



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Niveles de concentración de Pb y Cr en aguas del acuífero del Río Mocorito y de la laguna costera Santa María - La Reforma, Sinaloa, México.

T E S I S

Que para optar por el grado académico de

Maestra en Ciencias

p r e s e n t a

Lawren Elyn Pelling Salazar

Tutor: **Dr. Carlos René Green Ruíz**
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.

Comité Tutor: **Dra. María Aurora Armienta Hernández**
Instituto de Geofísica. UNAM.
Dr. Federico Páez Osuna
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
Dr. José Jaime Alejandro Carrillo Chávez
Instituto de Geofísica. UNAM.

Mazatlán, Sinaloa. Octubre 2014.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



El presente trabajo de investigación titulado “Niveles de concentración de Pb y Cr en aguas del acuífero del Río Mocorito y de la Laguna de Santa María - La Reforma, Sinaloa, México” realizado por la alumna Lawren Elyn Pelling Salazar del Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, se llevó a cabo bajo la dirección del Dr. Carlos René Green Ruiz en el Laboratorio de Geomicrobiología y Sedimentología de la Unidad Académica Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Parte del trabajo de laboratorio se realizó en la Universidad de California en Santa Cruz (UCSC por sus siglas en inglés), ubicada en Santa Cruz, California, bajo la tutela del Dr. Russel Flegal y de la Técnico Sharon Hibdon.

El estudio se financió con fondos del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM a través del proyecto PAPIIT IN107813 “Descargas submarinas de aguas subterráneas: interacción hidroquímica entre el acuífero del Río Mocorito y la laguna de Santa María La Reforma, Sinaloa”, a cargo del Dr. Carlos René Green Ruiz.

Asimismo, se recibió apoyo parcial del Programa de Mejoramiento del Profesorado de la Secretaría de Educación Pública mediante la Red Temática de Colaboración Académica: Contaminación acuática: Niveles y efectos, con el proyecto: Monitoreo ambiental en la zona costera del noroeste de México y su ecotoxicología en organismos acuáticos, cuyo responsable es el Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, investigador adscrito al Instituto Tecnológico de Mazatlán.

Igualmente se agradece el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología mediante el proyecto de “Renovación de Equipo Científico para el Fortalecimiento de la Investigación Regional en Geoquímica Marina y Ambiental” a cargo del Dr. Federico Páez Osuna.

A Jordi,

Gracias por llegar a mi lado, por creer en mí y
por compartir conmigo el gran placer de disfrutar
de las pequeñas cosas de la vida.

Al cachorro,

Por ser el motor sorpresa que llegó a impulsar mi vida
hacia adelante y llenarla de metas y energía.

A mis padres,

Por apoyarme incondicionalmente y darme las
herramientas necesarias para forjar un futuro
exitoso.

AGRADECIMIENTOS

El más grande y sincero agradecimiento es para el Dr. Carlos René Green Ruíz, por brindarme la oportunidad de trabajar bajo su tutela, por compartirme su conocimiento y orientación incondicional y su valiosa amistad.

A los miembros del comité tutorial: Dr. Federico Páez Osuna, Dr. Jorge Ricardo Ruelas Inzunza, Dr. José Jaime Alejandro Carrillo Chávez y Dra. María Aurora Armienta Hernández, que formaron parte de la estructuración de este trabajo aportando atinados comentarios y sugerencias que ayudaron a enriquecerlo de la mejor manera.

Al Dr. Russel Flegal, de la Universidad de California en Santa Cruz (UCSC) por permitirme realizar mi estancia académica en su laboratorio y a la Técnico Sharon Hibdon por sus enseñanzas y tutoría así como la confianza brindada dentro de éste.

A la CNA Delegación Guamúchil, en especial al Sr. Francisco Montes “Don Pancho”, por su tiempo prestado durante la elección y muestreo de pozos de agua subterránea.

A Nuria Alonso y Hernán Quiroga por su valiosa ayuda durante los muestreos realizados.

Al Ingeniero Alberto Castro, por el apoyo y aprendizaje obtenido en la utilización del programa Surfer.

A la Sra. Clara Ramírez Jauregui, por su asesoría en la búsqueda de información bibliográfica.

A la Sra. Margarita Cordero, por su incondicional amistad y apoyo en trámites escolares.

A todos los integrantes del “Green team”: Roberto, Alejandra, Nuria, Hernán y Omar. Gracias por su amistad y por hacer del trabajo dentro del laboratorio una experiencia más amena y divertida.

Índice

	Página
1. Introducción	1
1.1. Metales	1
1.2. Acuífero	5
1.3. Laguna costera	6
1.4. Parámetros ambientales que influyen en la geoquímica de los metales (pH, temperatura, salinidad)	8
1.5. Coeficiente de partición	8
2. Antecedentes	10
3. Justificación	13
4. Hipótesis	13
5. Preguntas de investigación	14
6. Objetivos	14
7. Descripción del área de estudio	15
a) Acuífero del Río Mocerito	15
b) Laguna costera Santa María – La Reforma	15
8. Metodología	18
8.1. Procesamiento y recolección de muestras	18
a) Muestreo de agua	18
8.2. Análisis de agua	19
8.3. Métodos estadísticos	20
9. Resultados y discusiones	21
9.1. Acuífero del Río Mocerito	21
9.1.1. Parámetros fisicoquímicos	21
9.1.2. Análisis de metales	24
9.1.3. Análisis estadísticos	31
9.2. Laguna costera Santa María – La Reforma	33
9.2.1. Parámetros fisicoquímicos	33
9.2.2. Análisis de metales	36
9.2.3. Análisis estadísticos	55
10. Conclusiones	57
a) Acuífero del Río Mocerito	57
b) Laguna Costera Santa María – La Reforma	57
11. Literatura citada	59
12. Anexos	68

Índice de figuras

	Página
Figura 1.1. Distribución de las especies acuosas de Cr según la relación pH/Eh.	3
Figura 1.2. Diagrama de tipo Pourbaix para el sistema Pb-H ₂ O.	5
Figura 1.3. Ubicación en el subsuelo de un acuífero libre y confinado.	6
Figura 1.4. Laguna costera y partes que la componen.	7
Figura 7.1. Características del sistema lagunar Santa María – La Reforma y su subcuenca asociada: morfología, área de manglar, acuicultura, agricultura y poblados.	15
Figura 7.2. Ubicación geográfica del acuífero del Río Mocorito (A) y el sistema lagunar Santa María – La Reforma (B).	16
Figura 8.1. Localización de los sitios de recolección de muestras de agua de pozo del acuífero del Río Mocorito y de la laguna costera Santa María – La Reforma (54 estaciones).	17
Figura 9.1. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocorito para el muestreo de abril de 2013.	21
Figura 9.2. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocorito para el muestreo de julio de 2013.	21
Figura 9.3. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocorito durante el muestreo de abril de 2013.	22
Figura 9.4. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocorito durante el muestreo de julio de 2013.	22
Figura 9.5. Carta geoquímica por Mn. Los Mochis G12-9, Sinaloa (SGM, 2014) y estaciones que presentan mayor concentración de Mn _T y Mn _D .	25
Figura 9.6. Carta geoquímica por Pb. Los Mochis G12-9, Sinaloa (SGM, 2014) y estaciones que presentan mayor concentración de Pb _T y Pb _D .	28
Figura 9.7. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la parte norte y centro de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de abril de 2013.	32
Figura 9.8. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la parte norte y centro de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de julio de 2013.	33
Figura 9.9. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la parte norte y centro de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de abril de 2013.	34
Figura 9.10. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la parte norte y centro de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de julio de 2013.	34

Figura 9.11. Distribución de las concentraciones de Al_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	36
Figura 9.12. Distribución de las concentraciones de Al_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	36
Figura 9.13. Distribución de las concentraciones de Al_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	37
Figura 9.14. Distribución de las concentraciones de Al_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	37
Figura 9.15. Distribución de las concentraciones de Fe_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	38
Figura 9.16. Distribución de las concentraciones de Fe_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	39
Figura 9.17. Distribución de las concentraciones de Fe_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	40
Figura 9.18. Distribución de las concentraciones de Fe_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	40
Figura 9.19. Distribución de las concentraciones de Mn_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	41
Figura 9.20. Distribución de las concentraciones de Mn_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	41
Figura 9.21. Distribución de las concentraciones de Mn_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	42
Figura 9.22. Distribución de las concentraciones de Mn_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	42
Figura 9.23. Distribución de las concentraciones de Pb_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	44
Figura 9.24. Distribución de las concentraciones de Pb_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	45
Figura 9.25. Distribución de las concentraciones de Pb_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	45
Figura 9.26. Distribución de las concentraciones de Pb_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	46
Figura 9.27. Distribución de las concentraciones de Cr_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	48
Figura 9.28. Distribución de las concentraciones de Cr_D en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.	48

Figura 9.29. Distribución de las concentraciones de Cr_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	49
Figura 9.30. Distribución de las concentraciones de Cr_T en la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.	49

Índice de tablas

	Página
Tabla 8.1. Valores certificados ($\mu\text{g L}^{-1}$), medidos ($\mu\text{g L}^{-1}$), coeficiente de recuperación (%) y coeficiente de variación (%) para el material de referencia NIST 1640a (N=22).	19
Tabla 9.1. Concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013.	24
Tabla 9.2. Concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013.	26
Tabla 9.3. Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013.	27
Tabla 9.4. Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013.	29
Tabla 9.5. Correlación estadística (r Pearson) entre las concentraciones de Pb, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en pozos del acuífero del río Mocerito.	30
Tabla 9.6. Correlación estadística (r Pearson) entre las concentraciones de Cr, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en pozos del acuífero del río Mocerito.	31
Tabla 9.7. Comparación entre las concentraciones promedio de Pb, en las fracciones total y disuelta, encontradas en el sistema fluvio – lagunar de la Laguna de Términos, Campeche y las encontradas en la Laguna Santa María – La Reforma.	47
Tabla 9.8. Comparación de las concentraciones de Pb_T y Cr_T ($\mu\text{g L}^{-1}$) encontradas en estudios de agua costera en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche y de la laguna costera Santa María – La Reforma.	50
Tabla 9.9. Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013 (* No detectado ($\text{LD Pb} < 0.004 \mu\text{g L}^{-1}$), ** Límite de detección de $0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ para Pb y $0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ para Cr).	52
Tabla 9.10. Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013 (* Límite de detección de $0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ para Pb y $0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ para Cr).	53
Tabla 9.11. Correlaciones entre concentraciones de Pb, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en estaciones de la laguna costera Santa María – La Reforma.	54
Tabla 9.12. Correlaciones entre concentraciones de Cr, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en estaciones de la laguna costera Santa María – La Reforma.	55

Índice de Anexos

	Página
Anexo 1. Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de 18 pozos de agua subterránea en la zona del acuífero del Río Mocolito para la época de secas.	70
Anexo 2. Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de 15 pozos de agua subterránea en la zona del acuífero del Río Mocolito para la época de lluvias.	71
Anexo 3. Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de agua de 35 estaciones en la zona de la Laguna Costera Santa María - La Reforma para la época de secas.	72
Anexo 4. Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de agua de 35 estaciones en la zona de la Laguna Costera Santa María - La Reforma para la época de lluvias.	74
Anexo 5. Tabla de concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013.	76
Anexo 6. Tabla de concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013.	77

Resumen

En el presente trabajo se exponen los resultados de las concentraciones de Pb y Cr (total y disuelto; filtrado a 0.45μ) en muestras de agua recolectadas en 18 pozos de agua subterránea en la zona del acuífero del río Mocolito y en 35 estaciones de la laguna costera Santa María – La Reforma en dos épocas climáticas diferentes, abril y julio (secas y lluvias, respectivamente), durante el 2013. Estas fueron cuantificadas utilizando un Espectrómetro de Masas Inductivamente Acoplado (ICP-MS). La concentración promedio de Pb_T encontrada en el acuífero del río Mocolito en época de secas fue de $0.46 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que el Pb_D presentó una concentración promedio de $0.05 \mu\text{g L}^{-1}$. En periodo de lluvias, el Pb_T presentó una concentración promedio de $0.19 \mu\text{g L}^{-1}$ y el Pb_D de $0.05 \mu\text{g L}^{-1}$. Para el caso del Cr_T , éste presentó una concentración promedio, en época de secas, de $0.52 \mu\text{g L}^{-1}$ y el Cr_D un promedio de $0.15 \mu\text{g L}^{-1}$. En época de lluvias, el Cr_T mostró un promedio de $0.01 \mu\text{g}$ y de $0.16 \mu\text{g L}^{-1}$ para Cr_D . En la laguna costera Santa María – La Reforma, en abril, la concentración promedio de Pb_T fue de $0.60 \mu\text{g L}^{-1}$ mientras que la de Pb_D fue de $0.31 \mu\text{g L}^{-1}$; por otro lado, en julio, el Pb_T presentó una concentración promedio de $0.51 \mu\text{g L}^{-1}$ mientras que el Pb_D mostró un promedio de $0.26 \mu\text{g L}^{-1}$. Las concentraciones más altas de Pb_T se encontraron en abril (época de secas), orientadas hacia la parte norte y central de la laguna, cercanas a la costa. Las concentraciones de Cr_T y Cr_D en abril presentaron un promedio de $0.62 \mu\text{g L}^{-1}$ y $0.09 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, mientras que en julio, el Cr_T presentó concentraciones promedio de $0.75 \mu\text{g L}^{-1}$ y el Cr_D mostró valores con un promedio de $0.18 \mu\text{g L}^{-1}$. Las concentraciones más altas de Cr_T se encontraron en julio (época de lluvias), también cercanas a la costa, en la zona norte y centro de la laguna. Las concentraciones de Pb y Cr estudiadas tanto en el acuífero como en la laguna, se encontraron bajo los niveles permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS y US EPA de $10 \mu\text{g L}^{-1}$, $10 \mu\text{g L}^{-1}$ y $15 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

1. Introducción

1.1. Metales

Los metales son uno de los grupos de elementos potencialmente tóxicos que con gran facilidad alcanzan la zona costera y perturban el equilibrio ahí existente poniendo en riesgo hasta la salud del propio ser humano (Botello y Páez, 1986; Páez-Osuna *et al.*, 1987a); la mayoría de éstos se presentan en el mar en concentraciones del orden de $\mu\text{g L}^{-1}$ o menores (Riley y Chester, 1971).

Los metales pueden distribuirse en diferentes fases en el ambiente acuático así como acumularse en la biota y los sedimentos (Tang *et al.*, 2002). Entre varios contaminantes, los metales son de especial preocupación debido a su tendencia a bioacumularse, su persistencia en el ambiente, reciclaje biogeoquímico y riesgos ecotoxicológicos (Sunda, 1989). El aporte continental probablemente es la ruta principal de entrada de los metales a la zona costera y, además de las fuentes naturales (i. e. intemperismo, vulcanismo, incendios forestales, emisiones hidrotermales), las actividades humanas han contribuido al incremento de los niveles de algunos metales con potencialidades tóxicas. Dichas fuentes pueden ser tan diversas como actividades petroleras, agrícolas, industriales (metalúrgicas, metal-mecánicas, papeleras, azucareras, de pinturas) e incluso urbanas y sanitarias (fungicidas, herbicidas e insecticidas) (Forstner y Wittman, 1979; Mance, 1987; Ozaki *et al.*, 2003). La habilidad de un cuerpo de agua para permitir la vida marina, así como su idoneidad para otros usos, depende de varios elementos traza (disueltos a concentraciones menores que $1 \mu\text{g L}^{-1}$; Yoshida *et al.*, 2005), los cuales son importantes para la vida, pues ayudan y regulan muchos procesos fisiológicos del cuerpo. El mismo metal, sin embargo, puede causar severos efectos toxicológicos en la salud humana y en el ecosistema acuático. Por ejemplo, metales como el Cu, Fe, Mn, Ni y Zn son esenciales como micronutrientes para procesos de la vida en plantas y microorganismos, mientras que muchos otros metales como el Cd, Cr y Pb no tienen ninguna actividad fisiológica conocida y se han probado perjudiciales más allá de cierto límite (Marschner, 1995; Bruins *et al.*, 2000), a partir del cual pueden causar efectos carcinogénicos y mutagénicos (Ozaki *et al.*, 2003). Entre los elementos potencialmente más tóxicos están Cr, Pb, Cd y Hg (Al Mohana *et al.*, 2001). Por ello, conocer los tipos y niveles de metales que entran a las lagunas costeras es críticamente importante.

En los ambientes naturales, el cromo se presenta en forma trivalente (Cr(III)) o en ocasiones en la forma hexavalente (Cr(VI)), la cual, además de ser más tóxica, es la forma más soluble por lo que su movilidad y disponibilidad es mayor y representa un gran riesgo para la salud (Cervantes *et al.*, 2001). El Cr es un elemento que ha sido identificado tanto como un micronutriente esencial, como un agente carcinogénico, dependiendo de su forma química (Katz y Salem, 1994). El Cr(III) en pequeñas cantidades es un

nutriente importante necesario en el cuerpo; sin embargo, consumir grandes cantidades de Cr(III) puede causar problemas de salud como cáncer de pulmón (Costa, 1997; Zhitkovich et al., 1996). El Cr(VI) es tóxico para plantas y animales porque es un potente oxidante y un potencial carcinógeno; esta especie química existe en aguas subterráneas principalmente como HCrO_4^- y CrO_4^{2-} . En su aplicación industrial, el Cr forma parte de curtientes, pigmentos y conservadores textiles, aleaciones, pinturas anti incrustantes, catalizadores, agentes anticorrosivos, lodos de perforación, baterías de alta temperatura, fungicidas, conservantes de madera, recubrimientos metálicos y electrogalvanizados (Katz y Salem, 1994; US EPA, 1998). Según Moore y Ramamoorthy (1984) y Ochoa et al. (2009), las principales emisiones de Cr hacia las aguas superficiales provienen de los procesos de acabado de los metales. Por otra parte, Connell y Miller (1984) reportaron que las aguas de desechos municipales y domésticas contribuyen con cantidades significativas de Cr hacia el medio ambiente acuático.

Las especies predominantes del Cr dependen de la relación pH/Eh presentes en el ambiente, debido a que los minerales de Cr(VI) son relativamente solubles en comparación con los minerales de Cr(III). Los CrO_4^{2-} predominan a altos valores de Eh (> 500 mV a pH > 6 y 300 mV a pH de 9). El Cr(III) tiene muy baja solubilidad y a valores de pH de 6 a 10, como los encontrados en aguas subterráneas, precipita y forma $\text{Cr}(\text{OH})_3$ (Eary y Rai, 1988). Las especies de Cr(III) están presentes en mayor concentración que las especies de Cr(VI) a bajos valores de Eh (figura 1.1).

La química medioambiental de los compuestos del Cr incluye procesos de oxidación-reducción, reacciones de precipitación-solubilización y fenómenos de adsorción-desorción. En la naturaleza, aparecen mayoritariamente compuestos de Cr trivalente (Cr(III)) y de Cr hexavalente (Cr(VI)), aunque los primeros son los más abundantes. La solubilidad del Cr(III) está limitada por la formación de diversos tipos de óxidos e hidróxidos. También presenta una fuerte tendencia a formar compuestos estables con especies orgánicas e inorgánicas cargadas negativamente. Debido a esto, el Cr(III) no migra de manera significativa en el rango de pH cubierto por las aguas naturales, sino que precipita rápidamente y se adsorbe en partículas en suspensión y sedimentos del fondo. Los compuestos de Cr(VI), sin embargo, son solubles en un rango mayor de condiciones ambientales. En solución, el Cr(VI) existe en forma de hidrocromatos, cromatos y dicromatos, dependiendo del pH; los cromatos predominan a pH básico y neutro, los hidrocromatos a pH ligeramente ácido (6 a 6.2), mientras que a pH muy bajo predominan los dicromatos (US EPA, 1998).

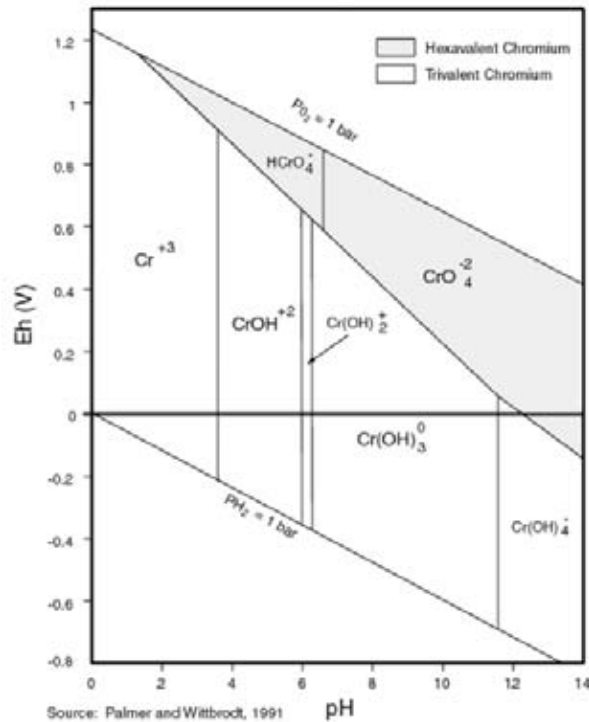


Figura 1.1. Distribución de las especies acuosas de Cr según la relación pH y Eh (Palmer y Wittbrodt, 1991).

Ambos, Cr(III) y Cr(VI) pueden adsorberse a minerales arcillosos (James y Bartlett, 1983), a Fe(III) (Rai et al., 1988), a Mn(IV) (Zachara et al., 1987), y a óxidos e hidróxidos de Al(III) (Koppelman et al., 1980), aunque la adsorción del Cr(VI) decrece con el incremento del pH (Fonseca et al., 2009).

El Cr(III) puede ser solubilizado por una formación compleja de materia orgánica como son los ácidos húmicos y fúlvicos (James y Bartlett, 1983). Según Kimbrough et al. (1999), en aguas oxigenadas con pH > 5, el Cr(VI) predominará. Sin embargo, hay muchos otros factores que son conocidos por influenciar la especiación redox del Cr en aguas naturales. El principal factor involucrado en la reducción de Cr(VI) es la presencia de Fe(II) disuelto desde minerales o materia orgánica (Buerge y Hug 1997; Brigatti et al., 2000; Wittbrodt y Palmer, 1995). En aguas naturales, la reducción de Cr(VI) por Fe(II) ocurre de minutos a varios meses, dependiendo de las condiciones redox que prevalezcan (Sedlak y Chan, 1997). El pH tiene una profunda influencia en la velocidad de la reacción de reducción (Gheju y Iovi, 2006). Sin embargo, el oxígeno disuelto (OD) puede inhibir la reducción de Cr(VI) por Fe(II) oxidando el Fe(II) a Fe(III) (Schroeder y Lee, 1975; Lin, 2002).

Según Peterson et al. (1996), se espera que las concentraciones de fondo de Cr en aguas subterráneas no contaminadas sean < 10 µg L⁻¹, mientras que en aguas contaminadas se han reportado hasta varios cientos de µg L⁻¹ (Yayintas et al., 2007). En nuestro país el límite permisible de Cr en agua de consumo humano es de 50 µg L⁻¹ (NOM-127-SSA1-1994).

Por su parte, el Plomo (Pb) es de los metales más importantes por que no es esencial para los seres vivos; sin embargo, existe en todos los tejidos y órganos de los mamíferos. Se presenta en dos estados de oxidación Pb^{+2} y Pb^{+4} , siendo el primero el que predomina en el ambiente acuático (Whitfield et al., 1981). Según Stumm y Morgan (1996), las mayores especies de Pb en agua marina están acomplejadas con los Cl^- y los CO_3^{2-} , encontrándose principalmente como $PbCl^+$. Como los minerales que contienen Pb son menos solubles en agua, su concentración es generalmente baja en aguas naturales (Venugopal et al., 2009). El Pb de origen antropogénico ha sido dispersado ampliamente al ambiente y se encuentra en todas las áreas incluyendo aire, suelo, agua y biota, con concentraciones más altas en zonas urbanas. Fuentes pasadas y presentes de plomo representan un riesgo al ambiente y a la salud humana. Este elemento no se degrada ni desaparece con el transcurso del tiempo, haciendo extremadamente difíciles los esfuerzos de limpieza ambiental. Asimismo, el Pb se bioconcentra en la cadena trófica y es tóxico para los seres humanos incluso en niveles bajos (Nriagu y Pacyna, 1988; Nriagu, 1990).

Las actividades humanas son las principales fuentes de la contaminación por Pb. La combustión del petróleo y de la gasolina constituye un 5% de todas las emisiones antropogénicas y es el principal componente del ciclo global del Pb (Sadiq, 1992; Fermín, 2002). Se ha estimado que la tasa de ingreso de Pb al ambiente marino se ha incrementado alrededor de 27 veces desde el pleistoceno y el aumento más severo se ha dado en los últimos 50 años debido sobre todo al uso del tetraetilo de plomo como aditivo de combustibles (Riley y Chester, 1971), práctica que se eliminó por completo en México en 1997 (Cortéz-Lugo et al., 2003).

Según Adriano (1986) el Pb, en general, puede encontrarse en forma de sulfuro de plomo o galena (PbS), carbonato de plomo o cerusita ($PbCO_3$) y sulfato de plomo o anglesita ($PbSO_4$). Los minerales de silicatos, feldespatos y magnetitas son notables sumideros de plomo en los sedimentos. El Pb es un metal muy poco móvil que tiende a adsorberse en el material arcilloso y la materia orgánica, y con el aumento del pH puede precipitar como $Pb(OH)_2$. En el medio acuático, a un pH inferior a 5.5 y potenciales mayores a -0.24 V, el Pb se encuentra como ión libre divalente, Pb^{2+} (figura 1.2), y a un pH comprendido entre 7 y 9, como carbonato disuelto $PbCO_3$. En presencia de sulfatos, también se forma la sal soluble $PbSO_4$. Con el ión OH^- forma complejos estables, principalmente $Pb(OH^+)$. El principal factor limitante de la presencia de Pb en las aguas, es la formación de hidróxido y carbonato insoluble (Moore y Ramamoorthy, 1984). De acuerdo a Schaule y Patterson (1983), en el intervalo de pH entre 5 y 7, la mayor vía de eliminación es por la adsorción sobre las partículas arcillosas.

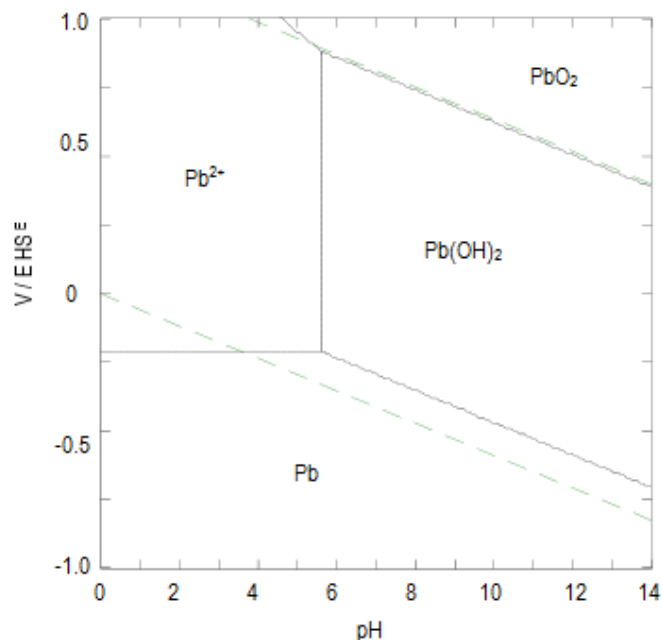


Figura 1.2. Diagrama de tipo Pourbaix para el sistema Pb-H₂O (Alvarado-Hernández et al., 2012).

Las aguas subterráneas pueden estar contaminadas por Pb por vías naturales o estar enriquecidas por actividades antropogénicas llevadas a cabo en el suelo suprayacente (Buragohain et al., 2010). En México el límite permisible de Pb en agua de consumo humano es de 10 $\mu\text{g L}^{-1}$ (NOM-127-SSA1-1994).

1.2. Acuíferos

Los acuíferos se definen como cuerpos de rocas permeables que albergan aguas subterráneas, presentando zonas de recarga, principalmente en sitios elevados y serranías y zonas de descarga (Schmidt y Hahn, 2012) como las zonas costeras. Uno de los criterios de clasificación de acuíferos es el grado de presión a la que estas formaciones están sometidas: en primer lugar tenemos a los acuíferos libres, que son cuerpos de agua someros y que además presentan un nivel piezométrico (nivel del agua) en contacto con el aire en donde son abiertos, es decir, que este tipo de acuíferos se encuentran bajo presión atmosférica. Es importante decir que la circulación del agua en este tipo de acuíferos puede tener lugar en cualquier dirección. Después están los acuíferos confinados, los cuales son sistemas geológicos con almacenaje de agua que no tiene una circulación como tal; este tipo de acuíferos se encuentran a tal profundidad en el subsuelo que no tiene contacto con la atmósfera y por ende la presión ejercida en ellos es principalmente de carácter hidrostático. Finalmente, llegamos a los acuíferos semi-confinados, los cuales presentan prácticamente las mismas condiciones que los anteriores; con la única diferencia de que la circulación en este tipo de acuíferos puede darse de manera vertical, debido a que tanto el techo y/o el suelo de esta formación no es totalmente impermeable (figura 1.3) (Saether y Caritat,

1997; Pulido-Bosch, 2007). Estos cuerpos de agua pueden recibir contaminantes provenientes de las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en el área suprayacente a través de infiltración en el subsuelo.



Figura 1.3. Ubicación en el subsuelo de un acuífero libre y confinado (Collazo-Caraballo y Montaña-Xavier, 2012).

La contaminación de las aguas subterráneas puede provenir de la superficie de la tierra, de los suelos sobre el nivel freático, o de sedimentos debajo del nivel freático. Las actividades agrícolas pueden contribuir significativamente a la contaminación de las aguas subterráneas debido a los millones de toneladas de fertilizantes y pesticidas aplicados en los campos. El movimiento de un contaminante a través de las capas de sedimento funciona como un proceso de filtración, dilución, y descomposición que puede disminuir el impacto final en las aguas subterráneas; sin embargo, si el contaminante es introducido directamente en el área debajo del nivel freático, el proceso principal que puede disminuir el impacto del contaminante es la dilución. Las aguas subterráneas se mueven más lentamente y con muy poca turbulencia en comparación con agua que fluye en ríos y arroyos, es por ello que normalmente ocurre poca dilución de contaminantes en las aguas subterráneas.

1.3. Lagunas costeras

La zona costera se define como el lugar o área donde los ambientes terrestre y acuático convergen, influyendo uno en el otro y viceversa. Dentro de las zonas costeras existen depresiones poco profundas, denominadas lagunas costeras, que son ecosistemas de transición que acoplan ambientes continentales y marinos y reciben un aporte biogeoquímico de los continentes, ríos y zonas marinas. Estos ecosistemas forman parte del 13% de la línea de costa del mundo, se localizan desde zonas tropicales hasta las más altas latitudes, están entre los ecosistemas más productivos en la biósfera y son ambientes

particularmente complejos, debido a sus interacciones entre la tierra, el océano y la atmósfera, resultando en un ambiente cambiante y vulnerable (Viaroli et al., 2007).

Según Kjerfve (1994), las lagunas costeras son consideradas como depresiones costeras, someras (<10m), con su eje principal paralelo a la costa, conectada al mar temporal o permanentemente por uno o más canales y separada de él por una barrera física. Lankford (1976), refiriéndose expresamente a estas cuencas en México, define: "laguna costera es una depresión en la zona costera, bajo el nivel de pleamar media superior, que tiene una conexión permanente o efímera con el mar, pero protegida de este por algún tipo de barra" (figura 1.4).

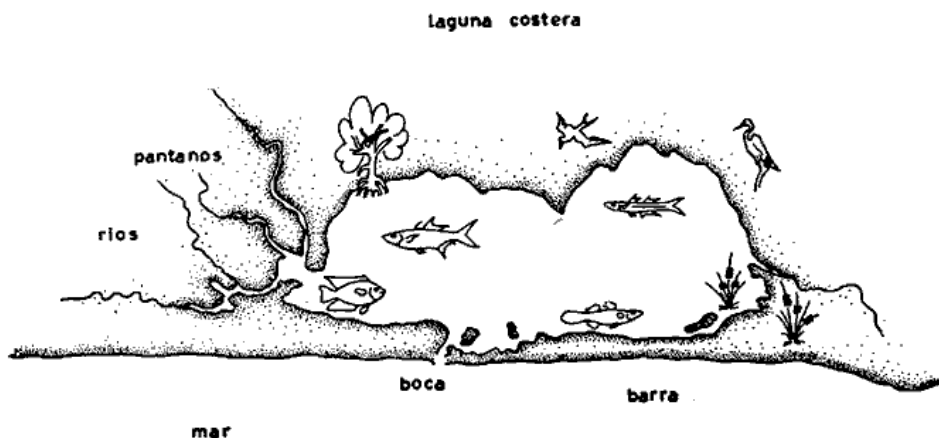


Figura 1.4. Laguna costera y partes que la componen.

Las lagunas costeras reciben materia orgánica, nutrientes y otros compuestos provenientes de diversas fuentes, los cuales son transportados tanto superficialmente por ríos, arroyos, canales de riego o desagüe, como por aguas subterráneas. Debido a sus características geomorfológicas y sus condiciones fisicoquímicas de carácter estuarino, estos ecosistemas funcionan como trampas naturales para una gran cantidad de compuestos derivados de las actividades antropogénicas entre los que encontramos principalmente orgánicos persistentes, nutrientes, microorganismos y metales y metaloides (Hg, Pb, Cr, Cd, As), con un alto grado de toxicidad los cuales pueden dañar la calidad de los recursos marinos e imponer riesgos significativos de salud ambiental, e incluso riesgo a la salud humana (Aubriot et al., 2005; Herrera-Silveria, 2006; Green-Ruiz et al., 2009).

Las lagunas costeras y estuarios de México están sometidos desde hace varios años a la presión que el hombre ejerce sobre ellos al depositar directa o indirectamente sus desechos tanto urbanos como industriales y con esto contribuye al detrimento de sus valores ecológicos; estos cuerpos de agua son importantes porque en ellos es factible el cultivo de especies marinas, ya que son ecosistemas semi-cerrados controlables. También es de resaltar su importancia ecológica, que resulta de su alta

productividad, originada por la contribución de varios tipos de productores primarios, la energía de mareas y circulación, la abundancia de nutrientes, y la conservación, retención y eficiencia del reciclaje de nutrientes entre hábitats bentónico, pelágico y humedales (Alongi, 1998) y por constituir hábitats de crianza, alimentación o refugio de diversas especies de invertebrados, peces y aves, residentes o dependientes de estos hábitats en alguna fase de su ciclo de vida (Day *et al.*, 1989). La importancia económica de las lagunas costeras radica en que sostienen pesquerías, acuicultura, turismo y otras actividades productivas (como explotación de sal y movimiento de carga marítima) que impulsan desarrollos urbanos y portuarios (Kennish, 2000). En ellas ocurren también actividades de recreación y existen playas y áreas de recreación. La suma de estas actividades y el establecimiento de comunidades humanas en la zona, provocan problemas de contaminación por residuos industriales y domésticos.

1.4. Parámetros ambientales que influyen en la geoquímica de los metales (pH, temperatura, salinidad)

Como se mencionó anteriormente, la medida de pH es una de las pruebas más importantes y usadas cuando se trata de la química del agua, ya que éste juega un papel importante en la movilidad de los metales (disolución, transporte y precipitación). La salinidad también juega un papel importante en el fraccionamiento de los metales cuando se acumulan en los sedimentos. Green-Ruiz y Páez-Osuna (2004) encontraron que a bajos valores de salinidad, el Pb se precipita y tiene valores más altos de proporción biodisponible (BAP por sus siglas en inglés, se refiere al cociente entre la fracción biodisponible y la concentración total).

1.5. Coeficiente de partición

Tang *et al.* (2002) en su trabajo sobre partición de elementos traza en agua de la Bahía de Galveston, EUA, definen el coeficiente de partición o reparto (K_d) como la relación entre la concentración de un contaminante en las fases particulada y disuelta, dada por la siguiente ecuación:

$$K_d = (M_p / M_d)$$

Donde $M_p = (M_T - M_d) / MPS$, siendo MPS la concentración de material particulado suspendido en el agua (retenido en el filtro de 0.45 μ).

2. Antecedentes

Se han realizado diversos estudios de Pb y Cr en agua subterránea a nivel internacional, entre los cuales se encuentran los realizados por Voutsinou-Taliadouri *et al.* (1987), quienes obtuvieron niveles extraíbles de metales pesados (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Pb) en agua de la laguna Messolonghi, en Grecia, mientras que Papatheodorou *et al.* (2002) determinaron tanto niveles totales como extraíbles de Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Pb en agua de la laguna de Kleisova, también en Grecia.

Martin *et al.*, (1994) encontraron concentraciones promedio de Pb en la fracción disuelta de $0.020 \mu\text{g L}^{-1}$; en ese mismo año, Monken *et al.*, (1994) estudiaron el agua superficial de la laguna costera de Jacarepaguá en Rio de Janeiro, Brasil, donde encontraron concentraciones promedio de Pb total de $0.61 \mu\text{g L}^{-1}$.

Yayintas *et al.* (2007) estudiaron elementos mayoritarios y metales pesados en aguas de desecho en la descarga de Kocabas, Turquía, donde reportaron altas concentraciones de Cr ($229 \mu\text{g L}^{-1}$) proveniente de desechos de curtidurías.

Chakrabarty y Sarma (2011) han reportado que un gran número de fuentes de agua potable del distrito de Kamrup en Assam, India, que provienen principalmente de aguas subterráneas, presentan cadmio (no detectado a $0.035 \mu\text{g L}^{-1}$), manganeso (no detectado a $1.25 \mu\text{g L}^{-1}$) y plomo (no detectado a $0.08 \mu\text{g L}^{-1}$).

Khaled *et al.* (2012) estudiaron las concentraciones de metales en el lago Ampang Hilir en Selangor, Malasia, donde encontraron cantidades detectables de Cd, Cr, Cu, Pb, Zn y Ni en agua en diferentes épocas del año. Obtuvieron concentraciones de Cr más bajas en abril, con $2.51 \mu\text{g L}^{-1}$ y las más altas en enero, con $2.6 \mu\text{g L}^{-1}$ y una concentración promedio de $2.54 \pm 0.04 \mu\text{g L}^{-1}$. De plomo, presentaron las concentraciones más bajas en abril con $0.74 \mu\text{g L}^{-1}$ y las más altas en octubre con $0.84 \mu\text{g L}^{-1}$ y una concentración promedio de $0.80 \pm 0.05 \mu\text{g L}^{-1}$. Estas concentraciones, encontradas bajo los límites permisibles establecidos por la WHO (1985) y la US EPA (1986), se atribuyen a la urbanización, al rápido crecimiento poblacional y a la consiguiente expansión de industrias.

En México se han hecho varios estudios en zonas costeras, principalmente en Tabasco, Campeche y Veracruz, donde se determinaron las concentraciones de Pb y Cr, siendo éste último un metal muy poco estudiado en zonas costeras.

Halffter et al. (1973) encontraron concentraciones de Pb de $17 \mu\text{g L}^{-1}$ en el Río Coatzacoalcos, Veracruz.

Por otro lado, Pérez-Zapata (1981), encontró concentraciones de Pb en la Laguna Machana, Del Carmen y Mecoacán, en Tabasco, de 997, 430 y $910 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

Méndez et al. (1982) detectaron concentraciones de $29400 \mu\text{g L}^{-1}$ también en el Río Coatzacoalcos, Veracruz.

Rosas et al. (1983) estudiaron las concentraciones de Pb y Cr en la Laguna de Mandinga, Tampamachoco (Veracruz), Del Carmen (Tabasco) y Atasta (Campeche), donde encontraron valores de Pb de 125, 46, 40 y $38 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente; por otra parte, los valores de Cr reportados fueron de 4, 1, 9 y $7 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

Pérez-Zapata et al. (1984) realizaron otro estudio donde estudiaron las concentraciones de Pb en el Río Coatzacoalcos (Veracruz), donde encontraron concentraciones de $11670 \mu\text{g L}^{-1}$.

Páez Osuna *et al.* (1987) estudiaron las concentraciones de Pb en el sistema fluvio-lagunar de la Laguna de Términos, Campeche, en los sistemas acuáticos del Río Palizada, Río Las Cruces, Río Las Piñas, Boca Chica, Río Candelaria, Laguna de Paniau, Boca de Puerto Real y Boca del Carmen, encontrando valores de $1 \mu\text{g L}^{-1}$.

Robledo (1987) y Cárdenas et al. (1990) estudiaron las concentraciones de Pb y Cr en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. El primero reportó concentraciones de Pb y Cr de 214 y $51 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, mientras que el segundo encontró concentraciones de Pb de $1963 \mu\text{g L}^{-1}$.

Osuna-López, et al. (1989) estudiaron metales pesados en el puerto de Mazatlán y encontraron concentraciones promedio de Pb en la fracción particulada y disuelta de 2.29 y $0.67 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente y Cr, en la fracción particulada y disuelta, con un promedio de $0.64 \mu\text{g L}^{-1}$ y no detectado, respectivamente.

Rodríguez-Castillo y Armienta (1995) detectaron concentraciones de Cr por arriba de $100 \mu\text{g L}^{-1}$ en el acuífero del Valle de León, desde el año de 1975. La contaminación por Cr es de extrema importancia en ésta pequeña zona debido a que, por su clima árido, virtualmente el 91% del suministro de agua urbana viene del agua subterránea (Armienta et al., 1993). En 1987, se detectó Cr en 81 de los 90 pozos

de la región (Armienta et al., 1993) con concentraciones bajo los niveles permitidos por la Norma Oficial Mexicana para agua de consumo (NOM 127- SSA1-1994, 2000) de $50 \mu\text{g L}^{-1}$, exceptuando un área pequeña, Buenavista, donde se encontraron concentraciones de hasta $50,000 \mu\text{g L}^{-1}$ (Armienta et al., 1996).

Jara-Marini (2008) encontró, en el sistema lagunar Estero de Urías, concentraciones de Pb disuelto que variaron de 1.46 a $3.64 \mu\text{g L}^{-1}$ y Pb suspendido con variaciones de 4.13 a $12.61 \mu\text{g L}^{-1}$, mientras que Alvarado (2011) encontró concentraciones de Pb disuelto de 0.06 a $0.39 \mu\text{g L}^{-1}$ en este mismo sistema lagunar.

3. Justificación

Los metales pesados son componentes naturales de la corteza terrestre y son un grupo de elementos químicos que presentan una densidad alta ($> 5 \text{ g/cm}^3$). Estos elementos son en general tóxicos tanto para los seres humanos como para los demás organismos que habitan los ecosistemas. Dicha toxicidad dependerá de cuáles sean sus vías de exposición. Entre los más susceptibles de presentarse en el agua se destacan mercurio, níquel, cobre, plomo y cromo. La mayoría de los metales pesados de fuentes naturales suelen provenir de la corteza terrestre; sin embargo, existen otros procesos de origen antropogénico, como las actividades industriales, agrícolas, mineras y ganaderas, o el propio tráfico, que deben ser considerados también como posibles fuentes de metales pesados.

Debido al carácter acumulativo (bioacumulación y biomagnificación) y de permanencia de los metales, éstos se encuentran no sólo en los diversos compartimentos ambientales sino que también se detectan en la biota. Los altos niveles de concentración de metales pesados en agua utilizada para riego y consumo humano representan un problema importante para la agricultura y la salud humana, así como para la biodiversidad, es por eso que el presente trabajo tiene como objetivo principal determinar si existen concentraciones de Pb y Cr en aguas del acuífero del Río Mocerito y de la Laguna de Santa María - La Reforma y evaluar si dichas concentraciones se encuentran dentro de los límites permisibles estipulados por las Normas Oficiales Mexicanas y si cumplen con la regulación nacional e internacional para su uso en diferentes actividades antropogénicas.

4. Hipótesis

Considerando las actividades antropogénicas realizadas en el área circundante (agricultura, ganadería, acuicultura) y debido a que la precipitación húmeda provoca un lavado de suelos y el consiguiente arrastre de materiales hacia la zona del acuífero del Río Mocerito y la laguna costera Santa María – La Reforma, se espera que las concentraciones de Pb y Cr en estas regiones varíen según la época climática, encontrándose valores más elevados en época de lluvias que en época de secas. Asimismo, se espera que estos valores se encuentren dentro de los límites permisibles establecidos por las Normas Oficiales Mexicanas.

5. Preguntas de investigación

Las preguntas de investigación que se plantean y se esperan responder al término del presente trabajo de investigación son:

- ¿Existe alguna relación entre las concentraciones de Pb y Cr en el acuífero con aquellas de la laguna costera?
- ¿Existe una correlación entre las variables ambientales del área de estudio (temperatura, pH, salinidad) y la distribución de las concentraciones de Pb y Cr en ambos cuerpos de agua?
- ¿Existe una diferencia en el comportamiento de Pb y Cr en épocas de lluvia y sequía?
- ¿Los niveles se encuentran por debajo o no de las Normas Oficiales Mexicanas tanto en acuífero como laguna?

6. Objetivos

Determinar el comportamiento de las concentraciones de Pb y Cr en aguas del acuífero del río Mocorito y la laguna costera Santa María - La Reforma en épocas climáticas diferentes.

Los objetivos particulares que se pretenden cumplir son:

- Medir y comparar el comportamiento de las concentraciones de Pb y Cr en aguas del acuífero del río Mocorito y la laguna costera Santa María - La Reforma en épocas climáticas diferentes.
- Cuantificar temperatura, pH y salinidad.
- Determinar si existe correlación entre los parámetros ambientales y la concentración de los metales en las aguas analizadas.
- Conocer si las concentraciones de los metales encontrados en los 2 cuerpos de agua cumplen con la regulación nacional e internacional para su uso en diferentes actividades antropogénicas.

7. Descripción del área de estudio

a) Acuífero del Río Mocorito

El acuífero del río Mocorito se localiza dentro del área hidrogeológica número 10 del río Mocorito (SARH, 1985), se ubica en la porción centro-norte del estado de Sinaloa, entre los paralelos 24° 56' 17.0'' y 25° 47' 26.2'' Norte y los meridianos 107° 38' 06.8'' y 108° 23' 34.5'' Oeste (Diario Oficial de la Federación, 2009). Este cuerpo de agua ocupa la mayor parte de la zona de explotación de la planicie costera. Se localiza a una distancia de 104 km de la ciudad de Culiacán e incluye las porciones central y norte de la laguna Bahía Santa María - La Reforma (abarcando un área de 7171.47 Km²), la cual tiene un área aproximada de 600 km² (figura 7.1). El río Mocorito nace a 7 Km al noroeste del poblado El Terrero, en el cerro San Pedro (1950 m.s.n.m.) con una pendiente general baja (1.77%) con dirección preferencial que va del noroeste al suroeste, recorre 180 Km a través de los municipios de Salvador Alvarado, Angostura, Guasave, Badiraguato y en su mayor parte Mocorito, hasta su desembocadura en la laguna Santa María - La Reforma (INEGI, 1995). El acuífero del río Mocorito presenta un nivel de recarga anual proveniente de la provincia de la sierra madre occidental aproximado de 100×10^6 m³ (García, 2007), es libre y compuesto de sedimentos fluviales y aluviales que descansan sobre un cuerpo de conglomerados de baja permeabilidad que, a su vez suprayacen a materiales de origen volcánicos. Estos sedimentos se derivan de rocas ígneas ácidas que afloran en la Sierra Madre Occidental, donde existen yacimientos de Au, Ag, Cu, Pb y Fe (Anónimo, 1978).

b) Laguna costera Santa María - La Reforma

La Bahía Santa María – La Reforma se localiza entre los 24° 42' y 25° 18' de latitud norte y 107° 55' y 108° 22' de longitud oeste, tiene comunicación con el mar a través de dos bocas y forma parte muy importante de la provincia fisiográfica del cinturón costero de Sinaloa, dentro de la llanura deltaica, formada por el proceso de sedimentación terrígena de los ríos Sinaloa y Mocorito en la parte norte y el río Culiacán en la porción sur. La profundidad máxima del cuerpo lagunar es de 24 m y la profundidad media ha sido estimada en 7 m (Zamora-Arroyo *et al.*, 2000).

Santa María - La Reforma es una laguna costera de plataforma con barrera interna y boca permanente y con una orientación semiparalela a la costa, por lo que se clasifica como un sistema lagunar de tipo III-A (III-C) (Lankford, 1977). Este cuerpo de agua está dividido en cinco comunidades (Dautillos, Yameto, La Reforma, Costa Azul y Playa Colorada) que tienen la pesca como su principal actividad económica (Arreola-Lizarraga *et al.*, 2009). La cuenca inferior de drenaje asociada tiene una extensión de 782,674 ha donde reside una población de 169,232 habitantes y se desarrolla una agricultura de riego y de

temporal, cubriendo 193,481 y 184,547 ha, respectivamente (Figura 7.1). Entre los principales cultivos agrícolas que se practican en la región sobresalen el maíz, trigo, garbanzo, sorgo y frijol. En su alrededor se hallan instaladas 7,724 ha de estanquerías dedicadas al cultivo de camarón, principalmente en los extremos norte y sur de la laguna. Antes de la construcción de la presa Eustaquio Buelna en 1973, el principal afluente era el río Mocerito, pero actualmente su aporte es reducido y la mayor afluencia de agua dulce proviene de las aguas servidas de la actividad agrícola (Diario Oficial de la Federación, 2000). A partir del año de 2004, recibe los escurrimientos de la planta de tratamiento de aguas residuales municipales de Culiacán a través del estero del Tule.

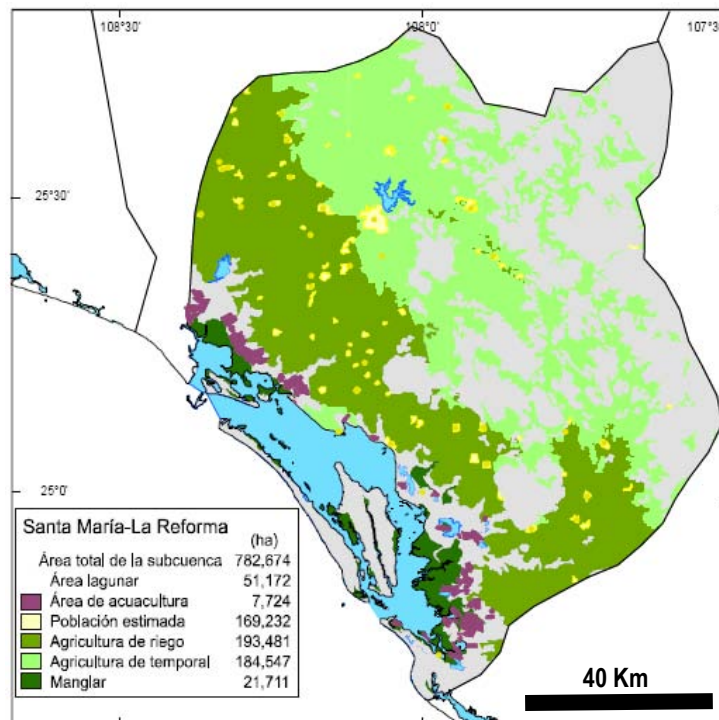


Figura 7.1. Características del sistema lagunar Santa María – La Reforma y su subcuenca asociada: morfología, área de manglar, acuacultura, agricultura y poblados (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

La laguna está separada del Golfo de California por medio de la isla Altamura y se comunica con éste a través de dos bocas principales: Yameto y Perihuate. La laguna costera Santa María – La Reforma alberga en el extremo norte a la laguna Playa Colorada, la cual se considera como un sitio RAMSAR, por ser zona de refugio, reproducción y crianza para una infinidad de especies de peces, aves playeras, moluscos, crustáceos, algunas especies de reptiles y anfibios. La contaminación de las aguas y sedimentos de Playa Colorada - Santa María - La Reforma esta principalmente influenciada por la intensa actividad agrícola que se desarrolla en la zona (SEMARNAT, 2003).



Figura 7.2. Ubicación geográfica del acuífero del río Mochorito (A) y el sistema lagunar Santa María - La Reforma (B).

8. Metodología

8.1. Procesamiento y recolección de muestras

a) Muestreo de agua

A partir de la red de pozos de CONAGUA y de particulares, se seleccionaron 18 pozos (ver anexos 1 y 2) en la zona del acuífero del río Mocorito para el muestreo de aguas subterráneas (marcas amarillas, fig. 8.1). Por otro lado, se seleccionaron 35 sitios de muestreo (ver anexos 3 y 4) en el interior de la laguna costera Santa María - La Reforma, en la parte centro y norte (marcas rojas, fig. 8.1), que puedan mostrar un gradiente de dilución.

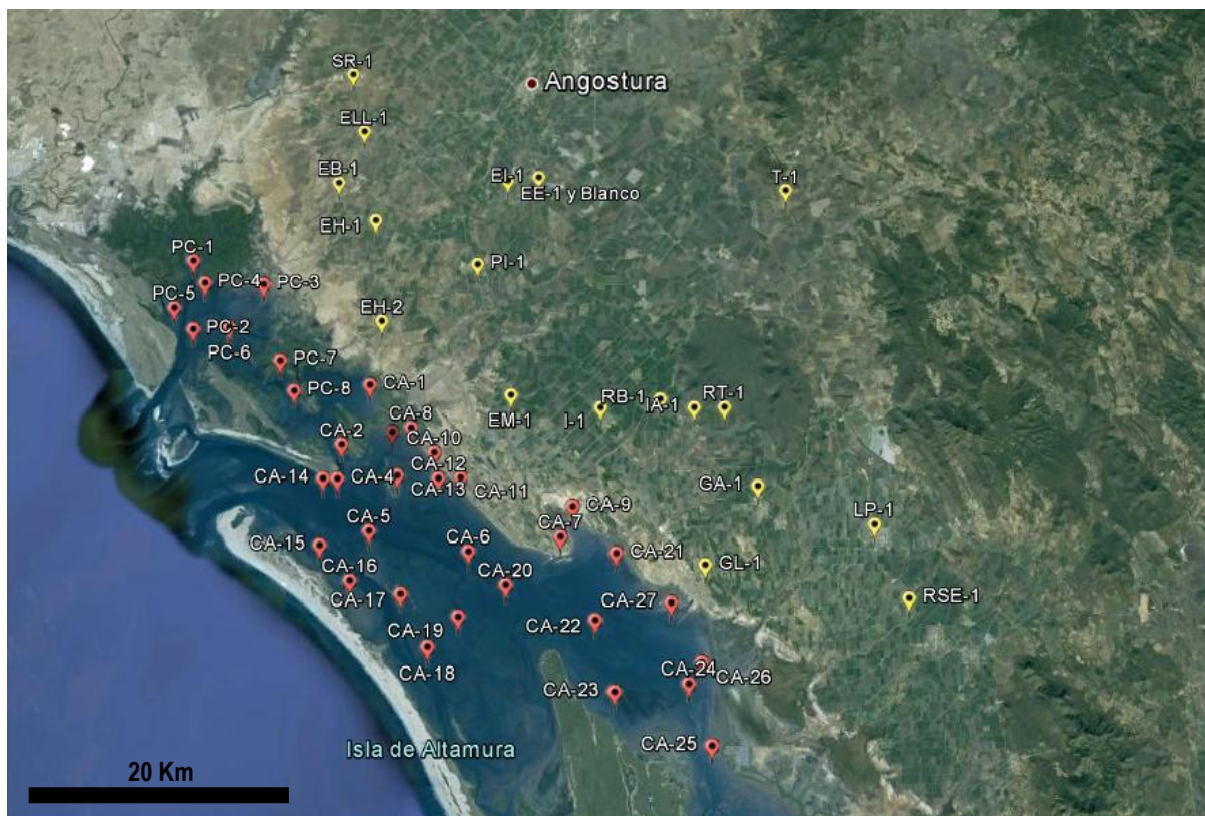


Figura 8.1. Localización de los sitios de recolección de muestras de agua de pozo del acuífero del Río Mocorito y de la Laguna Costera Santa María - La Reforma (54 estaciones).

Durante todas las etapas de lavado de material, muestreo, almacenamiento y análisis de las muestras de agua recolectadas, se utilizaron protocolos de limpieza previamente establecidos para análisis de metales y metaloides (Flegal et al., 1991; Ndung'u et al., 2003).

La principal actividad que se realiza sobre el acuífero del río Mocorito es la agricultura, por esto, la estrategia de muestreo estuvo ligada a los ciclos agrícolas de la región. El primer muestreo se realizó en la época de secas (abril de 2013) y representa a la pre-siembra, cuando se aplican fertilizantes y se

hacen los primeros riegos. Se tomaron 18 muestras de agua de pozo en la zona del acuífero del Río Mocerito y un blanco de campo. En la Laguna de Santa María - La Reforma se tomaron muestras de agua de 35 estaciones de muestreo que se recorrieron en una lancha con la ayuda de personas familiarizadas con la zona. Las muestras de agua de pozo fueron recolectadas usando una bomba peristáltica marca Solinst modelo 410. Todas las muestras de agua fueron almacenadas en botellas de polietileno de alta densidad lavadas previamente con HCl (6N) y HNO₃ (6N).

El segundo muestreo se llevó a cabo en época de lluvias (julio de 2013), después de la siembra, lo que representa otra fertilización y 3 ciclos de riego.

8.2. Análisis de agua

En cada pozo y estación lagunar se determinaron in situ los parámetros fisicoquímicos relevantes: la salinidad se midió con un refractómetro y el pH, junto con la temperatura, se midieron utilizando un potenciómetro marca HANNA HI 98127.

Se analizó el contenido de Pb y Cr en material total y disuelto a partir de las muestras de agua tomadas que posteriormente se filtraron en el laboratorio utilizando filtros de membrana de celulosa de 0.45 μ marca Millipore. Con el objeto de asociar las concentraciones de estos metales, con posibles fuentes de aporte natural litogénico, se cuantificaron también las concentraciones de AL, Fe y Mn en ambas fases.

Previo al análisis de metales (Pb, Cr, Al, Fe, Mn), las muestras de agua se acidificaron para mantener los iones en solución y evitar la precipitación de hidróxidos (Jarvis *et al.*, 1992; Bakowska, 1997; Van Den Berg *et al.*, 1998) y se almacenaron a 4°C hasta su respectivo análisis. Las concentraciones de Pb, Cr, Al, Fe y Mn en agua, en sus formas total y disuelta, se determinaron en el laboratorio del Dr. Russell Flegal en la Universidad de California en Santa Cruz, utilizando un espectrómetro de masas de plasma inductivamente acoplado (ICP-MS por sus siglas en inglés), como se recomienda en Ndung'u *et al.* (2003).

Para propósito de control de calidad, se analizaron blancos de campo y blancos de laboratorio donde se aseguró que ninguno de los metales estudiados fueran detectados, o en su defecto se restaron a los valores medidos en cada muestra. Algunas muestras se midieron por duplicado para observar la variabilidad. Además, como una medida de exactitud se determinaron los porcentajes de recuperación del material de referencia certificado para análisis de agua dulce (NIST 1640a), el cual se midió 22 veces para calcular el coeficiente de variación (CV), como se muestra en la tabla 8.1.

Tabla 8.1. Valores certificados ($\mu\text{g L}^{-1}$), medidos ($\mu\text{g L}^{-1}$), coeficiente de recuperación (%) y coeficiente de variación (%) para el material de referencia NIST 1640a (N=22).

	Valor certificado ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Valor medido ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Coeficiente de recuperación (%)	Coeficiente de variación (%)
Al	53.00 \pm 1.80	49.18 \pm 2.32	92.49	1.96
Cr	40.54 \pm 0.30	35.61 \pm 0.65	88.52	1.60
Fe	36.80 \pm 1.80	35.65 \pm 1.20	98.43	1.80
Mn	40.39 \pm 0.36	39.77 \pm 0.35	99.39	0.59
Pb	12.10 \pm 0.05	12.11 \pm 0.32	100.95	1.39

Asimismo, se realizó un análisis de pendiente con concentraciones de 2, 10 y 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ de cada metal analizado, para asegurar que la curva de calibración del equipo ICP-MS XR Element, se mantuviera estable.

Los límites de detección (LD Pb= 0.004 $\mu\text{g L}^{-1}$, LD Cr= 0.003 $\mu\text{g L}^{-1}$, LD Al= 0.2125 $\mu\text{g L}^{-1}$, LD Fe= 0.1331 $\mu\text{g L}^{-1}$, LD Mn= 0.0062 $\mu\text{g L}^{-1}$) se determinaron utilizando medidas repetidas (N=25) del blanco de laboratorio y la desviación estándar calculada se multiplicó por 3.

8.3. Métodos estadísticos

Con el propósito de observar si se presentan diferencias entre los resultados obtenidos de los muestreos para ambas épocas del año (secas y lluvias), se realizó un análisis de T de Student (no pareado para las muestras de pozos y pareado para las muestras de laguna) para cada uno de los parámetros ambientales así como los metales obtenidos (Al, Fe, Mn, Pb, Cr) utilizando el software estadístico GraphPad Prism versión 5.01. Se realizaron correlaciones de Pearson con la finalidad de inferir relaciones entre los parámetros fisicoquímicos y las concentraciones de Al, Fe y Mn que pudiesen explicar los comportamientos de las concentraciones de Pb y Cr.

9. Resultados y discusiones

9.1. Acuífero del Río Mocorito

9.1.1. Parámetros fisicoquímicos

Para revisar la tabla de datos obtenidos in situ, ver anexos 1 y 2.

Salinidad (‰)

Los valores de salinidad obtenidos en los 18 puntos de muestreo de pozos en el acuífero del Río Mocorito durante la época de secas se muestran en la figura 9.1, donde se observa que los niveles de salinidad fluctuaron entre 0 y 5 ‰, lo que indica que podría no existir o ser mínima la intrusión salina en estos puntos exceptuando los puntos SR-1, EE-1, T-1 y CA, siendo éstos dos últimos los que presentaron el valor más alto de salinidad (5 ‰), esto puede deberse a la influencia de la marea en el sistema lagunar Santa María - La Reforma para la estación CA.

Se han realizado diversos estudios al acuífero del río Sinaloa, ubicado al norte del acuífero del río Mocorito, entre los cuales destaca el de la compañía Servicios Geológicos, S.A. (1978), que realizó 120 sondeos eléctricos verticales (SEV) concluyendo que la mayor parte del subsuelo del área investigada se encuentra contaminada por agua de mala calidad en cuanto a la concentración de sales; la principal fuente de alimentación del acuífero proviene del río Sinaloa y conforme el agua subterránea circula a la costa, se va incrementando su salinidad, de forma que las partes más alejadas del río presentan un mayor contenido de sales disueltas. Se estima que la pobre calidad del agua se debe a que el agua del mar durante el Pleistoceno quedó atrapada en esa área, evaporándose y quedando así depositadas grandes cantidades de sal (CONAGUA, 2002). Ésta podría ser una posible explicación al valor de salinidad (5 ‰) de la estación marcada con la clave T-1, que representa a una noria alejada de la costa, ubicada en el rancho de Tupinampa, en el municipio de Salvador Alvarado, Sinaloa.

Durante el segundo muestreo, realizado en el mes de julio de 2013 y que representó el periodo de inundaciones, otra fertilización y 3 ciclos de riego, se tuvo acceso sólo a 15 pozos para la toma de muestras de agua, el resto fue inasequible debido a que éstos se encontraron completamente secos o cerrados por la CNA.

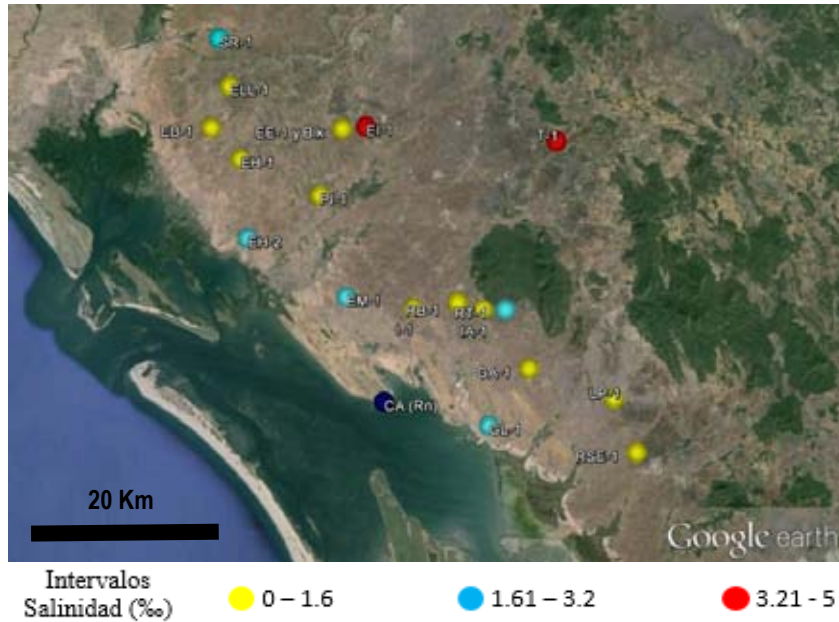


Figura 9.1. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocarito para el muestreo de abril de 2013.

Los valores de salinidad obtenidos en los 15 puntos de muestreo de pozos en el acuífero del Río Mocarito se muestran en la **figura 9.2** donde se observa que los niveles de salinidad oscilaron entre 0 y 4 ‰, lo que nos confirma que posiblemente la intrusión salina en estos puntos es mínima o nula, exceptuando la estación EI-2, que presentó el valor más alto de salinidad (4 ‰). Caso especial es el de la estación CA-2, que presentó intervalos de salinidad de entre 10 y 13 ‰.

Se realizó un análisis de *T de student* ($P < 0.05\%$), el cuál arrojó como resultado que no existen diferencias significativas entre los valores de salinidad comparados entre abril y julio de 2013.

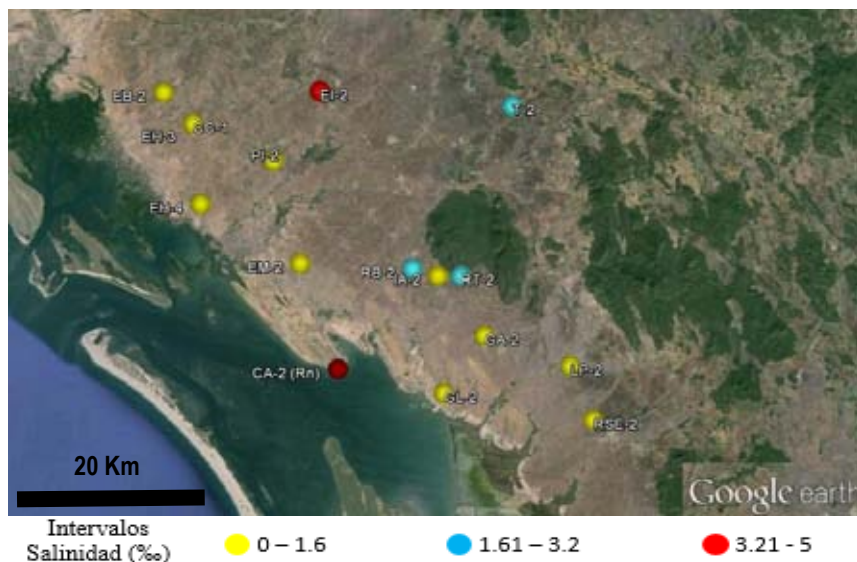


Figura 9.2. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocarito para el muestreo de julio de 2013.

Temperatura (°C)

La temperatura del agua subterránea en abril de 2013 varió entre 23.8 hasta 29.6 °C. Cabe mencionar que el muestreo fue en pozos someros con profundidades entre 3 y 15 m a partir de la superficie, con lo cual es de esperarse que los valores de temperatura reflejen de alguna manera la temperatura ambiental atmosférica (Figura 9.3). El agua subterránea presentó una variación de temperatura de entre 27 °C y 34 °C durante el muestreo de julio de 2013 (Figura 9.4).

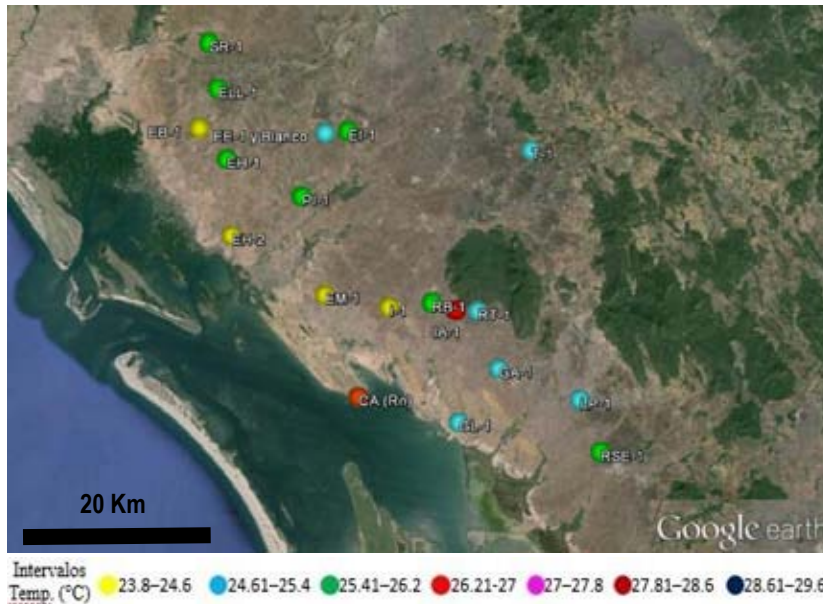


Figura 9.3. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocorito durante el muestreo de abril de 2013.

El análisis de *T de student* ($P < 0.05\%$) realizado muestra que sí existen diferencias significativas entre los valores de temperatura obtenidos en abril y julio de 2013; ésta diferencia en la temperatura corresponde al régimen climático de la zona (tipo: tropical seco, subtipo: seco muy cálido con lluvias de junio a septiembre y temperatura ambiental de entre 12 °C y 36 °C) propuesto por García (1973).

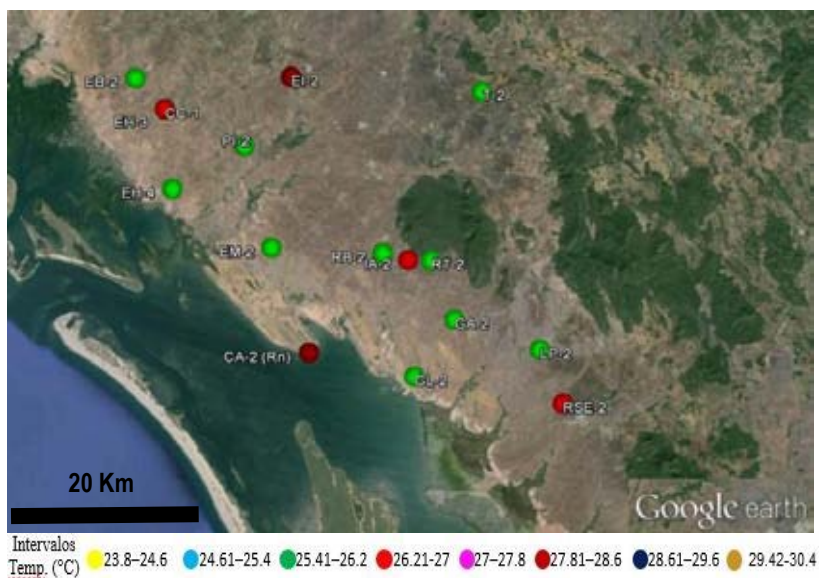


Figura 9.4. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 18 pozos de agua subterránea en el acuífero del Río Mocorito durante el muestreo de julio de 2013.

pH

Los valores de pH se presentaron con valores entre 7.2 y 8.6, con un promedio de 7.9 durante el muestreo de abril de 2013 y entre 6.7 y 7.7, con promedio de 7.2, en los 15 pozos muestreados durante julio de 2013. El análisis de T de student ($P < 0.05\%$) realizado muestra que no existen diferencias significativas en los valores de pH obtenidos para abril y julio de 2013.

9.1.2. Análisis de metales

En las tablas 9.1 y 9.2 se muestran las concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$), para la fracción total y disuelta, y los valores de coeficiente de partición o reparto (K_D) para los muestreos de abril y julio de 2013, respectivamente.

Al

Las concentraciones de Al total y disuelto (Al_T y Al_D , respectivamente) obtenidas durante el muestreo de abril de 2013 se muestran en la tabla 9.1, éstas se encontraron con un promedio de $731.90 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} < 0.212 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 11471.52 \mu\text{g L}^{-1}$) para Al_T , y con una concentración promedio de $61.03 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} < 0.212 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 425.83 \mu\text{g L}^{-1}$) para Al_D .

Para el muestreo de julio de 2013 se obtuvieron concentraciones promedio de Al_T de $282.32 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} = 13.21 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 1408.01 \mu\text{g L}^{-1}$) y una concentración promedio de $155.85 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} = 3.83 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 514.37 \mu\text{g L}^{-1}$) de Al_D (tabla 9.2).

Las concentraciones de Al_T durante abril de 2013, se presentaron por arriba de los niveles máximos referidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000) de $200 \mu\text{g L}^{-1}$, $300 \mu\text{g L}^{-1}$ y $50 - 200 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente; sin embargo, las concentraciones de Al_D mostraron valores por debajo de los límites permisibles ya mencionados.

En julio de 2013, el Al_T presentó concentraciones que sobrepasaron los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-1994 y US EPA (2000), mientras que el Al_D se mantuvo bajo los límites dictados por todas las normas mencionadas.

Se realizó un análisis de *T de student* ($P < 0.05\%$) que mostró que el Al_T y Al_D no presentan diferencias significativas entre ambas épocas (secas y lluvias).

Fe

El Fe total (Fe_T) presentó concentraciones promedio de $334.48 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}<0.006 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=3231.33 \mu\text{g L}^{-1}$) y el Fe disuelto (Fe_D) un promedio de $55.25 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}=0.09 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=258.19 \mu\text{g L}^{-1}$) durante el muestreo de abril de 2013. En época de lluvias (julio de 2013) se presentaron concentraciones promedio de $170.02 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}=5.17 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=1007.91 \mu\text{g L}^{-1}$) y $125.70 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}<0.006 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=774.10 \mu\text{g L}^{-1}$) para Fe_T y Fe_D , respectivamente.

Las concentraciones de Fe_T y Fe_D se presentaron por debajo del límite permisible de $300 \mu\text{g L}^{-1}$ establecido por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000), con excepción del Fe_T en abril de 2013, que mostró una concentración promedio de $334.48 \mu\text{g L}^{-1}$. El análisis de *T de student* ($P<0.05\%$) realizado mostró que no hay diferencias significativas entre Fe_T y Fe_D en época de secas y lluvias.

Tabla 9.1. Concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013.

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)								
	Al _T	Al _D	K _D	Fe _T	Fe _D	K _D	Mn _T	Mn _D	K _D
GL-1	115.17	11.92	0.170	9.18	5.88	0.011	118.68	54.61	0.023
SR-1	4.46	2.64	0.007	26.75	13.81	0.009	0.66	0.66	0
GA-1	40.82	0.40	4.350	15.36	0.34	1.902	70.69	32.43	0.051
EB-1	11471.52	309.62	0.026	3231.33	226.46	0.009	808.88	13.01	0.043
ELL-1	2.08	0.83	0.020	9.97	2.34	0.043	59.37	14.31	0.042
EH-2	503.61	304.28	0.009	424.54	247.65	0.010	23.88	14.88	0.009
EH-1	2.74	1.39	0.039	1752.62	258.19	0.234	26.69	22.89	0.007
EE-1	2.11	0.98	0.025	7.66	4.06	0.019	75.55	45.42	0.014
PI-1	2.90	0.90	0.093	7.74	5.27	0.020	1186.32	1186.32	0
EI-1	0.40	0.40	0	43.13	19.64	0.015	18.72	13.96	0.004
LP-1	1.20	1.20	0	0.27	0.27	0	0.45	0.45	0
EM-1	37.29	15.55	0.053	25.94	16.35	0.022	14.94	5.21	0.071
IA-1	8.16	*0.212	0.260	4.50	0.22	0.135	4.67	0.31	0.097
RSE-1	2.95	2.95	0	3.08	3.08	0	5.38	4.92	0.001
I-1	52.11	16.68	0.055	26.07	9.47	0.046	79.94	23.40	0.063
RB-1	249.21	3.04	1.274	166.96	22.39	0.102	341.64	177.85	0.014
T-1	674.94	425.83	0.003	264.78	159.01	0.004	132.28	72.73	0.005
RT-1	5.91	*0.212	0.182	4.11	0.09	0.303	3.22	2.11	0.004

* Límite de detección de Al de $0.212 \mu\text{g L}^{-1}$.

Mn

El Mn total y disuelto (Mn_T y Mn_D) en época de secas (abril de 2013) presentó una concentración promedio de $162.47 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $0.38 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $1139.04 \mu\text{g L}^{-1}$) y $93.64 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $0.31 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $1186.32 \mu\text{g L}^{-1}$), respectivamente, siendo la estación PI-1 la que presentó los valores más altos. Durante el muestro de julio de 2013, se obtuvieron concentraciones promedio de Mn_T de $81.03 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $1.32 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $436.44 \mu\text{g L}^{-1}$) y un promedio de $64.43 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $6.98 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $359.76 \mu\text{g L}^{-1}$) de Mn_D , teniendo los valores más altos las estaciones PI-2 y EH-2 (EH-1) (Ver tablas 9.1 y 9.2).

En la figura 9.5 se muestra una carta geoquímica para Mn, extraída del Servicio Geológico Mexicano SGM (2014), que representa las concentraciones de Mn en el área del acuífero del río Mocorito basadas en el estudio de muestras de sedimentos de arroyos. En ésta se puede observar que los puntos que presentan altas concentraciones se encuentran con relativa cercanía a los pozos con los valores de Mn más elevados, por lo que ésta puede ser una posible causa.

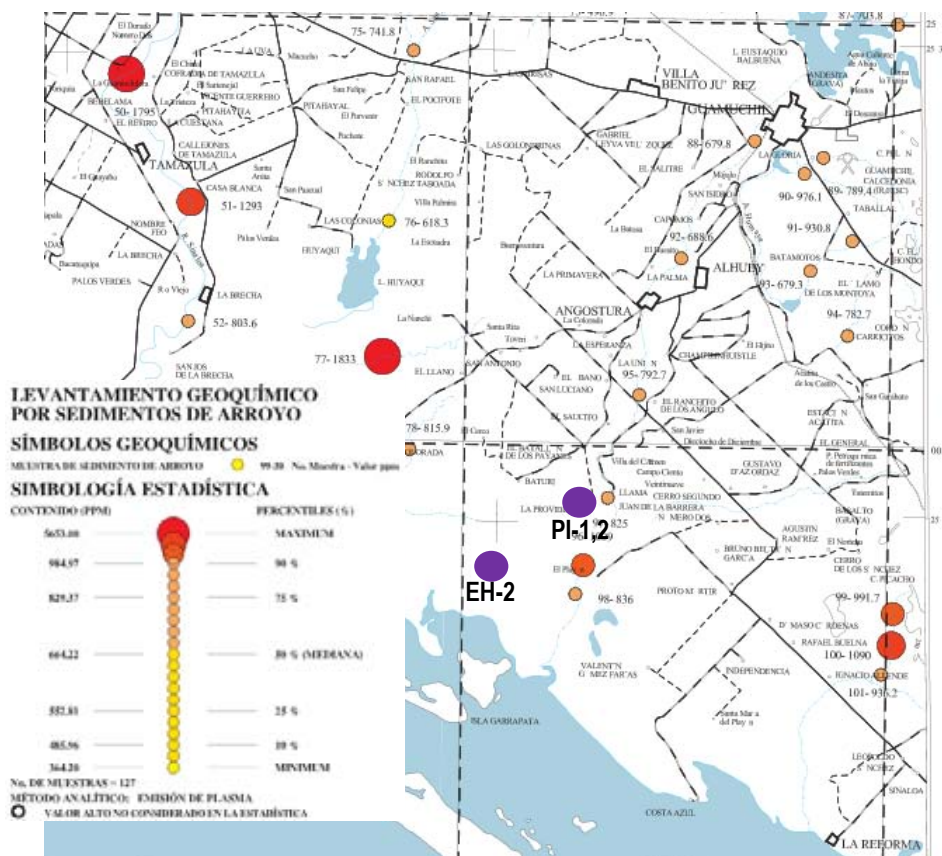


Figura 9.5. Carta geoquímica por Mn. Los Mochis G12-9, Sinaloa (SGM, 2014) y estaciones que presentan mayor concentración de Mn_T y Mn_D .

Los límites permisibles de Mn en agua de consumo establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000) son de 150, 500 y 50 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. En abril de 2013, las concentraciones encontradas de Mn_T y Mn_D mostraron valores por encima de aquellos mencionados por la NOM-127-SSA1-1994 y la US EPA (2000) pero se encontraron por debajo de los descritos por la OMS (1996). En julio de 2013, los valores promedio encontrados de Mn_T y Mn_D se presentaron bajo los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-1994 y la OMS (1996), sin embargo, mostraron valores más altos de los permitidos por la US EPA (2000). El análisis de *T de student* ($P < 0.05\%$) realizado mostró que no hay diferencias significativas entre Mn_T y Mn_D en época de secas y lluvias.

Tabla 9.2. Concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013.

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)								
	Al _T	Al _D	K _D	Fe _T	Fe _D	K _D	Mn _T	Mn _D	K _D
GL1-II	115.41	65.95	0.001	759.43	759.43	0	206.12	38.90	0.006
GA-2	276.50	50.48	0.266	51.81	44.14	0.010	55.42	15.22	0.157
EB-2	442.05	240.50	0.063	214	17.39	0.848	49.26	49.26	0
EH-4 (EH-2)	1408.01	171.00	0.010	1007.91	13.29	0.102	152.76	152.76	0
EH-2 (EH-1)	219.56	219.56	0.000	338.38	15.38	1.470	359.76	359.76	0
PI-2	76.09	27.26	0.189	774.1	774.1	0	436.44	22.95	1.902
EI-2	21.18	3.83	0.699	49.36	5.92	1.132	14.06	14.06	0
LP-2	295.80	68.14	0.001	149.20	0.13	0.436	8.42	8.42	0
EM-2	720.97	114.80	0.008	313.08	76.20	0.005	120.29	80.71	0.001
IA-2	203.53	203.53	0	145.29	83.55	0.010	123.28	95.39	0.004
RSE-2	152.38	152.38	0	5.17	1.31	0.049	6.98	6.98	0
RB-2	514.37	514.37	0	90.33	39.83	0.068	58.47	58.47	0
T-2	149.23	96.89	0.071	51.35	7.77	0.736	26.25	26.25	0
RT-2	122.19	54.77	0.152	45.28	45.28	0	52.15	11.14	0.456
CC-1	354.38	354.38	0	26.75	1.88	1.833	26.17	26.17	0

Se realizaron análisis de t de Student ($P < 0.05\%$) para los K_D de Al, Fe y Mn para época de secas y lluvias, los cuales mostraron que no hay diferencias significativas entre ellos.

Pb y Cr

En la tabla 9.3 y 9.4, se muestran los valores de las concentraciones de Pb y Cr (en las fracciones total y disuelta) para los muestreos de abril y julio de 2013. La concentración promedio de Pb total (Pb_T) presente en abril de 2013 fue de $0.46 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}<0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=6.837 \mu\text{g L}^{-1}$) y de $0.05 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}<0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=0.172 \mu\text{g L}^{-1}$) para Pb disuelto (Pb_D), siendo la estación EB-1 la que registró la mayor concentración de Pb_T ($6.837 \mu\text{g L}^{-1}$) y las estaciones EH-2 y EI-1 presentaron los valores más altos de Pb_D ($0.172 \mu\text{g L}^{-1}$); por otro lado, en julio de 2013 el Pb_T presentó una concentración promedio de $0.19 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}<0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=1.08 \mu\text{g L}^{-1}$) y el Pb_D de $0.05 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min}<0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max}=0.91 \mu\text{g L}^{-1}$), siendo la estación EM-2 y GL1-II las que presentaron los valores más altos para Pb_T y Pb_D (1.08 y $0.91 \mu\text{g L}^{-1}$), respectivamente. Las altas concentraciones encontradas en la estación GL1-II pueden deberse a la cercanía de este pozo a la comunidad La Reforma, que se encuentra dentro de la trayectoria del dren Cedritos, que descarga en el Estero del Tule, en la Bahía La Reforma (JAPAC, 2010).

Tabla 9.3. Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013.

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)					
	Pb_T	Pb_D	K_D	Cr_T	Cr_D	K_D
GL-1	0.062	0.027	0.025	0.107	0.052	0.021
SR-1	0.053	0.053	0	0.468	0.186	0.015
GA-1	0.023	0.011	0.047	0.115	0.023	0.172
EB-1	6.837	0.165	0.029	5.502	0.32	0.011
ELL-1	0.015	0.015	0	0.232	0.13	0.010
EH-2	0.25	0.172	0.006	0.812	0.632	0.004
EH-1	0.015	0.015	0	0.275	0.132	0.044
EE-1	0.017	0.017	0	0.127	0.115	0.002
PI-1	0.01	0.01	0	0.022	0.022	0
EI-1	0.32	0.172	0.010	0.275	0.212	0.004
LP-1	0.022	0.022	0	0.085	0.085	0
EM-1	0.055	0.03	0.032	0.065	0.057	0.005
IA-1	0.005	*0.004	0.002	0.465	0.042	0.070
RSE-1	0.03	0.03	0	0.055	0.055	0
I-1	0.092	0.03	0.054	0.115	0.092	0.007
RB-1	0.432	0.14	0.033	0.49	0.455	0.001
T-1	0.252	0.135	0.005	0.22	0.157	0.002
RT-1	**	**	-	0.087	0.03	0.013

* Límite de detección de Pb de $0.004 \mu\text{g L}^{-1}$.

** No detectado ($LD Pb < 0.004 \mu\text{g L}^{-1}$).

Los límites permisibles de Pb en agua de consumo establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000) son de 10, 15 y 10 $\mu\text{g L}^{-1}$. Las concentraciones de Pb_T y Pb_D encontradas en abril y julio de 2013 presentaron valores por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por éstas normas.

La figura 9.6 es una carta geoquímica, extraída del Servicio Geológico Mexicano SGM (2014), que muestra las concentraciones de Pb en la zona (según análisis de sedimentos de arroyo). Se puede observar, que la zona con mayor concentración de Pb_T se encuentra en la cercanía de los pozos EB-1, EH-1 y EH-2, donde se obtuvieron las concentraciones más altas de Pb_T para la primera y de Pb_D para las últimas dos; esto sugiere que una infiltración local puede ser una posible causa.

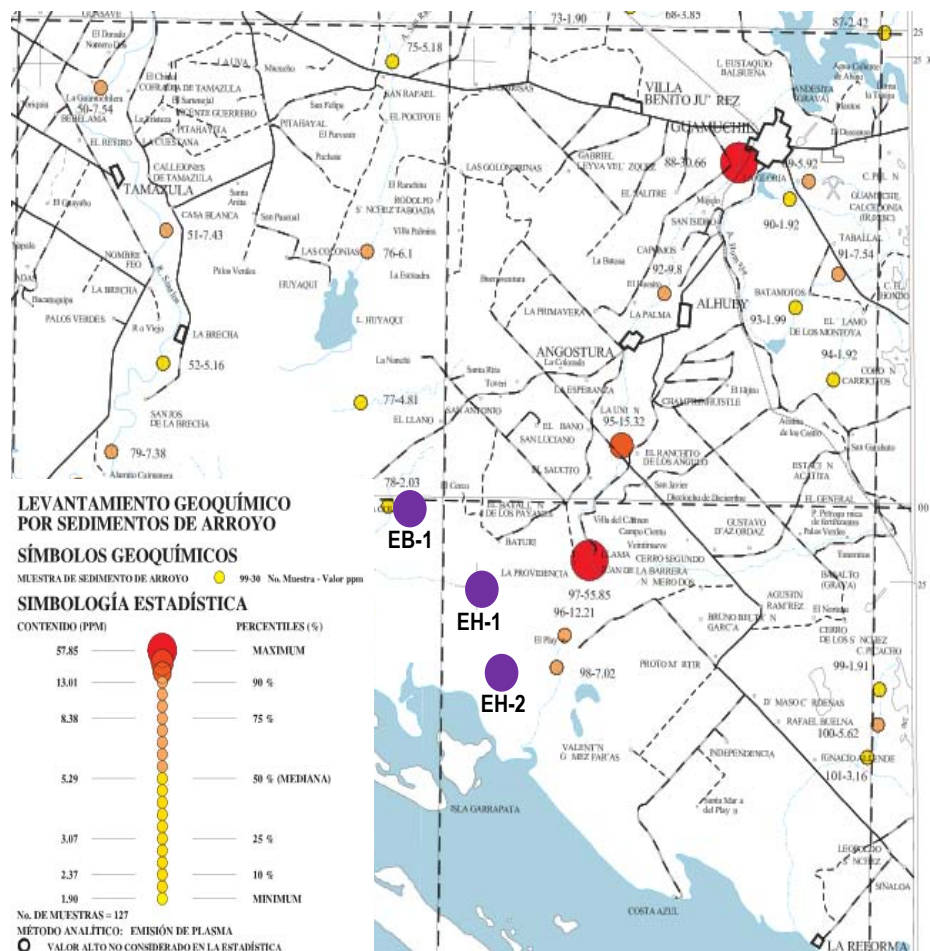


Figura 9.6. Carta geoquímica por Pb. Los Mochis G12-9, Sinaloa (SGM, 2014) y estaciones que presentan mayor concentración de Pb_T y Pb_D .

Se realizó un análisis de t de Student ($P < 0.05\%$) que arrojó que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de Pb_T y Pb_D encontradas en ambas épocas (secas y lluvias).

Tabla 9.4.- Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013.

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)					
	Pb _T	Pb _D	K _D	Cr _T	Cr _D	K _D
GL1-II	0.917	0.917	0	0.242	0.242	0
GA-2	0.077	*0.004	1.084	0.037	0.037	0
EB-2	0.172	*0.004	3.150	0.142	0.142	0
EH-4 (EH-2)	0.801	*0.004	0.272	0.808	0.387	0.001
EH-2 (EH-1)	0.12	0.12	0	0.287	0.287	0
PI-2	0.004	*0.004	0	0.025	0.025	0
EI-2	0.6	0.277	0.180	0.067	0.067	0
LP-2	0.547	*0.004	0.052	0.035	0.035	0
EM-2	1.082	*0.004	0.412	0.885	0.3	0.003
IA-2	**	**	-	0.152	0.152	0
RSE-2	0.032	0.032	0	0.11	0.11	0
RB-2	0.442	0.07	0.286	0.33	0.33	0
T-2	**	**	-	0.047	0.047	0
RT-2	**	**	-	0.077	0.077	0
CC-1	0.1	0.1	0	0.195	0.195	0

* Límite de detección de $0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ para Pb

** No detectado ($LD \text{ Pb} < 0.004 \mu\text{g L}^{-1}$)

En el caso del Cr total (Cr_T), éste se presentó en abril en concentraciones promedio de $0.52 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} < 0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 5.50 \mu\text{g L}^{-1}$) y el Cr disuelto (Cr_D) con un promedio de $0.15 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} = 0.02 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 0.63 \mu\text{g L}^{-1}$) siendo las estaciones EB-1 ($5.50 \mu\text{g L}^{-1}$) y EH-2 ($0.63 \mu\text{g L}^{-1}$) las que presentaron los valores máximos de Cr_T y Cr_D , respectivamente. En julio se presentaron concentraciones promedio de $0.01 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} < 0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 0.88 \mu\text{g L}^{-1}$) y $0.16 \mu\text{g L}^{-1}$ ($\text{min} = 0.02 \mu\text{g L}^{-1}$ y $\text{max} = 0.38 \mu\text{g L}^{-1}$) de Cr_T y Cr_D , respectivamente, siendo la estación EM-2 la que presentó el valor más alto para Cr_T ($0.88 \mu\text{g L}^{-1}$) y la estación EH-2 para Cr_D ($0.38 \mu\text{g L}^{-1}$); según el análisis de T de student ($P < 0.05\%$), no existen diferencias significativas entre las concentraciones de Cr_T y Cr_D encontradas en ambas épocas (secas y lluvias). Las concentraciones de Cr_T y Cr_D encontradas en abril y julio de 2013 se encuentran muy por debajo de aquellas encontradas por Rodríguez-Castillo y Armienta (1995) en el acuífero del Valle de León ($> 100 \mu\text{g L}^{-1}$) y se presentaron por debajo de los límites permisibles de Cr en agua de consumo establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000) de 50, 100 y $50 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. No se encontraron diferencias significativas entre los K_D de Pb y Cr, en ambas épocas, según el análisis de t de Student realizado ($P < 0.05\%$).

9.1.3. Análisis estadísticos

- **Correlación estadística**

Se utilizó un análisis estadístico multivariado para calcular los coeficientes de correlación de Pearson y establecer los grados de asociación existentes entre los diferentes parámetros ambientales medidos (pH, temperatura y salinidad) y las concentraciones de Pb_T y Cr_T.

Los resultados de la tabla 9.5 muestran que en abril, las concentraciones de Pb_T presentan una correlación positiva con el Al_T, Fe_T, Mn_T así como con el Pb_D pero no se correlaciona con ninguno de los parámetros ambientales medidos; sin embargo, en julio, el Pb_T se correlaciona solamente con el Al_T y Fe_T.

El Pb_D, en abril, presenta una correlación positiva significativa con el Al_D y Fe_D así como con la salinidad y Pb_T, mientras que en julio se correlaciona solo con el Fe_D y pH.

La tabla 9.6 muestra los coeficientes de correlación de Pearson para las concentraciones de Cr_T y Cr_D así como el resto de los metales estudiados y los parámetros ambientales medidos.

Se observa que el Cr_T, en abril, presenta una correlación positiva con Al_T, Fe_T y Mn_T pero no se correlaciona con ninguno de los parámetros fisicoquímicos. En julio, se correlaciona positivamente con Al_T, Fe_T, pH y Cr_D.

El Cr_D, en abril, muestra una correlación positiva solo con el Al_D y Fe_D, mientras que en julio se correlaciona con el Al_D, Mn_D, pH y Cr_T.

Tabla 9.5. Correlación estadística (r Pearson) entre las concentraciones de Pb, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en pozos del acuífero del río Mocoquito.

			Parámetro							
Total (T)			Al _T	Fe _T	Mn _T	pH	Temperatura	Salinidad	Pb _D	
Pb	Abril	Pearson r	1	0.87	0.52	0.07	-0.39	-0.035	0.48	
	Julio		0.69	0.54	-0.084	-0.4	-0.024	0.071	-0.045	
Disuelto (D)			Al _D	Fe _D	Mn _D	pH	Temperatura	Salinidad	Pb _T	
Pb	Abril	Pearson r	0.67	0.54	-0.13	-0.21	-0.33	0.5	0.48	
	Julio		-0.046	0.52	0.038	0.12	0.17	0.19	-0.045	

Rubio *et al.*, (1995; 2000) afirman que las correlaciones de los metales con el hierro es el comportamiento esperado en condiciones naturales, ya que el hierro es un elemento definitorio de las características de los sedimentos. Por otro lado, Rosales *et al.*, (1986) indican que es muy frecuente encontrar una correlación entre varios metales y hierro y/o manganeso, lo que sugiere una misma fuente y sistema de transporte, así como su adsorción en los oxihidróxidos de hierro y manganeso.

Tabla 9.6. Correlación estadística (r Pearson) entre las concentraciones de Cr, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en pozos del acuífero del río Mocerito.

			Parámetro						
Total (T)			Al _T	Fe _T	Mn _T	pH	Temperatura	Salinidad	Cr _D
Cr	Abril	Pearson r	0.99	0.88	0.48	0.068	-0.37	-0.046	0.38
	Julio		0.89	0.79	0.08	-0.65	-0.32	-0.19	0.69
Disuelto (D)			Al _D	Fe _D	Mn _D	pH	Temperatura	Salinidad	Cr _T
Cr	Abril	Pearson r	0.52	0.59	-0.14	-0.05	-0.3	0.11	0.38
	Julio		0.58	-0.081	0.59	-0.53	-0.3	-0.092	0.69

Rubio *et al.*, (2001) afirman que el contenido de metales traza y su correlación con otros parámetros en diferentes ecosistemas costeros, exhiben un amplio rango que es reflejo de las condiciones locales, determinadas principalmente por los aportes o procesos de remoción que se presentan en cada zona.

9.2. Laguna Costera Santa María - La Reforma

9.2.1. Parámetros fisicoquímicos

Para revisar la tabla de datos obtenidos in situ, ver anexos 3 y 4.

Salinidad (‰)

Los niveles de salinidad del agua de la laguna fluctuaron entre 34 y 42 ‰ durante abril de 2013. En la figura 9.7 se observa que los puntos con niveles más altos de salinidad son aquellos orientados hacia el sur, esto puede deberse a la poca influencia de la marea en el área (Serrano *et al.*, 2013), que impide la mezcla de agua así como la existencia de zonas de baja profundidad (bordes) que, sumado al efecto de la evaporación en ciertas horas del día, pueden provocar un aumento en la salinidad.

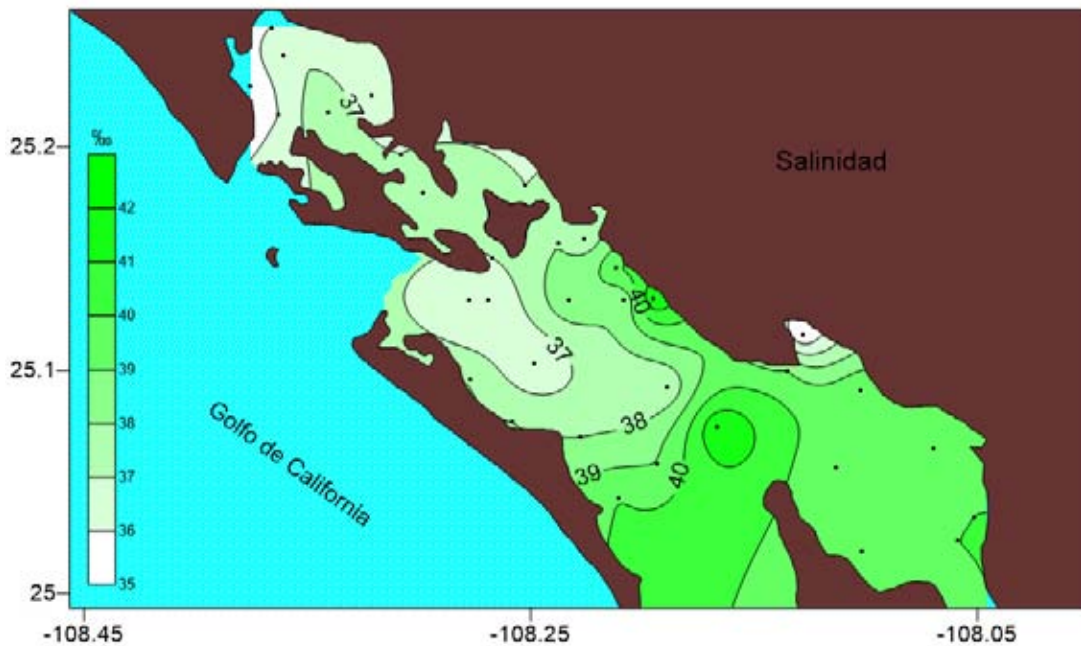


Figura 9.7. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la parte norte y centro de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de abril de 2013.

Se muestrearon 35 estaciones en la zona de la Laguna Costera Santa María – La Reforma durante la época de lluvias, en julio de 2013. Los valores de salinidad obtenidos para estas estaciones fluctuaron entre 34 y 40 ‰ y se muestran en la figura 9.8, donde se puede observar que, tal como sucedió en el muestreo de abril de 2013, los puntos de mayor salinidad se distribuyen hacia el sur. Existe un desfase de las mareas entre ambas bocas de entrada y una de las características de éste tipo de mareas es que pueden existir, en algunos casos, tiempos de aguas muertas sin corrientes entre el flujo

y reflujó. Esto se observa con claridad en la parte interior de la bahía, frente a la Reforma (SRH, 1971; Serrano y Ramírez-Félix, 2003).

Los valores más altos de salinidad en época de lluvias fueron significativamente menores a los registrados para época de secas (T de student; $P < 0.05\%$). Esto puede deberse a la dilución que existe del agua salada por efecto de los volúmenes de agua que vierten los drenes alrededor de la bahía. En los alrededores de la laguna se encuentra el distrito agrícola del Valle de Guamúchil. Esta región agrícola llega hasta los límites de la laguna y emplea grandes cantidades de agua para irrigación, la cual llega finalmente a la bahía, además de los afluentes del Río Mocorito y parte del Río Culiacán a través del estero El Tule (SRH, 1971).

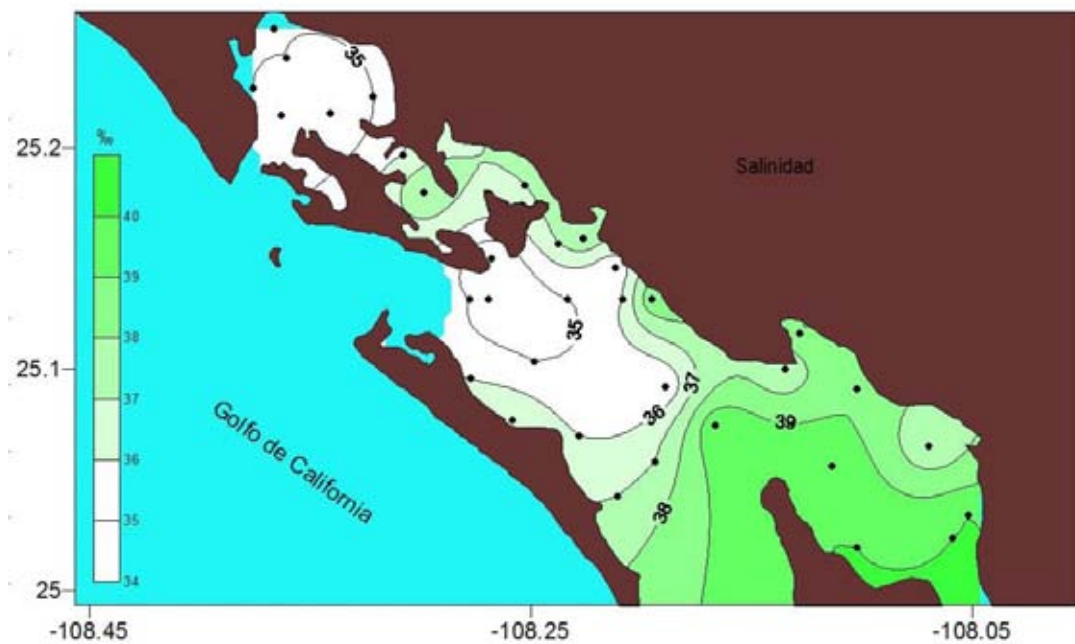


Figura 9.8. Intervalos de salinidad (‰) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de julio de 2013.

Temperatura (°C)

La temperatura en la Laguna Santa María – La Reforma presentó un máximo de 28.9 °C y mínimos de 24.6 °C, con un promedio de 26.7 °C (Fig. 9.9) en abril de 2013 mientras que en julio de 2013 presentó un máximo de 33.9 °C y un mínimo de 31.5 °C, con un promedio de 32.5 °C. En la figura 9.9 y 9.10, se observa que los valores más altos de temperatura se distribuyen hacia el centro y sur de la laguna. Esto puede deberse a que al salir el agua durante el reflujó de la marea, el espesor de la capa de agua disminuye, por lo que es más susceptible a sufrir un calentamiento provocado por la irradiación solar

(Chávez de Nishikawa y Álvarez-Borrego, 1974). El análisis de T de student ($P < 0.05\%$) realizado muestra que sí existen diferencias significativas en los valores de temperatura obtenidos para abril y julio de 2013, esto es de esperarse dado a los regímenes climáticos naturales en la zona ya mencionados.

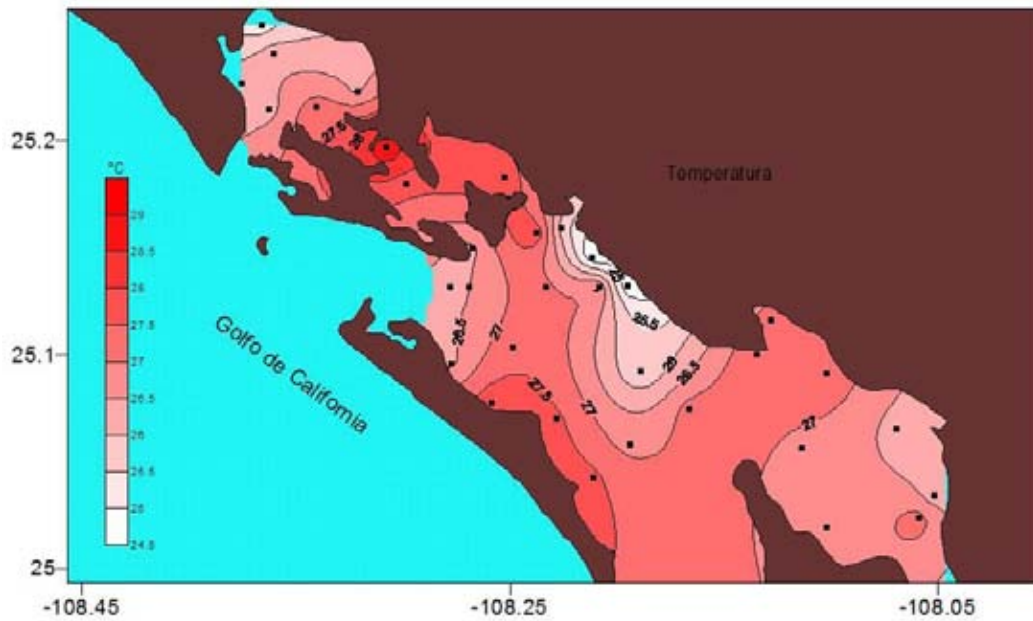


Figura 9.9. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de abril de 2013.

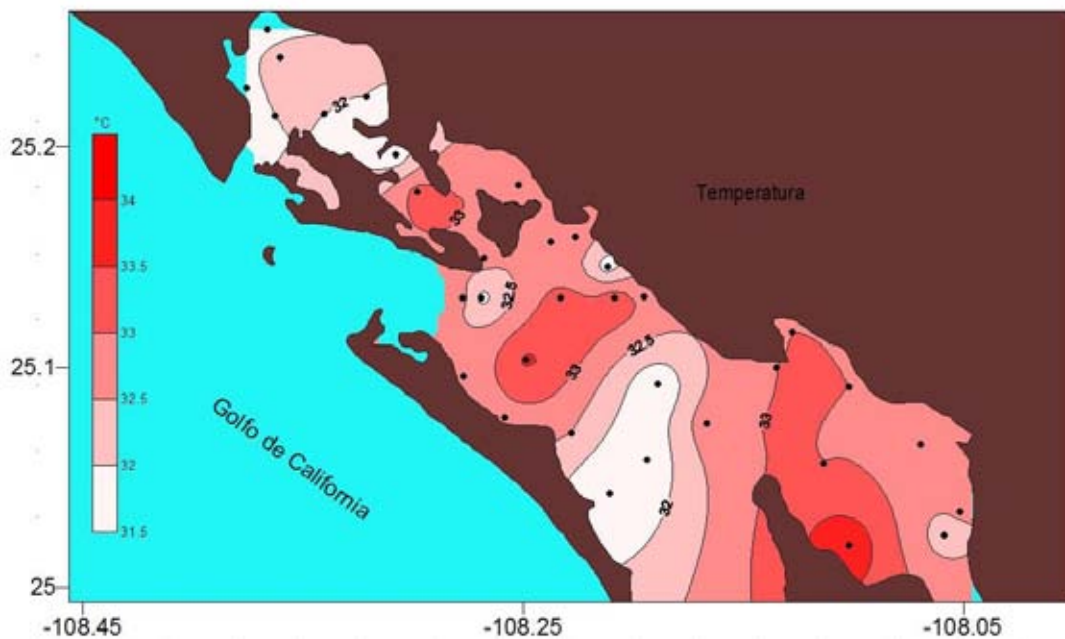


Figura 9.10. Intervalos de temperatura (°C) registrados en 35 estaciones de recolección de agua de la Laguna Costera Santa María - La Reforma durante el muestreo de julio de 2013.

pH

Los valores de pH se presentaron en todo el sistema lagunar entre 7.9 y 8.5 con promedio de 8.2 durante abril de 2013 y entre 7.9 y 8.4 con promedio de 8.15 para julio de 2013. Estos valores son comparables a los reportados para otras lagunas costeras mexicanas y reflejan los valores considerados marinos (7.5 a 8.4) (Butler, 1982; Vázquez et al., 1993, 1996). El análisis de T de student ($P < 0.05\%$) realizado muestra que no existen diferencias significativas en los valores de pH obtenidos para abril y julio de 2013.

9.2.2. Análisis de metales.

Los valores de las concentraciones de Al, Fe y Mn total y disuelto así como los valores de coeficiente de partición o reparto (K_D) para los muestreos de abril y julio de 2013, se muestran en los anexos 5 y 6, respectivamente.

Al

Durante el muestreo de abril de 2013 (época de secas) se observaron concentraciones de Al_T con un promedio de $518.9 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $19.33 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $2431.33 \mu\text{g L}^{-1}$) y $173.8 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $8.14 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $1321.94 \mu\text{g L}^{-1}$) de Al_D . En julio de 2013, el Al_T se presentó con una concentración promedio de $522.96 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $65.05 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $3527.67 \mu\text{g L}^{-1}$) y el Al_D con un promedio de $274.02 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $31.40 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $1017.72 \mu\text{g L}^{-1}$).

En abril, las concentraciones de Al_T y Al_D se distribuyen principalmente hacia el noreste de la boca Yameto, frente a la costa cerca de la bahía El Ostional y hacia la zona centro, al frente y sur de La Reforma (Figura 9.11 y 9.12). En julio, el Al_T presentó un comportamiento similar al observado en abril, con las concentraciones más altas distribuidas hacia la zona noreste, cerca de la bahía El Ostional, frente a la costa y hacia la zona centro y sur, frente a La Reforma. El Al_D presenta un comportamiento similar (figura 9.13 y 9.14).

Las concentraciones de Al_T durante abril de 2013, se presentaron por arriba de los niveles regulados por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000) de $200 \mu\text{g L}^{-1}$, $300 \mu\text{g L}^{-1}$ y $50 - 200 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente; sin embargo, las concentraciones de Al_D mostraron valores por debajo de los límites permisibles ya mencionados. Por otro lado, en julio de 2013, el Al_T también se encontró sobre los límites mencionados, mientras que el Al_D solo se mostró sobre el límite establecido por la US EPA (2000) de $50 - 200 \mu\text{g L}^{-1}$. El análisis de T de student ($P < 0.05\%$) realizado mostró que sí hay diferencias significativas entre época de secas y lluvias para Al_D pero no para Al_T .

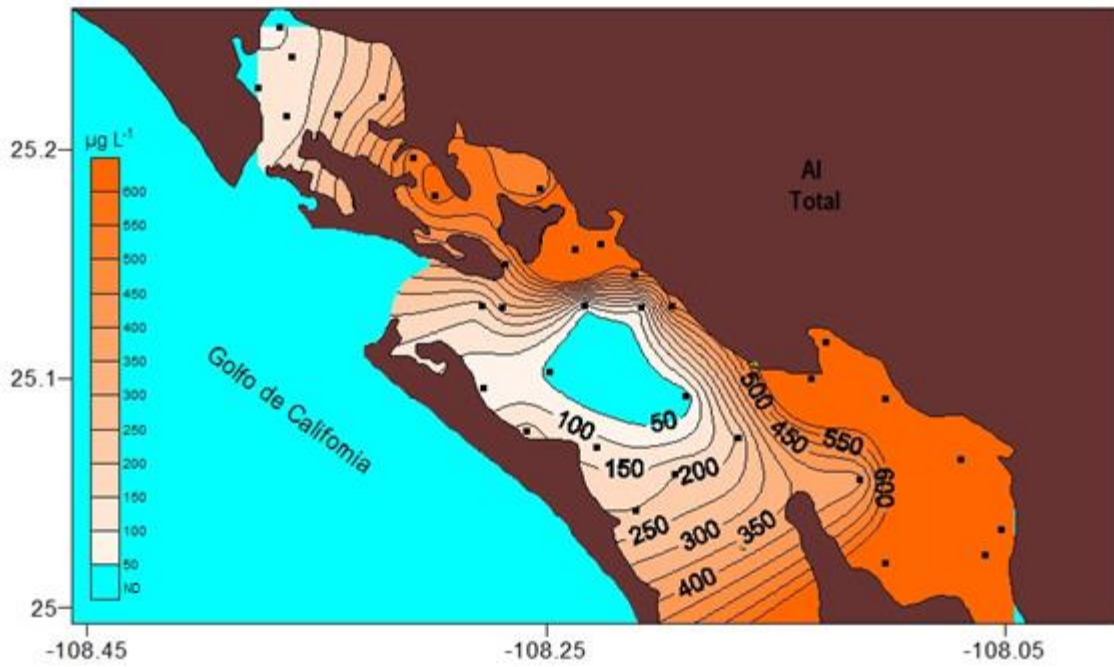


Figura 9.11. Distribución de las concentraciones de Al_T ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

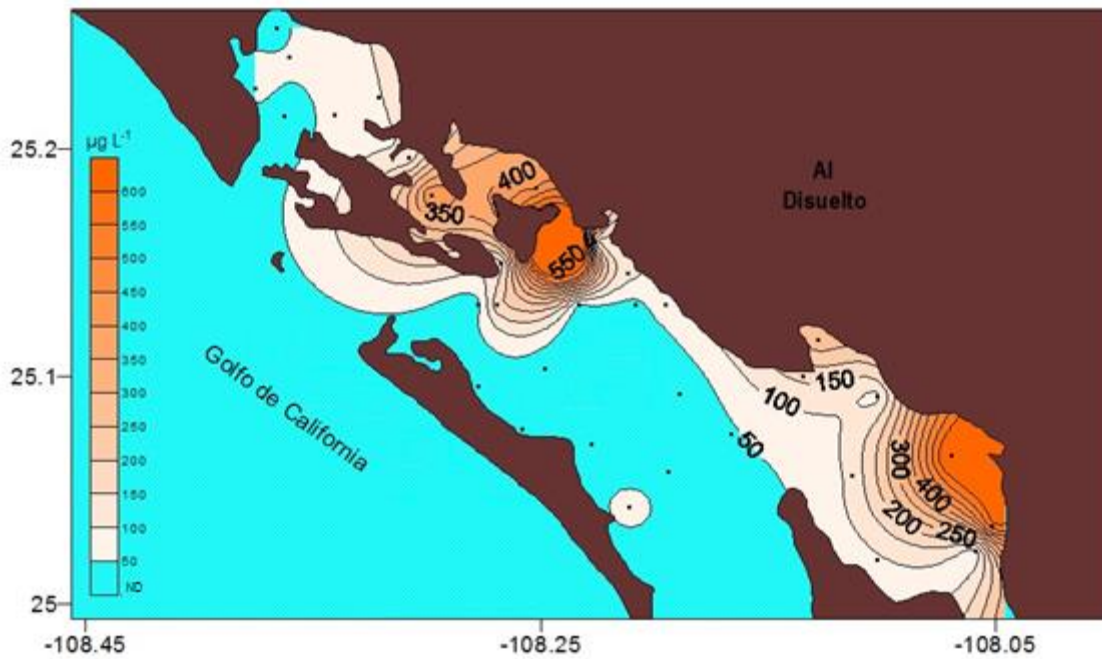


Figura 9.12. Distribución de las concentraciones de Al_D ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

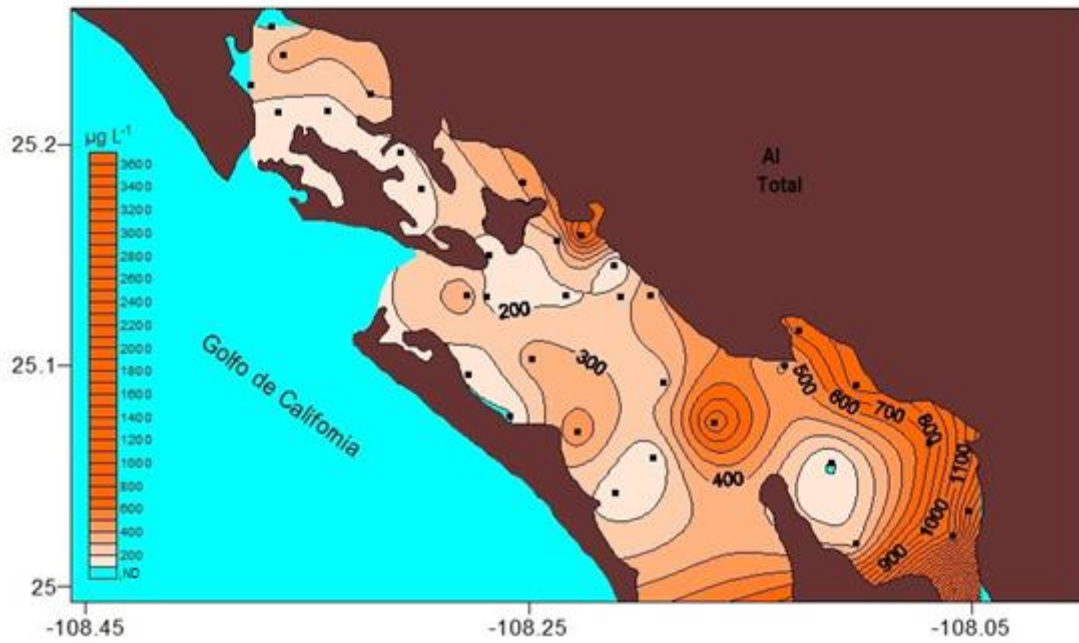


Figura 9.13. Distribución de las concentraciones de Al_T ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

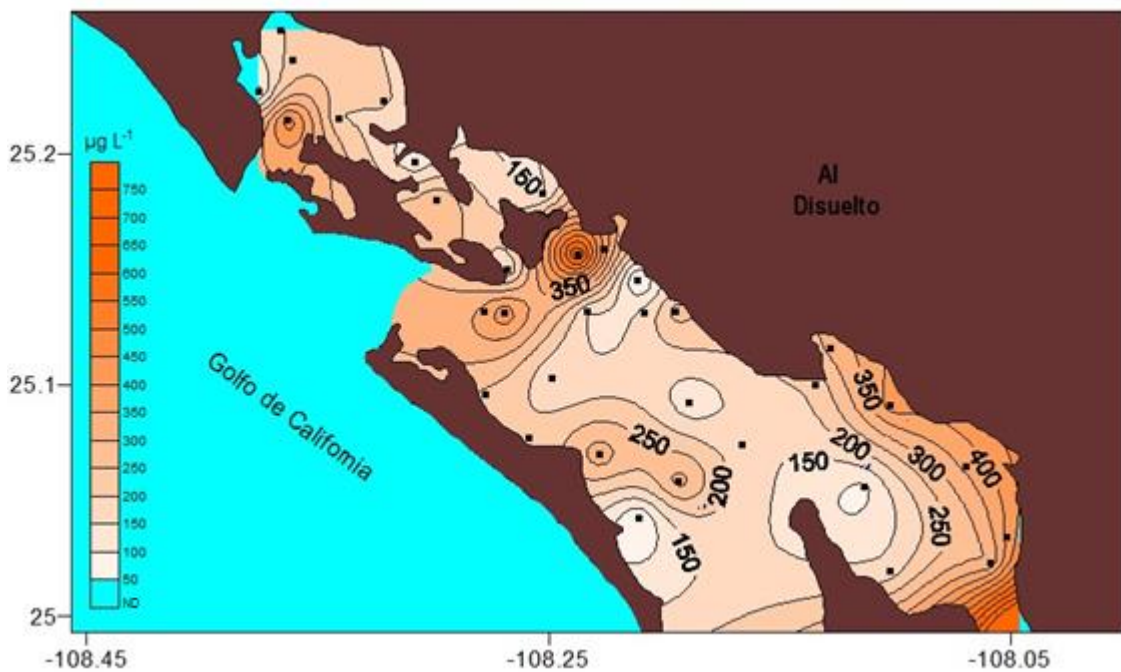


Figura 9.14. Distribución de las concentraciones de Al_D ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

Fe

La concentración promedio de Fe_T en abril de 2013 fue de $620.72 \mu g L^{-1}$ (min= $39.03 \mu g L^{-1}$ y max= $3398.86 \mu g L^{-1}$) y de $134.40 \mu g L^{-1}$ (min= $12.16 \mu g L^{-1}$ y max= $763.88 \mu g L^{-1}$) de Fe_D .

En la figura 9.15 y 9.16 se muestran los comportamientos de las concentraciones de Fe_T y Fe_D en abril de 2013. Los valores más altos se orientan hacia la parte noreste, cerca de la bahía de Playa Colorada, frente a la Bahía el Ostional y hacia la parte centro y sur, frente a la Reforma. Las concentraciones de Fe_T encontradas en abril de 2013 sobrepasaron el límite máximo permisible de $300 \mu g L^{-1}$ establecido por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000), mientras que los valores correspondientes de Fe_D se mantuvieron por debajo del límite establecido.

Durante julio de 2013, el Fe_T presentó una concentración promedio de $410.5 \mu g L^{-1}$ (min= $42.29 \mu g L^{-1}$ y max= $4576.11 \mu g L^{-1}$) y de $145.25 \mu g L^{-1}$ (min= $25.82 \mu g L^{-1}$ y max= $983.60 \mu g L^{-1}$) para Fe_D . Las concentraciones de Fe_T fueron menores a las encontradas en época de secas, sin embargo aún por encima del límite permisible establecido. Los valores de Fe_D se presentaron por debajo de los límites establecidos por las normas. La distribución de Fe_T y Fe_D en julio se presentó de manera parecida a la obtenida en abril, teniendo valores altos en la bahía de Playa Colorada y en la boca Yameto (figuras 9.17 y 9.18).

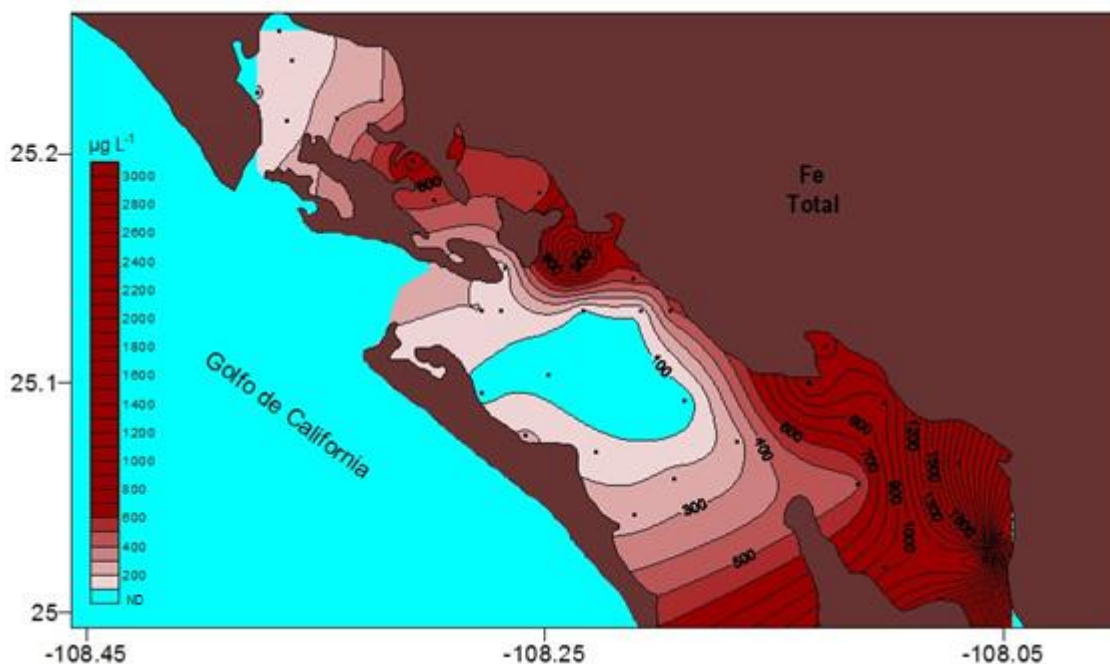


Figura 9.15. Distribución de las concentraciones de Fe_T ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

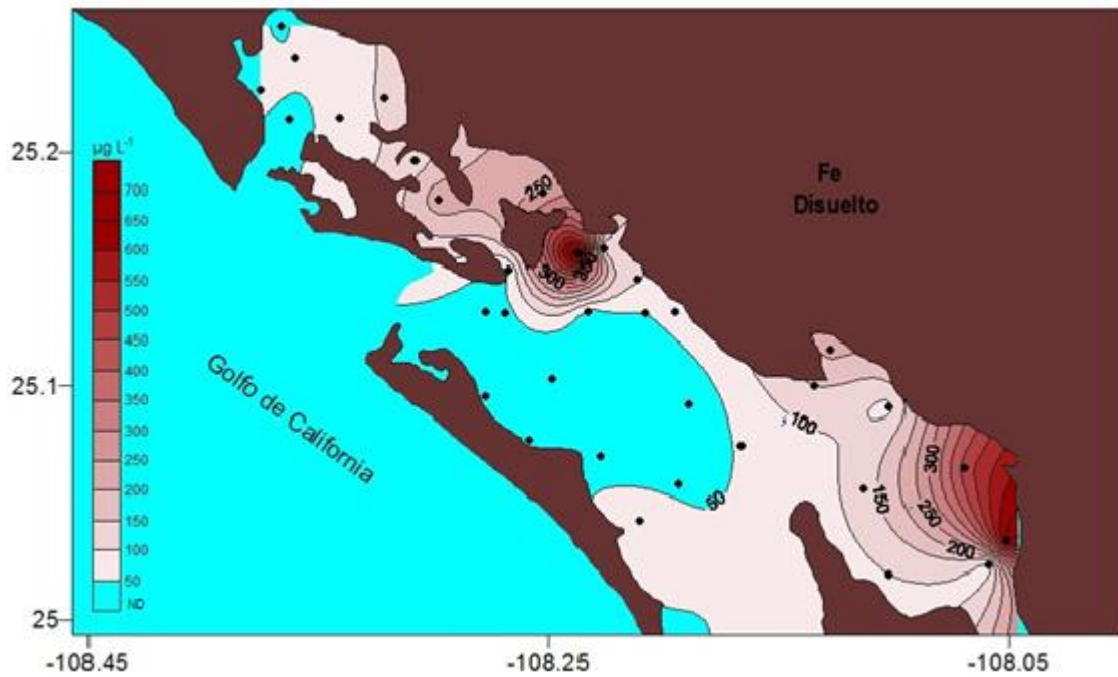


Figura 9.16. Distribución de las concentraciones de Fe_D ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

Turner et al. (1994) mencionan que el Fe tiene una gran tendencia para formar complejos con ligandos orgánicos naturales (sustancias húmicas) y este proceso es, probablemente, responsable de la elevada concentración de Fe_D en muchos estuarios y aguas costeras. Los altos niveles de remoción de Fe_D de las aguas de baja salinidad son el resultado de la desestabilización y subsiguiente floculación de los coloides Fe-húmicos cargados negativamente al encontrarse con cationes mayores en el agua de mar.

El análisis de *T de student* ($P < 0.05\%$) realizado mostró que no hay diferencias significativas entre época de secas y lluvias para Fe_D ; sin embargo, sí se presentaron diferencias significativas para Fe_T .

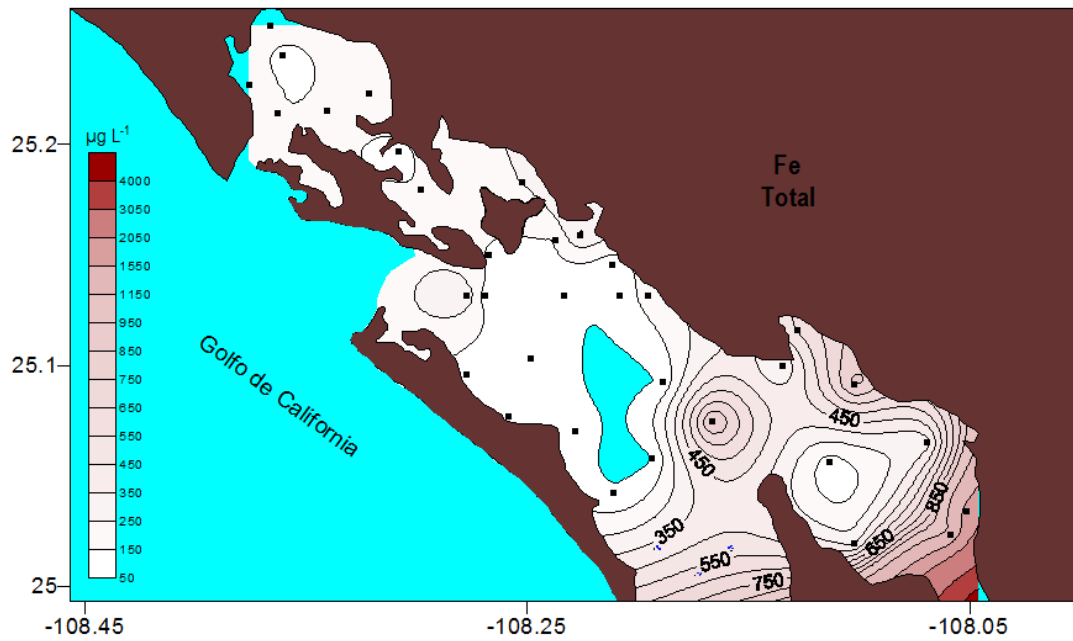


Figura 9.17. Distribución de las concentraciones de Fe_T ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

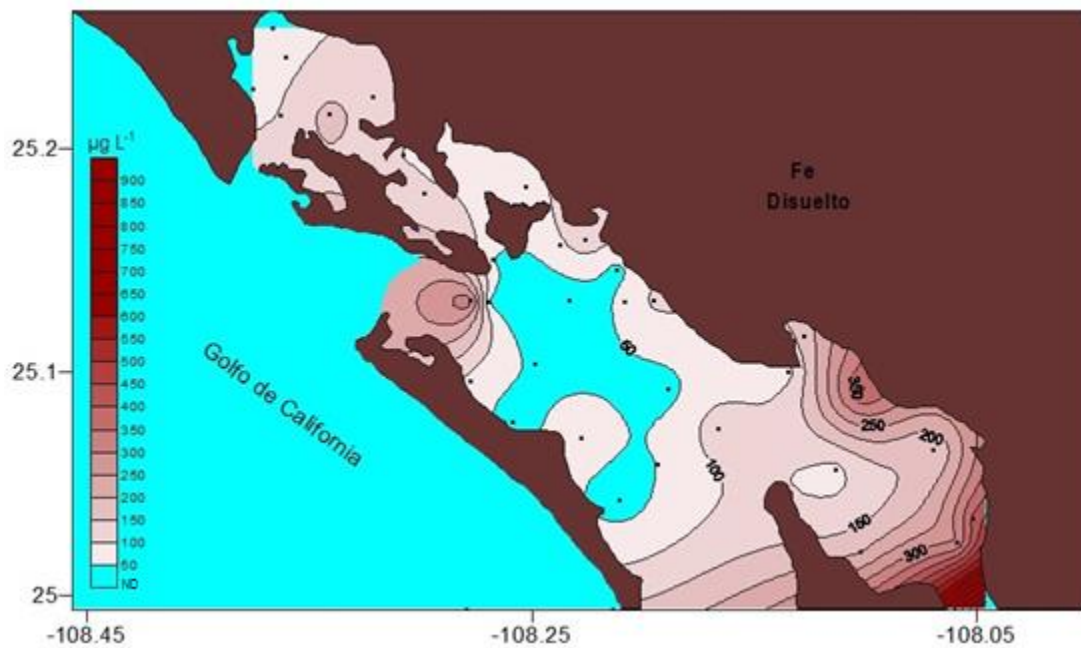


Figura 9.18. Distribución de las concentraciones de Fe_D ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

Mn

El Mn_T presentó concentraciones promedio de $31.18 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $5.34 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $148.34 \mu\text{g L}^{-1}$) y el Mn_D de $11.56 \mu\text{g L}^{-1}$ (min= $2.28 \mu\text{g L}^{-1}$ y max= $84.32 \mu\text{g L}^{-1}$) durante el muestreo de abril de 2013.

Al igual que el Al_T , Al_D , Fe_T y Fe_D , el Mn_T y Mn_D , en abril y en julio, presentan la misma tendencia de distribución con concentraciones más altas hacia la zona noreste, cerca de la bahía El Ostional frente a la costa, así como en la parte central, al frente y sur de La Reforma (figuras 9.19, 9.20, 9.21 y 9.22).

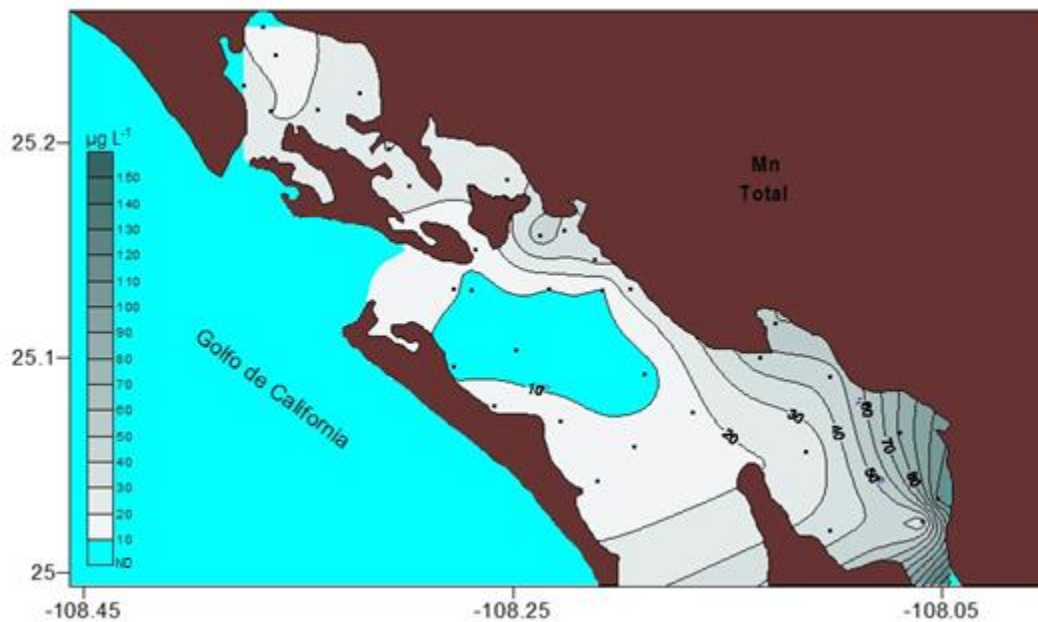


Figura 9.19. Distribución de las concentraciones de Mn_T ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María - La Reforma en abril de 2013.

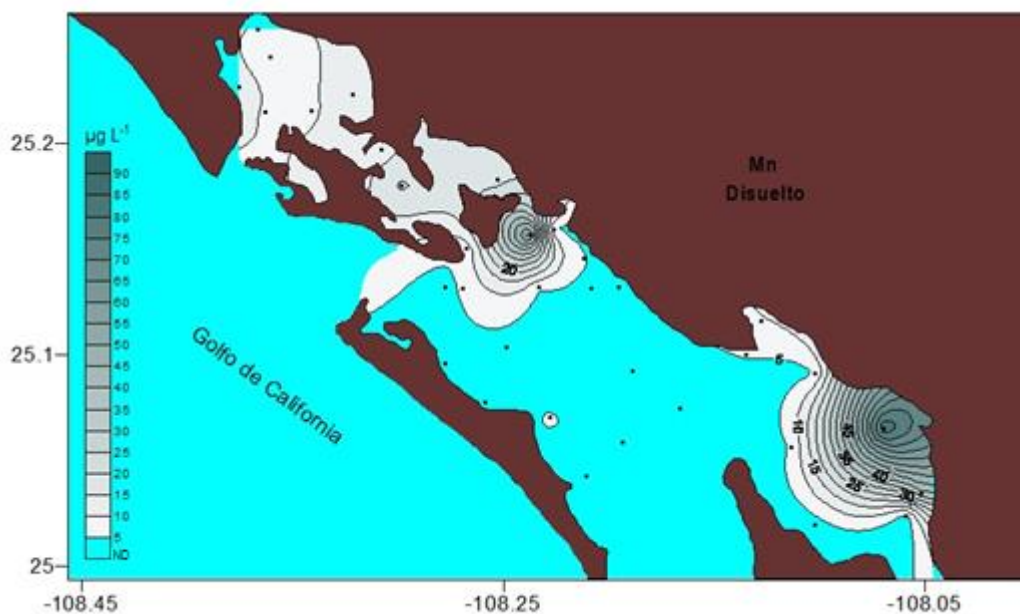


Figura 9.20. Distribución de las concentraciones de Mn_D ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María - La Reforma en abril de 2013.

Para el muestreo de época de lluvias (julio de 2013), las concentraciones promedio de Mn_T se presentaron con valores de $32.31 \mu g L^{-1}$ (Min= $4.60 \mu g L^{-1}$ y Max= $270.12 \mu g L^{-1}$) y de $14.18 \mu g L^{-1}$ (Min= $2.47 \mu g L^{-1}$ y Max= $105.78 \mu g L^{-1}$) para Mn_D .

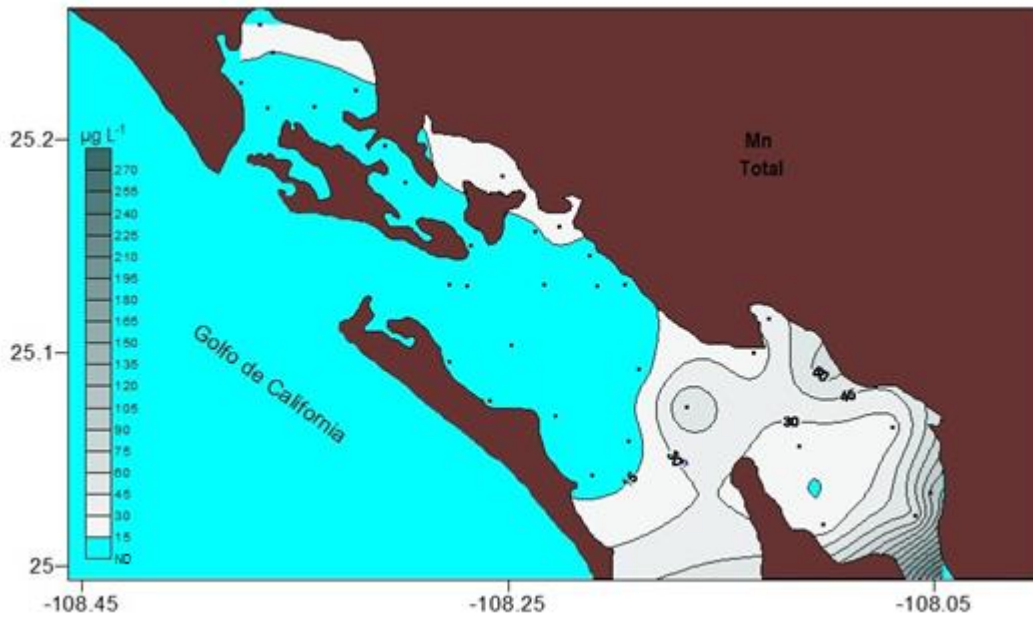


Figura 9.21. Distribución de las concentraciones de Mn_T ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María - La Reforma en julio de 2013.

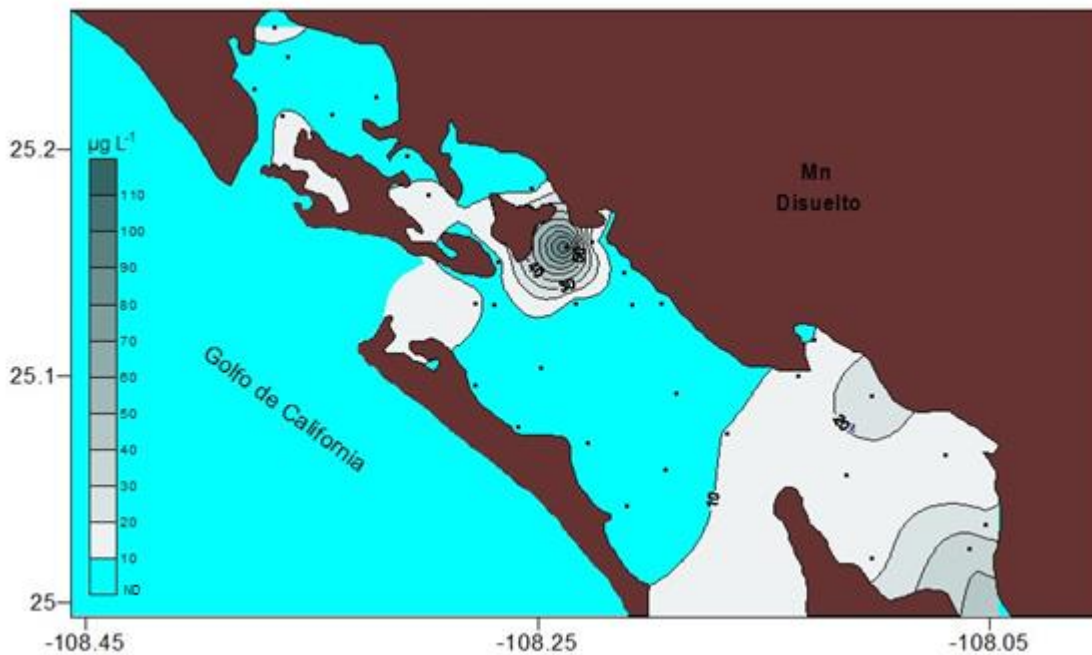


Figura 9.22. Distribución de las concentraciones de Mn_D ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María - La Reforma en julio de 2013.

La NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000) establecen límites máximos permisibles de Mn en agua de consumo de 150, 500 y 50 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Los valores de Mn_T y Mn_D , en abril y julio de 2013 se encontraron por debajo de éstos límites. El análisis de *T de student* ($P < 0.05\%$) realizado mostró que no hay diferencias significativas entre época de secas y lluvias, tanto para Mn_T como para Mn_D .

El Mn es un elemento químico de singular importancia en los ambientes acuáticos, ya que presenta una gran reactividad, especialmente en sistemas estuarinos; además, la alta capacidad de adsorción que poseen los óxidos de manganeso en forma coloidal y en las partículas suspendidas, contribuyen significativamente en la caracterización y el comportamiento estuarino de otros metales (Moore y Ramammorthy, 1984; Martínez, 1999). Según Vázquez-Figueroa *et al.* (2009) la presencia de Mn podría ser atribuida al transporte de material terrígeno.

Pb y Cr

La concentración promedio de Pb total (Pb_T) en abril de 2013 fue de $0.60 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min $<0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $3.96 \mu\text{g L}^{-1}$) y de $0.31 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min $<0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $2.68 \mu\text{g L}^{-1}$) de Pb disuelto (Pb_D), como se muestra en la tabla 9.8; por otro lado, en julio de 2013 el Pb_T se presentó con una concentración promedio de $0.51 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min= $0.04 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $5.26 \mu\text{g L}^{-1}$) mientras que el Pb_D presentó un promedio de $0.26 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min $<0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $1.11 \mu\text{g L}^{-1}$) (tabla 9.9).

Las concentraciones más altas de Pb_T y Pb_D en abril y julio, se encontraron en la parte norte y central de la laguna, cercanas a la costa (figuras 9.23, 9.24, 9.25 y 9.26); esto puede atribuirse a una posible fuente puntual, como descargas de actividades agrícolas y/o ganaderas y la zona del efluente del dren Cedritos de 46 Km de longitud que desemboca en el Estero del Tule, en la bahía Santa María – La Reforma. Este dren transporta agua desde la planta de tratamiento El Tamarindo y en su recorrido recibe diferentes aportes de aguas tratadas y crudas con diversos grados de contaminación: descarga de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en Culiacán Norte, descargas de las localidades de Culiacancito, Santa Fe, Ejido La Paloma, San Blás y La Palma, descarga de la PTAR del rastro de la empresa VIZUR y los drenes Pericos, Papachal, Adolfo López Mateos “El Tamarindo”, El Limón, Italia, Batamonte, Doblado y Principal Caimancito. El volumen de agua que transporta varía significativamente a lo largo de su camino y de la estación del año: en el sitio de descarga del agua tratada puede conducir un promedio de 3 a 6 litros por segundo (lps) y en periodo de lluvia 30 lps o más (JAPAC, 2010).

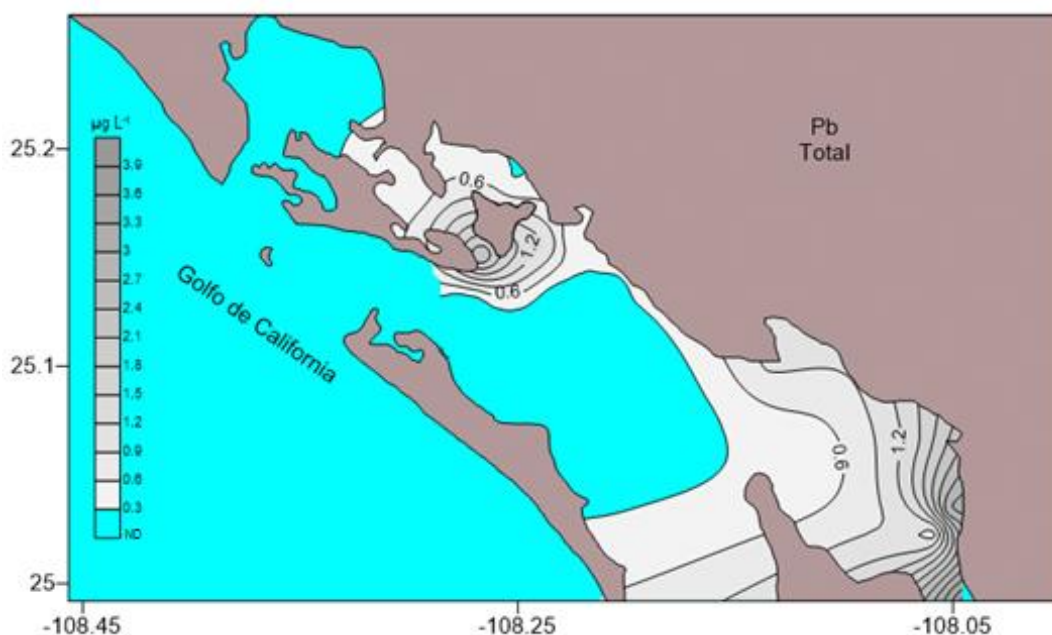


Figura 9.23. Distribución de las concentraciones de Pb_T ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

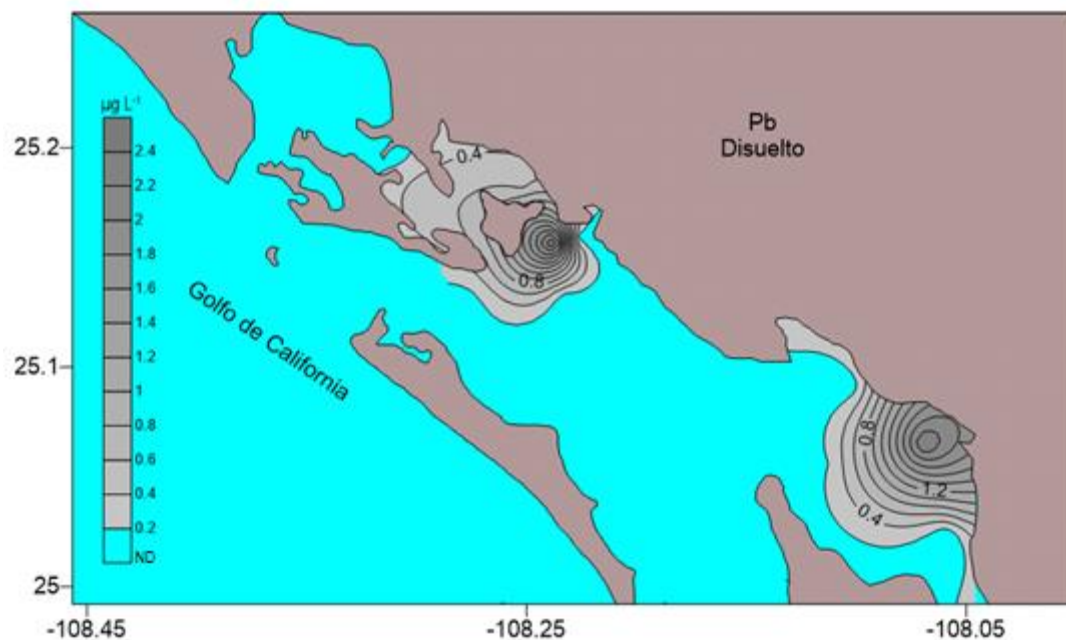


Figura 9.24. Distribución de las concentraciones de Pb_D ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

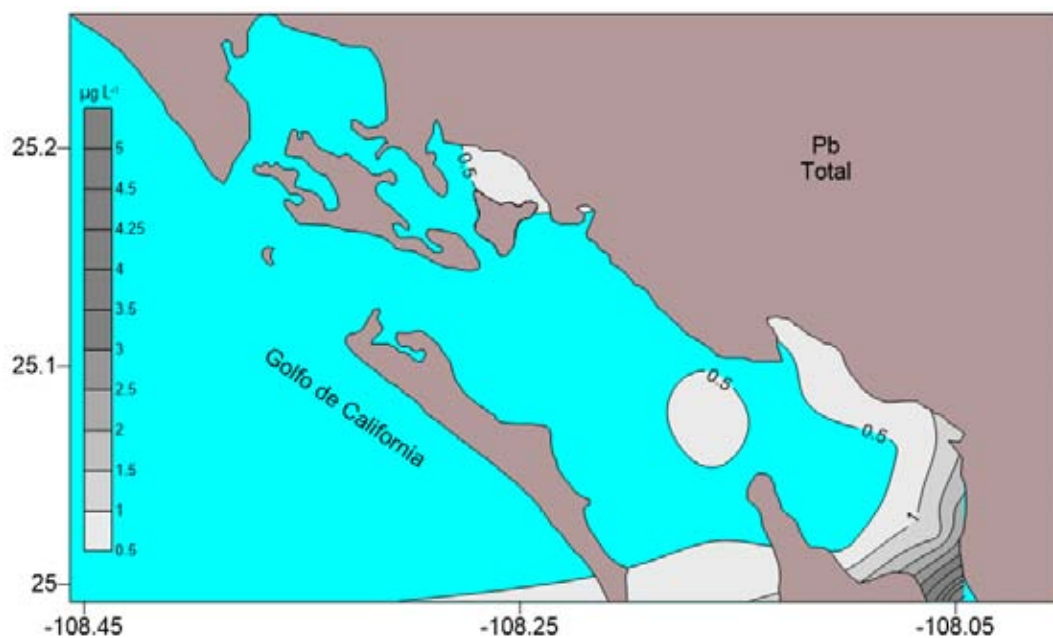


Figura 9.25. Distribución de las concentraciones de Pb_T ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

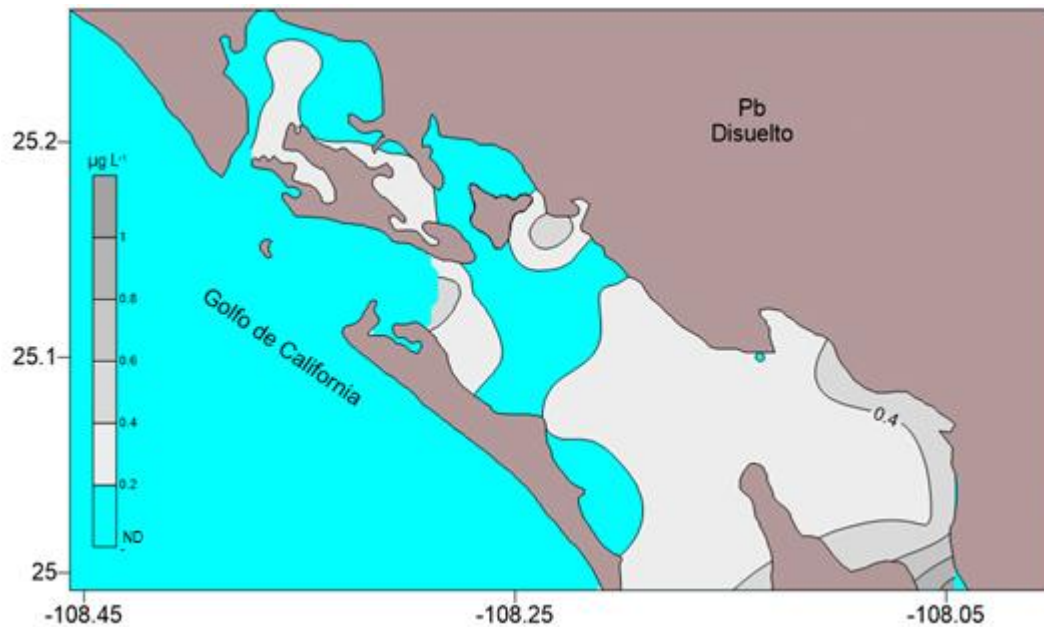


Figura 9.26. Distribución de las concentraciones de Pb_D ($\mu g L^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

Las concentraciones de Pb encontradas en época de secas fueron mayores que aquellas obtenidas en época de lluvias. Con esto se puede identificar un posible efecto de dilución producido por los volúmenes de agua descargados a la laguna (hasta 30 lps) (JAPAC, 2010).

Se realizó un análisis de T de student ($P < 0.05\%$) que arrojó que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de Pb_T y Pb_D encontradas en ambas épocas (secas y lluvias); estas concentraciones se encontraron por debajo de los niveles permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000) de $10 \mu g L^{-1}$, $10 \mu g L^{-1}$ y $15 \mu g L^{-1}$, respectivamente.

La tabla 9.7 muestra una comparación entre las concentraciones de Pb_T y Pb_D encontradas en el sistema fluvio – lagunar de la Laguna de Términos, Campeche (Páez-Osuna *et al.*, 1987), donde se observa que los valores registrados en este estudio se encuentran, en su mayoría, por debajo de las concentraciones encontradas en dicho sistema fluvio – lagunar.

Tabla 9.7. Comparación entre las concentraciones promedio de Pb, en las fracciones total y disuelta, encontradas en el sistema fluvio – lagunar de la Laguna de Términos, Campeche y las encontradas en la Laguna Santa María – La Reforma.

	Pb ($\mu\text{g L}^{-1}$)	
	Total	Disuelto
*Río Palizada:		
Octubre 1980	19.1	3
Febrero 1981	8.3	1
Junio 1981	<0.1	0.3
*Río las Cruces:		
Octubre 1980	13.2	1.9
Febrero 1981	1.1	2.8
Junio 1981	<0.1	0.1
*Río las Piñas:		
Octubre 1980	5.1	2.7
Febrero 1981	<0.1	3.9
Junio 1981	<0.1	1.8
*Boca Chica:		
Octubre 1980	7.1	2.5
Febrero 1981	2	3.2
Junio 1981	<0.1	1.8
*Río Candelaria:		
Octubre 1980	2	3.5
Febrero 1981	0.4	3.5
Junio 1981	<0.1	3.9
*Laguna de Paniau:		
Octubre 1980	2	2.8
Febrero 1981	<0.1	2.9
Junio 1981	<0.1	2.5
*Boca de Puerto Real:		
Junio 1981	<0.1	2.2
Octubre 1981	<0.1	1.5
*Boca del Carmen:		
Junio 1981	<0.1	1.3
Octubre 1981	<0.1	2.3
**Santa María - La Reforma:		
Abril 2013	0.6	0.31
Julio 2013	0.51	0.26

* Páez-Osuna et al. (1987a; 1987b)

** *Este estudio*

En el caso del Cr, éste se presentó en abril de 2013 en concentraciones promedio de $0.62 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min $<0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $3.17 \mu\text{g L}^{-1}$) para el caso de Cr total (Cr_T) y de $0.09 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min $<0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $1.02 \mu\text{g L}^{-1}$) para Cr disuelto (Cr_D); mientras que en julio de 2013, el Cr_T presentó concentraciones promedio de $0.75 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min= $0.12 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $4.37 \mu\text{g L}^{-1}$) y el Cr_D un promedio de $0.18 \mu\text{g L}^{-1}$ (Min $<0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ y Max= $0.95 \mu\text{g L}^{-1}$) (tablas 9.9 y 9.10).

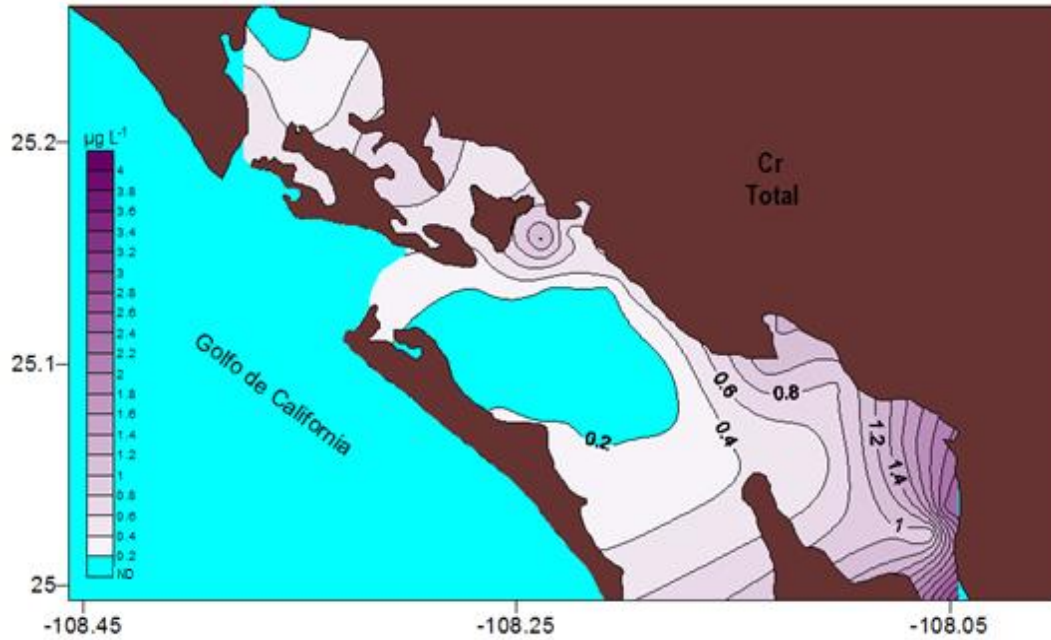


Figura 9.27. Distribución de las concentraciones de Cr_T ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

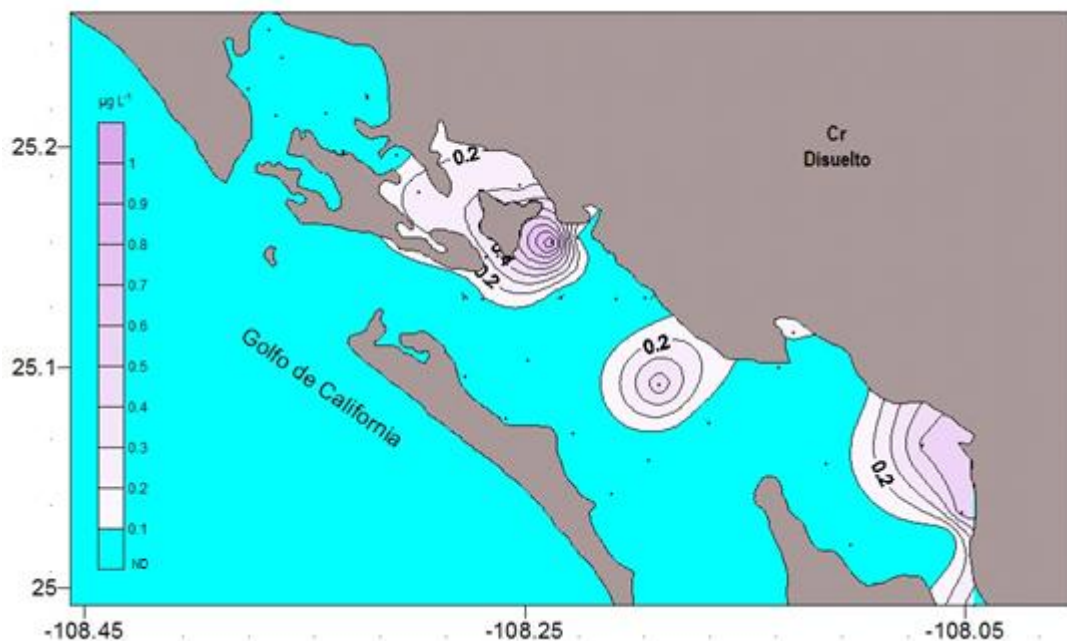


Figura 9.28. Distribución de las concentraciones de Cr_D ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en abril de 2013.

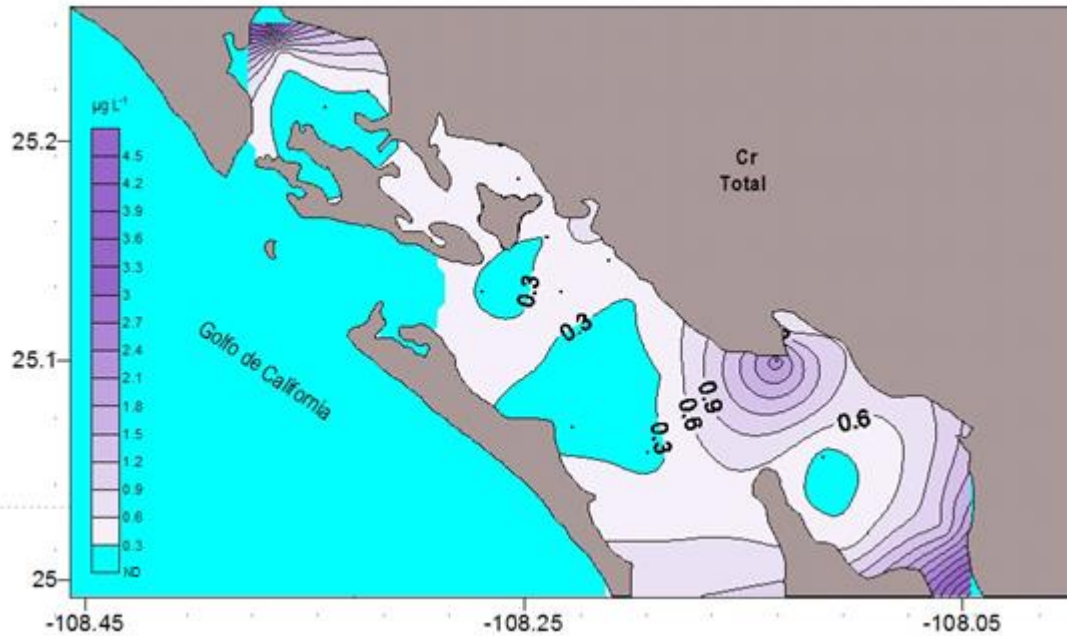


Figura 9.29. Distribución de las concentraciones de Cr_T ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

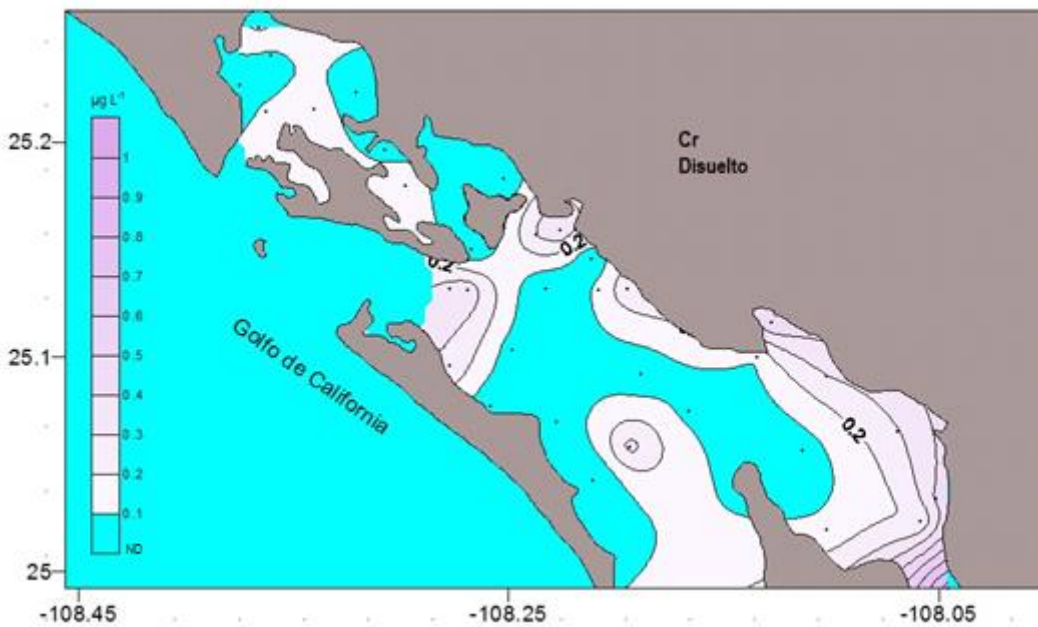


Figura 9.30. Distribución de las concentraciones de Cr_D ($\mu\text{g L}^{-1}$) en la laguna costera Santa María – La Reforma en julio de 2013.

Las concentraciones encontradas de Cr_T y Cr_D fueron mayores en época de lluvias (julio de 2013), lo que muestra un posible efecto de acarreo, a través de los volúmenes de agua (30 lps, en época de lluvias, aproximadamente) de los drenes que descargan en el área, como el dren Cedritos (JAPAC, 2010). Las zonas de altas concentraciones corresponden con las zonas encontradas con altos valores de Pb_T y Pb_D , tanto para abril como julio de 2013 (figuras 9.27, 9.28, 9.29 y 9.30). En la tabla 9.8 se

muestra una comparación entre las concentraciones de Pb_T y Cr_T encontradas en la laguna costera Santa María - La Reforma y una serie de trabajos realizados en agua costera en Veracruz, Tabasco y Campeche. Las concentraciones promedio encontradas son menores a todas las reportadas en estos trabajos y están bajo los límites establecidos por la SEDUE (1990) y la NOM-127-SSA1-1994.

Se realizó un análisis de T de student ($P < 0.05\%$) que arrojó que no existen diferencias significativas entre las concentraciones de Cr_T encontradas en ambas épocas (secas y lluvias); sin embargo, sí existen diferencias significativas para Cr_D .

Se realizó también un análisis de t de Student ($P < 0.05\%$) que mostró que no hay diferencias significativas entre los Kd de Mn, Pb y Cr en ambas estaciones, sin embargo, sí hay diferencias significativas entre los Kd de Fe y Al. Una posible explicación para esto es que en época de lluvias se presenta un aumento de material orgánico, el cual se degrada y provoca una reducción en la formación de óxidos para adsorber metales, por lo que hay una mayor proporción de metales en su fracción disuelta.

Tabla 9.8. Comparación de las concentraciones de Pb_T y Cr_T ($\mu g L^{-1}$) encontradas en estudios de agua costera en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche y de la laguna costera Santa María – La Reforma.

Localidad	Pb_T	Cr_T	Referencia
Laguna Machona, Tabasco	997	-	Pérez-Zapata 1981
Laguna del Carmen, Tabasco	430	-	Pérez-Zapata 1981
Laguna de Mecoacan, Tabasco	910	-	Pérez-Zapata 1981
Laguna de Mandinga, Veracruz	125	4	Rosas et al. 1983
Laguna de Tampamachoco, Veracruz	46	1	Rosas et al. 1983
Laguna del Carmen, Tabasco	40	9	Rosas et al. 1983
Laguna de Atasta, Campeche	38	7	Rosas et al. 1983

Tabla 9.8. Comparación de las concentraciones de Pb_T y Cr_T (µg L⁻¹) encontradas en estudios de agua costera en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche y de la laguna costera Santa María – La Reforma (Continuación).

Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz	214	51	Robledo 1987
Laguna de Términos, Campeche	1	-	Páez-Osuna et al. 1987a, 1987b
Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz	1963	-	Cárdenas et al. 1990
Santa María – La Reforma, Sinaloa (ESTE ESTUDIO).			
Abril 2013	0.60	0.52	
Julio 2013	0.51	0.01	
Límite máximo permisible para agua costera:	6	50	SEDUE, 1990.
Límite máximo permisible para agua de consumo humano.	10	50	NOM-127-SSA1-1994
- <i>No analizado.</i>			

Tabla 9.9. Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013 (* No detectado ($\text{LD Pb} < 0.004 \mu\text{g L}^{-1}$), ** Límite de detección de $0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ para Pb y $0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ para Cr).

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)					
	Pb _T	Pb _D	K _D	Cr _T	Cr _D	K _D
PC-1	0.11	0.11	0	0.13	0.03	0.070
PC-2	0.07	0.07	0	0.41	**0.003	14.788
PC-3	0.21	0.1	0.034	0.48	**0.003	4.985
PC-4	0.14	0.14	0	0.155	**0.003	0
PC-5	0.14	0.12	0.006	0.54	**0.003	6.630
PC-6	0.2	0.12	NC	0.3	**0.003	NC
PC-7	0.55	0.13	NC	0.8	0.04	NC
PC-8	0.54	0.54	0	0.68	0.28	0.041
CA-1	0.54	0.54	0	0.46	0.26	0.019
CA-2	2.44	0.64	0.020	0.38	0.28	0.003
CA-3	2.68	2.68	0	1.28	1.02	NC
CA-4	0.25	0.25	0	0.17	0.09	0.022
CA-5	0.06	0.06	0	0.04	**0.003	0.325
CA-6	*	*	-	0.48	0.48	0
CA-7	0.95	0.18	0.051	1.12	0.02	0.660
CA-8	0.39	0.11	0.050	0.56	0.08	0.117
CA-9	1.1	0.25	0.040	1.22	0.12	0.109
CA-10	0.35	0.12	0.038	0.58	**0.003	3.778
CA-11	0.35	0.1	0.023	0.48	**0.003	1.472
CA-12	0.07	0.07	0	0.1	**0.003	1.179
CA-13	0.08	0.08	0	0.08	**0.003	1.176
CA-14	0.14	0.1	0.013	0.19	**0.003	1.971
CA-15	0.08	0.08	0	0.06	**0.003	0.373
CA-16	0.11	0.1	0.001	0.23	**0.003	1.038
CA-17	0.16	0.1	0.010	0.23	**0.003	1.245
CA-18	0.22	0.12	0.008	0.23	**0.003	0.696
CA-19	0.18	0.18	0	0.28	**0.003	1.515
CA-20	0.19	**0.004	0.749	0.27	**0.003	1.434
CA-21	0.785	0.08	0.117	0.78	**0.003	3.431
CA-22	0.39	0.18	0.039	0.45	0.03	0.473
CA-23	0.88	0.16	0.250	0.89	**0.003	16.446
CA-24	0.72	0.02	0.547	0.79	**0.003	4.099
CA-25	3.96	0.31	0.070	3.17	0.35	0.048
CA-26	3.05	0.8	0.014	2.49	0.56	0.018
CA-27	2.42	2.42	0	1.69	0.52	0.005

NC – No fue posible calcular el valor de K_D

Tabla 9.10. Concentraciones de Pb y Cr ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013 (* Límite de detección de $0.004 \mu\text{g L}^{-1}$ para Pb y $0.003 \mu\text{g L}^{-1}$ para Cr).

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)					
	Pb _T	Pb _D	K _D	Cr _T	Cr _D	K _D
PC1-I	0.12	0.08	0.014	4.06	0.22	0.478
PC2-II	0.24	0.24	0	0.24	0.12	0.028
PC3-II	0.34	0.19	0.023	0.29	0.06	0.113
PC4-II	0.44	0.27	0.017	0.44	0.08	0.124
PC5-II	0.19	0.06	0.054	0.87	0.02	1.052
PC6-II	0.15	0.15	0	0.23	0.14	0.009
PC7-II	0.19	0.19	0	0.31	0.07	0.075
PC8-II	0.28	0.28	0	0.57	0.16	0.897
CA1-II	0.78	*0.004	4.968	0.46	*0.003	3.901
CA2-II	0.17	*0.004	1.210	0.34	*0.003	3.276
CA3-II	0.54	0.54	0	0.3	0.3	0
CA4-II	0.16	0.16	0	0.38	0.38	0
CA5-II	0.41	0.18	0.042	0.35	0.05	0.195
CA6-II	0.37	0.22	0.014	0.27	0.03	0.162
CA7-II	0.24	0.19	0.007	2.32	0.11	0.500
CA8-II	0.46	0.46	0	0.7	0.4	0.017
CA9-II	0.62	0.26	0.018	0.63	0.5	0.003
CA10-II	0.14	*0.004	0.867	0.47	*0.003	3.970
CA11-II	0.25	0.25	0	0.31	0.27	0.003
CA12-II	0.23	0.22	0.002	0.32	0.13	0.050
CA13-II	0.2	0.06	0.039	0.4	*0.003	2.214
CA14-II	0.49	0.49	0	0.47	0.34	0.005
CA15-II	0.31	0.31	0	0.52	0.28	0.019
CA16-II	0.25	0.25	0	0.22	0.05	0.024
CA17-II	0.12	0.12	0	0.24	0.02	0.193
CA18-II	0.14	0.04	0.057	0.45	*0.003	3.401
CA19-II	0.32	0.32	0	0.45	0.45	0
CA20-II	0.89	0.38	0.017	0.82	0.07	0.139
CA21-II	0.92	0.49	0.011	0.84	0.3	0.023
CA22-II	0.2	0.2	0	0.2	0.05	1.515
CA23-II	0.4	0.4	0	0.41	0.13	0.047
CA24-II	1.29	0.38	0.015	1.23	0.2	0.033
CA25-II	5.26	1.11	0.004	4.37	0.95	0.004
CA26-II	1.95	0.44	0.032	1.62	0.49	0.022
CA27-II	0.57	0.39	0.009	0.71	0.29	0.029

9.2.3. Análisis estadísticos

- **Correlación estadística**

Las tablas 9.11 y 9.12 muestran los coeficientes de correlación de Pearson para Pb_T, Pb_D, Cr_T y Cr_D contra el resto de los metales estudiados (Al, Fe, Mn) así como los parámetros fisicoquímicos medidos (salinidad, temperatura, pH) para época de lluvias y secas (abril y julio de 2013).

En abril, las concentraciones de Pb_T presentan una correlación positiva con el Al_T, Fe_T, Mn_T así como con el Pb_D pero no se correlaciona con ninguno de los parámetros ambientales medidos. En julio, el Pb_T se correlaciona con los mismos elementos y con la salinidad.

De igual manera, el Pb_D muestra en abril una correlación positiva con el Al_D, Fe_D, Mn_D así como con el Pb_T. En julio presenta una correlación positiva con los mismos elementos y con la salinidad.

Según Vink *et al.* (1999) el Pb se encuentra mayormente unido a los oxihidróxidos de Fe y Mn debido a que éstos constituyen una carga eléctrica activa que atrae al Pb en este medio acuoso, lo que produce tanto la adsorción del metal como la formación de una fase sólida en sus superficies. Por otra parte, ésta fase es la más susceptible a pasar a la columna de agua si se producen en el sedimento condiciones reductoras, donde los óxidos tienen alto poder de adsorción, además de ser inestables.

Tabla 9.11. Correlaciones entre concentraciones de Pb, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en estaciones de la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma.

			Parámetro						
Total (T)			Al _T	Fe _T	Mn _T	pH	Salinidad	Temperatura	Pb _D
Pb	Abril	Pearson r	0.89	0.87	0.86	0.089	0.26	-0.037	0.37
	Julio		0.97	0.99	0.98	0.12	0.49	0.18	0.77
Disuelto (D)			Al _D	Fe _D	Mn _D	pH	Salinidad	Temperatura	Pb _T
Pb	Abril	Pearson r	0.92	0.83	0.94	0.013	0.11	0.12	0.37
	Julio		0.85	0.84	0.58	0.17	0.54	0.28	0.77

El Cr_T se correlacionó positivamente con el Al_T, Fe_T, Mn_T y con el Cr_D en abril, mientras que . En julio presentó una correlación positiva con los mismos elementos y con el pH. El Cr_D se correlacionó positivamente con el Al_T, Fe_T, Mn_T, en abril y con el Cr_T y en julio mostró una correlación positiva con estos mismos elementos y con la salinidad.

El Pb_T, Pb_D, Cr_T y Cr_D presentan una correlación positiva significativa con el resto de los metales analizados (Al, Fe y Mn), lo que indica que estos metales pueden tener un origen común y provenir, por lo tanto, de la misma fuente siendo geoquímicamente similares (Rosas, 2001; Velásquez, 2005). Rosales y Álvarez (1986) indican que es muy frecuente encontrar correlación entre varios metales y a su vez con el hierro y manganeso, sugiriendo una misma fuente y sistema de transporte, así como su adsorción en los oxihidróxidos de hierro y manganeso.

Tabla 9.12. Correlaciones entre concentraciones de Cr, Al, Fe, Mn (total y disuelto) así como parámetros ambientales en estaciones de la parte norte y centro de la laguna costera Santa María – La Reforma.

		Parámetro							
Total (T)		Al _T	Fe _T	Mn _T	pH	Salinidad	Temperatura	Cr _D	
Cr	Abril	Pearson r	0.98	0.99	0.99	0.12	0.31	0.012	0.55
	Julio		0.66	0.69	0.7	-0.35	0.25	-0.032	0.52
Disuelto (D)		Al _D	Fe _D	Mn _D	pH	Salinidad	Temperatura	Cr _T	
Cr	Abril	Pearson r	0.89	0.86	0.75	-0.082	0.047	0.028	0.55
	Julio		0.83	0.76	0.39	0.13	0.41	0.11	0.52

10. Conclusiones

a) Acuífero del río Mocorito

- Las concentraciones promedio de Pb_T y Cr_T encontradas en el acuífero del río Mocorito fueron más altas en época de secas (0.46 y $0.52 \mu g L^{-1}$, respectivamente) con respecto a las obtenidas en época de lluvias (0.19 y $0.01 \mu g L^{-1}$, respectivamente), por lo que se asume un efecto de dilución como una causa probable.
- Los pozos que mostraron los valores más altos de Pb_T y de Pb_D se encuentran en la cercanía de la zona con concentraciones elevadas de Pb en sedimentos de arroyo, registrados por el Servicio Geológico Mexicano, lo que sugiere que una infiltración local puede ser una posible causa.
- El Pb_T y el Cr_T se correlacionaron positivamente con el resto de los metales estudiados, con lo que se asume una posible fuente litogénica y/o sistema de transporte.
- Las concentraciones de Pb_T y Cr_T obtenidas se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS y US EPA.

b) Laguna costera Santa María – La Reforma

- Las concentraciones promedio más altas de Pb_T se presentaron en época de secas ($0.60 \mu g L^{-1}$) con respecto a las obtenidas en época de lluvias ($0.51 \mu g L^{-1}$) y en ambos casos se orientaron hacia la parte norte y centro de la laguna, cerca de la costa. Esto se le atribuye a una posible fuente puntual, como la descarga del Dren Cedritos que desemboca en el Estero del tule en la Bahía Santa María.
- Las concentraciones promedio de Pb_D en abril y julio de 2014 (0.60 y $0.26 \mu g L^{-1}$, respectivamente) encontradas en el presente estudio fueron mayores a las reportadas por Martin et al., (1994) de $0.020 \mu g L^{-1}$. Sin embargo, Monken et al., (1994) encontraron concentraciones de Pb_T en aguas superficiales de la laguna costera de Jacarepagúa en Río de Janeiro, Brasil, mayores ($0.061 \mu g L^{-1}$) a las encontradas en la laguna costera

Santa María – La Reforma en ambas estaciones (0.60 y 0.51 $\mu\text{g L}^{-1}$ en abril y julio, respectivamente).

- Los valores de Pb_T encontrados en éste estudio se encuentran por debajo de los encontrados por Páez-Osuna, et al. (1987) en el sistema fluvio – lagunar de la Laguna de Términos, en Campeche; por otro lado, también se encontraron concentraciones menores de Pb_T y Cr_T comparado con aquellas encontradas en estudios de agua costera y de río en los estados de Veracruz, Tabasco y Campeche.
- El Cr_T presentó concentraciones más elevadas en época de lluvias (0.75 $\mu\text{g L}^{-1}$) comparado con los valores obtenidos en época de secas (0.62 $\mu\text{g L}^{-1}$), esto puede deberse a un posible efecto de acarreo desde el continente.
- Las concentraciones de Cr_T encontradas en la laguna costera Santa María – La Reforma se encontraron muy por debajo de las reportadas por Yayintas et al. (2007), quien encontró valores de 229 $\mu\text{g L}^{-1}$.
- El Pb_T y el Cr_T se correlacionaron positivamente con el resto de los metales estudiados, con lo que se asume una posible fuente litogénica y/o sistema de transporte.
- Las concentraciones de Pb_T y Cr_T encontradas se encuentran por debajo de los límites permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-1994, OMS (1996) y US EPA (2000).

11. Literatura citada.

Adriano, D. C. 1986. Elements in the Terrestrial Environment. Springer Verlag.

Al-Mohanna, S. Y. y Subrahmanyam, M. N. V. 2001. Flux of heavy metal accumulation in various organs of the intertidal marine blue crab, *Portunus pelagicus* (L.) from the Kuwait coast after the Gulf War. Environment International. Volume 27, Issue 4, October 2001, Pages 321–326.

Alongi, D.M. 1998. Coastal Ecosystem Processes. New York, USA: CRC Press: 419 pp.

Alvarado-Hernández, L., Alonso, A. R. y Lapidus, G.T. 2012. Recuperación de plomo a partir de materiales de desecho provenientes de análisis de materiales por vía seca. Depto. de Ingeniería de procesos e hidráulica, Universidad Autónoma metropolitana Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, México, D.F.

Alvarado, Z. D. 2011. Incorporación de metales en testas de foraminíferos desde los sedimentos y agua asociados en la laguna costera Estero de Urías, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Mazatlán, Sinaloa, 2011.

Armienta, M. A., Rodríguez, R., Queré, A., Juárez, F., Cenicerros, N. y Aguayo, A. 1993. Groundwater pollution with chromium in Leon Valley, Mexico. Int. J. Environ. Anal. Chem. 54,1-13.

Armienta, M. A., Rodríguez, R., Cenicerros, N., Juarez, F. y Cruz, O. 1996. Distribution, origin and fate of chromium in soils in Guanajuato, Mexico. Environ. Pollut. 91, 391–397.

Arreola-Lizarraga, J. A., Padilla-Arredondo, M. G., Méndez-Rodríguez, L. C., Morquecho, L., Mendoza-Salgado, R., Lechuga-Devéze, C., López-Tapia, M. del R., Acosta-Vargas, B., Castillo-Durán, J. A., Reyes-Salinas, A., Elizalde-Servín, C. I., Hernández-Ibarra, A., Burrola-Sánchez, M. S. y Urías-Laborín, D. 2009. Propuestas de Manejo para Tres Lagunas Costeras Prioritarias del Noroeste de México. Centro de Investigaciones Biológicas de Noroeste, S. C. Gaymas, Sonora. 109 p.p

Aubriot, L., Conde, D., Bonilla, S., Hein, V. y Britos, A. 2005. Vulnerabilidad de una Laguna Costera en una Reserva de Biosfera: Indicios Recientes de Eutrofización. CYTED XVIIIB, Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. P.p. 65-85.

Bakowska, E. 1997. Determination of Mercury in Drinking Water Samples by ICP-MS Using EPA Method 200.8. Hewlett Packard, pp 4.

Botello, A. V. y Páez-Osuna, F. 1986. El problema crucial: la contaminación. En: Serie medio ambiente en Coatzacoalcos. Vol. 1 (Editado por el centro de Ecodesarrollo). México, D.F. pp 62-85.

Buerge, I. J. y Hug, S. J. 1997. Kinetics and pH dependence of chromium(VI) reduction by iron(II). *Environ. Sci. Technol.* 31, 1426–1432.

Brigatti M. F., Franchini G., Lugli C., Medici L., Poppi L. y Turci, E. 2000. Interaction between aqueous chromium solutions and layer silicates. *Appl. Geochem.* 15, 1307–1316.

Bruins, M. R., Kapil, S., & Oehme, F. W. 2000. Microbial resistance to metals in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 45, 198–207. doi:10.1006/eesa.1999.1860.

Buragohain, M., Bhuyan, B. y Sarma, H. P. 2010. Seasonal variations of lead, arsenic, cadmium and aluminium contamination of groundwater in Dhemaji district, Assam, India. *Environ Monit Assess* 170:345–351

Butler, J.N. 1982. Carbon dioxide equilibria and their applications. Reading, MA: Addison-Wesley Pub Co.

Cárdenas, L.S.P., Méndez, B.L. y Ramírez, C.I. 1990. Estudio preliminar de algunos aspectos biológicos y de contaminación para las especies *Mugil curema* (Valenciennes), *Cathorops melanopus* (Gunther) y *Breuoortia patronus* (Goode) (Pisces teleoste) en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis Profesional. ENEP Zaragoza, UNAM. México, 112 p.

Chakrabarty, S. y Sarma, H. P. 2011. Heavy metal contamination of drinking water in Kamrup district, Assam, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 179, 479–486. doi:10.1007/s10661-010-1750-7.

Chávez de Nishikawa, A. y Álvarez-Borrego, S. 1974. Hidrología de la bahía de San Quintín, Baja California, en invierno y primavera. *Ciencias marinas*. Vol. 1, No. 2, p. 31-62.

Cervantes, C., Campos, G. J., Devars, S., Gutiérrez, C. F., Loza, T. H., Torres, G. J. y Moreno, S. R. 2001. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS. Microbiology Reviews*. Vol. 25, pp. 335-347.

Collazo Caraballo, M. P. y Montaña Xavier, J. 2012. Manual de Agua Subterránea. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Obtenido de <http://www.cebra.com.uy/presponsable/adjuntos/2012/11/Manual-de-agua-subterranea-bajo.pdf>

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2002. Determinación De la disponibilidad de agua en el acuífero del río Sinaloa, estado de Sinaloa. México, D.F. Abril 30. 36 p.

Connell, W.D. y Miller, J.G. 1984. Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. John Willey & Sons. New York, U.S.A.

Cortéz-Lugo, M., Téllez-Rojo, M. M., Gómez-Dantés, H. y Hernández-Ávila, M. 2003. Tendencia de los niveles de plomo en la atmósfera de la zona metropolitana de la Ciudad de México. 1988 – 1998. Instituto Nacional de Salud Pública. México, D.F.

Costa, M. 1997. Toxicity and carcinogenicity of Cr(VI) in animal models and humans. Critical Rev. Toxicol. 27(5), 431–442.

Day, J. W., Hall, C. A. S., Kemp, W. M. y Yanez-Arancibia, A. 1989. Estuarine ecology. New York: John Wiley & Sons, pp. 558.

Diario Oficial de la Federación. 2009. Actualización de la disponibilidad media anual de agua subterránea y modificación, para su mejor precisión, la descripción geográfica del acuífero del Río Mocorito. Comisión Nacional del Agua (CNA). México. 27 p.p.

Diario Oficial de la Federación. 2000. V. Ecosistemas Lagunas Costeros. 1. Litoral del Pacífico. Diario Oficial de la Federación. Tomo DLXIII(20), Tercera Sección, p. 82-92.

Eary, L. E. y Rai, D. 1988. Chromal removal from aqueous waste by reduction with ferrous iron. Environmental science and technology. 22(8):972-977.

Fermín, I. 2002. Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales de la Laguna de Unare, Edo. Anzoátegui, Venezuela. Trabajo de postgrado (M.Sc. Ciencias Marinas mención Oceanografía Química). Departamento de Oceanografía, Universidad de Oriente, Cumaná.

Flegal, A. R., Smith, G. J., Gill, G. A., Sañudo-Wilhelmy, S. y Anderson, L. C. D. 1991. Dissolved trace element cycles in the San Francisco Bay estuary. Marine Chemistry 36: 329-363.

Fonseca, B., Teixeira, A., Figueiredo, H. y Tavares, T. 2009. Modelling of the Cr(VI) transport in typical soils of the North of Portugal. J Hazard Mater 167:756–762

Forstner, U. y Wittman, G. T. 1979. Metal pollution in the aquatic environment. Springer Verlag Germany.

- García, B. A. N.** 2007. Metodología para la generación y evaluación de políticas de operación en sistemas de recursos hídricos. Aplicación a un sistema en México.
- García, E.** 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen, Instituto de Geografía. UNAM 246 pp.
- Gheju, M. y Iovi, A.** 2006. Kinetics of hexavalent chromium reduction by scrap iron. *J. Hazard. Mater.* 135 66–73.
- Green-Ruiz, C. y Páez-Osuna, F.** 2004. Potential bioavailability of heavy metals in surface sediments from the Altata-Ensenada del Pabellón lagoon, SE Gulf of California. *Journal of coastal research*, 20(4):1126-1134. West Palm Beach (Florida). ISSN 0749-0208.
- Green Ruiz, C., Alonso Rodríguez, R., López Aguiar, K., Páez Osuna, F., Ramírez Jáuregui, C., Ramírez Reséndiz, G., Ruelas Inzunza, J., Ruiz Fernández, C., Soto Jiménez, M. y Tripp Quezada, L.** 2009. Atlas de contaminantes: Lagunas costeras de Sinaloa. FOMIX Sinaloa, 109.
- Halffter, C. R., Ibarra, A. y Ochoa, A.** 1973. Estudio de la contaminación en el Bajo Río Coatzacoalcos. Informe final correspondiente a la segunda etapa de trabajo. Presentado a la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN, México.
- Herrera-Silveria, J. A.** 2006. Lagunas Costeras de Yucatán (SE, de México): Investigación, Diagnostico y Manejo. *Ecotrópicos*. 19 – 2, P.p. 94-108.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI).** 1995. Estudio Hidrológico del Estado de Sinaloa. Gobierno del Estado de Sinaloa. ISBN 970-13-0558-2.
- James, B.R. y Bartlett, R.J.** 1983. Behavior of Chromium in Soils. VI. Interactions Between Oxidation-Reduction and Organic Complexation¹. *J. Environ. Qual.* 12:173-176.
- Jara-Marini, E.** 2008. Fraccionamiento y transferencia de metales pesados desde los reservorios abióticos al a trama trófica en el sistema lagunar Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis de doctorado. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México.
- Jarvis, K. E., Gray, A. L. y Houk, R. S.** 1992. Handbook of Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. Chapman and Hall: New York.

Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán (JAPAC). 2010. Manifestación de impacto ambiental. Culiacán Rosales, Sinaloa.

Katz, S. A. y Salem, H. 1994. The biological and environmental chemistry of chromium. VCH, New York.

Kennish, M. J. 2000. Estuary Restoration and Maintenance: The National Estuary Program. CRC Press, Boca Raton, FL.

Khaled S.A. Said, M. Shuhaimi-Othman and A.K. Ahmad. 2012. The Determination of Water Quality and Metal Concentrations of Ampang Hilir Lake, Selangor, Peninsular Malaysia. Pakistan Journal of Biological Sciences, 15: 437-447.

Kimbrough, D. E., Cohen, Y., Winer, A. M., Creelman, L., Mabuni, C. 1999. A critical assessment of chromium in the environment. Crit Rev Environ Sci Technol 29:1-46

Kjerfve, B. 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier. New York.

Koppelman, M. H., Emerson, A. B. y Dillard, J. G. 1980. Adsorbed Cr(III) on chlorite, illite, and kaolinite: an X-ray photoelectron spectroscopic study. Clays and Clay Minerals. 28, 2:119-124

Lankford, R. R. 1976. Coastal lagoons of Mexico: their origin and classification, in: Estuarine Processes, Volume II, M. Wiley (editor), Academic Press, New York, N.Y., 182-215.

Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of México their origin and clasification. Pp. 182-215. In: Wiley (Ed). Estuarine Process. Academic Press, Inc. N. Y.

Lin, C. 2002. The chemical transformations of chromium in natural waters a model study. Water, Air, and Soil Pollution, 139: 137-158.

Mance, G. 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier Applied Science Publishers LTD. New York. 372pp.

Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. London: Academic Press.

Martin, J. M., Huang, W. W. y Yoon, Y. Y. 1994. Level and fate of trace metals in the lagoon of Venice (Italy). marine chemistry, 46, pp. 371-386.

Martínez, G. 1999. Especiación de metales pesados en la cuenca baja y pluma del Río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. Trabajo de postgrado. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná.

Mendez S.B.L., Bozada-Robles L.M. y Chávez-Alarcón Z. 1982. Edad y crecimiento en *Arius melanopus* (Guther 1864) del estero Casitas, Municipio de Tecolutla, Ver., Univ. Autón. Sin. y Soc. Mex. Zool. Resúmenes VI Congr. Nal. 2001. Mazatlán, Sin., México, diciembre 6-10, 1982, p. 4.

Monken Fernandes, H., Dausacker Bidone, E., Sadler Veiga, L. H. y Rao patchineelam, S. 1994. Heavy metal pollution assessment in the coastal lagoons of Jacarepaguá, Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Pollution*, 85, pp. 259-264.

Moore, W.S. y Ramamoorthy, S. 1984. Heavy Metals in Natural Waters. Applied monitoring and impact assessment. Springer-Verlag, New York. USA.

Ndung'u, K., Franks, R. P., Bruland, K. W. y Flegal, A. R. 2003. Organic complexation and total dissolved trace metal analysis in estuarine waters: comparison of solvent-extraction graphite furnace atomic absorption spectrometric and chelating resin flow injection inductively coupled plasma-mass spectrometric analysis. *Analytica Chimica Acta* 481: 127-138

Norma Oficial mexicana NOM-127-ssa1-1994, "salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación. Fecha de publicación 22 de Noviembre del 2000.

Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Fecha de publicación 10 de Octubre de 2003.

Nriagu, J. O. y Pacyna, J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water, and soils by trace metals. *Nature* 333, 134–139.

Nriagu, J. O. 1990. The rise and fall of leaded gasoline. *Sci. Total Environ.* 92, 13–28.

Ochoa V.L., Gómez A.A., Leticia G.R. y Villalba A.A. 2009. Distribution of heavy metals in surface sediments of the Bacochibampo Bay, Sonora, México: Chemical Speciation and Bioavailability 21(4):1-8

Osuna-López, J. I., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C. y Ortega-Romero, P. 1989. Metales pesados disueltos y particulados en el puerto de Mazatlán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 16(2), pp. 307-320.

Ozaki, T., Kimura, T., Ohnuki, T., Yoshida, Z. y Francis, A. 2003. Association mechanisms of Europium(III) and Curium(III) with *Chlorella vulgaris*. *J. Environ. Toxicol. Chem.* 22, 2800–2805.

Páez-Osuna, F., Valdez, L. D., Alexander, M. H. y Fernández, P. H. 1987a. Trace metals in the fluvial system of Términos Lagoon, Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* 18(6): 294-297.

Páez-Osuna, F., Valdez, L. D., Alexander, H. M., Fernández, P. H. y Osuna, L. J. 1987b. Níquel y plomo en las fracciones disuelta y particulada del sistema flúvico-lagunar de Laguna de Términos, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México* 14, 79-86.

Páez-Osuna, F., Ramírez, G. R., Ruíz-Fernández, A. C. y Soto-Jiménez, M. F. 2007. La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: Flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo. Serie Lagunas Costeras de Sinaloa. Primera edición. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán.

Palmer, C. D. y Wittbrodt, P.R. 1991. Processes Affecting the Remediation of Chromium contaminated sites, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 92, p. 25-40.

Papathodorou, G., Hotos, G., Geraga, M., Avramidou, D. y Vorinakis, T. 2002. Heavy metal concentrations in sediments of Klisova lagoon (southeast Mesolonghi–Aetolikon lagoon complex), W. Greece. *Fresenius Environ Bull* 11:951–956

Pérez-Zapata, A. J. 1981. Plomo y mercurio. En: *Lagunas costeras de Tabasco. Un ecosistema en peligro.* Centro de Ecodesarrollo, México, pp. 58-61.

Pérez-Zapata, A. J., Deleón R.I. y Gil R.A.M. 1984. Determinación cuantitativa de plomo en peces del estuario del río Coatzacoalcos. *An. Esc. Nal. Cienc. Biol. Méx.* 28, 193-197.

Peterson, M.L., Brown, G.E. y Parks, G.A. 1996. Direct XAFS evidence for heterogeneous redox reaction at the aqueous chromium/magnetite interface. *Colloid. Surface. Phychem. Eng. Asp.* 107:77-88.

Pulido-Bosch, A. 2007. *Nociones de hidrogeología para ambientólogos.* Ed. Universidad de Almería, Almería, España. P.p. 429. ISBN: 9788482408408.

Riley, J. P. y Chester, R. 1971. *Introduction to Marine chemistry.* Academic Press. London 88-95.

Robledo, M. F. 1987. Evaluación de la calidad del agua y calidad sanitaria del ostión (*Crassostrea virginica*) en la laguna de Pueblo Viejo, Ver., México. *Esc. Ciencias Biológicas, Univ. Tampico, Tamps.,* 58 p.

Rodríguez-Castillo, R. y Armienta, M. A. H. 1995. Groundwater Chromium Pollution in the Rio Turbio Valley, Mexico: Use of Pollutants as Chemical Tracers. *Geofísica Int.* 34, 417–426.

- Rosales, L. y Álvarez, U.** 1986. Sedimentological and chemical studies in sediment from Alvarado Lagoon system, Veracruz, México. *An. Inst. Del Mar y Limnol. Univ. Nat. Auton. Mexico*, 13 (3): 19-28.
- Rosas, P. I., Báez A. y Belmont, R.** 1983. Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico. *Water, Air and Soil Pollut.* 20, 127-135.
- Rosas, H.** 2001. Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca de Llobregat. Trabajo de postgrado. Universidad Politécnica de Manresa, España.
- Rubio, B., Nombela, M., Vilas, F., Alejo, I., García-Gil, E. y Pazos, O.** 1995. Distribución y enriquecimiento de metales pesados en sedimentos actuales de la parte interna de la Ría de Pontevedra. *Thalassas*, 11: 3.
- Rubio, B., Nombela, M. y Vilas, F.** 2000. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): assessment of metal pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, 40 (11): 968-980.
- Rubio, B., Pye, K., Rae, J. y Rey, D.** 2001. Sedimentological characteristics, heavy metal distribution and magnetic properties in subtidal sediments, Ría de Pontevedra, NW Spain. *Sedimentology*, 48: 1-20.
- Sadiq, M.** 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Pergamon Press. Gran Bretaña. 389 pp.
- Saether, O. M. y Caritat, P.** 1997. Weathering and groundwater recharge in catchments. Rotterdam: A.A. Balkema Brookfield, cap.129, p.5-10: Geochemical processes (Geological Survey of Norway).
- Schmidt, S. I. y Hahn, H. J.** 2012. What is groundwater and what does this mean to fauna? – An opinion. *Limnologica*. 42: 1-6.
- Schroeder, D. C. y Lee, G. F.** 1975. Potential transformations of chromium in natural waters. *Water, Air, Soil Pollut.* 4, 355–365.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH).** 1985. Estudio de prospección geohidrológica zona Pericos – Mocolito, Edo. de Sinaloa. Administración Directa, Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos.
- Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.** 1990. Gaceta Ecológica. Vol. 11, No. 6, Enero de 1990,64 p.
- Serrano, D. y Ramírez-Félix, E.** 2003. Implementación de un modelo hidrodinámico en el sistema lagunar de Santa María – La Reforma, Sinaloa. *Journal INPescA*, Vol. I, p. 33-39.

Serrano, D., Ramírez-Félix, R. y Valle-Levinson, A. 2013. Tidal hydrodynamics in a two-inlet coastal lagoon in the Gulf of California. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa.

Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2014. Cartas geoquímicas. 1:250,000. Los Mochis, Sin. G12-9, Pb. http://mapserver.sgm.gob.mx/cartas_geoquim/esc250/31_G12-9_pb.pdf

Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2014. Cartas geoquímicas. 1:250,000. Los Mochis, Sin. G12-9, Mn. http://mapserver.sgm.gob.mx/cartas_geoquim/esc250/31_G12-9_mn.pdf

Shaule, B.K. y Patterson, C.C. 1983. Perturbation of the natural lead depth profile in the Sargasso Sea by Industrial lead. In: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.S. Burton and E.D. Goldberg (Editors), Trace Metals in Sea Water. Plenum Press, New York, pp. 87--503.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) y consultores y contratistas en oceanografía S.A. 1971. Estudio topobatimétrico de la Bahía de Santa María (La Reforma), Sin.(Primer Inf. Parcial). México DF, Dic. 1-1971.

Sedlak, D. L. y Chan, P. G. 1997. Reduction of hexavalent chromium by ferrous iron. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 61,2185–2192.

Sunda, W. G. 1989. Trace metal interactions with marine phyto-plankton. *Biology of Oceanography* 6, 411–442.

Tang, D., Warnken, K. W. y Santschi, P. H. 2002. Distribution and partitioning of trace metals (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) in Galveston Bay waters. *Marine Chemistry*, 78, 29–45.

Turner, A., Millward, G.E. y Tyler, A.O. 1994. The distribution and chemical composition of particles in a macrotidal estuary. *Estuarine Coastal Shelf Sci.*, 38, pp. 1–17

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. Water: Drinking Water Contaminants. National Primary Drinking Water Regulations: List of Contaminants and their (MCLs). Información consultada en diciembre de 2013. <http://water.epa.gov/drink/contaminants/#List>

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1998. Toxicological review of hexavalente chromium. U.S. Environmental Protection Agency 18549-29-9. Washington DC.

Van den Berg G. A., Loch, J. P. G. y Winkels, H. J. 1998. Effect of fluctuating hydrological conditions on the mobility of heavy metals in soils of a freshwater estuary in The Netherlands. *Water Air Soil Pollut.* 102, 377-388.

- Velásquez, L.** 2005. Distribución y comportamiento de los metales pesados Cd, Cu, Ni, Zn, Fe, Mn, Co, Cr y Pb en sedimentos superficiales del sector oriental del Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Trabajo de pregrado. Departamento de química, Universidad de Oriente, Cumaná.
- Venugopal, T., Giridharan, L., Jayaprakash, M. y Periakali, P.** 2009. Environmental impact assessment and seasonal variation study of the groundwater in the vicinity of River Adyar, Chennai, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 149, 81–97. doi:10.1007/s10661-008-0185-x.
- Viaroli, P., Laserre, P. y Campostrini, P.** 2007. Lagoons and coastal wetlands. *Hidrobiología* 577, 1–3.
- Voutsinou-Taliadouri, F., Satsmadjis, J. y Latridis, B.** 1987. Granulometric and metal composition in sediments from a group of Ionian lagoons. *Mar Pollut Bull* 18:49–52
- Vazquez, G.F., Delgado, H.D., Huerta, C.J. y Sharma, V.K.** 1993. Trace and heavy metals in San Andres Lagoon, Tamaulipas, Mexico. *Environ. Int.* 19: 71-77.
- Vazquez, G.F., Elias, D.M., Aguayo, J.E.C., Alejandro, B. y Sharma, V.K.** 1996. Trace metal species in aquatic samples of the Tabasco Lagoons, Mexico. *Environ. Int.* 22: 377-382.
- Vázquez-Figueroa, V., Canet, C., Prol-Ledesma, R. M., Sánchez, A., Dando, P R., Camprubí, A., Robinson, C. J. y Hiriart Le Bert, G.** 2009. Batimetría y características hidrográficas (Mayo, 2007) en las cuencas de Consag y Wagner, Norte del Golfo de California, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 2009; 119-127.
- Venugopal, T., Girdharan y Jayaprakash, M.** 2009. Characteristics and bed sediment studies of river Adyar- An application of specification study. *International Journal of Environmental resources* 3(4) 581-598
- Vink, R., Behrendt, H. y Salomons, W.** 1999. Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: an analysis of point diffuse sources.
- Whitfield M., Turner D.R. y Dickison A.G.** 1981. Speciation of dissolved constituents in estuaries. En: *River inputs to ocean systems. Proceedings of UNESCO/IOC/UNEP Review Workshop, 16-19 March, 1979.* Nueva York, United Nations, pp. 132-188.
- World Health Organization (WHO).** 1996. Guidelines for drinking water quality (2nd edn.) Vol 2: Health Criteria and Other Supporting Information. World Health Organization, Geneva. 973 pp.

Wittbrodt, P. R. y Palmer, C. D. 1995. Reduction of Cr(VI) in the presence of excess soil fulvic acid. *Environment of Science & Technology*, 29,255-263.

Yayintas, O. T., Yilmaz, S., Turkoglu, M., y Dilgin, Y. 2007. Determination of heavy metal pollution with environmental physicochemical parameters in waste water of Kocabas Stream (Biga, Canakkale, Turkey) by ICP-AES. *Environmental Monitoring and Assessment*, 127, 389–397. doi:10.1007/s10661-006-9288-4.

Yoshida, N., Ikeda, R. y Okuno, T. 2005. Identification and characterization of heavy metal-resistant unicellular alga isolated from soil and its potential for phytoremediation. *Bioresource Technology* Vol. 97, pp. 1843–1849.

Zachara J. M., Girvin D. C., Schmidt R. L. y Resch C. T. 1987. Chromate adsorption on amorphous iron oxyhydroxide in presence of groundwater major ions. *Env. Sci. Tech.* 21,589–594.

Zamora Arroyo, F., Egido Villareal, J., Albar Reynoso, M. P., Villalba Loera, A. y Rodríguez, G. 2000. Programa Piloto de Monitoreo Ecológico de Bahía Santa María La Reforma. Centro de Conservación para el Aprovechamiento de los Recursos Naturales (CECARENA). Conservación Internacional México (CIMEX). Universidad Autónoma de Sinaloa, Documento Inédito.

Zhitkovich, A., Voitkun, V., y Costa, M. 1996. Formation of the amino acid-DNA complexes by hexavalent and trivalent chromium in vitro: Importance of trivalent chromium and the phosphate group. *Biochem.* 35, 7275–7282.

12. Anexos.

Anexo 1. Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de 18 pozos de agua subterránea en la zona del acuífero del Río Mocerito para la época de secas.

Nombre estación	Clave	Posición		Altura dada GPS (m)	Altura Google Earth (m)	hora	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (ppm)
		Latitud	Longitud						
La Reforma	GL-1	25°05.087'N	108°02.979'O	7.8	8	9:40	8.4	26.1	2
Santa Rita	SR-1	25°21.876'	108°16.409'O	16.2	13	11:00	7.6	28.3	3
Gato de Lara	GA-1	25°07.611'N	108°01.086'O	24	22	9:50	8.6	26.96	1
Ejido Baturi	EB-1	25°17.950'N	108°16.712'O	-	4	12:12	8	24.3	1
Ejido del Llano	ELL-1	25°19.790'N	108°15.855'O	21.3	11	11:30	7.6	27.9	0
Ejido del Llano	EH-2	25°13.125'N	108°14.833'O	16.5	4	2:05	8.2	23.8	2
Ejido Horcones	EH-1	25°16.601'N	108°15.246'O	16.5	7	12:52	7.6	27.7	1
Ejido del Ebano	EE-1	25°18.008'N	108°10.344'O	33.3	18	3:45	7.5	26.6	0
Providencia la llama	PI-1	25°15.058'N	108°11.370'O	13.8	10	2:50	7.8	27.4	1
Entronque llama	EI-1	25°18.122'N	108°09.189'O	29.4	20	4:25	7.2	27.6	5
Blanco	B-1	25°18.008'N	108°10.344'O	33.3	18	3:50	8.2	27.8	0
Las Palmita	LP-1	25°06.359'N	107°56.943'O	25.5	26	10:37	8	26.7	0
Ejido del Muerto	EM-1	25°10.623'N	108°09.911'O	14.7	10	6:15	8.3	24.8	2
Ignacio Allende	IA-1	25°10.184'N	108°03.368'O	31.2	17	1:56	7.8	29.6	0
Rancho San Eligio	RSE-1	25°04.015'N	107°55.798'O	31.8	23	12:58	7.7	27.3	0
Independencia	I-1	25°10.190'N	108°06.733'O	17.4	13	4:30	8.6	24.8	1
Rafael Buelna	RB-1	25°10.471'N	108°04.597'O	24	18	3:31	7.7	28.4	0
Tupinampa	T-1	25°17.612'N	107°59.932'O	43.5	60	7:16	7.3	26.1	5
Rancho Tatemitas	RT-1	25°10.190'N	108°02.269'O	17.7	25	6:50	7.5	26.2	2

Anexo 2.- Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de 15 pozos de agua subterránea en la zona del acuífero del Río Mocorito para la época de lluvias.

Nombre estación	Clave	Posición		Altura dada GPS (m)	Altura Google Earth (m)	hora	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (ppm)
		Latitud	Longitud						
La Reforma	GL1-II	25°05.087'N	108°02.979'O	7.8	8	09:20	7.4	28	1
Gato de Lara	GA-2	25°07.611'N	108°01.086'O	24	22	15:30	7.7	28	0
Ejido Baturi	EB-2	25°17.950'N	108°16.712'O	-	4	11:28	7.5	27	1
Ejido del Llano	EH-4 (EH-2)	25°13.125'N	108°14.833'O	16.5	4	12:36	3.5	27	0
Ejido Horcones	EH-3 (EH-1)	25°16.601'N	108°15.246'O	16.5	7	12:16	7	27	1
Providencia la Llama	PI-2	25°15.058'N	108°11.370'O	13.8	10	13:15	7.4	28	0
Entronque Llama	EI-2	25°18.122'N	108°09.189'O	29.4	20	16:00	7.1	34	4
Las Palmita	LP-2	25°06.359'N	107°56.943'O	25.5	26	15:01	7.7	28	0
Ejido del Muerto	EM-2	25°10.623'N	108°09.911'O	14.7	10	18:20	6.9	27	1
Ignacio Allende	IA-2	25°10.184'N	108°03.368'O	31.2	17	17:00	7.6	33	1
Rancho San Eligio	RSE-2	25°04.015'N	107°55.798'O	31.8	23	13:00	7.5	29	0
Rafael Buelna	RB-2	25°10.471'N	108°04.597'O	24	18	14:57	7.5	27	2
Tupinampa	T-2	25°17.612'N	107°59.932'O	43.5	60	16:20	6.8	27	2
Rancho Tatemitas	RT-2	25°10.190'N	108°02.269'O	17.7	25	15:32	6.7	27.5	3
Comunidad Carricitos	CC-1	25°16.606'N	108°15.259'O	-	-	16:54	7.1	29	1

Anexo 3.- Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de agua de 35 estaciones en la zona de la Laguna Costera Santa María - La Reforma para la época de secas.

Nombre estación	Clave	Posición		Profundidad (m)	hora	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (ppm)
		Latitud	Longitud					
Playa Colorada	PC-1	25°15'13.07"N	108°21'58.21"O	4.8	10:09	8.3	25.2	36
Playa Colorada	PC-2	25°12'51.90"N	108°21'46.12"O	1.35	11:30	8.2	26.3	36
Playa Colorada	PC-3	25°13'22.96"N	108°19'16.90"O	1.2	10:57	8.1	26.4	36
Playa Colorada	PC-4	25°14'26.24"N	108°21'28.34"O	0.82	12:12	8.3	26.3	37
Playa Colorada	PC-5	25°13'36.40"N	108°22'32.10"O	-	11:48	8.2	26.3	35
Playa Colorada	PC-6	25°12'55.22"N	108°20'26.35"O	0.85	12:45	7.9	27.3	38
Playa Colorada	PC-7	25°11'48.06"N	108°18'28.82"O	0.69	2:12	8.1	28.9	37
Playa Colorada	PC-8	25°10'47.08"N	108°17'53.90"O	1.47	2:46	8.1	27.7	38
Costa Azul	CA-1	25°10'58.61	108°15'08.70"O	1.6	3:18	8.3	27.8	37
Costa Azul	CA-2	25°08'59.90"N	108°16'03.50"O	7.28	3:53	8.1	26.4	37
Costa Azul	CA-3	25°09'24.14"N	108°14'14.88"O	0.68	4:27	8.2	27.9	38
Costa Azul	CA-4	25°07'52.94"N	108°16'08.46"	2.46	4:56	8.2	26.5	36
Costa Azul	CA-5	25°06'12.02"N	108°14'54.67"O	0.61	5:27	8.5	27.3	36
Costa Azul	CA-6	25°05'32.17"N	108°11'20.45"O	-	6:04	8.3	25.5	37
Costa Azul	CA-7	25°05'59.69"N	108°08'05.23"O	1.73	6:41	8.3	27.4	39
Costa Azul	CA-8	25°09'32.80"N	108°13'34.36"O	0.53	10:32	8	25.8	37
Costa Azul	CA-9	25°06'57.44"N	108°07'40.67"O	0.69	7:04	8.3	27.3	35
Costa Azul	CA-10	25°08.733'N	108°12.699'O	1.09	11:58	8.2	24.6	40
Costa Azul	CA-11	25°07.907'N	108°11.714'O	0.76	11:19	8.3	24.6	42
Costa Azul	CA-12	25°07.884'N	108°12.510'O	1.35	11:22	8.4	27.1	38
Costa Azul	CA-13	25°07.890'N	108°13.993'O	1.63	11:46	8.5	27.1	39
Costa Azul	CA-14	25°07.892'N	108°16.664'O	1.54	12:20	8.5	26.3	36
Costa Azul	CA-15	25°05.745'N	108°16.643'O	0.5	12:44	8.5	26.4	38
Costa Azul	CA-16	25°04.197'N	108°13.685'O	1.13	2:10	8.4	27.6	38

Costa Azul	CA-17	25°04.623'N	108°15.507'O	0.46	1:50	8.4	27.9	38
Costa Azul	CA-18	25°02.553'N	108°12.657'O	2.36	2:40	8.4	27.6	40
Costa Azul	CA-19	25°03.488'N	108°11.625'O	1.5	3:00	8.4	26.8	39
Costa Azul	CA-20	25°04.471'N	108°09.986'O	1.7	3:25	8.4	27.2	42
Costa Azul	CA-21	25°05.467'N	108°06.127'O	1.2	3:58	8.4	27.4	40
Costa Azul	CA-22	25°03.370'N	108°06.810'O	2.05	5:11	8.4	26.8	39
Costa Azul	CA-23	25°01.159'N	108°06.125'O	1.05	5:33	8.5	26.7	39
Costa Azul	CA-24	25°01.404'N	108°03.553'O	1.3	6:00	8.4	27.2	40
Costa Azul	CA-25	24°59.533'N	108°02.757'O	0.51	6:23	8.4	26.4	40
Costa Azul	CA-26	25°02.044'N	108°03.099'O	1	6:55	8.5	26.2	40
Costa Azul	CA-27	25°03.901'N	108°04.174'O	1.1	7:15	8.5	26.3	40

Anexo 4. Tabla de datos obtenidos en la toma de muestra de agua de 35 estaciones en la zona de la Laguna Costera Santa María - La Reforma para la época de lluvias.

Nombre estación	Clave	Posición		Profundidad (m)	hora	pH	Temperatura (°C)	Salinidad (ppm)
		Latitud	Longitud					
Playa Colorada	PC1-I	25°15'13.07"N	108°21'58.21"O	3.07	10:30	7.9	31.5	35
Playa Colorada	PC2-II	25°12'51.90"N	108°21'46.12"O	1.14	11:00	8.1	32	34
Playa Colorada	PC3-II	25°13'22.96"N	108°19'16.90"O	1.15	10:50	8.1	32	35
Playa Colorada	PC4-II	25°14'26.24"N	108°21'28.34"O	1.47	11:12	8.1	32.4	35
Playa Colorada	PC5-II	25°13'36.40"N	108°22'32.10"O	2.17	11:30	8.2	31.8	35
Playa Colorada	PC6-II	25°12'55.22"N	108°20'26.35"O	2.51	11:55	8.1	32	34
Playa Colorada	PC7-II	25°11'48.06"N	108°18'28.82"O	21	11:43	8.2	31.6	36
Playa Colorada	PC8-II	25°10'47.08"N	108°17'53.90"O	1.95	12:35	8.1	33.2	38
Costa Azul	CA1-II	25°10'58.61"N	108°15'08.70"O	1.43	12:45	8.2	33	37
Costa Azul	CA2-II	25°08'59.90"N	108°16'03.50"O	2.18	13:50	8.3	32.7	34
Costa Azul	CA3-II	25°09'24.14"N	108°14'14.88"O	1.6	12:55	8.3	32.5	37
Costa Azul	CA4-II	25°07'52.94"N	108°16'08.46"O	-	14:02	8.3	31.8	34
Costa Azul	CA5-II	25°06'12.02"N	108°14'54.67"O	0.99	14:33	8.3	33.6	35
Costa Azul	CA6-II	25°05'32.17"N	108°11'20.45"O	14	15:45	8.3	31.5	35
Costa Azul	CA7-II	25°05'59.69"N	108°08'05.23"O	6.3	12:20	8.1	33	37
Costa Azul	CA8-II	25°09'32.80"N	108°13'34.36"O	0.92	13:00	8.3	33	38
Costa Azul	CA9-II	25°06'57.44"N	108°07'40.67"O	0.81	16:45	8.4	33	39
Costa Azul	CA10-II	25°08.733'N	108°12.699'O	14	14:42	8.3	31.7	35
Costa Azul	CA11-II	25°07.907'N	108°11.714'O	1.52	13:13	8.2	32.9	39
Costa Azul	CA12-II	25°07.884'N	108°12.510'O	1.8	13:20	8.4	33.3	36
Costa Azul	CA13-II	25°07.890'N	108°13.993'O	1.63	13:27	8.4	33.2	35
Costa Azul	CA14-II	25°07.892'N	108°16.664'O	1.2	14:15	8.3	32.7	35
Costa Azul	CA15-II	25°05.745'N	108°16.643'O	1.41	14:24	8.3	32.6	36

Costa Azul	CA16-II	25°04.197'N	108°13.685'O	1.33	15:00	8.4	32.5	36
Costa Azul	CA17-II	25°04.623'N	108°15.507'O	1.15	15:32	8.4	32.8	37
Costa Azul	CA18-II	25°02.553'N	108°12.657'O	2.12	16:03	8.4	31.5	37
Costa Azul	CA19-II	25°03.488'N	108°11.625'O	13.3	16:10	8.4	31.6	37
Costa Azul	CA20-II	25°04.471'N	108°09.986'O	1.6	17:00	8.4	32.9	40
Costa Azul	CA21-II	25°05.467'N	108°06.127'O	0.7	17:05	8.3	33	39
Costa Azul	CA22-II	25°03.370'N	108°06.810'O	0.95	17:25	8.4	33	40
Costa Azul	CA23-II	25°01.159'N	108°06.125'O	0.8	17:45	8.3	33.9	40
Costa Azul	CA24-II	25°01.404'N	108°03.553'O	1.3	18:00	8.2	32.2	40
Costa Azul	CA25-II	24°59.533'N	108°02.757'O	1.05	18:10	8.3	32.9	40
Costa Azul	CA26-II	25°02.044'N	108°03.099'O	1.3	18:25	8.4	32.6	40
Frente a Costa Azul	CA27-II	25°05.976'N	108°08.054'O	2.92	16:20	8.4	32.6	37

Anexo 5.- Tabla de concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de abril de 2013.

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)								
	Al _T	Al _D	K _D	Fe _T	Fe _D	K _D	Mn _T	Mn _D	K _D
PC-1	89.83	41.85	0.024	112.17	47.45	0.029	17.76	9.74	0.017
PC-2	93.62	24.8	0.302	121.34	29.92	0.333	19.94	9.67	0.116
PC-3	292.08	96.64	0.063	298.41	108.29	0.055	28.38	12.32	0.041
PC-4	109.41	52.90	NC	137.32	50.58	NC	13.84	7.17	NC
PC-5	140.92	66.34	0.042	214.98	75.34	0.069	27.86	12.21	0.047
PC-6	242.53	65.22	NC	302.87	73.18	NC	20.91	9.57	NC
PC-7	584.40	108.54	NC	755.27	118.65	NC	30.36	12.42	NC
PC-8	628.14	457.52	0.011	526.23	232.86	0.036	23.56	20.94	0.004
CA-1	500.12	445.40	0.003	535.24	253.02	0.027	21.99	17.58	0.006
CA-2	448.13	114.54	0.021	147.84	42.58	0.018	11.80	6.42	0.006
CA-3	1338.03	1321.94	NC	1453.09	763.88	NC	58.66	58.66	0
CA-4	284.32	192.39	0.012	136.96	32.50	0.079	6.47	6.20	0.001
CA-5	39.25	19.44	0.027	61.15	21.72	0.048	6.58	4.15	0.015
CA-6	19.33	8.14	0.053	39.03	15.84	0.056	5.34	2.28	0.051
CA-7	1005.01	163.37	0.062	1136.42	149.88	0.079	46.54	5.40	0.091
CA-8	705.07	147.52	0.074	666.13	107.56	0.101	38.10	5.15	0.125
CA-9	891.36	287.82	0.025	960.24	218.90	0.040	59.58	9.52	0.063
CA-10	584.30	120.14	0.076	567.48	104.26	0.087	33.23	5.19	0.106
CA-11	509.01	92.37	0.042	502.29	76.02	0.052	26.04	4.93	0.040
CA-12	110.87	32.95	0.086	119.03	50.49	0.049	8.76	3.55	0.053
CA-13	67.19	28.79	0.061	78.54	25.68	0.094	9.63	5.38	0.036
CA-14	175.09	25.74	0.183	207.36	28.49	0.199	11.82	3.18	0.086
CA-15	59.05	8.95	0.110	76.63	12.16	0.104	8.89	4.35	0.021
CA-16	127.28	34.75	0.037	151.01	42.29	0.035	13.86	5.28	0.022
CA-17	173.26	33.16	0.070	221.90	41.20	0.072	13.61	3.32	0.051
CA-18	201.98	58.17	0.023	254.09	64.16	0.027	13.11	4.02	0.021
CA-19	200.48	39.61	0.067	244.42	45.18	0.072	14.82	3.13	0.061
CA-20	208.32	44.12	0.060	256.81	54.52	0.060	17.03	4.04	0.052
CA-21	713.80	83.09	0.101	856.63	84.65	0.121	45.17	4.90	0.109
CA-22	377.75	114.60	0.077	477.58	126.99	0.093	21.36	5.83	0.090
CA-23	768.95	92.01	0.409	977.87	99.82	0.489	36.32	3.04	0.609
CA-24	642.06	60.56	0.150	791.26	76.72	0.146	32.16	2.88	0.159
CA-25	2431.33	291.53	0.044	3398.86	289.79	0.064	148.34	9.39	0.088
CA-26	2025.13	599.06	0.012	2946.28	666.46	0.018	115.44	38.60	0.010
CA-27	1373.29	708.10	0.002	1992.47	473.08	0.007	84.32	84.32	0

NC – No fue posible calcular el valor de K_D

Anexo 6. Tabla de concentraciones de Al, Fe y Mn ($\mu\text{g L}^{-1}$) para la fracción total y disuelta, y K_D (mg/mL), para el muestreo de julio de 2013.

Muestra	Concentración ($\mu\text{g L}^{-1}$)								
	Al _T	Al _D	K _D	Fe _T	Fe _D	K _D	Mn _T	Mn _D	K _D
PC-1	197.06	197.06	0	211.92	82.24	0.043	22.08	12	0.023
PC-2	487.06	487.06	0	152.68	103.04	0.013	11.91	10.52	0.004
PC-3	306.91	210.02	0.014	171.93	116.15	0.014	14.06	8.58	0.019
PC-4	362.45	222.82	0.017	124.99	84.64	0.013	14.59	8.09	0.022
PC-5	247.4	86.48	0.046	189.76	71.92	0.041	12.48	6.48	0.023
PC-6	199.61	199.61	0	167.61	167.61	0	10.88	9.38	0.002
PC-7	174.84	106.11	0.014	140.27	98.75	0.009	9.475	7.48	0.006
PC-8	303.08	303.08	0	153.46	107.56	0.149	14.11	11.89	0.065
CA-1	415.65	143.94	0.048	252.81	86.76	0.049	20.52	5.98	0.062
CA-2	158.42	151.10	0.001	139.90	51.38	0.050	8.72	5.54	0.017
CA-3	723.92	723.92	0	152.94	88.04	0.018	105.78	105.78	0
CA-4	441.01	441.01	0	98.18	34.62	0.056	5.95	3.75	0.018
CA-5	359.06	149.51	0.046	116.11	45.56	0.050	10.62	5.52	0.030
CA-6	248.10	111.66	0.025	60.77	33.08	0.017	60	2.47	0.471
CA-7	372.23	216.77	0.018	252.13	81.44	0.052	18.98	13	0.011
CA-8	917.75	436.06	0.024	358.17	139.52	0.034	25.20	12.60	0.022
CA-9	748.25	313.41	0.018	561.10	170.66	0.029	37.60	9.92	0.036
CA-10	65.05	31.40	0.027	78.50	36.74	0.029	6.20	3.12	0.025
CA-11	381.35	270.69	0.007	207.41	110.17	0.015	11.71	7.51	0.010
CA-12	261.78	167.34	0.019	72.79	62.03	0.006	8.15	7.16	0.005
CA-13	183.60	148.50	0.004	73.34	28.42	0.026	5.98	3.48	0.012
CA-14	382.34	367.46	0.001	335.68	335.68	0	14.52	14.52	0
CA-15	240.23	240.23	0	95.39	81.58	0.004	10.62	7.89	0.008
CA-16	488.58	334.05	0.003	96.81	83.68	0.001	10.02	7.75	0.002
CA-17	210.82	210.82	0	82.50	32.92	0.026	14.19	6.34	0.022
CA-18	142.82	42.54	0.054	61.52	25.82	0.032	8.53	4.64	0.019
CA-19	324.48	324.48	0	50.42	50.42	0	7.61	7.61	0
CA-20	918.54	167.10	0.058	881.56	131.03	0.074	60.85	10.51	0.062
CA-21	856.49	422.02	0.013	879.20	414.39	0.015	68.23	28.39	0.018
CA-22	88.43	88.43	0	103.88	85.09	0.112	19.44	15.11	0.145
CA-23	285.83	176.43	0.014	323.06	197.43	0.014	18.63	15.96	0.004
CA-24	1143.74	307.62	0.017	1184.12	300.84	0.019	60.02	39.70	0.003
CA-25	3527.67	1017.72	0.003	4576.11	983.60	0.004	270.12	44.70	0.006
CA-26	1456.60	412.14	0.024	1670.43	417.58	0.028	110.89	21.66	0.039
CA-27	682.47	362.43	0.018	291.33	143.55	0.021	22.21	11.47	0.019