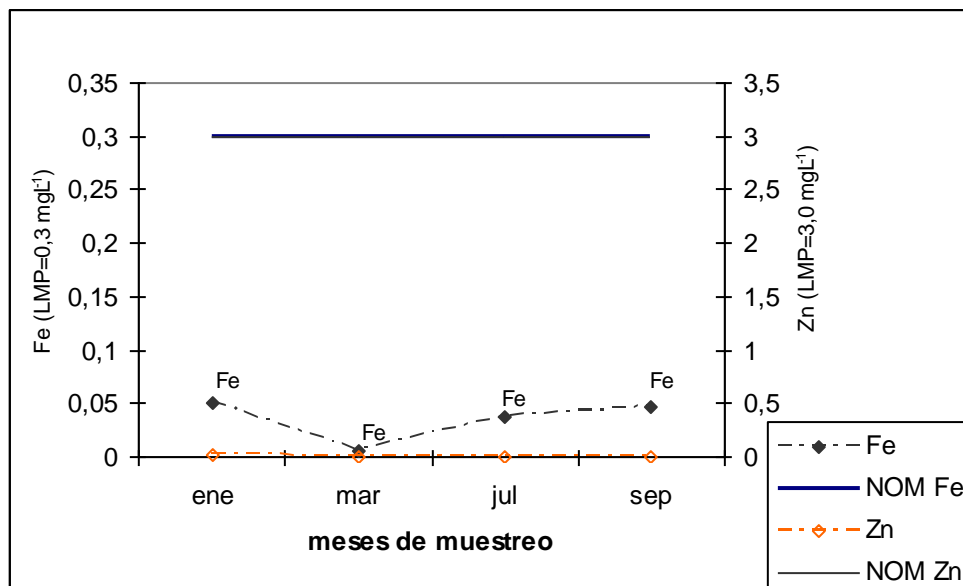


Figura 18. Concentraciones de Fe y Zn en la planta OANE.

La planta de agua identificada como RChNE, resultó con concentraciones dentro de los siguientes rangos: para As de nd a 0.012, para Pb de nd a 0.042, para Fe de nd a 0.047 y, para el caso del Zn, las concentraciones no fueron detectadas. Destaca la concentración de Pb en marzo, ya que rebasó con más del doble LMP, mientras que

en el resto de elementos las cantidades reportadas se encontraron por debajo de la norma.

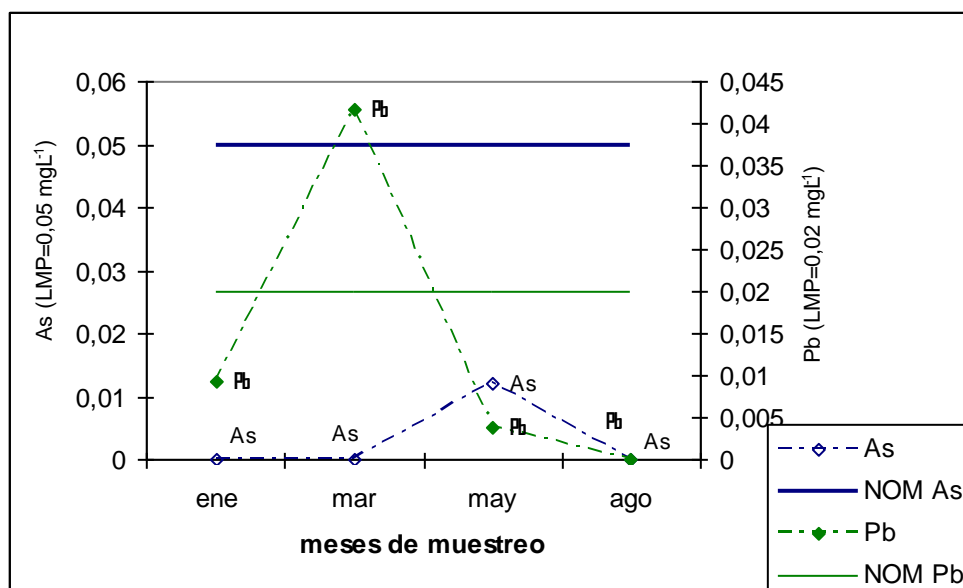


Figura 19. Concentraciones de As y Pb en la planta RChNE.

La concentración promedio de Pb indica no tener riesgo para la salud (0.002 ± 0.003), sin embargo, como se observa (Figura 19), una de cuatro muestras es mayor al LMP. Respecto del contenido de Fe y Zn las concentraciones apenas fueron detectadas por el equipo.

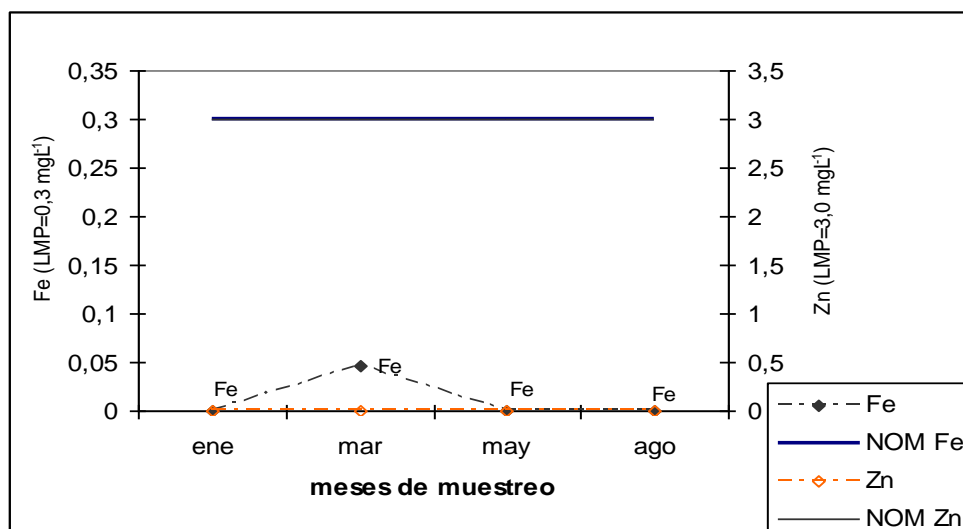


Figura 20. Concentraciones de Fe y Zn en la planta RChNE.

4.3 Zona Suroeste

La zona suroeste de la Ciudad de Tepic, es el lugar donde existe la mayor cantidad de plantas (37%) dedicadas al envasado y comercialización de agua de garrafón de 19L. De esta zona se tomó para su estudio nueve de ellas, es decir, el 43% de las 21 seleccionadas (Tabla 1), la cuales se identifican con la clave: FUSO, EDSO, SJSO, FISO, SISO, DESO, PESO, MFSO y MTSO.

Las Figuras 21 y 22, muestran las concentraciones de As, Pb, Fe y Zn en la planta de agua FUSO. Las concentraciones encontradas fueron; para As de nd a 0.050, para Pb de nd a 0.007, para Fe de 0.009 a 0.082 y para Zn de nd a 0.001, respectivamente. La concentración de As para el mes de diciembre (Tabla 3), resultó muy cercana al LMP contemplado por la NOM (0.05 mgL^{-1}), no obstante, la media indica no tener riesgos para la población (0.025 ± 0.021). Mientras tanto, el contenido de Pb y Fe se encontraron por debajo de sus respectivos LMP y, en el caso del contenido del Zn, las concentraciones fueron muy bajas, cercanas al límite de detección del equipo (Tablas 2, 4 y 5).

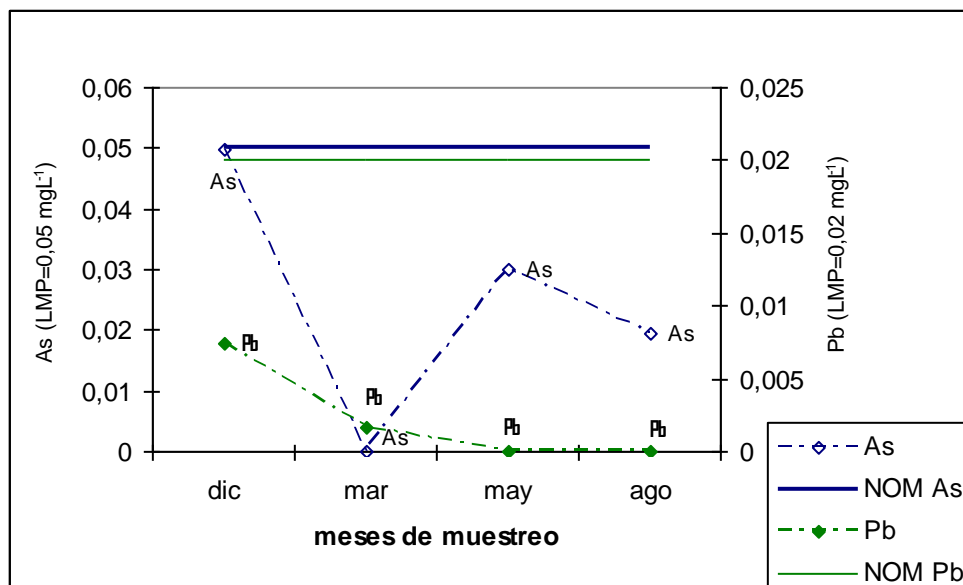


Figura 21 Concentraciones de As y Pb en la planta FUSO.

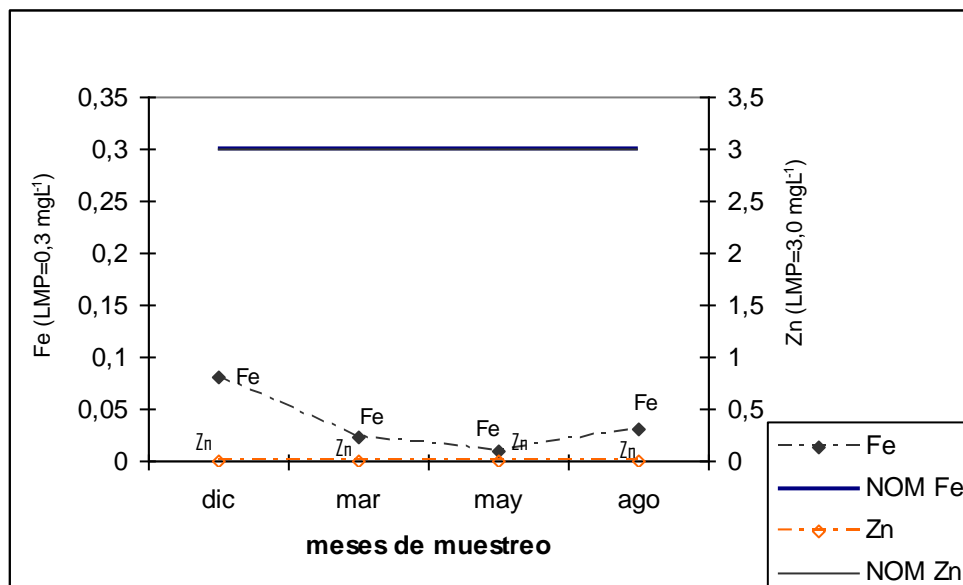


Figura 22. Concentraciones de Fe y Zn en la planta FUSO.

En la planta EDSO (Figuras 23 y 24), los rangos de concentración fueron: para el As de nd a 0.049, para el Pb de nd a 0.017, para el Fe de nd a 0.065 y para el Zn de nd a 0.002. Como se observa, las concentraciones en ningún momento rebasaron los correspondientes LMP estipulados por la NOM en cuestión, solo hubo cercanía en las muestras tomadas en mayo para el As y en agosto para el Pb (Tablas 2 y 3).

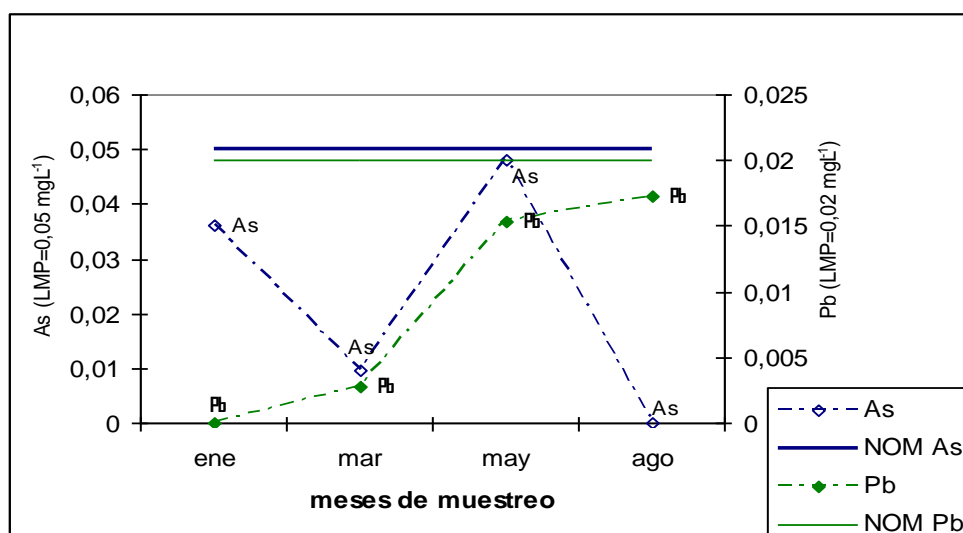


Figura 23. Concentraciones de As y Pb en la planta EDSO.

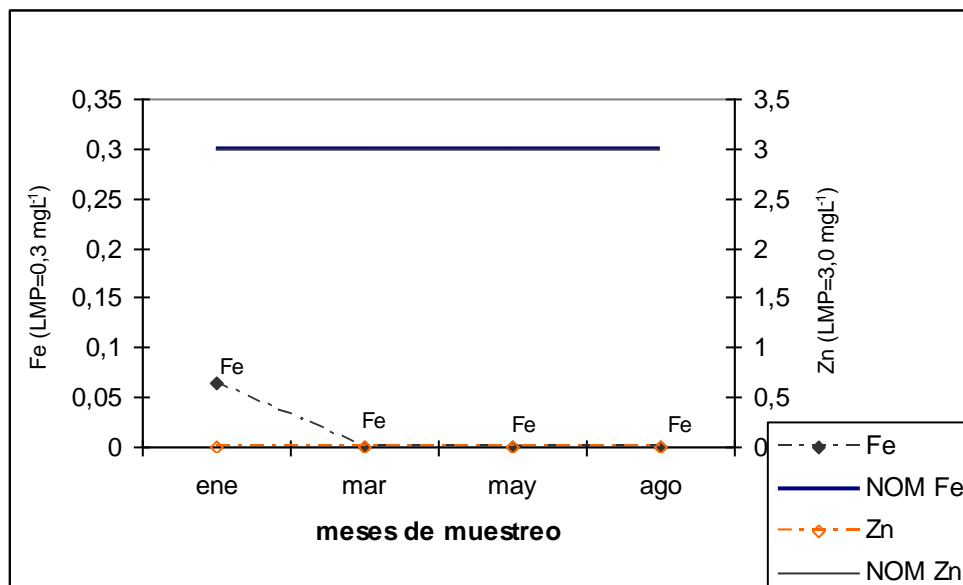


Figura 24. Concentraciones de Fe y Zn en la planta EDSO.

La planta SJSO presentó concentraciones que van de nd a 0.112 para As, de nd a 0.046 para el Pb, de 0.043 a 0.095 para Fe y de 0.002 a 0.008 para Zn. Las concentraciones de As en el mes de abril fueron muy superiores al LMP ($>0.05 \text{ mgL}^{-1}$). Igual caso sucede con el Pb en el mes de enero. La media y desviación estándar para ambos elementos (0.028 ± 0.056 y 0.012 ± 0.023 , respectivamente), fueron menores al LMP por lo que no representan riesgos para la población (Tablas 2 y 3). Sin embargo, la probabilidad de encontrar concentraciones altas de As y Pb en un mayor número de repeticiones es del 25%. En el caso del Fe y Zn (Figura 26; Tabla 4), las concentraciones se encuentran por debajo del LMP, sin embargo, las variaciones de Fe merecen cierta atención dado que representan la tercera parte del valor estipulado por la NOM de referencia ($<0.3 \text{ mgL}^{-1}$).

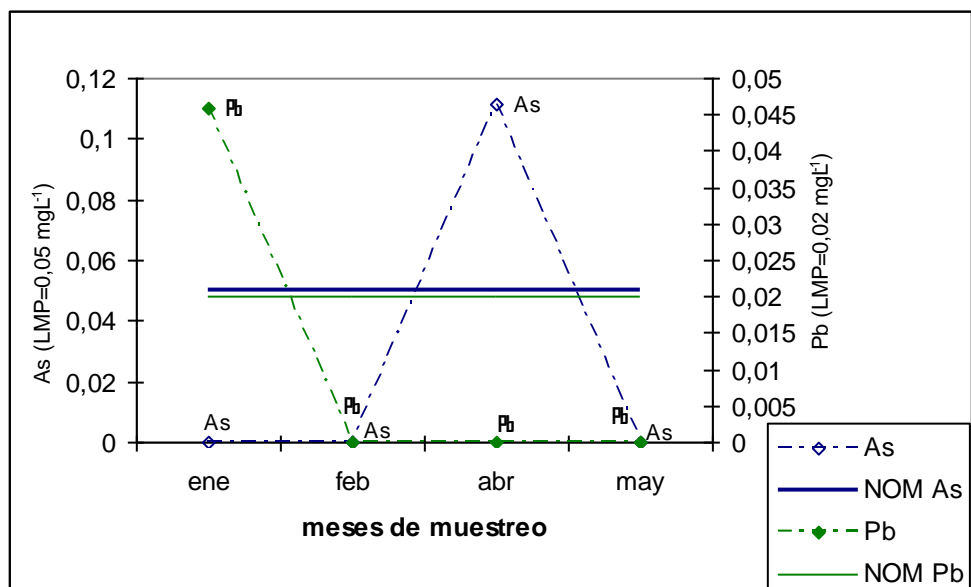


Figura 25. Concentraciones de As y Pb en la planta SJSO.

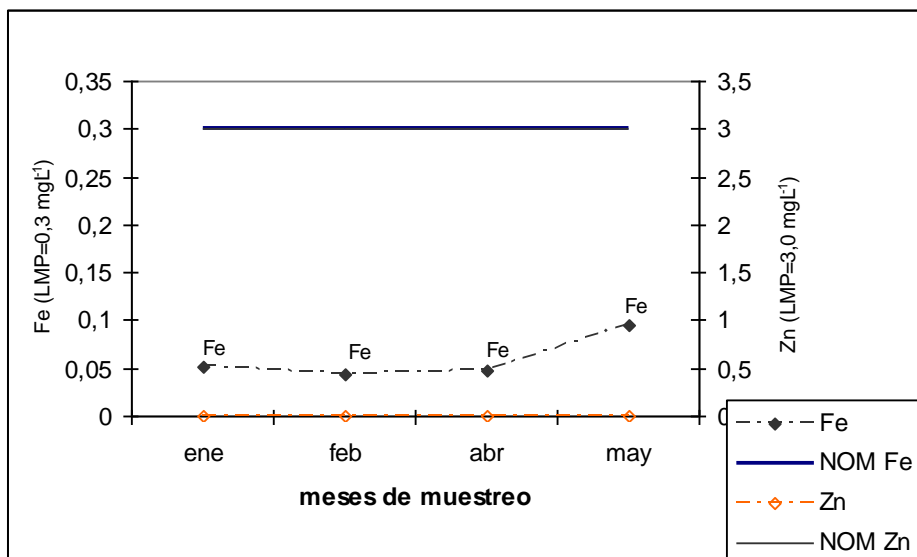


Figura 26. Concentraciones de Fe y Zn en la planta SJSO.

La planta FISO (Figuras 27 y 28) reportó los siguientes rangos de concentración: para el As de 0.002 a 0.042, para Pb de nd a 0.041 y para Fe de nd a 0.027. Las concentraciones de Zn fueron inferiores al límite de detección. Las concentraciones de Pb en los meses de febrero y marzo, resultaron mayores al LMP. El promedio de concentraciones (0.025 ± 0.017) hace suponer que esta planta enfrenta problemas con el

Pb (Tabla 2) presuntamente derivado del proceso de envasado por la utilización de tuberías o uniones de Pb, por ser una de las plantas más antiguas de la Ciudad, lo cual representa riesgos para sus consumidores.

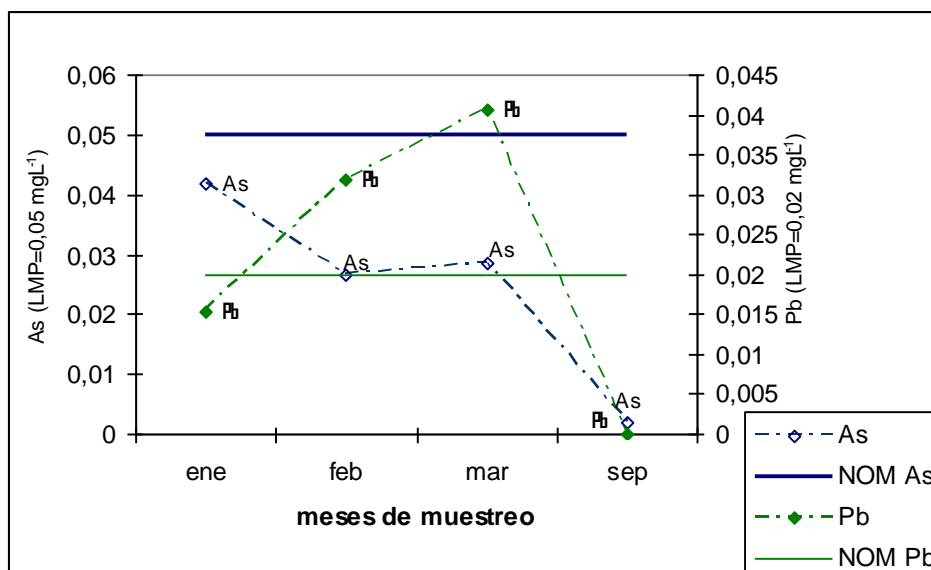


Figura 27. Concentraciones de As y Pb en la planta FISO.

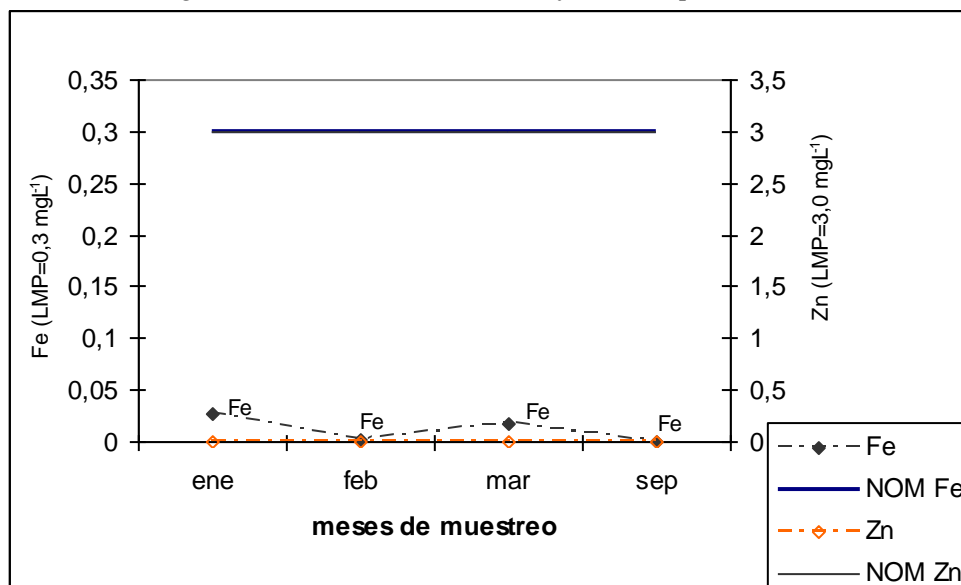


Fig. 28. Concentraciones de Fe y Zn en la planta FISO.

En la planta SISO, se obtuvieron concentraciones que van de nd a 0.068 de As, de nd a 0.038 de Pb, de nd a 0.049 de Fe y de nd a 0.004 de Zn. Las concentraciones de As y Pb para el mes de enero fueron superiores al LMP, no obstante los promedios

(0.027 ± 0.029 y 0.008 ± 0.016), respectivamente indican no tener riesgo para la salud (Tablas 2 y 3). La Figura 29 muestra cierta relación entre el contenido de As y Pb, ya que ambos se incrementan y disminuyen respecto al mes de muestreo. Las concentraciones de Fe y de Zn resultaron bajas (Tablas 4 y 5).

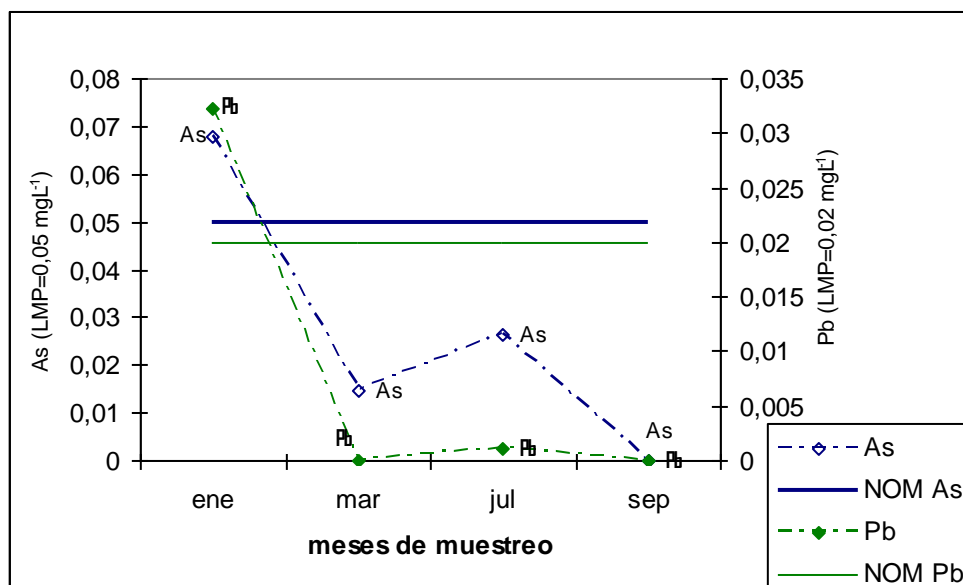


Figura 29. Concentraciones de As y Pb en la planta SISO.

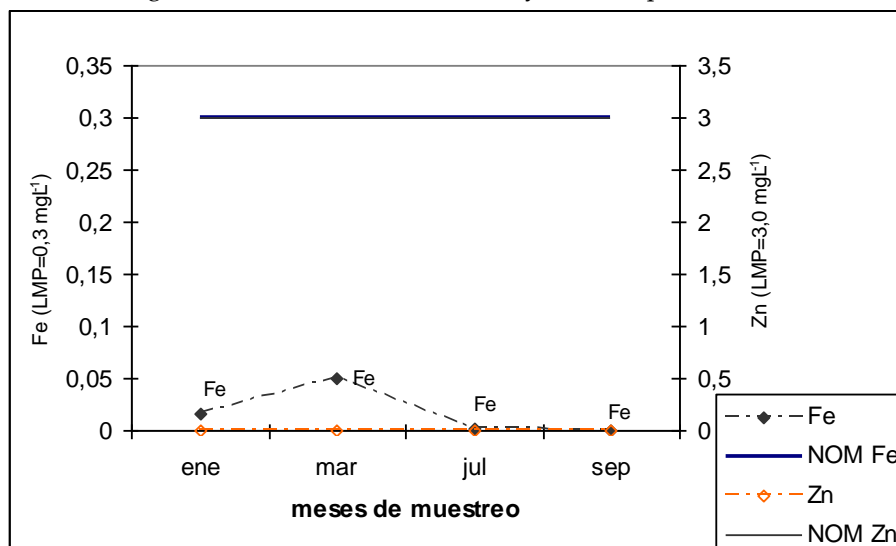


Figura 30. Concentraciones de Fe y Zn en la planta SISO.

DESO, es otra planta que presentó una de cuatro concentraciones por arriba del LMP de Pb. Los rangos fueron: As de nd a 0.005, para el Pb de nd a 0.060, para Fe de 0.031

a 0.171 y para Zn de 0.004 a 0.012. Tres concentraciones de Pb quedaron en niveles críticos, así lo indica el promedio (0.024 ± 0.025). El mes de enero y julio fueron muy cercanos al LMP, pero el mes de febrero se incrementó en casi tres veces el valor del límite ($>0.02 \text{ mgL}^{-1}$), por lo que esta planta también enfrenta problemas con el Pb por causas similares a las mencionadas para la planta FISO (Figura 27). En el caso de Fe y Zn las concentraciones no significan riesgos (Figura 32; Tablas 4 y 5).

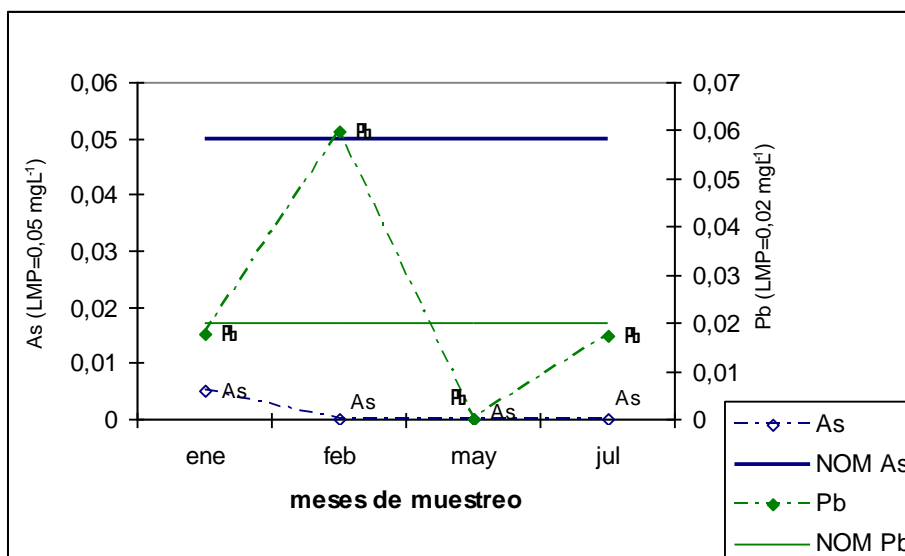


Figura 31. Concentraciones de As y Pb en la planta DESO.

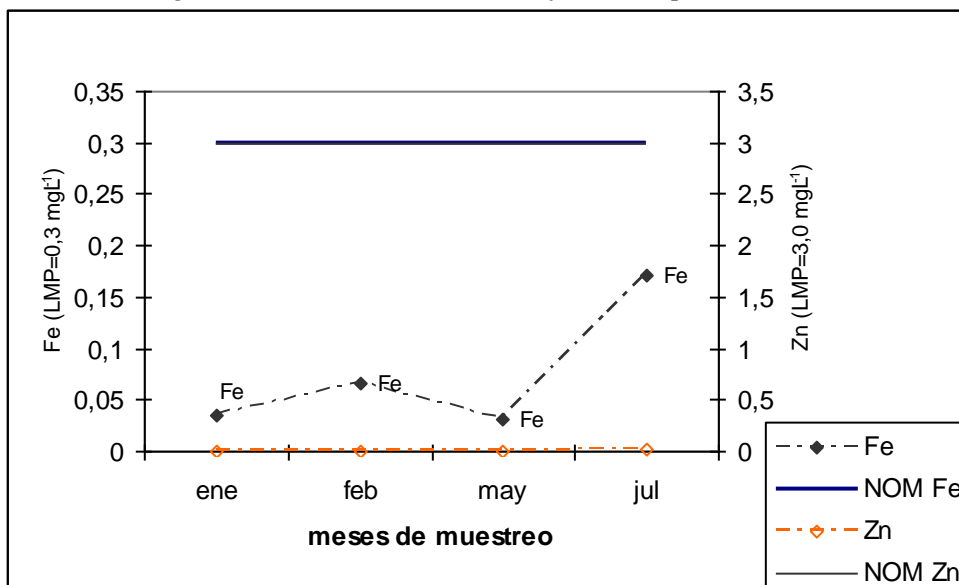


Figura 32. Concentraciones de Fe y Zn en la planta DESO.

La planta PESO, otra de las mas antiguas de la Ciudad, presentó concentraciones con rangos que van desde nd a 0.022 de As, 0.002 a 0.051 de Pb, desde nd a 0.042 de Fe y desde nd a 0.164 para el caso de Zn. Obsérvese que tres de cuatro muestras (75%) de Pb rebasaron el LMP y los promedios (0.030 ± 0.021) son igualmente altos (Tabla 2), lo que la convierte en la planta de mayor riesgo por Pb. Dichos niveles altos corresponden a los meses de mayo agosto y septiembre, incluso la concentración en este último mes fue de más del doble del LMP (>0.02).

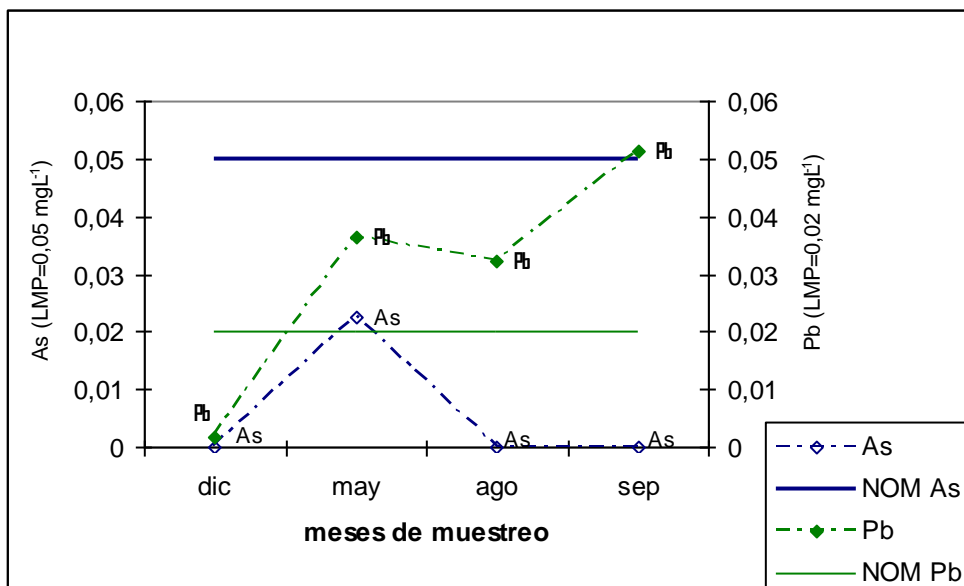


Figura 33. Concentraciones de As y Pb en la planta PESO.

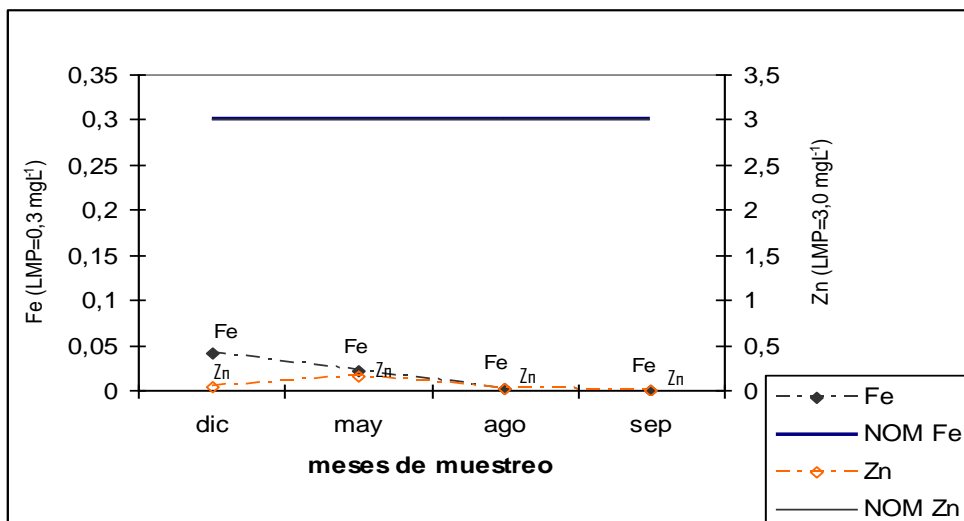


Figura 34. Concentraciones de Fe y Zn en la planta PESO.

La planta MFSO presentó concentraciones de As, desde nd a 0.023; de Pb, de nd a 0.038; de Fe, de nd a 0.049; y de Zn, de 0.002 a 0.014. Como se aprecia (Figura 35), la concentración de Pb en el mes de agosto fue superior en casi el doble del LMP y la del mes de junio fue muy cercana, no obstante, el promedio (0.006 ± 0.012) indica no representar riesgos para la población (Tabla 2).

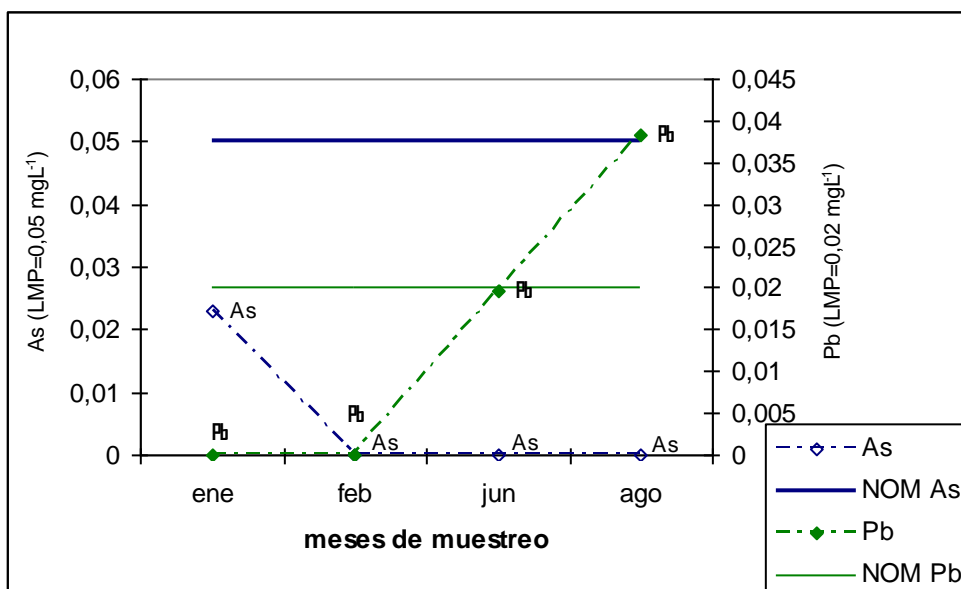


Figura 35. Concentraciones de As y Pb en la planta MFSO.

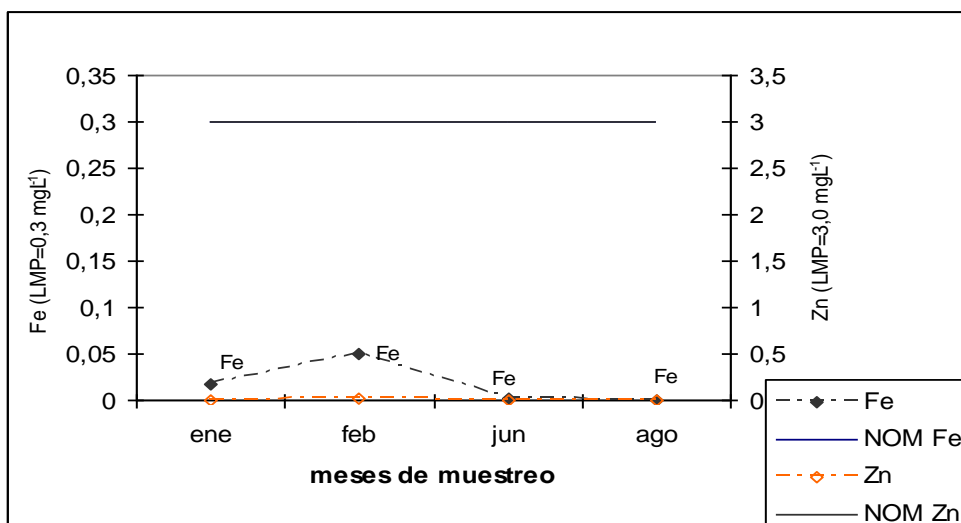


Figura 36. Concentraciones de Fe y Zn en la planta MFSO.

MTSO es una planta que presentó concentraciones por debajo del LMP para los cuatro elementos analizados por lo que no representa riesgos de salud pública. Los rangos de As fueron desde nd a 0.010, de nd a 0.025 para el Pb, de nd a 0.005 de Fe y de nd a 0.010 de Zn (Figuras 37 y 38).

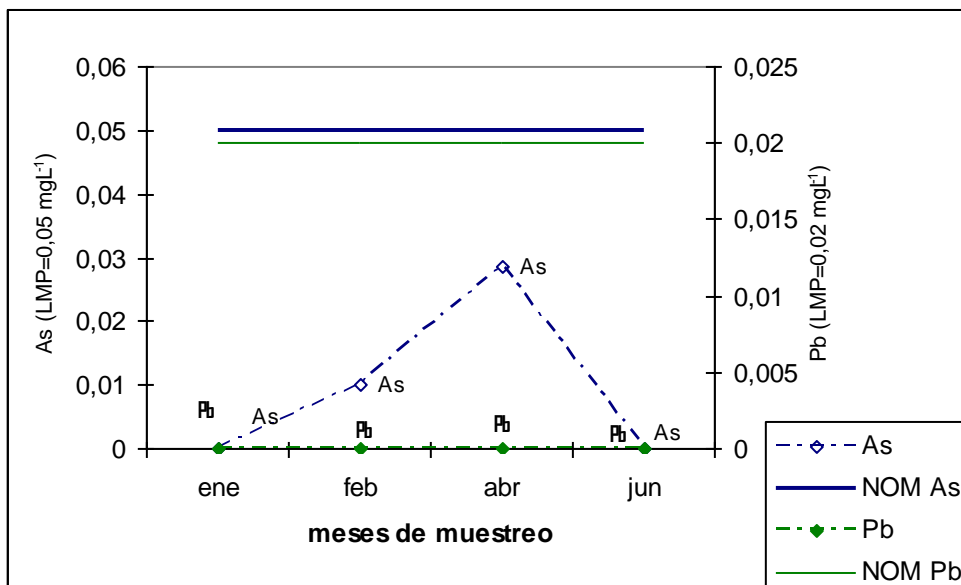


Figura 37. Concentraciones de As y Pb en la planta MTSO.

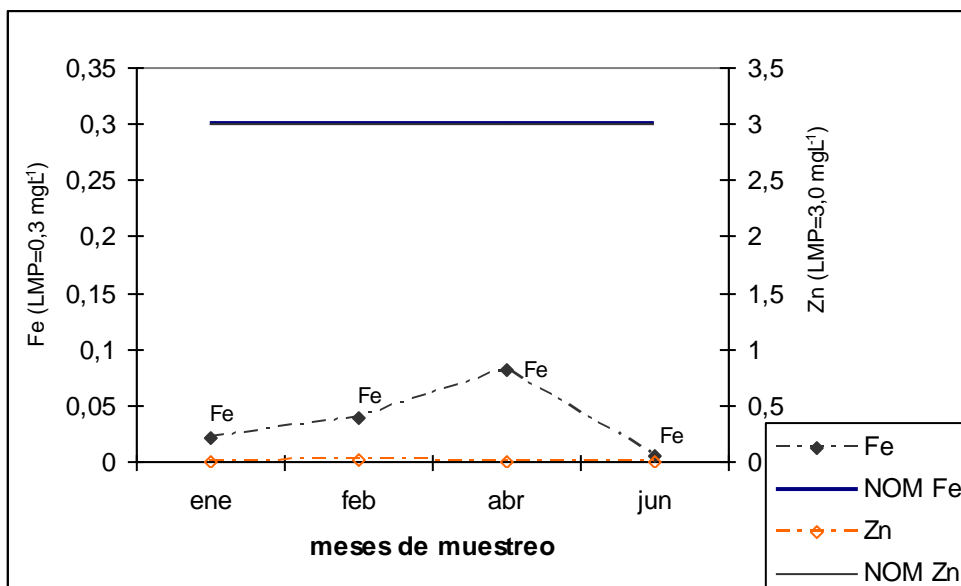


Figura 38. Concentraciones de Fe y Zn en la planta MTSO.

4.4 Zona Sureste

En esta zona de la Ciudad de Tepic se localiza el 24% de las plantas existentes. De ellas se tomaron cuatro (19%) para el análisis de metales pesados. Ellas son las identificadas con las claves: MZSE, CISE, ARSE y SASE.

En la planta MZSE se detectaron concentraciones de As que van desde nd a 0.051, de nd a 0.024 de Pb, de nd a 0.025 de Fe y de nd a 0.001 para el caso de Zn (Figuras 39 y 40). La concentración de As para el mes de agosto fue superior al LMP, mismo caso ocurrió para el Pb en el mes de septiembre, sin embargo los promedios en ambos casos (0.022 ± 0.021 y 0.006 ± 0.012), no representan riesgos (Tabla 2 y 3). Respecto de las concentraciones de Fe y Zn estas fueron muy bajas (Tablas 4 y 5).

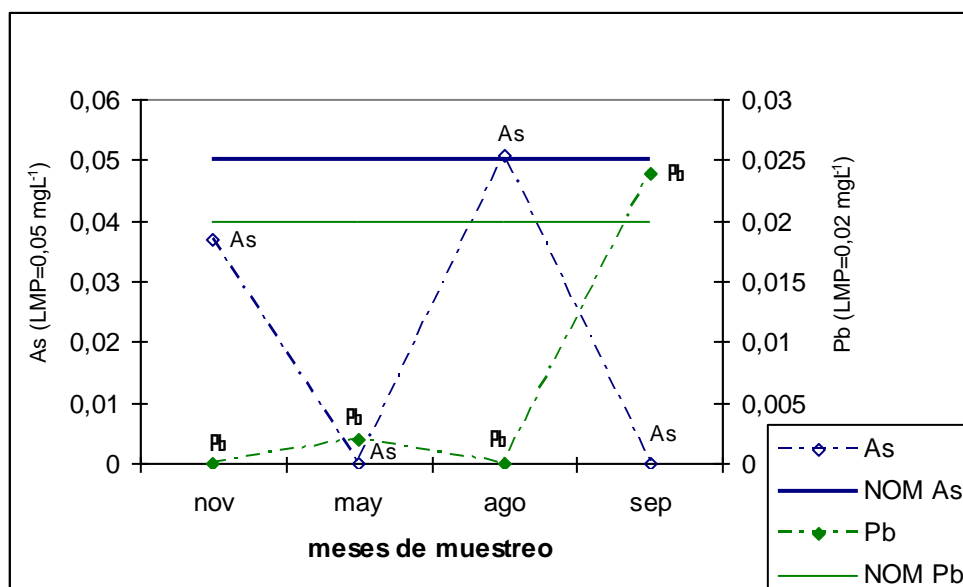


Figura 39. Concentraciones de As y Pb en la planta MZSE.

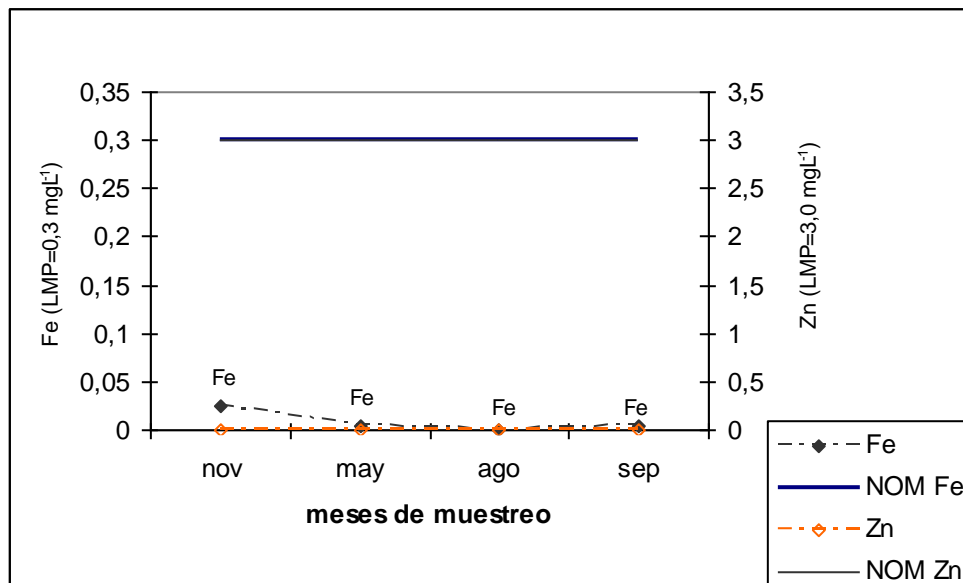


Figura 40. Concentraciones de Fe y Zn en la planta MZSE.

La planta CISE, presentó los siguientes rangos de concentración: para el As de nd a 0.016, Pb de nd a 0.041, Fe de nd a 0.113 y Zn de nd a 0.004. La concentración de Pb en el mes de febrero es ligeramente superior al LMP, pero la del mes de julio es más el doble. En otro sentido, dos de cuatro muestras (50%) superaron la norma aunque, en promedio (0.018 ± 0.020), dichos valores fueron ligeramente menores al LMP (Figura 41 y Tabla 2). En el caso de Fe y Zn las concentraciones fueron bajas (Tablas 4 y 5).

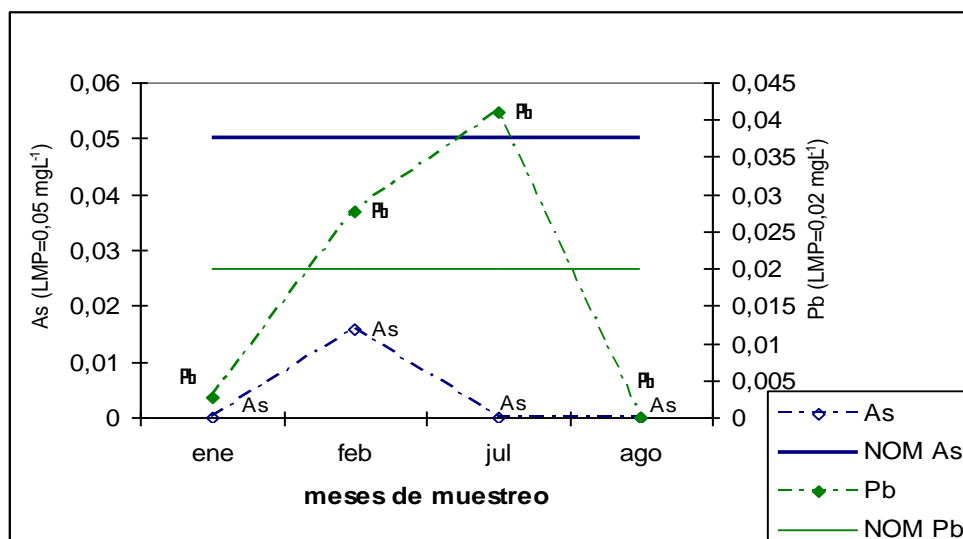


Figura 41. Concentraciones de As y Pb en la planta CISE.

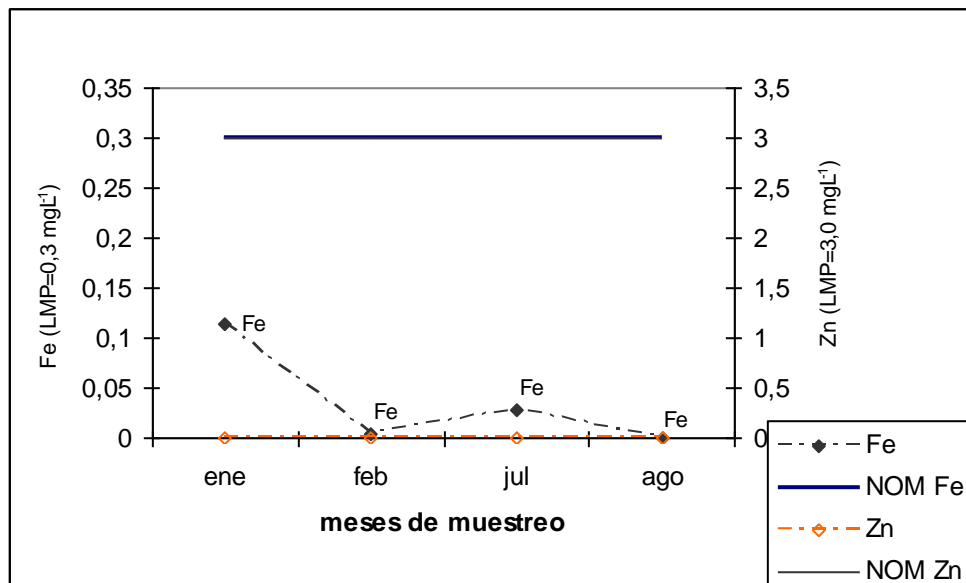


Figura 42. Concentraciones de Fe y Zn en la planta CISE.

En la planta ARSE, las concentraciones fueron: de As desde nd a 0.056, Pb de nd a 0.005, Fe de nd a 0.042 y Zn de nd a 0.002. Llama la atención la concentración de As para el mes de diciembre (Figura 43), ya que rebasó el LMP, a pesar de ello el promedio es mucho menor al 0.05 mgL⁻¹, por lo que no se considera esta planta con riesgo para la población. El resto de elementos analizados no presentan concentraciones elevadas.

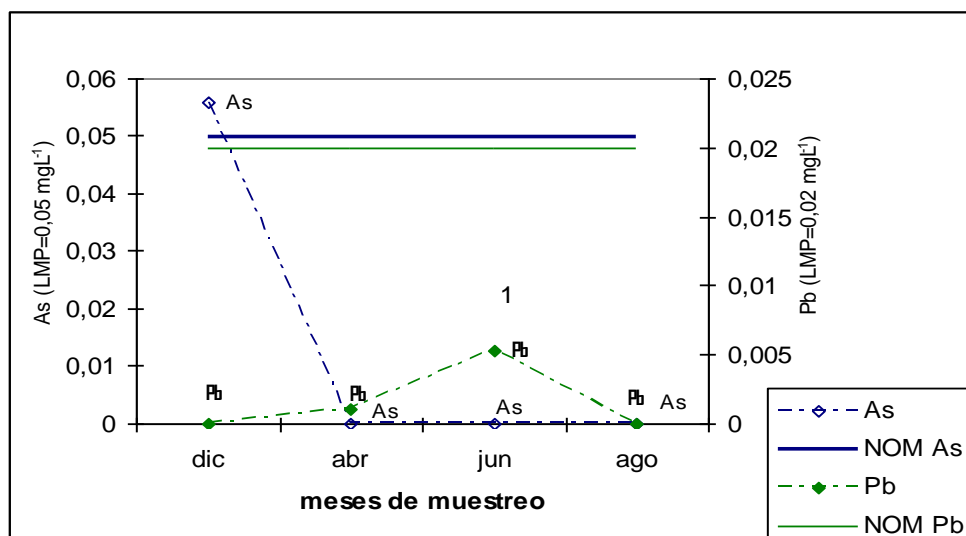


Figura 43. Concentraciones de As y Pb en la planta ARSE.

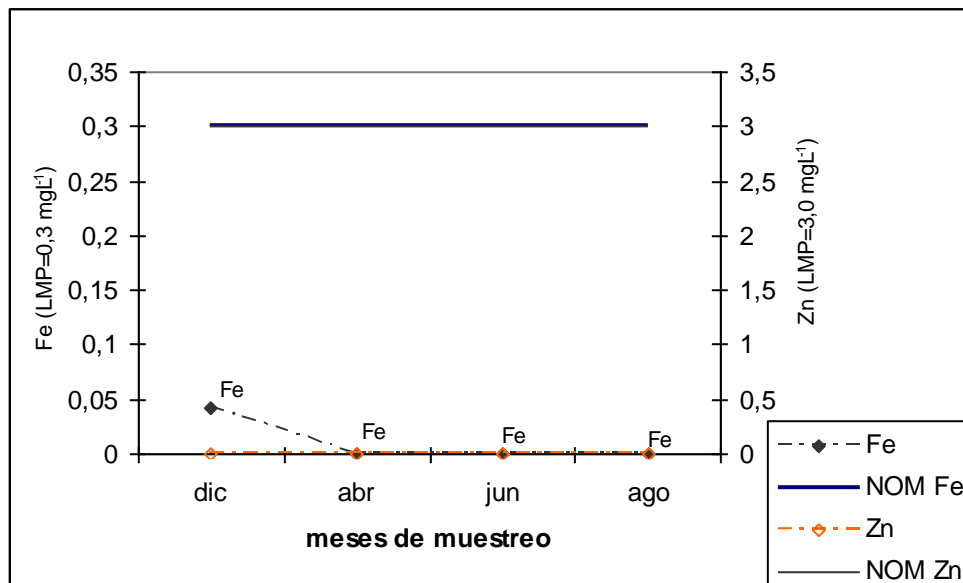


Figura 44. Concentraciones de Fe y Zn en la planta ARSE.

En la planta de agua SASE se detectaron los siguientes rangos de concentración: para el As desde nd a 0.042, Fe de 0.004 a 0.094, Zn de nd a 0.002 y, en el caso del Pb, las concentraciones fueron inferiores al límite de detección del equipo (Figuras 45 y 46). En esta planta no existen riesgos para la población dado que las concentraciones se encontraron por debajo de los LMP estipulados por la NOM (Tablas 4 y 5).

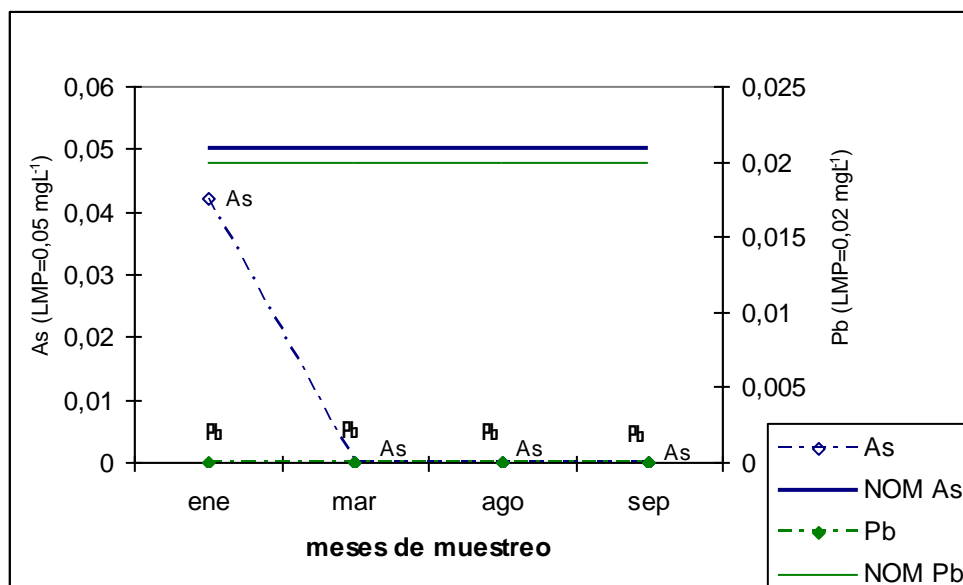


Figura 45. Concentraciones de As y Pb en la planta SASE.

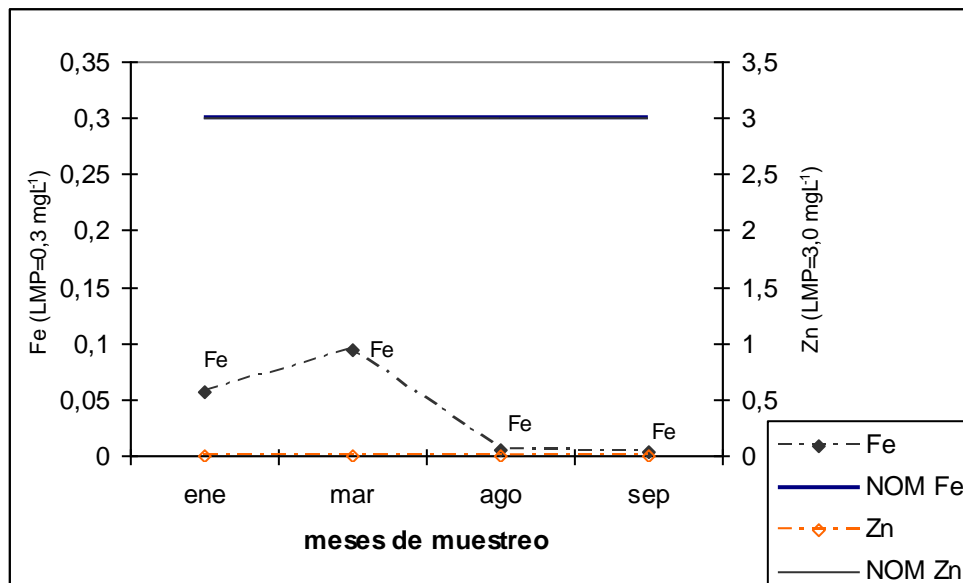


Figura 46. Concentraciones de Fe y Zn en la planta SASE.

Un análisis estadístico de los datos (Tabla 2 y 3), revela que los promedios de concentraciones, para el caso del Pb y As, por ser los elementos que en ciertos meses de muestreo rebasaron el LMP, en su mayoría son menores a lo señalado por la NOM-041-SSA1-1993.

En el caso del Pb, tres (14.3%) de las 21 plantas de agua analizadas muestran valores promedio mayores al LMP que, en orden de importancia, resultan ser las identificadas como PESO, DESO y FISO (Figuras 33, 31 y 27). Estas plantas, ubicadas en la zona suroeste, son de las primeras plantas que se instalaron en la Ciudad de Tepic, y operan con muy poco equipo novedoso.

La desviación estándar de manera general es alta, incluso similar al valor promedio, lo cual indica la amplia dispersión de los datos alrededor de la media. El valor central de la mediana por su parte, permite observar que, si es mayor al promedio, habrá una mayor cantidad de concentraciones por encima de la media.

Tabla 2. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de Pb (mgL⁻¹) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.

Zona	Planta	Promedio	Desviación estándar	Rango	Mediana
NO	BRNO	.0106	.0133	ND -.0276	.0074
	AZmNO	.0015	.0031	ND -.0062	.0013
	OCNO	.0065	.0076	ND -.0142	.0060
	AZNO	.0097	.0167	ND -.0348	.0021
	PANO	.0032	.0053	ND -.0112	.0009
NE	AMNE	.0192	.0286	ND -.0612	.0079
	OANE	.0073	.0118	ND -.0248	.0022
	RChNE	.0137	.0190	ND -.0417	.0065
SO	FUSO	.0022	.0035	ND -.0074	.0008
	EDSO	.0088	.0086	ND -.0172	.0090
	SJSO	.0115	.0229	ND -.0459	ND
	FISO	.0219	.0180	ND -.0407	.0234
	SISO	.0083	.0159	ND -.0382	.0005
	DESO	.0237	.0253	ND -.0597	.0175
	PESO	.0304	.0208	.0015-.0513	.0344
	MFSO	.0144	.0183	ND -.0382	.0097
	MTSO	ND	ND	ND	ND
SE	MZSE	.0064	.0116	ND -.0238	.0009
	CISE	.0178	.0198	ND -.0410	.0151
	ARSE	.0015	.0025	ND -.0053	.0005
	SASE	ND	ND	ND	ND

NO: Noroeste, NE: Noreste, SO: Suroeste, SE: Sureste, ND: No detectado

Mientras tanto, las concentraciones promedio de As se encuentran por debajo el LMP estipulado por la norma, siendo las plantas más cercanas al valor de referencia, por orden de importancia, las identificadas como SJSO, SISO, FUSO y FISO (Figuras 25, 29, 21 y 27), también localizadas al suroeste de la Ciudad. Las desviaciones estándar en todos los casos también son altas y, en algunos casos, hasta superiores al promedio, lo que permite dar cuenta de la amplia dispersión de valores.

Tabla 3. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de As (mgL^{-1}) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.

Zona	Planta	Promedio	Desviación estándar	Rango	Mediana
NO	BRNO	.0008	.0017	ND -.0035	ND
	AZmNO	.0153	.0307	ND -.0614	ND
	OCNOP	.0108	.0100	ND -.0215	.0108
	AZNO	.0185	.0166	ND -.0404	.0169
	PANO	.0067	.0079	ND -.0154	.0057
NE	AMNE	.0081	.0156	ND -.0316	.0004
	OANE	ND	ND	ND	ND
	RChNE	.0029	.0059	ND -.0119	ND
SO	FUSO	.0248	.0207	ND -.0497	.0248
	EDSO	.0234	.0224	ND -.0482	.0227
	SJSO	.0279	.0558	ND -.1116	ND
	FISO	.0246	.0167	.0018-.0418	.0275
	SISO	.0272	.0291	ND -.0678	.0205
	DESO	.0013	.0026	ND -.0052	ND
	PESO	.0056	.0112	ND -.0224	ND
	MFSO	.0057	.0115	ND -.0231	ND
	MTSO	.0096	.0135	ND -.0100	.0050
SE	MZSE	.0218	.0258	ND -.0506	.0184
	CISE	.0039	.0078	ND -.0157	ND
	ARSE	.0139	.0279	ND -.0558	ND
	SASE	.0105	.0210	ND -.0420	ND

NO: Noroeste, NE: Noreste, SO: Suroeste, SE: Sureste, ND: No detectado.

Tabla 4. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de Fe (mgL⁻¹) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.

Zona	Planta	Promedio	Desviación estándar	Rango	Mediana
NO	BRNO	.0084	.0089	ND - .0197	.0068
	AZmNO	.0034	.0064	ND - .0130	.0004
	OCNOP	.0056	.0111	ND - .0223	ND
	AZNO	.0008	.0015	ND - .0031	ND
	PANO	.0306	.0340	ND - .0990	.0378
NE	AMNE	.0672	.1286	ND - 2600	.0044
	OANE	.0350	.0204	.0054-.0504	.0417
	RChNE	.0118	.0236	ND - .0471	ND
SO	FUSO	.0364	.0315	.0092-.0817	.0274
	EDSO	.0163	.0326	ND - .0652	ND
	SJSO	.0589	.0242	.0432-.0949	.0487
	FISO	.0120	.0130	ND - .0273	.0103
	SISO	.0134	.0093	.0036-.0257	.0121
	DESO	.0758	.0656	.0310-.1712	.0504
	PESO	.0164	.0195	ND - .0421	.0117
	MFSO	.0168	.0229	ND - .0493	.0089
	MTSO	.0367	.0326	.0051-.0809	.0304
SE	MZSE	.0081	.0111	ND - .0245	.0038
	CISE	.0362	.0527	ND - .1133	.0158
	ARSE	.0104	.0208	ND - .0416	ND
	SASE	.0400	.0435	.0042-.0941	.0307

NO: Noroeste, NE: Noreste, SO: Suroeste, SE: Sureste, ND: No detectado.

Tabla 5. Medidas de tendencia central y de dispersión del contenido de Zn (mgL⁻¹) en agua para consumo humano que se expende en la Ciudad de Tepic.

Zona	Planta	Promedio	Desviación estándar	Rango	Mediana
NO	BRNO	ND	ND	ND	ND
	AZmNO	.0011	.0022	ND - .0044	.0001
	OCNOP	.0093	.0100	.0005-.0233	.0066
	AZNO	.0015	.0016	ND - .0029	.0015
	PANO	.0027	.0051	ND - .0104	.0002
NE	AMNE	.0152	.0168	ND - .0349	.0129
	OANE	.0068	.0032	.0025-.0099	.0074
	RChNE	ND	ND	ND	ND
SO	FUSO	.0003	.0005	ND - .0011	.0001
	EDSO	.0005	.0010	ND - .0019	ND
	SJSO	.0057	.0028	.0018-.0079	.0060
	FISO	ND	ND	ND	ND
	SISO	.0022	.0016	ND - .0036	.0026
	DESO	.0079	.0034	.0044-.0123	.0074
	PESO	.0528	.0753	ND - .1641	.0234
	MFSO	.0059	.0054	.0017-.0136	.0040
	MTSO	.0066	.0044	ND - .0096	.0083
SE	MZSE	.0002	.0001	ND - .0004	ND
	CISE	.0011	.0020	ND - .0041	.0001
	ARSE	.0009	.0011	ND - .0022	.0007
	SASE	.0004	.0009	ND - .0018	ND

NO: Noroeste, NE: Noreste, SO: Suroeste, SE: Sureste, ND: No detectado.

5. DISCUSIÓN

En los resultados se observan dos elementos que destacan como potencialmente peligrosos (Pb y As). De las 21 plantas envasadoras, 10 de ellas muestran una concentración de Pb fuera del LMP (Figuras 5, 11, 15, 17, 19, 25, 29, 31, 35 y 39). Dos plantas presentaron, en dos diferentes meses, concentraciones superiores al LMP (Figuras 13 y 15), y solo una planta de agua presentó concentraciones mayores al LMP en tres meses diferentes de muestreo (Figura 25). En otras palabras, el 61.9% de las plantas reporta al menos una concentración de Pb fuera LMP ($<0.02 \text{ mgL}^{-1}$) estipulado por la NOM de referencia con un rango para todas las muestras analizadas que va desde nd a 0.061 mgL^{-1} , lo cual resulta de interés desde el punto de vista de la de la vigilancia y regulación sanitaria. En este marco, las plantas consideradas de mayor riesgo respecto del Pb, y en orden de importancia son PESO, FISO y CISE (Figuras 33, 27 y 41), las cuales se ubican al suroeste y sureste de la Ciudad de Tepic, respectivamente.

El Pb se encuentra ampliamente distribuido en la corteza terrestre, en mayor cantidad en los estratos profundos y en menor en la superficie. Normalmente los acuíferos tienen pequeñas cantidades que las plantas absorben a través de la raíz y que a su vez los animales ingieren como alimento, lo que explica la presencia del Pb en los seres vivos (Legaspi, 1995). Es mas frecuente en zonas urbanas que rurales y la vía de contaminación hacia la población puede ocurrir desde su origen, pero también durante su tratamiento o distribución. Asimismo, se sabe que la concentración de Pb aumenta en medios donde el agua es blanda y ácida, es decir, si el agua es alcalina disminuye la concentración de Pb debido a que los metales pesados tienden a precipitarse en medios alcalinos (Romieu *et al.*, 1995). No se metaboliza, sino que se absorbe, se distribuye y elimina directamente en cantidades que dependen tanto de su forma física y química, como de las características fisiológicas de la persona expuesta (Palazuelos, 1995). Por ello este elemento mantiene muy preocupados por igual a los científicos y a la opinión pública, ya que no tiene olor ni sabor, además de que no se degrada cuando es puro, solo en forma de compuesto por la acción de los rayos solares, el aire o el agua, donde fácilmente se adhiere a partículas del suelo y luego es frecuentemente transportado a mantos freáticos. Tiene un sinnúmero de aplicaciones en materiales, objetos y utensilios de uso cotidiano, ya que es un metal blando, dúctil, maleable y resistente a la corrosión, pero sobretodo se usa como proveedor de octanaje para gasolinas, fuente principal de emisión de Pb a la atmósfera (Pérez y Peña, 1995). En países como México, Perú y Honduras se usa además en pinturas, barnices y juguetes (Lacasaña y Aguilar, 2002).

La exposición al Pb puede ocasionar daños a casi todos los órganos del sistema y se manifiesta aparentemente en el sistema homosintetizador, el sistema nervioso central, el sistema neuromuscular motor y vegetativo y en el sistema urinario. En algunas personas expuestas, puede aparecer palidez dérmica y peribucal. Sobre todo en aquellas personas con escasa higiene bucal, puede observarse una línea negro-azulada en el borde dentario de la gingiva. En otras, puede presentarse el cólico saturnínico con síntomas como náuseas, vómito y diarrea, dolor abdominal intenso, mientras que los efectos en el sistema nervioso pueden ocasionar insomnio ocasional, cefalea e irritabilidad, entre otros (Legaspi, 1995; EPA, 2000; Lacasaña y Aguilar, 2002).

No en todos los casos de intoxicación por Pb se requiere tratamiento médico ya que, en algunos casos, la excreción del metal se da en forma espontánea y rápida dado que es un metabolito. El tratamiento más común que se conoce en casos de intoxicación por Pb, es el quelante etilendiaminotetracético calcio disódico (EDTA Ca Na₂), creado para este fin en 1952 (Frumkin, 1995). Por ello la EPA ha prohibido el uso de gasolinas con Pb y ha establecido una cantidad límite de Pb en agua de 15 µg/L, cantidad incluso menor a la contemplada por la NOM (Pb<0.02 mg/L). En el mismo sentido, el Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) de los EU, a pesar de que no clasifica en forma decisiva al Pb como elemento carcinógeno en seres humanos, sí predice, basado en estudios con animales, que el acetato de Pb y el fosfato de Pb son carcinogénicos. De igual forma y derivado de trastornos recientes, el Centro para la Prevención y Control de Enfermedades (CDC) de los EU, considera que 10 µg/dL de sangre en niños es un nivel alto de Pb que merece atención médica. Otros autores mencionan que existe relación entre bajas concentraciones de Pb en sangre y la presión arterial del individuo expuesto (Hu, 1995). No obstante lo anterior, se presupone que las concentraciones que sobrepasaron el LMP, obedecen más bien a las características de los equipos, tuberías y depósitos que utilizan las diversas plantas, ya que el Pb proviene principalmente de actividades mineras, manufactureras y de la quema de combustibles (ATSDR, 1999).

Respecto del análisis estadístico de los datos recabados (Tablas 2 y 3), solo en tres plantas de agua, el promedio del contenido de Pb resultante de las cuatro repeticiones realizadas supera el LMP (FISO, DESO y PESO), las cuales se ubican ambas al suroeste de la Ciudad (Figuras 27, 31, 33 y Tabla 2). Dichas plantas, por ser de las primeras en instalarse, cuentan con su propio pozo de abastecimiento de agua, lo cual despierta cierta preocupación por indagar, con mayor detalle, las condiciones de

operación y características del equipo, así como la naturaleza de la fuente de abastecimiento.

En cuanto al As, las plantas que reportan al menos una concentración por encima del LMP (0.05 mgL^{-1}) son las identificadas con la clave AZmNO, SJSO, SISO, MZSE, y ARSE (Figuras 7, 25, 29, 39 y 43), mientras que otras dos plantas reportan valores muy cercanos al LMP (Figuras 5 y 9), lo que significa que cerca del 25% de las plantas bajo estudio merecen la atención de las autoridades sanitarias dado el interés toxicológico que puede existir entre la población del área de influencia. El rango para el As en todas las muestras analizadas es desde nd a 0.112 mgL^{-1} , lo cual da cuenta de la variabilidad del elemento entre las diferentes plantas analizadas y el mes de toma de muestra.

El As es un elemento natural ampliamente distribuido en la corteza terrestre y muy variable. Normalmente se encuentra en forma de sulfuro formando mezclas sólidas con compuestos tales como el Al, Fe, Ca y Mg, siendo el más común la arsenopirita. También se le encuentra combinado con oxígeno, cloro y azufre en compuestos inorgánicos o en combinación con el carbono e hidrógeno en compuestos orgánicos como plantas y animales, los cuales resultan ser menos tóxicos (Ganje y Rains, 1982). El agua subterránea enriquecida a través de la erosión de minerales que contienen As es generalmente la fuente más importante en el agua (Yassi *et al.*, 2002) y la forma química en agua comúnmente se encuentra en forma de arsenitos (As III), o arseniatos (As V), siendo la primera de ellas la más tóxica para los seres vivos (Mansilla y Cornejo, 2002).

La ingestión o exposición a niveles altos, en ambos casos puede causar la muerte. Los compuestos inorgánicos de As se usan principalmente para preservar la madera, mientras que los compuestos orgánicos se usan como plaguicidas. Muchos de los compuestos de As, pueden encontrarse disueltos en agua. La exposición o ingestión prolongada de niveles bajos de As causa oscurecimiento o decoloración de la piel y aparición de callos y verrugas en las palmas de las manos, las plantas de los pies y el torso (ATSDR, 2003a; Cebrian *et al.*, 1983; Selinus, 2004).

Organizaciones internacionales como la OMS, la DHHS y la EPA han determinado que el As inorgánico es carcinógeno en seres humanos. Asimismo, otros estudios reportan la relación que se da entre personas expuestas a altos niveles de As y los efectos de cáncer en piel, hígado, vejiga, riñón y pulmón (Tseng *et al.*, 1968; Tseng, 1977). Ante ello, la EPA tiene establecido un límite de 0.01 mgL^{-1} de As en agua

potable (ATSDR, 2003a), cantidad mucho menor al LMP de la NOM de referencia ($<0.05 \text{ mgL}^{-1}$).

Por su parte, el contenido de Fe y Zn, de manera general no resultaron ser de alto riesgo, ya que las concentraciones detectadas, en ningún mes de muestreo rebasan el LMP. No obstante cabe destacar que las concentraciones de Fe se encuentran más cercanas al límite de referencia en comparación con el Zn. Los rangos detectados para cada uno de ellos son de nd a 0.260 mgL^{-1} para el Fe y de nd a 0.164 mgL^{-1} para el Zn. Esto hace suponer que, a pesar de que el Fe es uno de los elementos más abundantes en la corteza terrestre, no hay aportes importantes en el agua para consumo humano desde el punto de vista geológico y mineralógico, como tampoco desde el proceso de las plantas durante el envasado del agua. Por su parte el Zn también se descarta como elemento de riesgo para la salud pública de la Ciudad de Tepic. La razón puede deberse a que esta Ciudad no tiene mucha actividad industrial, y el Zn es un elemento que se genera básicamente dentro de la actividad industrial y en zonas muy pobladas (ATSDR, 2003b; Baker y Amacher, 1982; Rose, 2001).

Comparando las concentraciones por elemento y por planta, se tiene que las tres concentraciones mas altas de Pb se localizan en las plantas AMNE, DESO y PESO (Figuras 15, 31 y 33), mientras que para el As las concentraciones mayores se localizaron en las plantas identificadas con la clave AZmNO, SJSO y SISO (Figuras 7, 25 y 29). El Fe presenta concentraciones máximas en AMNE, DESO y CISE (Figura 16, 32 y 42), mientras que para el Zn se reportan valores máximos en las plantas OCNO, AMNE y PESO (Figuras 10, 16 y 34). De este análisis se desprende que las plantas con mayor número de metales y con la mayor concentración detectada son, por orden de importancia, AMNE (Pb, Fe y Zn), DESO (Pb y Fe) y PESO (Zn), ubicadas al noreste y suroeste de la Ciudad, respectivamente.

Por otra parte, las plantas que presentan al menos una concentración de Pb o As por encima del LMP suman en total 15, de las que seis (40%) se ubican en la zona suroeste, cuatro (27%) en la zona noroeste, tres (20%) en la zona sureste y dos (13%) en la zona noreste, es decir, según los datos obtenidos, la zona con mayor número de plantas que reportan concentraciones altas se localizaron geográficamente al suroeste y noroeste de la Ciudad (Figura 3), entre los cerros San Juan (SO) y la Cruz (NO).

Esta circunstancia plantea una serie de razonamientos y cuestionamientos en torno a la composición y naturaleza de los suelos que se localizan en el área de influencia del Cerro de San Juan, citado por algunos autores como un volcán que tuvo actividad

hace 15,000 años (Nelson, 1986; Petrone *et al.*, 2001), lo que explica en parte las concentraciones altas de As en ciertos meses de muestreo y presupone la existencia de una fuerte relación entre la conformación litogénica de los suelos y el proceso de recarga de los mantos freáticos (Selinus, 2004), sin descartar desde luego posibles fallas en los procesos de envasado, distribución y comercialización del producto.

La presencia de As en agua, suelos, vegetales y animales no es ninguna sorpresa, ya que algunos autores sostienen que dichas concentraciones tienen su origen en los mecanismos naturales de zonas con actividad volcánica desde la época cuaternaria o asociadas con aguas meteóricas e hidrotermales como producto de un sistema de fallas geológicas, de donde se drena, según la porosidad lo permita, hasta llegar al subsuelo (Mansilla y Cornejo, 2002), incluso, en estudios sobre sedimentos en la cuenca del río Mololoa ubicado en la zona del Valle de Matatipac, se confirma un alto proceso de enriquecimiento de As y se afirma que el origen es una condición natural (González, 2005). En cualquier caso es necesario realizar estudios mas detallados que permitan definir y ubicar el verdadero origen de estos elementos, entre los que pueden considerarse metales en suelos, en aguas subterráneas, en sedimentos, entre otros (Blesa *et al.*, 2002; Leal *et al.*, 2002).

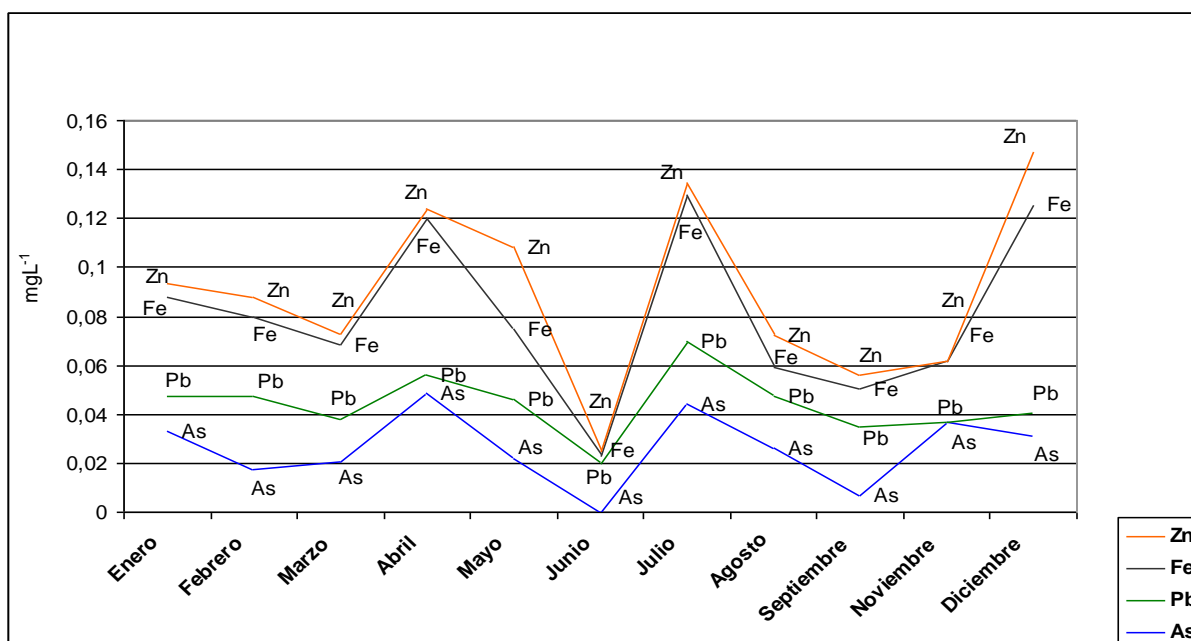


Figura 47. Contenido promedio de metales pesados en agua para consumo humano por mes de toma de muestra.

Desde la perspectiva del mes en que se tomaron las muestras, resulta de interés observar (Figura 47) que las mas altas concentraciones de Pb en promedio se registraron durante el mes de julio mientras que, para el As, son similares las concentraciones promedio para los meses de julio>abril. En cuanto al Fe y Zn, las concentraciones promedio más altas se observan muy similares en los meses de diciembre>julio>abril. Sin embargo, lo que mas llama la atención es como las concentraciones de los cuatro elementos (Pb, As, Fe y Zn), aumentan y disminuyen en los mismos meses (Figura 47), es decir, al parecer existe un patrón similar respecto del tiempo, lo que hace suponer que las concentraciones guardan una mayor relación con el origen (Salbu y Oughton, 1995) o fuente de abastecimiento (acuífero), que con el proceso de envasado, distribución y comercialización del líquido.

Por otra parte, las concentraciones altas en el mes de julio en todos los casos pudieran estar relacionado con el mes de máxima precipitación de la Ciudad de Tepic, pero esto no sucede con las concentraciones altas promedio para los meses de abril y diciembre donde en ambos casos son épocas de estiaje en esta zona del país.

Un análisis multivariado de los datos mostró correlación entre las concentraciones de As y Fe (Figura 47, 48 y Tabla 6), con un grado r cercano a 0.7 y $p < 0.5$. Esta asociación, encuentra su explicación, según algunos autores, en el proceso de adsorción del As presente en la corteza terrestre de forma natural, por los óxidos de Fe del subsuelo y en medios ligeramente alcalinos (Blesa *et al.*, 2002).

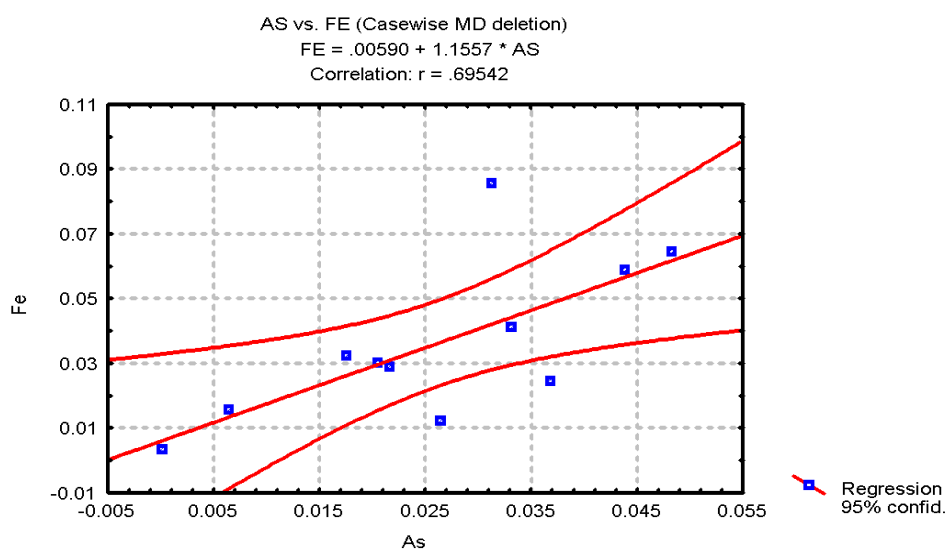


Figura 48. Grado de correlación entre concentraciones promedio de As y Fe.

Tabla 6. Matriz de correlación de las concentraciones promedio de metales en agua para consumo humano, durante un ciclo anual de muestreo.

Variable	As	Pb	Fe	Zn
As	1.00			
Pb	-0.52	1.00		
Fe	0.70*	-0.33	1.00	
Zn	-0.03	0.21	0.22	1.00

n = 11

* = correlación significativa a $p < 0.05$

En suma, en las 21 plantas de agua analizadas, cuatro elementos fueron detectados: As, Fe, Pb y Zn. Las concentraciones, por orden de importancia fueron $Pb > As > Fe > Zn$. Estos hallazgos son coincidentes con los encontrados en bebederos de Brasil para el caso específico del plomo Pb (Segura *et al.*, 2003). También se han encontrado concentraciones altas de metales pesados en aguas subterráneas, particularmente de Fe, Mn, Cd, Pb y Cr en capas superficiales de algunos acuíferos (Umar y Ahmad, 2000), lo que hace suponer sobre las posibles fuentes de concentraciones altas detectadas en agua para consumo humano, como el origen de la propia fuente, los procesos de transporte y distribución y los procesos de transformación que sufren los elementos durante el tiempo de acuerdo al ciclo hidrológico de la zona (Salbu y Oughton, 1995, Salomons y Förstner, 1995). En México hay reportes que indican altas concentraciones de metales pesados (Cd, Cu, Pb y Zn) en cuerpos de agua provenientes de descargas sin control de actividades antropogénicas, principalmente en la cercanía de zonas industriales de los ríos Pánuco, Bravo, Lerma Santiago y San Javier, entre otros (Pavón *et al.*, 2000; Melo *et al.*, 2000). Otros han evaluado la calidad del agua subterránea en el Valle de México determinando que las concentraciones de metales pesados (Pb, Cd y Hg) no rebasaron los LMP (INSP, 2000) y mas recientemente en el Estado de Morelos se advierte sobre la presencia de As en aguas superficiales mayores al LMP (Leal *et al.*, 2002), sin embargo, no fue posible realizar comparaciones con otros estudios relacionados con la presencia de metales pesados en agua para consumo humano, sobre todo en México, debido a la limitada información disponible.

6. CONCLUSIONES

De un total de 21 plantas de agua para consumo humano analizadas, en 13 (61.9%) de ellas se detectó al menos una concentración de Pb mayor al LMP ($<0.02 \text{ mgL}^{-1}$) establecido por la NOM-041-SSA1-1993, y en cinco (23.8%%), se encontraron concentraciones de As superiores al LMP ($<0.05 \text{ mgL}^{-1}$).

De acuerdo a la concentración promedio, el 14.3% de las plantas, se encuentran operando fuera de la norma estipulada para el contenido mínimo de Pb que debe contener el agua para consumo humano, lo cual representa riesgos toxicológicos para la población que consume el líquido que comercializan dichas plantas. En el caso del As las concentraciones promedio no fueron mayores al LMP.

Los contenidos de Fe y Zn no representan riesgos para la salud, ya que las concentraciones en todos los meses de muestreo resultaron por debajo de los límites establecidos por la NOM-041-SSA1-1993.

El área geográfica que resultó con mayor riesgo, debido a ciertas concentraciones altas de Pb y As detectadas durante el año fue la zona suroeste de la Ciudad de Tepic.

RECOMENDACIONES

A partir del presente estudio realizado a plantas envasadoras y comercializadoras de agua para consumo humano, resulta de interés profundizar en el conocimiento del contenido de metales pesados en fuentes de abastecimiento y en la corteza terrestre, con la finalidad de construir una referencia de comparación valiosa que permita identificar con mayor claridad las fuentes de contaminación ya que se presume que, en particular las concentraciones altas de Pb, tienen que ver con los procesos y no con la naturaleza de la fuente al igual que el Zn. En contraste, el contenido de As y Fe, supone más bien un origen litogénico a partir de la conformación de los suelos y las características de filtración y lixiviación, con lo cual se genera un enriquecimiento del contenido de algunos metales pesados en los mantos freáticos, los que se hacen presentes en productos de consumo como el agua.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. Allard, B. 1995. Groundwater. En: Salbu, B. and Steinnes, E. (Eds). Trace elements in Natural Water. CRC Press. Inc. Florida. 7:151-172.
2. ATSDR, 1999. ToxFAQs™ para Plomo. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U. Cas #: 7439-92-1. 10 pp..
3. ATSDR, 2003a. ToxFAQs™ para Arsénico. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U. Cas #: 7440-38-2. 10 pp.
4. ATSDR, 2003b. ToxFAQs™ para Cinc. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U. Cas #: 7440-66-6. 10 pp.
5. Arriagada, R., R. García y R. Cid. 2000. Retención de Hg(II) y Cr(VI) en carbones activados de origen lignocelulósico. Informe de proyecto Fondecyt. FCQ de la Universidad de Concepción, Chile. pp. 213-218.
6. Baker, D. y Amacher, M. 1982. Nickel, Copper, Zinc and Cadmium. En: Page, A., R. Miller y D. Keeney., (Eds). Methods of soil Analysis. Agronomy. No. 9, parte 2, 2nd ed. USA. pp. 323-346.
7. Benes, P. y Steinnes, E. 1995. Trace chemistry processes. En: Salbu, B. and Steinnes, E. (Eds). Trace Elements in Natural Water. CRC Press. Inc. Florida. 2:21-39.
8. Blesa, M., M. García y M. Hidalgo. 2002. Proyecto OEA AE141/2001. Agencia Interamericana para la Cooperación y el Desarrollo. AICD. pp. 10-30.
9. Bruno, J., L. Duro, C. Linklater, J. Goldberg, M. Gimeneo, J. Peña, C. Ayora, J. Delgado y I. Casas. 1996. Testing of geochemical models for trace elements mobility. El Berrocal Project. 2: 443-555.
10. Bricker, O y Jones, B. 1995. Main factors affecting the composition of natural waters. En: Salbu, B. and Steinnes, E. (Eds). Trace Elements in Natural Water. CRC Press. Inc. Florida. 1:1-20.
11. Burton, J. y Statham, P. 1990. Trace metals in seawater. En: Furnes, R. y Rainbows, P. (Eds). Florida, EU. 2: 6-23.
12. CCA, 1994. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. Resumen de Derecho Ambiental en México. 8 pp.
13. Cebrian, M., A. Albores, M. Aguilar y E. Blakely. 1983. Chronic Arsenic Poisoning in the North of México. Human Toxicology. 2:121-133.

14. Cifuentes, E. y Carvalho, C. 2002. Agua y saneamiento básico. En: Romieu, I. y López, S. (Eds). Contaminación ambiental y salud de los niños en América Latina y el Caribe. INSP. México. 2: 31-49.
15. CNA, 1998. Comisión Nacional del Agua. Expedientes de Metales Pesados en Pozos. Gerencia Estatal. Gobierno Federal. México. 60 pp.
16. CNA, 2003. Comisión Nacional del Agua. Acuíferos de México. Información en línea.
17. Codina, J. y cols. 1993. Los metales pesados como polucionantes tóxicos. *Environmental Contamination and Toxicology*. 25: 250-254.
18. Duffus, J. 1983. Toxicología Ambiental. Ed. Omega S.A. Barcelona, España. 173 pp.
19. Duffus, J. 2002. Heavy Metals – A Meaningless Term? *Pure Applied Chemistry*. 74(5): 793-807.
20. EPA, 1988. Environmental Protection Agency of US. Interciencia. INCI. Caracas. (28)5: 1-17.
21. EPA, 2000. Environmental Protection Agency of US. Lead in drinking water. EPA 815-K00-001. 9 pp.
22. FAO/PNUMA, 2004. Protección de la salud humana y el medio ambiente: Guía del convenio de Róterdam sobre productos químicos y plaguicidas peligrosos. Roma, Italia. 20 pp.
23. Faulkner, R. 1995. ICP-MS. *Geochemistry, Annual Reviews in Earth and Planetary Science*, 23: 409-429.
24. Ferrari, L., C. Petrone, L. Francalanci, T. Tagami, M. Eguchi, S. Conticelli, P. Manetti y S. Venegas. 2003. Geology of the San Pedro Ceboruco Graben, western Trans-Mexican Volcanic Belt. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*. 20(3): 165-181.
25. Frumkin, H. 1995. Tratamiento medico de la intoxicación por plomo en niños y adultos. En: Hernández, M. y Palazuelos, E., (Eds). *Perspectivas en Salud Pública*. INSP-DDF. México. 21: 195-244.
26. Ganje, T. y Rains, D. 1982. Arsenic. En: Page, A., R. Miller y D. Keeney, (Eds). *Methods of Soil Analysis*. Agronomy No. 9, part 2, 2nd. USA. pp. 385-410.
27. Goldbe, E. 1979. La Salud de los Océanos. UNESCO. Madrid, España. 194 pp.
28. González, L. 2005. Metales pesados y sus especies químicas en sedimentos del Río Mololoa, Nayarit: Determinación previa y posterior a una obra de dragado. CEMIC de la UAN. Tesis en prensa.
29. Hernández, H., E. Hernández y R. Aguayo. 2003. Planta envasadora de agua en Tepic. Perfil de Estudio. FCA.UAN. 32 pp.

30. Hernández, M. 1995. El plomo: Un problema de salud pública en México. En: Hernández, M. y Palazuelos, E. (Eds). *Perspectivas en Salud Pública*. INSP-DDF. México. 21: 13-24.
31. Hu, H. 1995. Revisión de los efectos de la exposición a plomo sobre la salud. En: Intoxicación por plomo en México: Prevención y Control. *Perspectivas en Salud Pública*. INSP-DDF. México. 21: 25-45.
32. INEGI, 1995. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Marco Geográfico de México, en línea.
33. INEGI, 2000. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Anuario Estadístico de México. 680 pp.
34. INSP, 2000. Instituto Nacional de Salud Pública. México. Proyecto PROSA del Valle de México.
35. Lacasaña, M. y Aguilar, C. 2002. Plomo. En: Romieu, I. y López, S. (Eds). Contaminación ambiental y salud de los niños en América Latina y el Caribe. INSP. México. 3: 51-74.
36. Leal, S., S. Gelovar, M. Millan y E. Bandala. 2002. Proyecto OEA AE141/2001. Agencia Interamericana para la Cooperación y el Desarrollo. AICD. pp. 59-69.
37. Le Proux, T. 2002. Remoción de Metales Pesados. *Agua Latinoamérica*. Universidad de Burdeos, Francia. p 44.
38. Legaspi, J. 1995. Intoxicación por plomo en el ámbito ocupacional. En: Hernández, M. y Palazuelos, E. (Eds). *Perspectivas en Salud Pública*. INSP-DDF, 21: 129-161.
39. Mansilla, H. y Cornejo L. 2002. Proyecto OEA AE141/2001. Agencia Interamericana para la Cooperación y el Desarrollo. AICD. pp. 43-58.
40. Marruecos, L., S. Nogué y J. Nolla. 1993. *Toxicología Clínica*. Springer Verlag Ibérica. Barcelona, España. 378 pp.
41. Melo, F., C. Márquez, M. Juárez, F. Martínez, P. Miranda, L. Esquivel y M. Juárez. 2000. Análisis de metales pesados en las aguas residuales del Río San Javier y repercusión en la salud e impacto ambiental. Resumen de informe. D. de Química. IPN. 4 pp.
42. Nelson, S. 1986. Geología del Volcán Ceboruco, Nayarit, con una estimación de riesgos de erupciones futuras. *Revista del Instituto de Geología de la UNAM*. 6(2): 243-258.
43. OMS, 2002. Organización Mundial de la Salud. Agua para el desarrollo. Información en línea.
44. ONU, 2003. Organización de Naciones Unidas. Año internacional del agua dulce. Consumers Internacional. Información en línea.

45. Palazuelos, E. 1995. Plomo y salud. Impacto ambiental de la reformulación de las gasolinas en la zona metropolitana de la Ciudad de México: Una evaluación económica. En: Hernández, M. y Palazuelos, E., (Eds). *Perspectivas en Salud Pública*. INSP-DDF. México. 21: 257-288.
46. Pavón, T., E. Campos y M. Olguín. 2000. Remoción de Níquel, Cadmio y Zinc del agua utilizando Clinoptilolita Heulandita. *Ciencia Ergo Sum*. 7(3): 251-258.
47. Pérez, F. y Peña, M. 1995. Niveles y tendencias de las concentraciones de plomo en la atmósfera de la Ciudad de México. En: Hernández, M. y Palazuelos, E., (Eds). *Perspectivas en Salud Pública*. INSP-DDF. México. 21:47-56.
48. Petrone, C., T. Tagami, L. Francalanci, A. Matsumura y M. Sudo. 2001. Volcanic Systems in the San Pedro Ceboruco graben (Nayarit, México) in the Light of new K-Ar geochronological data. *Geochemical Journal*. 35: 77-88.
49. Rodríguez, D., P. del Castillo y C. Aguilar. 1995. Glosario de términos en salud ambiental. OPS/OMS. México. 107 pp.
50. Romieu, I., E. Palazuelos, M. Hernández, C. Ríos, I. Muñoz, C. Jiménez y G. Cahero. 1995. Fuentes de exposición al plomo en la Ciudad de México. En: Hernández, M. y Palazuelos, E., (Eds). *Perspectivas en Salud Pública*. INSP-DDF. México, 21: 57-76.
51. Rose, S., M. Crean, D. Sheheen y A. Ghazi. 2001. Comparative zinc dynamics in Atlanta metropolitan region stream and street runoff. *Environmental Geology*. Springer Verlag. DOI 10.1007/s002540100285. 17 pp.
52. Rösner, U. 1998. Effects of historical mining activities on surface water and ground water: an example from northwest Arizona. *Environmental Geology*. 33: 224-230.
53. Salas, H. 1994. Manual de Evaluación de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales. Centro Panamericano de Ingeniería y Ciencias del Ambiente. CEPIS. Perú. Información en línea.
54. Salbu, B. y Oughton, D. 1995. Strategies of sampling, fractionation, and análisis. En: Salbu, B. and Steinnes, E. (Eds). *Trace Elements in Natural Water*. CRC Press. Inc. Florida. 3: 41-69.
55. Salomons, W. y Förstner U. 1984. *Metals in the Hydrocycle*. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, Tokio. 349 pp.
56. Schäfer, J. y Blanc, G. 2002. Relationship between ore deposits in river catchments and geochemistry of suspended particulate matter from six rivers in southwest France. *The Science of the Environment*. 298: 103-118.
57. SCT, 1999. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Imágenes de satélite. Información en línea.

58. SIAPA, 2002. Sistema Integral de Agua Potable y Alcantarillado de Tepic. Relación de Fuentes de Abastecimiento. SIAPA, Tepic. Gobierno del Estado de Nayarit, comunicado personal.
59. SIAPA, 2004. Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de Tepic. Comunicado personal.
60. SSA, 1993. Secretaría de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-041-SSA1-1993. Bienes y Servicios. Especificaciones Sanitarias de Agua Purificada y Envasada. Gobierno Federal. 66 pp.
61. SSA, 1994a. Secretaría de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Agua para uso y consumo humano. Limites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Gobierno Federal, México. 12 pp.
62. SSA, 1994b. Secretaría de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-117-SSA1-1994. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por absorción atómica. México. 14 pp.
63. SSA, 2002a. Secretaría de Salud. Relación de Plantas de Tratamiento de Agua Purificada en el Municipio de Tepic. Delegación Nayarit. Gobierno Federal. México. 5 pp.
64. SSA, 2002b. Secretaría de Salud. Norma Oficial Mexicana NOM-201-SSA1-2002. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por absorción atómica. México. 57 pp.
65. Segura, S., T. Beltramini, A. Takayanagui, S. Hering, y P. Cupo. 2003. Metales pesados en agua de bebederos de presión. Archivos Latinoamericanos de Nutrición. Facultad de Medicina de Ribeirao Preto. Universidad de San Paulo. Brasil. ALAN (53)1: 1-10.
66. Selinus, O. 2004. Trad. Rivera, A. Geología Médica: Una especialidad emergente. Geological Survey of Sweden, Uppsala, Sweden. Terrae. 1(1): 1-12.
67. SEMARNAT, 2003. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Infoteca de acuíferos en línea.
68. SEMARNAT, 2004. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Agua y Desarrollo en México. Información en línea.
69. Stuyfzand, P. 1999. Patterns in groundwater chemistry resulting from groundwater flow. *Hydrogeology Journal*. 7: 15-27.
70. Tseng, W., H. Chu., S. How, J. Fong., C. Lin y S. Yeh. 1968. Prevalence of skin cancer in an epidemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *Journal of the National Cancer Institute*. 3(40): 453-463.

71. Tseng, W. 1977. Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspectives*. 19: 109-119.
72. Umar, R. y Ahmad, M. 2000. Groundwater quality in parts of Central Ganga Basin, India. *Environmental Geology*. 39: 673-678.
73. Valdés, F y Cabrera, V. 1999. La contaminación por metales pesados en Torreón, Coahuila, México. Informe técnico. Texas Center for Policy Studies/CILADHAC. 50 pp.
74. Yang, C. 1999. Relationship between Trace Metal Concentrations and Hardness in Drinking Water in Taiwan. *Environmental Contamination and Toxicology*. 63: 59-64.
75. Yassi, A., T. Kjellström, T. de Kok y T. Guidotti. 2002. Salud Ambiental Básica. México. 550 pp.