



Universidad Autónoma del Estado de México
Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua



Impacto de los Elementos Potencialmente Tóxicos asociados con las descargas agrícolas en la Bahía Tóbari, Sonora

Tesis Doctoral

**Presentada por
Beatriz González Pérez**



Comité de Tutores

Tutora académica: Dra. María Vicenta Esteller Alberich

Tutores adjuntos: Dr. Carlos Díaz Delgado
Dra. Sofía E. Garrido Hoyos

Toluca, Edo. Mex., septiembre 2022

Resumen

El sistema lagunar de la Bahía del Tóbari (BT), en el Golfo de California, recibe descargas procedentes, principalmente, de actividades acuícolas, así como de actividades agrícolas en relación con la existencia del Distrito de Riego del Río Yaqui (DR041), las cuales son consideradas fuentes de contaminación asociadas a elementos metálicos potencialmente tóxicos (EMPT). Con base en esta problemática, este trabajo tuvo por objetivo evaluar la distribución de 10 EMPT en diferentes matrices (agua, sedimentos y organismos) de un hidrosistema complejo (desde el continente hasta la Bahía del Tóbari), para establecer su origen, biodisponibilidad y el riesgo ecológico potencial en la biota acuática. Se efectuaron muestreos durante dos ciclos agrícolas y se determinaron 10 EMPT en el agua para riego (superficial y subterránea), en el drenaje agrícola que descarga a la BT y en el agua de la misma bahía, así como en sedimentos (fracción total, biodisponible y movilizable) y organismos de la BT (tejido comestible de los moluscos *Chione gnidia* (almeja china), *Anadara tuberculosa* (pata de mula) y el pez *Mugil cephalus* (lisa)).

Los datos analizados se evaluaron en términos de estimación de la carga contaminante que se vierte a través del drenaje agrícola a la BT, de la presencia en forma disuelta y particulada de los EMPT en el agua, de la calidad de agua, sedimentos y organismos, de las diferentes fracciones presentes en el sedimentos (extracción secuencial), del riesgo ecológico potencial, de los niveles de enriquecimiento, de los factores de contaminación y de la bioacumulación en organismos por exposición a la matriz agua y sedimentos.

Como resultados, de manera global, el contenido de EMPT en el agua de drenaje mostró que $Fe > Mn > Zn > Cr > Cu > As > Ni > Hg > Pb > Cd$, lo que implicó estimar una aproximación de carga contaminante por EMPT que se descarga en la BT de $Fe (586 \text{ kg/día}) > Mn (16.3 \text{ kg/día}) > Zn (3.4 \text{ kg/día}) > Cr (1.47 \text{ kg/día}) > Cu (1.09 \text{ kg/día}) > As (1.01 \text{ kg/día}) > Ni (0.74 \text{ kg/día}) > Pb (0.18 \text{ kg/día}) > Hg (0.05 \text{ kg/día}) > Cd (0.02 \text{ kg/día})$. Estos elementos se enriquecieron en el agua a medida que en el sistema de drenaje transportaba, por escorrentía, el exceso de agua de riego que arrastra los EMPT presentes en fertilizantes y plaguicidas.

En la evaluación de calidad del agua para protección de vida acuática, el drenaje agrícola excedió los valores recomendados para el Cd, Ni, Cu, Fe, Mn y Zn y, finalmente, en la columna de agua de la BT solo el Fe, Mn y Cr superaron estos valores.

En cuanto a los sedimentos de la BT, el gradiente de concentración fue:

Fe > Mn > Zn > Pb > Cr > Ni > Cu > Cd > Hg > As	Fracción total
As > Mn > Hg > Zn > Cd > Ni = Cr > Cu > Fe > Pb	Fracción biodisponible-móvil (FBM)

En la evaluación de la calidad, los EMPT que superaron los valores límite definidos para la protección de la vida acuática, fueron el Fe, Mn, Cd, Pb, y Hg, siendo estos tres últimos elementos los que suponen un riesgo potencial por efectos adversos frecuentes. El nivel de contaminación por elemento con base en el contenido total de EMPT, mostró al Cd, Hg y Pb como elementos fuertemente contaminantes, y considerando toda la BT, el índice indicó un estado de contaminación moderada progresiva. Con base en la fracción biodisponible-móvil, los EMPT con mayor nivel de contaminación fueron As, Hg y Mn, que son los mismos elementos que registran un mayor porcentaje de esta FBM. Los EMPT, son detectados en los sedimentos como consecuencia de su presencia en el agua de drenaje del riego, así como también por las descargas desde las zonas acuícolas, aunque, para el presente caso de estudio, en menor proporción.

Para los tres organismos acuáticos, el gradiente de concentración fue Fe > Zn > Mn > Cu > Hg > Cr > Ni > Ni > Pb > Cd > As. La exposición de los tres organismos a los EMPT detectados en la columna de agua mostró que únicamente el Cu representa un verdadero riesgo de biomagnificación para estos y para la población. Frente a la concentración total de los sedimentos, se asumen como organismos microconcentradores ante el As, y macroconcentradores de Cu, Zn y Hg. Y ante la FBM, únicamente el Cr y Mn no representaron riesgo, mientras que son capaces de macroconcentrar As, Cd, Pb, Ni, Cu, Fe y Hg. Con base en la evaluación de calidad para el consumo de estos organismos, se observa que los habitantes están expuestos al Cd, Pb y Hg vía ingesta de una o las tres especies analizadas. De este estudio, se desprende la necesidad de continuar monitoreando aquellos EMPT con mayor nivel de contaminación en los sedimentos (Cd, Pb, As, Hg y Mn) y los EMPT que los organismos son capaces de macroconcentrar (As, Cd, Pb, Ni, Zn, Cu, Fe y Hg). También, es necesario realizar un seguimiento de las descargas procedentes de las granjas acuícolas,

para llevar a cabo su caracterización a semejanza de como se ha realizado con las descargas agrícolas en la presente investigación.

Abstract

The lagoon system of the Tóbari Bay (BT), in the Gulf of California, receives discharges mainly from aquaculture activities, as well as agricultural activities related to the existence of the Yaqui River Irrigation District (DR041), which are considered pollution sources associated with potentially toxic metallic elements (PTME). Based on this problem, this work aimed to evaluate the distribution of 10 PTME in different environmental matrices (water, sediments and organisms) of a complex hydrosystem (from the continent to the Tóbari Bay), to establish their origin, bioavailability and the potential ecological risk in aquatic biota. Samplings were carried out during two agricultural cycles and 10 PTME were determined in the water for irrigation (surface and groundwater), in the agricultural drainage that discharges to the BT and in the water of the same bay, as well as in sediments (total fraction, bioavailable and mobilizable) and BT organisms (edible tissue of the molluscs *Chione gnidia* (Chinese clam), *Anadara tuberculosa* (pustulose ark) and the fish *Mugil cephalus* (grey mullet).

The analyzed data was evaluated in terms of estimating the pollution load that is discharged through the agricultural drainage to the BT, the presence of PTME in dissolved and particulate form in water, the water quality, sediments and organisms, different fractions present in the sediments (sequential extraction), potential ecological risk, enrichment levels, contamination factors and the bioaccumulation in organisms due to exposure to the water and sediment matrix.

As a result, on a global level, the content of PTME in the drainage water showed that $Fe > Mn > Zn > Cr > Cu > As > Ni > Hg > Pb > Cd$, estimating an approximation of the pollution load by EMPT that is discharged in the BT from Fe (586 kg/day) > Mn (16.3 kg/day) > Zn (3.4 kg/day) > Cr (1.47 kg/day) > Cu (1.09 kg/day) > As (1.01 kg/day) > Ni (0.74 kg/day) > Pb (0.18 kg/day) > Hg (0.05 kg/day) > Cd (0.02 kg/day). These elements were enriched in the water as the drainage system transported, by runoff, the excess irrigation water that carries the EMPT present in fertilizers and pesticides.

In the evaluation of water quality for the protection of aquatic life, the agricultural drainage exceeded the recommended values for Cd , Ni , Cu , Fe , Mn and Zn and, finally, in the water column of the BT only Fe , Mn and Cr exceeded these values.

Regarding the BT sediments, the concentration gradient was:

Fe > Mn > Zn > Pb > Cr > Ni > Cu > Cd > Hg > As	Total content
As > Mn > Hg > Zn > Cd > Ni = Cr > Cu > Fe > Pb	Bioavailable-Mobile fraction (BMF)

In the quality evaluation, the PTME that exceeded the limit values defined for the protection of aquatic life were Fe, Mn, Cd, Pb, and Hg, these last three elements being the ones that pose a potential risk due to frequent adverse effects. The level of contamination per element based on the total content of PTME, showed Cd, Hg and Pb as strongly contaminating elements, and considering the entire BT, the index indicated a state of progressive moderate contamination. Based on the bioavailable-mobile fraction, the PTME with the highest level of contamination were As, Hg and Mn, which are the same elements that register a higher percentage of this BMF. PTME are detected in sediments as a consequence of their presence in irrigation drainage water, as well as by discharges from aquaculture areas, although, for the present case study, to a lesser degree.

For all three aquatic organisms, the concentration gradient was Fe > Zn > Mn > Cu > Hg > Cr > Ni > Ni > Pb > Cd > As. Exposure of the three organisms to PTME detected in the water column showed that only Cu represents a real risk of biomagnification for these and for the population. Compared to the total concentration of the sediments, they are assumed to be organisms that are microconcentrators of As, and macroconcentrators of Cu, Zn, and Hg. And faced with BMF, only Cr and Mn did not represent a risk, while they are capable of macroconcentrating As, Cd, Pb, Ni, Cu, Fe and Hg. Based on the quality evaluation for the consumption of these organisms, it is observed that the inhabitants are exposed to Cd, Pb and Hg through food intake of one or these three together species analyzed.

From this study, the need to continue monitoring those PTME with the highest level of contamination in the sediments (Cd, Pb, As, Hg and Mn) and the PTME that organisms are capable of macroconcentrating (As, Cd, Pb, Ni, Zn, Cu, Fe and Hg). Also, it is necessary to monitor discharges from aquaculture farms, to carry out their characterization similar that has been done with agricultural discharges in this investigation.

Acrónimos

AT	<i>Anadara tuberculosa</i> (Pata de mula)
BT	Bahía del Tóbari
C (1,2, 3, 4)	Campaña de muestreo
CCME	Consejo Canadiense de Ministerios del Medioambiente del Gobierno de Canada
CIAD	Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo
CG	<i>Chione gnidia</i> (Almeja china)
COD	Carbono Orgánico Disuelto
COT	Carbono Orgánico Total
CPA	Canal Principal Alto
CPB	Canal Principal Bajo
CRY	Cuenca del río Yaqui
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
DCA16	Dren Colector Arroyo 16
DR041	Distrito de Riego del río Yaqui (041)
EM	Elemento Metálico
EMPT	Elementos Metálicos Potencialmente Tóxicos
ES	Extracción Secuencial
FABS	Factor de Acumulación Biota Sedimento
FABSM	Factor de Acumulación Biota Sedimento Modificado
FBC	Factor de Bioconcentración
FBM	Fracción biodisponible y movilizable
FC	Fin de cultivo (Campañas de muestreo C2 y C4)
FCI	Factor de Contaminación Individual
FCG	Factor de Contaminación Global
FE	Factor de Enriquecimiento
IC	Inicio de cultivo (Campañas de muestreo C1 y C3)
ICC	Índice de Carga Contaminante
IITCA	Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua
Igeo	Índice de geoacumulación
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
MC	<i>Mugil cephalus</i> (Lisa)
OOMAPAS	Organismo Operador Municipal de Agua Potable y Saneamiento
PNH	Programa Nacional Hídrico
POC's	Plaguicidas organoclorados

RH9	Región Hidrológica No. 9
SDCA16	Subcuenca del Dren Colector Arroyo 16 (zona de muestreo)
SGM	Servicio Geológico Mexicano
TD	Tributario al Dren
UAEMex	Universidad Autónoma del Estado de México
VY	Valle del Yaqui

Contenido

INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN CONTEXTUAL Y CIENTÍFICA	4
HIPÓTESIS	7
OBJETIVO GENERAL Y ESPECÍFICOS	7
1. ANTECEDENTES	1
1.1. MARCO GENERAL DE LA CUENCA DEL RÍO YAQUI.....	1
1.1.1. Medio físico.....	1
1.1.2. Hidrografía.....	3
1.1.3. Actividades económicas en la cuenca del río Yaqui.....	4
1.1.4. Antecedentes sobre la problemática en el Valle del Yaqui	6
1.2. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS EMPT	9
1.2.1. Fuentes naturales de los EMPT	12
1.2.2. Fuentes antropogénicas asociadas a los EMPT	16
1.2.3. EMPT en sistemas costeros	22
1.2.4. Toxicidad de los EMPT en los seres humanos.....	30
2. ZONA DE ESTUDIO	33
2.1. DISTRITO DE RIEGO DEL RÍO YAQUI. DR041	33
2.1.1. Principales cultivos	33
2.1.2. Fuentes de agua para riego (Infraestructura hidroagrícola).....	35
2.1.3. Requerimientos teóricos de agua para el cultivo de maíz y trigo.....	37
2.1.4. Insumos para el desarrollo fenológico del cultivo de trigo y maíz	40
2.1.5. Sistema de drenaje del DR041	44
2.2. BAHÍA DEL TÓBARI (BT)	45
2.2.1. Características de la BT como un sistema lagunar costero/estuarino	45
2.2.2. Biodiversidad	49
2.2.3. Actividades productivas en la BT	51
2.2.4. Presión antropogénica en la BT asociada a las actividades productivas.....	53
2.3. PROBLEMÁTICA E INVESTIGACIONES EN LA ZONA DE ESTUDIO.....	55
2.3.1. Investigaciones sobre el sistema de drenaje.....	55

2.3.2.	Investigaciones en suelo	56
2.3.3.	Investigaciones en la Bahía del Tóbari	57
3.	MATERIALES Y MÉTODOS	63
3.1.	PRELIMINARES	63
3.1.1.	Recopilación, análisis y síntesis de información	64
3.1.2.	Visita de reconocimiento a la zona de estudio	64
3.2.	MODELO CONCEPTUAL DEL TRANSPORTE DE EMPT	65
3.3.	DELIMITACIÓN DE LA ZONA DE MUESTREO	68
3.4.	DISEÑO DE MUESTREO	72
3.4.1.	Selección de los puntos de muestreo.....	72
3.4.2.	Campañas de muestreo y temporalidad.....	80
3.5.	RECOLECCIÓN DE MUESTRAS Y CARACTERIZACIÓN	81
3.5.1.	Recolección de muestras y caracterización de la matriz agua	81
3.5.2.	Recolección de muestras y caracterización de la matriz sedimentos	84
3.5.3.	Recolección de muestras y caracterización de la matriz organismos acuáticos	88
3.6.	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS.....	88
3.6.1.	Estadística descriptiva	89
3.6.2.	Análisis estadístico de diferencia de medias	89
3.6.3.	Análisis de correlación	89
3.5.4.	Análisis de componentes principales	90
3.7.	EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS MATRICES AMBIENTALES.....	90
3.7.1.	Calidad del agua.....	90
3.7.2.	Calidad de los sedimentos	91
3.7.3.	Calidad de los organismos acuáticos.....	93
3.8.	IMPACTOS ECOLÓGICOS EN LA BT RELACIONADOS CON LA PRESENCIA DE EMPT	93
3.8.1.	Estimación de carga contaminante vertida a la BT.....	93
3.8.2.	Evaluación del nivel de contaminación de los sedimentos	94
3.8.3.	Estimación de la bioacumulación de EMPT en organismos acuáticos	100
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	103
4.1.	CARACTERIZACIÓN DE LA MATRIZ AGUA	103
4.1.1.	Resultados obtenidos en campo y laboratorio.....	103
4.1.2.	EMPT en agua.....	135
4.1.3.	Evolución espacial y temporal de los parámetros en la matriz agua	156

4.1.4. Medición de caudal y estimación de la carga contaminante de EMPT	175
4.1.5. Evaluación de la calidad del agua para uso y consumo humano	187
4.2. CARACTERIZACIÓN DE LA MATRIZ SEDIMENTOS	191
4.2.1. Tamaño y textura de los sedimentos	191
4.2.2. Contenido de carbonato cálcico	193
4.2.3. EMPT en los sedimentos	194
4.2.4. Evolución espacial y temporal de los EMPT en la matriz sedimentos	207
4.2.5. Evaluación de la calidad de los sedimentos	214
4.2.6. Evaluación del nivel de contaminación de los sedimentos	215
4.2.7. Relación entre las características de los sedimentos y presencia de EMPT	224
4.2.8. Análisis de componentes principales	226
4.3. CARACTERIZACIÓN DE LA MATRIZ ORGANISMOS	228
4.3.1. Contenido de EMPT en tres organismos acuáticos.....	228
4.3.2. Evaluación temporal	232
4.3.3. Evaluación de la bioacumulación en organismos.....	234
4.3.4. Comparativo de los EMPT entre matrices agua-sedimento-organismos	238
4.3.4. Evaluación de la calidad de los organismos.....	245
4.4. COMPORTAMIENTO DE LOS EMPT EN LAS DIFERENTES MATRICES AMBIENTALES	246
4.5. IDENTIFICACIÓN DE POSIBLES FUENTES DE APORTACIÓN DE EMPT	249
4.5.1. Aportes al sistema de drenaje.....	250
4.5.2. Aportes en la BT	255
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	260
5.1. Conclusiones	260
5.2. Recomendaciones	263
BIBLIOGRAFÍA	265

ANEXOS

Anexo I	Matriz agua: Parámetros in situ, aniones y cationes
Anexo II	Matriz agua: EMPT
Anexo III	Matriz sedimentos: EMPT

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1. Climas en la cuenca del río Yaqui	2
Tabla 1.2. Suelos predominantes en la cuenda del río Yaqui	2
Tabla 1.3. Resumen de las investigaciones realizadas en la región del VY	7
Tabla 1.4. Características generales de 10 EMPT	11
Tabla 1.5. Uso y/o actividades antropogénicas asociadas a diferentes EMPT	16
Tabla 1.6. EMPT encontrados en fertilizantes (mg/kg)	18
Tabla 1.7. Clasificación de los principales plaguicidas utilizados.....	19
Tabla 1.8. EMPT asociados a los insumos empleados en granjas de camarón.....	21
Tabla 1.9. Funciones esenciales, toxicidad y ruta de exposición de 10 EMPT	32
Tabla 2.1. Principales fertilizantes utilizados para el cultivo de trigo y maíz en el DR041	41
Tabla 2.2. Plaguicidas empleados en el DR041 (Cultivo de maíz y trigo)	43
Tabla 2.3. Mezcla de herbicidas empleados en el DR041	44
Tabla 2.4. Presencia de EMPT en suelos muestreados en el VY (mg/kg)	57
Tabla 3.1. Criterios para identificar la subcuenca de muestreo	70
Tabla 3.2. Coordenadas de localización de los puntos de muestreo de agua en la SDCA16	76
Tabla 3.3. Límites de detección por elemento analizado en muestras de agua (valores en µg/L).....	83
Tabla 4.1. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja para pH	104
Tabla 4.2. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para temperatura (°C)	106
Tabla 4.3. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para OD (mg/L)....	108
Tabla 4.4. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para ORP (mV)....	109
Tabla 4.5. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja para CE (µS/cm)....	111
Tabla 4.6. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja para SDT (mg/L)....	113
Tabla 4.7. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para salinidad (PSU)	114
Tabla 4.8. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del HCO ₃ ⁻ (mg/L) .	115
Tabla 4.9. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de cajas del CO ₃ ²⁻ (mg/L)...	117
Tabla 4.10. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja del Cl ⁻ (mg/L)	118
Tabla 4.11. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de cajas del SO ₄ ²⁻ (mg/L) .	119
Tabla 4.12. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de cajas del NO ₃ ⁻ (mg/L)	121

Tabla 4.13. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del NO_2^- (mg/L) ..	122
Tabla 4.14. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del PO_4^{3-} (mg/L) .	123
Tabla 4.15. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Br^- (mg/L)	125
Tabla 4.16. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del F^- (mg/L)	126
Tabla 4.17. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Na^+ (mg/L)	128
Tabla 4.18. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Mg^{2+} (mg/L) ..	130
Tabla 4.19. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del K^+ (mg/L)	132
Tabla 4.20. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Ca^{2+} (mg/L) ...	134
Tabla 4.21. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del As en agua ($\mu\text{g/L}$)	138
Tabla 4.22. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Cd en agua ($\mu\text{g/L}$)	139
Tabla 4.23. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Pb en agua ($\mu\text{g/L}$)	141
Tabla 4.24. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Ni en agua ($\mu\text{g/L}$)	142
Tabla 4.25. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Cu en agua ($\mu\text{g/L}$)	144
Tabla 4.26. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Fe en agua ($\mu\text{g/L}$)	145
Tabla 4.27. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Mn en agua ($\mu\text{g/L}$)	147
Tabla 4.28. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Zn en agua ($\mu\text{g/L}$)	150
Tabla 4.29. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Cr en agua ($\mu\text{g/L}$)	152
Tabla 4.30. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Hg en agua ($\mu\text{g/L}$)	154
Tabla 4.31. Resumen de la estadística descriptiva para los valores de COT (mg/L)	156
Tabla 4.32. EMPT adicionados a los suelos por la aplicación de fertilizantes (kg/ha/año) .	173
Tabla 4.33. Resultados del análisis estadístico de comparación entre campañas de muestreo en el DCA16 y la BT. Matriz agua	175
Tabla 4.34. Caudales de drenaje agrícola medidos en los TD y a lo largo del DCA16 durante las cuatro campañas	177

Tabla 4.35. Valores de caudal de drenaje agrícola en un día típico de riego en los diferentes puntos establecidos en el SDCA16	178
Tabla 4.36. Valores de concentración total utilizados para la estimación de la CC de cada EMPT en día típico de riego en los diferentes puntos establecidos en el DCA16. Campaña C2	180
Tabla 4.37. Estimación de la CC de EMPT en cada punto de muestreo. Campaña C2.....	181
Tabla 4.38. CC estimada bajo medición de caudal, CC teórica y comparación con otras regiones del mundo.....	185
Tabla 4.39. Evaluación de calidad del agua para uso y consumo humano con base en la NOM-127-SSA-1994	187
Tabla 4.40. Evaluación de calidad del agua para riego agrícola con base en la Ley Federal de Derechos (2016).....	188
Tabla 4.41. Evaluación de calidad del agua para protección de vida acuática con base en la Ley Federal de Derechos (2016) para aguas costeras y estuarios	191
Tabla 4.42. Distribución de tamaño de partícula de los sedimentos de la BT (%).....	192
Tabla 4.43. Clasificación textural de los sedimentos de la BT	192
Tabla 4.44. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para los EMPT evaluados en los sedimentos de la BT (mg/kg)	197
Tabla 4.45. Tabla comparativa entre diferentes estudios con base en los valores de EMPT como fracción total	201
Tabla 4.46. Tabla comparativa entre diferentes estudios con base en los valores de EMPT como FBM (FI y FII)	206
Tabla 4.47. Resultados del análisis estadístico de comparación entre campañas de muestreo con base en la concentración de EMPT en sedimentos	213
Tabla 4.48. Comparación de la concentración total de EMPT en los sedimentos de la BT con valores guía (valores en mg/kg)	214
Tabla 4.49. Matriz de correlación entre la fracción total de EMPT en los sedimentos y sus características (C1)	224
Tabla 4.50. Matriz de correlación entre la fracción total de EMPT en los sedimentos y sus características (C2)	224
Tabla 4.51. Matriz de correlación entre la FBM de EMPT en los sedimentos y sus características (C1)	225
Tabla 4.52. Matriz de correlación entre la FBM de EMPT en los sedimentos y sus características (C2)	225

Tabla 4.53. Resultado ACP	227
Tabla 4.54. Concentración de EMPT en tejido comestible de tres organismos acuáticos de la BT (mg/kg) (D.E. Desviación estándar)	229
Tabla 4.55. Comparación de concentraciones de EMPT en organismos de la BT reportadas por varios autores	230
Tabla 4.56. Resultados del análisis estadístico de comparación entre campañas de muestreo. Matriz organismos	232
Tabla 4.57. Niveles de acumulación de EMPT en tres organismos acuáticos de la BT	236
Tabla 4.58. Evaluación del contenido de EMPT en los organismos para consumo humano (mg/kg)	246
Tabla 4.59. Comportamiento de los EMPT frente a las diferentes matrices ambientales...	248
Tabla 4.60. Posibles fuentes de aportación de EMPT al sistema de drenaje, cualificados con base en una escala de Likert de cuatro puntos (escala: 0 improbable, 1, poco probable a 3 muy probable)	255
Tabla 4.61. Comparativo del contenido de EMPT en los suelos dentro la SDCA16 y sedimentos en la BT (mg/kg)	257
Tabla 4.62. Potenciales fuentes de aportación de EMPT en sedimentos de sistemas costeros	258

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Localización de la cuenda del río Yaqui	1
Figura 1.2. Regionalización por actividades económicas de la Cuenca del río Yaqui.....	4
Figura 1.3. Ciclo de los EMPT desde su emisión hasta la exposición humana.....	10
Figura 1.4. Proceso de entrada y salida de EMPT y las principales interacciones de estos entre los compartimentos del medio acuático.....	24
Figura 2.1. DR041. Conformación administrativa (división de módulos).....	33
Figura 2.2. Esquema de la infraestructura hidroagrícola del DR041	36
Figura 2.3. Volumen de agua de riego suministrado en el DR041 (2001-2015).....	37
Figura 2.4. Esquema de guía de riego para el cultivo de trigo	39
Figura 2.5. Esquema de guía de riego para el cultivo de maíz	40
Figura 2.6. Localización del sistema lagunar Bahía del Tóbari	46
Figura 2.7. Variación del nivel de aguas.....	47
Figura 2.8. Descargas identificadas en la BT	49
Figura 2.9. Sitios de desarrollo industrial camaronícola en la BT.....	53
Figura 3.1. Esquema metodológico para el desarrollo de la investigación	63
Figura 3.2. Visita de reconocimiento de la BT, (a) Recorrido a pie sobre la parte continental, (b) Recorrido dentro de la BT.	65
Figura 3.3. Modelo conceptual de la aportación de EMPT al sistema lagunar Bahía del Tóbari y la evaluación de riesgo ecológico del sistema lagunar	67
Figura 3.4. Drenes agrícolas que aportan caudal a la Bahía del Tóbari.....	69
Figura 3.5. Esquema de la subcuenca del dren colector Arroyo 16 (SDCA16).....	71
Figura 3.6. Segmentos de muestreo de la matriz agua (según dinámica de riego y vertido final)	73
Figura 3.7. Localización de los puntos de muestreo de agua para riego	75
Figura 3.8. a) Configuración de la red de muestreo de agua en la SDCA16. b) Puntos de muestreo.....	76
Figura 3.9. Configuración de la red de muestreo de agua y sedimentos en BT y coordenadas geográficas de los puntos	78
Figura 4.1. Porcentajes de la presencia en la fracción disuelta de los cationes (con base en el valor promedio)	127
Figura 4.2. Porcentaje en el que los EMPT se encuentran en la fracción disuelta en los diferentes segmentos del hidrosistema complejo.	135

Figura 4.3. Representación espacial/temporal de los valores de los parámetros de campo: pH, Temperatura, OD y ORP en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas.....	158
Figura 4.4. Representación espacial/temporal de los valores de los parámetros de campo Salinidad, CE y SD en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas.....	159
Figura 4.5. Representación espacial/temporal de las concentraciones de HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas	160
Figura 4.6. Representación espacial/temporal de las concentraciones de NO_2^- , NO_3^- y SO_4^{2-} en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas	161
Figura 4.7. Representación espacial/temporal de las concentraciones de F^- , Br^- y PO_4^{3-} en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas	162
Figura 4.8. Representación espacial/temporal de las concentraciones de Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} y K^+ (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas.....	163
Figura 4.9. Diagrama de Piper con los diferentes segmentos de agua	164
Figura 4.10. Diagramas de Stiff de las muestras del DCA16 correspondiente a las cuatro campañas de muestreo	164
Figura 4.11. Representación espacial/temporal de las concentraciones de Pb, Cd y As (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas.....	165
Figura 4.12. Representación espacial/temporal de las concentraciones de Fe, Cu y Ni (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas.....	166
Figura 4.13. Representación espacial/temporal de las concentraciones de los cationes Hg, Cr, Zn y Mn (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas	167
Figura 4.14. Concentración de EMPT (fracción disuelta) en la entrada/salida de los flujos de agua implicados en el riego agrícola (segmentos agua riego, drenaje y BT	168
Figura 4.15. EMPT con valores máximos y atípicos en los puntos de muestreo TD.	170
Figura 4.16. Localización del punto TD-14 influenciado por el sistema costero	171
Figura 4.17. Localización de los puntos muestreados en la BT, indicando posibles influencias de aportes y EMPT con valores máximos por punto.....	172
Figura 4.18. Equipo de medición de caudal y nivel de escurrimiento.....	179
Figura 4.19. Nivel de escurrimiento en tributarios y DCA16 al momento de la toma de muestra	179
Figura 4.20. CC acumulada a lo largo del DCA16 y descarga a la BT (kg/día).....	183

Figura 4.21. Incremento de concentración de EMPT en el drenaje agrícola con respecto al agua para riego	184
Figura 4.22. Clasificación del agua para riego con base en a) diagrama de Wilcox y b) Diagrama del Laboratorio de Salinidad de EE. UU. (Diagrama de Riverside).....	190
Figura 4.23. Distribución de grupos texturales de los sedimentos de la BT (C1 y C2).	193
Figura 4.24. Porcentaje de carbonato cálcico en los sedimentos de la BT	194
Figura 4.25. Porcentaje (%) de abundancia de EMPT en sedimentos de la BT. Proceso ES	196
Figura 4.26. Porcentaje de EMPT como material biodisponible y movilizable en los sedimentos de la BT.....	203
Figura 4.27. Relación del % de FBM con respecto al contenido total de EMPT.....	205
Figura 4.28. Puntos de muestreo con las más altas concentraciones totales de EMPT en sedimentos de la BT.....	208
Figura 4.29. Puntos muestreados con las más altas concentraciones de EMPT en su FBM en sedimentos de la BT.....	209
Figura 4.30. Valores máximos y mínimos (promedio de los 14 puntos) de las concentraciones de EMPT en la FI, FII y Total por campaña	211
Figura 4.31. Nivel de contaminación de los sedimentos de la BT (FE, Igeo, ICC) con base en el valor promedio de EMPT (fracción total) en cada campaña.....	217
Figura 4.32. Valores de FCI y FCG para los sedimentos evaluados en la BT.....	223
Figura 4.33. Biplot de cargas del ACP.....	227
Figura 4.34. Concentración de EMPT en tejido comestible en tres organismos acuáticos de la BT al IC y FC.....	234
Figura 4.35. Relación de concentración de Cu, As, Hg y Zn entre el medio acuático de la BT (agua y sedimentos) y los organismos	239
Figura 4.36. Relación de concentración de Cd, Pb, Ni, Cr, Mn y Fe entre el medio acuático de la BT (agua y sedimentos) y los organismos	240

INTRODUCCIÓN

Con el crecimiento de las fronteras urbanas, agrícola-ganaderas, forestales, pesqueras, mineras e industriales, se ha pasado de una época en la cual era posible localizar la fuente o fuentes de contaminación fácilmente y en un tiempo razonablemente corto, a otra época en la que los efectos de una fuente de contaminación pueden detectarse a miles de kilómetros de distancia del lugar de origen y con consecuencias significativas a través de generaciones, por lo que se dificulta localizar estas fuentes y evaluarlas (Abarca, 2007). Estas fuentes emiten al ambiente una gran cantidad de contaminantes, siendo prioritarios aquellos que pueden dar lugar a efectos tóxicos. Partiendo de la definición dada por la toxicología, el término “tóxico” hace referencia a cualquier agente (físico o químico) que puede producir algún efecto nocivo sobre un ser vivo (Giannuzzi, 2018).

Dentro de este grupo de contaminantes tóxicos, están los metales. Los metales se pueden clasificar por su impacto sobre un ser vivo en: nutricionalmente esenciales, no esenciales con un posible efecto beneficioso o no esenciales sin efectos beneficiosos (Goyer et al., 2004). Los metales esenciales desempeñan un papel primordial en diferentes procesos metabólicos y de síntesis de proteínas, y son requeridos en cantidades pequeñas o muy pequeñas, pero superado cierto umbral (característico de cada uno de los metales) pueden ser tóxicos. Como metales esenciales, se tienen los metales con una alta masa atómica, que son a menudo llamados "metales pesados" precisamente por su alta densidad, pero también se ha utilizado este término para otros elementos no metálicos (metaloideos) como el As.

El As, Cd, Cr, Co, Pb, Ni, Cu y Hg son probablemente los metales más potencialmente tóxicos del medio ambiente por los efectos que provocan (Giannuzzi, 2018; Goyer et al., 2004). Por los conceptos descritos anteriormente, estos elementos se han denominado “Elementos Metálicos Potencialmente Tóxicos”: **EMPT**, término que ha sido empleado por diferentes autores (García-Ordiales et al., 2019; Lahijanzadeh et al., 2019; N’guessan et al., 2009; J. Wang et al., 2015).

Como un caso de estudio de la presencia de EMPT en el ambiente, se propone la evaluación de estos elementos en un **hidrosistema complejo**, como es la Bahía del Tóbari (BT), localizada al sur del Estado de Sonora, en la costa del Golfo de California.

Un hidrosistema es un “dominio integrado por las partes de la atmósfera, de la superficie terrestre y del subsuelo en las que las diferentes fases del agua se mueven y están sujetas a interacciones físicas, biológicas y geoquímicas” (WMO - UNESCO, 2012).

La BT es un *hidrosistema complejo* debido a las características del entorno geográfico en donde se ubica, ya que:

- El clima es hiperárido, con una temperatura media anual mayor de 22°C y una precipitación media anual de 282 mm/año.
- El régimen natural del río Yaqui, hasta su desembocadura en el Golfo de California (región de la cual forma parte la Bahía del Tóbari), ha sufrido modificaciones por la existencia de varios embalses para almacenamiento de agua para su uso en riego, abastecimiento de la población y generación de energía eléctrica.
- Los asentamientos humanos urbanos (Ciudad Obregón) y rurales (colonias de pueblos originarios, etnias Yaqui y Mayo, principalmente), descargan sus aguas residuales con diferente grado de tratamiento en diversas bahías de la costa del Golfo de California, siendo una de ellas la BT.
- Las actividades económicas como son minería, industria, agricultura, ganadería y acuícola, representan fuentes de contaminación.
- La existencia de un Distrito de Riego, el del río Yaqui (DR041), con una superficie cosechada hasta de 272,659 ha por ciclo de cultivo, implica el uso de volúmenes de agua en riego mayores de los que necesitan los cultivos con el objetivo de evitar la salinización de suelos (lavado de suelos). Mas el uso de insumos agrícolas.
- Los drenajes del DR041, que tienen un alto contenido salino y altas concentraciones de compuestos agroquímicos, a destacar nitrógeno y fósforo, se descargan en la BT. Según Vargas-González (2018), esta zona agrícola genera aportes de nutrientes a la bahía a razón de 113 toneladas/mes de nitratos, 66 toneladas/mes de PO_4^{3-} y 99 toneladas/mes de amonio.
- El acuífero que es explotado para cubrir las necesidades de abastecimiento de la población y de riego (sobre todo en épocas de sequías), recibe como recarga los excedentes del riego.
- La BT es un ecosistema de gran importancia a nivel nacional y es clasificado como “Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California” por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) en el decreto del 17 de abril 2001, vigente a la fecha.

Dado el contexto geográfico de este hidrosistema complejo, los EMPT, descargados en el sistema acuático de la bahía, fundamentalmente a través del sistema de drenaje del DR041, se pueden distribuir entre diferentes matrices, como son el agua, los sedimentos y los organismos (Ali et al., 2019; Maanan et al., 2015).

Por lo tanto, en el marco de esta tesis se realizó una evaluación **multicomponente** de los EMPT con el objetivo de englobar el análisis de las tres matrices ambientales (agua, sedimentos y organismos) que interactúan en el hidrosistema complejo de la BT, así como de las descargas que llegan a la bahía para establecer su origen, biodisponibilidad y su riesgo ecológico.

La presente tesis doctoral formó parte de un proyecto de colaboración entre el Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), organismo académico de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMex), y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). La propuesta de tesis se formuló y desarrolló bajo la dirección principal del IITCA y codirección externa del IMTA. El proyecto fue financiado por el IMTA, y tuvo como objetivo buscar atender las prioridades planteadas en el Programa Nacional Hídrico (PNH 2014-2018: Agua: la seguridad y sustentabilidad hídrica en México).

Con este trabajo de investigación se promovió la interacción científica entre universidades, laboratorios, centros de investigación, actores y autoridades locales que desde distintas áreas de conocimiento se enfocan en alcanzar un objetivo común como es la preservación de los recursos hídricos para asegurar el uso actual y futuro de los recursos naturales en México, lo cual es una prioridad de la política científica mexicana. Se suma a este esfuerzo la valiosa participación del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD) Unidad Hermosillo y la comunidad científica internacional con la colaboración del Laboratorio Géoazur-Universidad de Niza, Francia.

JUSTIFICACIÓN CONTEXTUAL Y CIENTÍFICA

La cuenca del río Yaqui (CRY), es una región de importancia a nivel nacional debido a que las actividades económicas (producción minera, agrícola, pecuaria y acuícola) que se desarrollan impactan positivamente en la economía del país. Sin embargo, este crecimiento económico ha traído como consecuencia alteraciones en el medio ambiente por presencia de contaminantes en las diferentes matrices ambientales del entorno (aire, agua, suelo, sedimentos y organismos) impactando y, probablemente, poniendo en riesgo a la zona costera del Golfo de California (García-Hernández et al., 2015; García-Rico et al., 2011; Ruiz-Fernández, 2009); así como a la población (Cantu-Soto et al., 2011; Meza-Montenegro et al., 2012; Moreno-Villa E et al., 2012).

Desde principios de 1990, gran número de investigadores (Ayala-Mora, 2012) han realizado estudios en la cuenca baja del río Yaqui (CBRY), en la región denominada Valle del Yaqui (VY), demostrando la presencia de EMPT en diferentes matrices: agua, suelo, sedimentos y organismos acuáticos. También se han efectuado estudios de salud pública; evidenciando que existe ya una alteración del medio ambiente que pone en riesgo la salud humana tanto por acceso directo (consumo de agua, contacto con insumos para la agricultura, polvo y movilidad con el viento como la deposición atmosférica) como por vía de la cadena trófica (Frías-Espéricueta et al., 2011; M. E. Jara-Marini et al., 2013a, 2013b, 2020; Martínez-Durazo et al., 2019; Meza-Montenegro et al., 2013). Estas investigaciones se han llevado a cabo de acuerdo con los diferentes ejes de interés de cada área del conocimiento: social, biología, medicina, química, geología, o hidrología; por lo tanto, ninguna de estas investigaciones plantea una evaluación integrada de las matrices donde se ha detectado la presencia de estos elementos.

En otros países, se comprueba que muchas evaluaciones medioambientales han estudiado estas matrices (agua, sedimentos, organismos) por separado; es decir, se dedican a la evaluación de una sola matriz ambiental como por ejemplo el agua (Annibaldi et al., 2015; Thanh-Nho et al., 2018), donde se estudia los contenidos de elementos como Fe, Mn, Cr, As, Cu, Ni, Co, Cd y Pb en relación con factores ambientales tal como el pH, salinidad, mezclas de agua (agua dulce /agua salada) o turbidez. También existen investigaciones con sedimentos con base en la estimación de factores de enriquecimiento, de geoacumulación o de riesgo ecológico, así por ejemplo (Maanan et al., 2015; Pignotti et al., 2018;

Venkatramanan et al., 2018) han evaluado sedimentos en diversos estuarios y lagunas comprobando el enriquecimiento de sedimentos con metales y su origen ligado a escorrentías industriales, urbanas y agrícolas. Otros estudios se han centrado en la biota como, por ejemplo, (Delgado-Alvarez et al., 2019) que determinaron la concentración de Cd, Cu, Hg y Zn en tejido blando de la almeja (*Megapitaria squalida*) en una laguna costera del noreste de México para evaluar el riesgo a la salud humana. Otro ejemplo es (Maulvault et al., 2015) que investigaron la presencia de Cd, Pb, Hg, As, Co, Cu, Zn, Ni, Cr y Fe en especies comestibles marinas colectadas de diferentes ecosistemas europeos con fuerte presión antropogénica.

También hay algunos estudios que integran la evaluación de agua y sedimento como los de (Hu et al., 2017) y (Vu et al., 2017), en los cuales se analizó As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn y Hg en agua y sedimentos, comprobando que los valores de los elementos metálicos en el agua mostraron niveles bajos de contaminación y de riesgo ecológico potencial, lo que sugiere que los elementos en el agua eran menos propensos a representar riesgos para el ecosistema. Sin embargo, se encontró que los sedimentos tenían niveles de contaminación severos.

En el caso de estudios de sedimentos y biota, se pueden documentar las investigaciones de (Rumisha et al., 2016) que analizaron Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Vn y Zn en sedimentos y tejido de camarón tigre (*P. monodon*) o las de (Buzzi et al., 2017) que determinaron Cd, Cu, Pb, Mn y Fe en mejillón (*Brachidontes rodriguezii*).

Un estudio en el cual se aborde las tres matrices ambientales es el de (Vicente-Martorell et al., 2009), estudio en el que se midieron concentraciones de Cu, Zn, Cd, Pb y As en agua, sedimentos y organismos (dos especies de peces) en el estuario de los ríos Tinto y Odiel en Huelva, España; uno de los estuarios más contaminados en Europa por elementos metálicos derivados de actividades mineras. Se comprobó que existe una correlación entre el contenido de metales en los tejidos de los peces y las fracciones de metal en agua y sedimento. Por su parte, (Baltas et al., 2017) estudiaron la presencia de Cu, Zn and Pb en sedimentos, agua de mar y organismos, evaluando la influencia del pH y la salinidad. Otra investigación es la (Gurung et al., 2018), en la que evaluaron los metales Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en agua, sedimentos y biota en una cuenca desde su origen hasta su desembocadura en Italia, destacando el efecto nocivo del Cr sobre la biota.

Con base en lo expuesto, se considera de relevancia el estudio de los aportes de agua y sedimentos que llegan a los cuerpos de agua como lo indica (Gurung et al., 2018). Así como una evaluación global de las tres matrices ambientales (agua/sedimentos/biota) y ello se considera de gran importancia como lo señala (Hu et al., 2017), autores que indican que además del estudio de agua y sedimentos, es necesario el de muestras biológicas.

Dado que la fuente de aporte de los EMPT puede ser tanto geogénica como antrópica, ante esta situación, surgen cuatro preguntas:

¿De dónde proceden los EMPT?

¿Cómo se transportan?

¿Cómo se comportan en las diferentes matrices en los que han sido detectados?

¿Cuál es el nivel de riesgo tóxico para el ecosistema y la cadena trófica?

Ante esta problemática, y la falta de un conocimiento detallado de las fuentes de aportación más probables de los EMPT, así como de sus mecanismos de transporte, este proyecto propuso la primera evaluación “multicomponente” (agua, sedimentos y organismos), destacando que la matriz agua contempla analizar el agua que entra a la BT y la masa de agua de esta (aporte y mezcla de EMPT).

Dado que este enfoque no había sido planteado anteriormente, al menos de forma integrada, la contribución de este trabajo es una propuesta de evaluación ambiental multicomponente. Con este trabajo quedan establecidas las bases para un muestreo y análisis de datos en sistemas complejos, que puede ser fácilmente adaptado y/o replicado en otros hidrosistemas costeros tanto del país como del mundo.

Finalmente, las conclusiones y recomendaciones presentadas servirán para plantear estrategias de seguimiento, control y, en su caso, de mitigación.

HIPÓTESIS

La evaluación de los EMPT en diferentes matrices ambientales de un hidrosistema complejo (desde el continente hasta la zona costera de la Bahía del Tóbari, Sonora, México), permitirá establecer sus fuentes probables de aportación (geogénica/antrópica), su biodisponibilidad y el riesgo ecológico que existe en la zona de estudio.

OBJETIVO GENERAL Y ESPECÍFICOS

Objetivo general

Evaluar el impacto de las descargas agrícolas en la BT con énfasis en la presencia y distribución de 10 EMPT en agua, sedimentos y biota para establecer las potenciales condiciones de riesgo.

Objetivos específicos

1. Seleccionar una subcuenca piloto que drene hacia la BT para identificar aportes (fuentes-orígenes) y descargas de los EMPT.
2. Establecer el diseño de muestreo de agua (entrada y descarga), sedimentos y organismos acuáticos para su caracterización fisicoquímica.
3. Determinar la presencia de los EMPT en agua (fracción disuelta y total), sedimentos (fracciones biodisponible, móvil y residual) y organismos acuáticos (fracción total) para identificar los mecanismos de transporte y su distribución en las diferentes matrices, así como su biodisponibilidad y acumulación en los organismos.
4. Evaluar la calidad de las matrices ambientales (agua, sedimento, organismos) con base en criterios nacionales e internacionales para establecer el estado ecológico/ambiental en el hidrosistema.
5. Estimar los impactos ecológicos en la BT relacionados con la presencia de EMPT para inferir el nivel de contaminación de los sedimentos.
6. Identificar la probable fuente de mayor contribución de EMPT para establecer estrategias de monitoreo y evaluación.

La organización del documento se desarrolló con base en los siguientes capítulos:

-
- **Capítulo 1. Antecedentes.** Se describe de manera global características de la CRY. Dado que los EMPT pueden ser transportados a los cuerpos de agua, ya sean por procedencia natural y/o antropogénica; se enfatiza en las actividades productivas realizadas en cada región de la cuenca (Alta, Media, Baja), actividades que pudieran estar involucradas en la liberación de EMPT al ambiente. Se puntualiza el comportamiento, interacciones, afectaciones de los EMPT y su asociación con las fuentes de procedencia. Se incluyen estudios realizados por otros autores en la misma zona.
 - **Capítulo 2. Zona de estudio.** Se detallan y analizan las características del DR041, comprendiendo la dinámica de los principales cultivos (temporalidad, riego, insumos, etc.) y la interacción del medio agrícola con el sistema costero BT; para establecer el planteamiento metodológico considerado más adecuado a los alcances del trabajo.
 - **Capítulo 3. Materiales y métodos.** Se detallan los materiales, herramientas y métodos empleados para la obtención de resultados y cumplimiento de los objetivos planteados.
 - **Capítulo 4. Resultados y discusión.** Se presentan los resultados obtenidos y su discusión correspondiente. Se incluye un apartado para cada matriz evaluada (agua, sedimentos y organismos). Se discuten los resultados y en su caso, se comparan con valores de estudios precedentes.
 - **Capítulo 5. Conclusiones y recomendaciones.** Se exponen las conclusiones derivadas de la presentación y discusión de resultados. Asimismo, se enlistan recomendaciones pertinentes para futuros estudios, ya sea como una segunda etapa de investigación en esta zona o como réplica en otro hidrosistema. Finalmente, a manera de recomendación, se puntualizan acciones a considerar por los tomadores de decisiones con respecto a la zona de estudio.

1. ANTECEDENTES

1.1. MARCO GENERAL DE LA CUENCA DEL RÍO YAQUI

1.1.1. Medio físico

La CRY conforma una amplia franja de orientación norte-sur suroeste, ubicada al oriente de los estados de Sonora y Chihuahua, iniciando en la región suroeste del estado de Arizona, Estados Unidos (Figura 1.1).

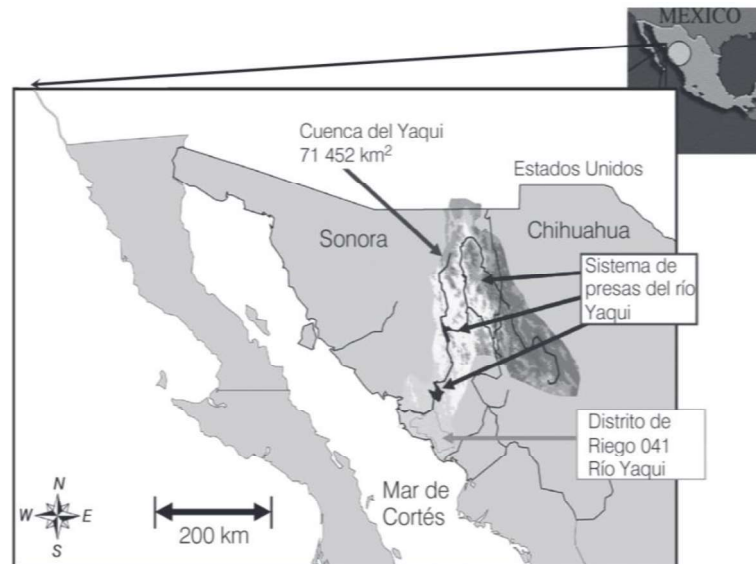


Figura 1.1. Localización de la cuenda del río Yaqui

Fuente: (Minjares-Lugo y Salmón-Castelo, 2009)

El río Yaqui cruza las tres regiones que se identifican en el estado de Sonora: la costa, la frontera y la sierra (Arroyo y Bracamontes, 2006); conformando así, una cuenca rica en recursos forestales, mineros, hidroeléctricos y agrícolas (INE, 1985).

Clima

Los climas son muy secos, secos y semisecos (Tabla 1.1). La precipitación y temperatura se caracterizan por cambios extremos, típicos de la franja donde se ubican los grandes desiertos del mundo. La precipitación menor ocurre en patrones paralelos a la planicie costera del Golfo de California y se va incrementando hacia la zona montañosa de la Sierra Madre Occidental (Vega-Granillo et al., 2011).

Tabla 1.1. Climas en la cuenca del río Yaqui

Tipo de clima	Temperatura media anual (°C)	Precipitación anual (mm)	CRY
Seco	Entre 18 - 22	400 - 600	Cuenca alta y cuenca media
Semiseco*	12 y más de 22	600 - 900	
Muy seco (desértico)**	18 - 26	> 400	Cuenca baja

Fuente: (CONAGUA, 2012)

Fisiografía

El territorio de la CRY está comprendido por cuatro provincias fisiográficas: Sierras y Llanuras del Norte (cuenca alta), Sierra Madre Occidental (cuenca alta y media), Llanura Sonorense y Llanura Costera del Pacífico en la cuenca baja.

Suelos

Las principales características de los suelos de la CRY se resumen en la Tabla 1.2.

Tabla 1.2. Suelos predominantes en la cuenda del río Yaqui

Tipo de suelo	Características
Leptosoles ^A	Suelos someros o extremadamente gravosos, de mayor distribución a nivel mundial asociados a sitios de compleja orografía, lo que explica su amplia distribución en México. Recurso potencial para el pastoreo. Su potencial agrícola está limitado por su poca profundidad y alta pedregosidad, además contienen calcio que puede inmovilizar los nutrientes minerales.
Phaeozems ^A	Son suelos oscuros y ricos en materia orgánica, por lo que son muy utilizados en agricultura de temporal; sin embargo, las sequías periódicas y la erosión eólica e hídrica son sus principales limitantes.
Regosol ^A	Suelos muy jóvenes desarrollados sobre material no consolidado, y pobres en materia orgánica. Particularmente comunes en las regiones áridas, con escasa vocación agrícola, aunque su uso depende de su profundidad, pedregosidad y fertilidad, por lo que sus rendimientos son variables.
Vertisol ^{A,B}	Son suelos de climas semiáridos a subhúmedos. Influenciados por el agua (se encuentran en lechos lacustres, riberas de ríos o en sitios con inundaciones periódicas). Se caracterizan por su alto contenido de arcillas, lo que hace que sean muy fértiles. Su uso agrícola es fundamentalmente de riego. Ocupan gran parte de los distritos de riego del estado de Sonora y poseen un gran potencial productivo en granos (sorgo, trigo y maíz).
Solonchaks ^{B,C}	Son suelos que tienen alta concentración de sales solubles en algún momento del año. Los Solonchaks están ampliamente confinados a zonas climáticas áridas y semiáridas y regiones costeras en todos los climas.

A: Se presenta distribuido en toda la CRY. B: Predominante en la cuenca baja. C: Solo se presenta adeladaña a la BT.

Adaptada de (INEGI, 2017) y (Torres Guerrero et al., 2016)

En la cuenca baja, debido a la granulometría y pH predominante ($\approx 42\%$ arcillas y $\text{pH} \approx 7.9$, (Moreno-Ramos et al., 2014). En la mayoría de los suelos se observa una correlación positiva entre el contenido de la fracción de arcilla y las cantidades de EMPT, encontrándose altas relaciones ($> 50\%$) con el Zn, Fe, Ni y Cr (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). Un contenido alto de arcillas en el suelo tiene potencial para adsorber y movilizar metales (Palleiro-Suárez, 2016), y en suelos de climas áridos aumenta el dicho potencial de acumulación de EMPT (Azzi, 2016).

Los EMPT pueden transportarse de los suelos a cursos de agua mediante escorrentía (Jarsjö et al., 2020; Naveedullah et al., 2013; Wei et al., 2019) o a través de lavado de suelos (Basta y McGowen, 2004; Denaix et al., 2001).

1.1.2. Hidrografía

La CRY se ubica en la Región Hidrológica 9 (RH9), la cual discurre desde las laderas de la Sierra Madre Occidental hasta el Golfo de California y constituye uno de los mayores sistemas hidrológicos del noroeste de México. Tiene una extensión aproximada de $72,000 \text{ km}^2$ (Addams, 2004; Mccullough et al., 2005; Munoz-Hernandez et al., 2011) con un escurrimiento medio anual hasta la presa Álvaro Obregón de $2,873.5 \text{ hm}^3$ (Navarro et al., 2013).

La vasta infraestructura hidráulica construida es esta cuenca durante la primera mitad del siglo XX tuvo como propósito impulsar el desarrollo agrícola del VY, ubicado en la cuenca baja. Dicha infraestructura incluye tres grandes presas: La Angostura (Lázaro Cárdenas) en la cuenca alta (con capacidad de 761.7 hm^3); El Novillo (Plutarco Elías Calles) ubicada en la cuenca media (con una capacidad de $3,020 \text{ hm}^3$) y El Oviáchic (Álvaro Obregón) en la cuenca baja y situada a 35 km al norte de Ciudad Obregón (capacidad de $3,227 \text{ hm}^3$) (Minjares-Lugo & Salmón-Castelo, 2009). El agua almacenada está destinada para diferentes usos: agricultura, ganadería, minería, industria, turismo, servicios y uso doméstico; así mismo para generación de energía (Navarro et al., 2013). Otras actividades son la pesca, forestal y acuicultura.

Posterior a la tercera presa (Álvaro Obregón), el cauce del río es interceptado y redirigido al VY para la irrigación agrícola del DR041, mediante los canales Canal Principal Alto (CPA) y

Canal Principal Bajo (CPB), razón por la cual no existen escurrimientos en el cauce original que desemboca en el Golfo de California, salvo en caso de lluvias excepcionales y desfogues de la presa (García-Gutiérrez, 2015).

1.1.3. Actividades económicas en la cuenca del río Yaqui

El desarrollo económico en la CRY es altamente dependiente de las actividades agroalimentarias, seguido de la minería y la industria, y está orientada a las exportaciones (Arroyo y Bracamontes, 2006; Curl y Curl, 2012) (Figura 1.2).



Figura 1.2. Regionalización por actividades económicas de la Cuenca del río Yaqui

1.1.3.1. Actividad agroalimentaria

En la cuenca alta y media la actividad agrícola se orienta de manera preponderante hacia la producción de forrajes, destacando alfalfa, sorgo, ballico (*Rye Grass*), avena, cebada y maíz para el apoyo de la ganadería de la región, ya que esta última es la base de la economía, destacando la producción bovina.

La agricultura de la cuenca baja corresponde al territorio del VY, ampliamente reconocido como una de las regiones más modernas en materia de agricultura bajo riego, por su gran empuje económico y por ser el lugar donde se originó la famosa “Revolución Verde” con base en las investigaciones del doctor Norman Borlaug (Cámara-Durán, 1994). El VY es responsable de cerca de dos quintas partes de la producción anual de trigo de México (Lobell et al., 2005; Naylor et al., 2001); está conformado por dos distritos de riego: Distrito de Riego 018 “De las colonias Yaquis” DR018, con una superficie de 25,000 ha y Distrito de Riego 041 “Del río Yaqui” DR041, con una superficie de 227,000 ha (Peña de la Torre, 2008).

En cuanto a la ganadería, en la cuenca baja, el municipio de Cajeme es uno de los tres principales municipios del estado de Sonora en producción porcina con un promedio de producción de 87,000 ton, lo que representa más del 60% de la producción estatal (SIAP-SAGARPA, 2017).

De igual manera, la cuenca baja (zona costera), se destaca por producción de especies camaronícolas, con infraestructura destinada al cultivo semi-intensivo, intensivo e hiper-intensivo. Las granjas se localizan principalmente en las desembocaduras y esteros de la parte costera del VY y producen la tercera parte de toda la producción estatal. En el año 2017, Sonora obtuvo el primer lugar de producción nacional de camarón (SIAP-SAGARPA, 2017).

La pesca se lleva a cabo aprovechando los vasos de las presas de mayor magnitud como la Angostura, El Novillo y Álvaro Obregón. Las organizaciones que se tienen en esta actividad son del tipo cooperativa.

1.1.3.2. Minería

De acuerdo con el (SGM, 2018), los niveles de producción minera en el estado de Sonora lo han colocado en los últimos años en el primer lugar nacional de oro, cobre, molibdeno, grafito y wollastonita, siendo en el país el único productor de estos tres últimos. Destacan como los sitios mineros vigentes más importantes los ubicados en la cuenca alta y media con explotación de Cu, Mo, Au, Te y Ag y en exploración avanzada sitios de carbón, Cu, Mo, Au, Zn y Pb. En la cuenca baja se da la explotación de perlita, sal, Fe, Cu, Mo, Au, Ag, Zn y Pb

(inmediaciones del DR041). Sumado a esta explotación minera, se cuentan con sitios de fundición, refinación, trituración y lixiviación de los productos.

1.1.3.4. Industria

Existen cerveceras, refresqueras, celulosa, papel e industrias procesadoras de productos pesqueros que generan importantes descargas de aguas residuales. La industria minera y cervecera son las que mayor demanda de agua, localizándose la primera en la región serrana de la cuenca del río Yaqui y la segunda en el municipio de Cajeme

Además, en este mismo municipio de Cajeme (con su cabecera municipal de Cd. Obregón) se desarrolló una industria basada en el aprovechamiento de los productos del sector primario, lo cual le dio una dinámica importante destacando las industrias aldoneras, aceiteras, harineras, fábrica de galletas, de cerveza y jabón. La instalación de un Parque Industrial y la planeación de la creación de un Distrito Agroindustrial, permitió la localización de 99 empresas; así mismo en 1998 se instalaron industrias taiwanesas dedicadas al ramo textil (IMIP, 2010).

1.1.4. Antecedentes sobre la problemática en el Valle del Yaqui

Como ya se ha descrito, por las condiciones geográficas y recursos naturales dentro de la CRY, se han desarrollado diversas actividades económicas. A su vez, a partir de este auge económico, se han detectado numerosos impactos negativos en el medio ambiente, sobre todo en la cuenca baja, región VY, a partir de la llamada “Revolución Verde”, lo que ha dado origen a investigaciones en diversas áreas del conocimiento, cuyos resultados en diferentes matrices ambientales, ponen de manifiesto que existen alteraciones ecológicas y riesgo en la salud humana a causa elementos contaminantes producto de las actividades antropogénicas.

La agricultura del VY se caracteriza por ser una de las más desarrolladas del país, sustentada en una amplia superficie de cultivo y un sistema moderno de riego. Para lograr este desarrollo y mantener las demandas del mercado, se han requerido de un constante uso de agroquímicos, lo que ha tenido como consecuencia la degradación del suelo, la contaminación del medio ambiente y efectos adversos en la salud de los seres vivos (Leal-Soto et al., 2014).

En la Tabla 1.3 se presenta un compendio de algunos de los estudios realizados en diferentes matrices ambientales, incluyendo a los habitantes de esta región. Aunque cabe recalcar que las investigaciones enfocadas a la presencia de EMPT son más recientes, los estudios iniciaron asociados al uso de plaguicidas y fertilizantes, y hay que tener presente que estos últimos son portadores de EMPT (Alloway, 2013; Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007)

Tabla 1.3. Resumen de las investigaciones realizadas en la región del VY

Investigaciones en población	
Reyes-Blanco (1990)*	Determinó presencia de plaguicidas organoclorados (POCs) en leche materna de mujeres provenientes de Pueblo Yaqui, Sonora. El 86% de las muestras presentaron de 1 a 3 plaguicidas. Compuestos encontrados: aldrín, α -HCH, γ -HCH (lindano), δ -HCH, DDT-técnico y DDE con una concentración promedio de 0.06, 0.08, 0.11, 0.17, 0.27 y 1.90 ppb, respectivamente.
García Bañuelos (1991)*	Detectó presencia de POCs en leche materna (habitantes de la localidad Pueblo Yaqui, Sonora). En el 100% de las muestras analizadas hubo presencia de DDE. Los principales contaminantes detectados fueron DDE, lindano, aldrín, DDT y o,p'-DDT, entre otros (concentraciones de 6.31, 0.027, 0.2363, 0.2089 y 0.0002 ppb respectivamente).
Ramírez-Pardo (1997)*	Analizó la presencia de POCs en muestras de sangre intravenosa de mujeres antes (mes 7-9 mes de gestación) y después del parto (sexto mes de posparto), muestras de líquido amniótico (8-9 mes de gestación), y muestra de sangre del cordón umbilical o intravenosa del neonato. Los contaminantes que se encontraron presentes en todas las muestras analizadas fueron principalmente: lindano, dieldrin, HCB, α -HCH, p,p'-DDE, y endrin, entre otros. Las concentraciones obtenidas fueron mucho mayores en la sangre del cordón umbilical que en la sangre materna.
Guillette et al. (1998)*	Estudiaron el desempeño físico y mental mediante juegos interactivos de niños entre 4-5 años de tres comunidades Yaquis (Bácum, Quetchuehueca y Pueblo Yaqui) y una comunidad de referencia (Cd. Obregón) para determinar si niños que viven en un entorno agrícola estaban en riesgo en términos de crecimiento y desarrollo. Los resultados mostraron que los niños del VY tenían menor resistencia al salto, menor sentido del equilibrio, menor capacidad para atrapar la pelota (disminución de la coordinación ojo-mano), menor capacidad para recordar una frase significativa después de 30 minutos.
Tapia-Quirós (2006)*	Identificó la presencia de POCs en el suero sanguíneo de niños residentes del Ejido Guadalupe Victoria, en el VY. Encontró la presencia del DDE en el 66.66% de las muestras, con un intervalo de concentración menor a 0.1 hasta 443 ppb.
Villareal-Barrón (2007)*	Determinó POCs en suero sanguíneo de niños residentes del Tobarito, VY. Encontrando p,p'-DDE en el 40% de las muestras analizadas, en un intervalo de concentración desde 5.54 hasta 14.825 ppb.
Orduño-Valenzuela (2010)*	Determinó niveles de POCs en suero sanguíneo de niños y muestras de suelo de la comunidad Yaqui de Potam. En el suero sanguíneo se encontró la presencia de DDE en el 100% de las muestras en una concentración de 1.3 μ g/L, DDD y DDT en 1.6 y 0.8 μ g/L respectivamente. En suelo, presencia de

	DDT en el 91.66% de las muestras al igual que el lindano, y los metabolitos del DDT (DDE y DDD) en el 100% de las muestras.
Cuevas-Robles (2010)*	Estudio el daño genotóxico por exposición no ocupacional a POCs mediante un biomarcador de efecto en muestras de sangre de niños residentes del Ejido Guadalupe Victoria en el VY, para estimar el nivel de daño de ADN, comparado con un nivel basal establecido. Como resultado se observó que el daño de ADN fue 4.5 veces mayor.
Meza-Montenegro et al., (2013)	Evaluaron la exposición al As y Pb (ambos utilizados en plaguicidas) en niños que viven en las principales zonas agrícolas de México (Valles Yaqui y Mayo) mediante pruebas en sangre y orina. El Pb se encontró en un rango de 0.017 a 0.09 mg/L en muestras de sangre. Los niveles urinarios oscilaron entre 0.0054 a 0.199 mg/. Los resultados mostraron que es importante iniciar un programa de reducción de riesgos para disminuir la exposición a toxinas.
Investigaciones en agua	
García-Calleja (1998)*	Determinó la presencia de POC's y plaguicidas organofosforados (POF's) en agua potable y de uso general en tres comunidades del VY (Bácum, Quetchuehueca y Pueblo Yaqui), entre los plaguicidas detectados fueron: lindano presente en las tres comunidades, DDT y dieldrin en Pueblo Yaqui y DDD en Quetchuehueca.
Riley et al., (2001)	Estudiaron el manejo de fertilizantes nitrogenados en campos agrícolas del DR041 para determinar su aprovechamiento. Los resultados indicaron pérdidas de N por lixiviación del 17 y 28% para dos ciclos de cultivo, respectivamente, de una cantidad estimada de aplicación de 250 kg/ha de fertilizante por ciclo. La lixiviación de N afecta el acuífero.
Flores-Casillas (2008)*	Analizó contaminantes orgánicos en el agua de consumo del VY y Valle del Mayo, encontrando DDE, endosulfán y DDT en niveles traza (<3 ppb y <30 para los restantes) con una incidencia del 76%, 80% y 77% de las muestras.
Aguilar-Apodaca et al., (2010)	Efectuaron un estudio de la calidad de agua subterránea para el abastecimiento de la comunidad de Potam, VY. Se detectaron elementos metálicos Al (0.04 a 0.08 mg/L), Ba (0.02 a 0.03 mg/L), Cd (0.004 a 0.005 mg/L), Cu (0.002 a 0.005 mg/L), Fe (0.02 a 0.06 mg/L), Mn (0.001 a 0.004 mg/L), Pb (0.0002 a 0.0008 mg/L), Zn (0.004 a 0.01) y As (0.049 a 0.078 mg/L), este último con valores por encima de los recomendados por la normatividad mexicana para uso y consumo. Por otra parte, el agua presentó problemas de salinidad (SDT promedio de 1152 mg/L) y cloruros (310 a 325 mg/L).
Grahmann et al., (2018)	Realizaron un estudio para estimar las pérdidas por lixiviación de NO ₃ -N en tres sistemas de labranza en el VY (rotación consecutiva de cultivos de trigo y maíz durante 6 y 5 meses) desde la primera fertilización previa a la siembra hasta la cosecha. Observaron que el 19% del N aplicado al trigo y el 34% del N aplicado al maíz se pierde por lixiviación, lo que supone que alrededor de un quinto a un tercio de las dosis de fertilizantes se infiltran al agua subterránea, amenazando los ecosistemas marinos en el Mar de Cortés.
Investigaciones en agua y suelo	
Moreno-Villa E et al., 2012	Evaluaron la presencia de piretroides (cialotrina, ciflutrina, cipermetrina, fenvalerato y deltametrina) en agua y suelo de los valles del Yaqui y Mayo. Se recolectaron 123 muestras de suelo y 71 de agua. 14 muestras presentaron residuos de piretroides (11 de agua y 3 de suelo). La mayor concentración detectada fue en suelo con 65.6 µg/kg de cialotrina, mientras que en agua fue de 29.4 µg/L de cipermetrina.

Plaguicidas (Enfoque evaluación de riesgo)	
Rodríguez-Valle (2009)*	Realizó censo para determinar cuáles eran los plaguicidas más empleados en los valles Yaqui y Mayo (ciclo 2007-2008). Identificó que los plaguicidas más utilizados fueron: paration metílico, metamifdofós, dimetoato, paraquat y metsufurón.
García Hernández et al., (2017)	Realizaron un censo directamente con los agricultores identificar los plaguicidas utilizados en el VY clasificados como altamente peligrosos. Se detectó que aún se utilizan plaguicidas que ya están prohibidos en el resto del mundo. Son plaguicidas con riesgos para la salud, sobre todo afectación del sistema endocrino.
Silveira-Gramont et al., (2018)	Evaluaron el método de aplicación, asimilación y tiempo de exposición en los trabajadores de 24 plaguicidas utilizados en el distrito de riego de Hermosillo, Observaron que existe una relación en el uso casi indiscriminado de plaguicidas y la salud de los trabajadores que habían sido monitoreados, resultando positivo con plaguicidas. Este estudio se puede utilizar de referencia en cualquier otro distrito de riego que funcione bajo las mismas condiciones, tal es el caso del DR041.

* En Ayala-Mora, (2012)

1.2. CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS EMPT

De los 111 elementos químicos identificados, 90 de ellos ocurren naturalmente en la Tierra. La mayoría en forma de metálica (67) y, con excepción del Hg, en estado sólido. Los EM generalmente se definen en función de sus propiedades físicas en estado sólido, tales como (Nordberg et al., 2007):

- Alta reflectividad (brillo metálico característico);
- Alta conductividad eléctrica, que disminuye con el aumento de la temperatura;
- Alta conductividad térmica;
- Propiedades mecánicas como la resistencia y la ductilidad.

La actividad humana ha provocado el aumento de la concentración y de la tasa de redistribución de estos EM entre los diversos compartimentos ambientales (agua, suelo, sedimentos, biota), particularmente desde la Revolución Industrial (Carman et al., 2007; Garrett, 2000). El uso de EM se ha incrementado en un 300% en los últimos 50 años y las liberaciones antropogénicas de Pb, Hg, Zn, Cu y Cr se han multiplicado por tres desde el inicio de la era industrial (Rollin y Quiot, 2006).

Entre los EM, destacan el As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni, y Hg por los efectos tóxicos que provocan (Giannuzzi, 2018; Goyer et al., 2004), por lo que estos elementos han sido denominados como EMPT. Es bien sabido que los EMPT, liberados de fuentes naturales y

antropogénicas, presentan riesgos potenciales para los ecosistemas y la salud humana debido a su acumulación en las redes alimentarias (Qiu, 2015; Radomyski et al., 2018; Y. Zhang et al., 2016). Los metales pueden ser absorbidos por organismos marinos, ingresando a la cadena alimentaria y potencialmente ser transferidos a los niveles tróficos superiores, lo que eventualmente puede conducir a efectos adversos en los humanos debido al consumo de alimentos contaminados (Grembecka y Szefer, 2016), (Figura 1.3).

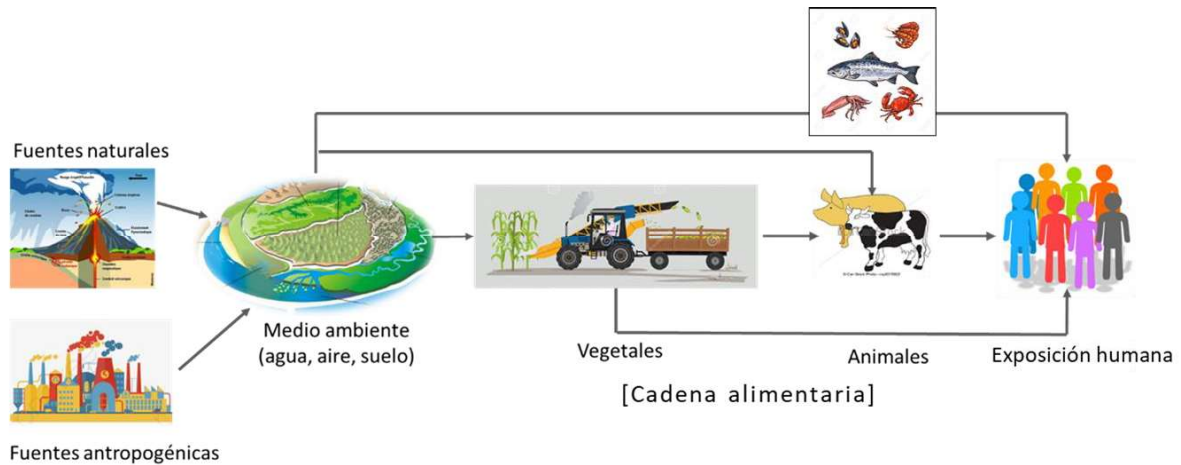


Figura 1.3. Ciclo de los EMPT desde su emisión hasta la exposición humana

(Adaptada de (Gouzy y Ducos, (2008))

Por esto, los EMPT en ambientes acuáticos han sido ampliamente estudiados debido a su toxicidad y persistencia, su capacidad de biocumlacion y biomagnificación (a través de la cadena trófica), lo que lo que resulta en peligros significativos para la ecología y el ser humano (Nasnodkar y Nayak, 2017; Rajeshkumar y Li, 2018; Sujitha et al., 2019; Ustaoglu y Islam, 2020). Se ha convertido en una preocupación mundial, especialmente en los países en desarrollo (Bhuyan y Islam, 2017; Bhuyan et al., 2019; Satapathy et al., 2019).

En este estudio se propone la evaluación de diez EMPT: Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb) y Zinc (Zn). En la Tabla 1.4 se resumen sus características generales.

Tabla 1.4. Características generales de 10 EMPT

EMPT	Número ^A , Masa ^B y Radio atómico ^C			Densidad (20°C) (g/cm ³)	Valencia	Especies	Grupo	Clasificación geoquímica	Promedio en la corteza terrestre (mg/kg)
	A	B	C						
As	33	74.92	139	5.78	-3 0 +3 +5	AsO ₂ [-], AsO ₄ [3-], HAsO ₂ (aq), H ₂ AsO ₃ [-], H ₂ AsO ₄ [2-], H ₂ AsO ₄ [-], H ₃ AsO ₄ (aq), AsO ₄ [+], As(s), As ₂ O ₃ (s), As ₂ O ₃ (s ₂), As ₂ O ₅ (s)	15	Calcofilos	1.8
Cd	48	112.41	171	8.65	+2	Cd[2+], CdO ₂ [2-], CdOH[+], HCD ₂ O ₂ [-], Cd(OH) ₂ (aq), Cd(s), CdO(s), Cd(OH) ₂ (s)	12		0.1
Cu	29	63.54	60-91	8.92	+1 +2	Cu[+], Cu[2+], CuO ₂ [2-], HCU ₂ O ₂ [-], Cu(OH) ₂ (s), Cu (s), CuO(s), Cu ₂ O(s).	11	Calcofilos	55
Cr	24	51.9	185	7.19	+2 +3 +4 +5 +6	Cr[2+], Cr[3+], CrO ₄ [2-], Cr ₂ O ₇ [2-], CrOH[2+], HCrO ₄ [-], Cr(s), CrO ₂ (s), CrO ₃ (s), Cr ₂ O ₃ (s), Cr ₃ O ₄ (s), Cr ₅ O ₁₂ (s), Cr ₈ O ₂₁ (s)	6	Litófilo	100
Fe	26	55.8	172	7.87	+2 +3 +4 +6	Fe[2+], Fe[3+], FeOH[+], FeOH[2+], HFeO ₂ [-], Fe(OH) ₂ [+], FeO ₂ [2-], Fe(OH) ₃ (aq), Fe ₂ (OH) ₂ [4+], Fe(s), Fe(s ₂), Fe ₂ O ₃ (s ₂), Fe ₂ O ₃ (s ₃), Fe ₃ O ₄ (s ₂), Fe ₃ O ₄ (s ₃), Fe ₃ O ₄ (s ₄), Fe(OH) ₂ (s), Fe(OH) ₃ (s), Fe ₂ O ₃ (H ₂ O)(s), FeO (s), Fe ₂ O ₃ (s), Fe ₃ O ₄ (s)	8	Calcofilos	5%
Hg	80	200.59	176	13.55	+1 +2 +3	Hg[2+], Hg ₂ [2+], HgOH[+], HHgO ₂ [-], Hg(OH) ₂ , Hg(aq), HgO(s)	12		0.07
Mn	25	54.9	179	7.44	+2	Mn[2+], Mn[3+], MnO ₄ [2-], MnO ₄ [-], MnOH[+], Mn(OH) ₃ [-], Mn(s), Mn(s ₂), Mn(s ₃), Mn(s ₄), MnO ₂ (s), Mn ₂ O ₃ (s), Mn ₃ O ₄ (s), Mn ₃ O ₄ (s ₂), MnO(s)	7	Litófilo	350 - 2000
Ni	28	58.69	162	8.9	+2 +1 +3 +4	Ni[2+], NiOH[+], HNiO ₂ [-], Ni ₂ H(s), NiOOH(s), Ni(OH) ₂ (s), NiO ₂ (H ₂ O)(s), Ni(s), NiO(s)	10	Calcofilos	20
Pb	82	207.2	181	11.35	+2 +4	Pb[2+], PbOH[+], HPbO ₂ [-], Pb ₃ (OH) ₄ [2+], Pb ₄ (OH) ₄ [4+], Pb ₆ (OH) ₈ [4+], Pb(s), PbO(s ₂), PbO ₂ (s), Pb ₃ O ₄ (s), Pb(OH) ₂ (s), (PbO) ₃ (H ₂ O)(s), PbO(s)	14	Siderófilos	15
Zn	30	65.38	153	7.13	+2	Zn[2+], ZnO ₂ [2-], ZnOH[+], HZnO ₂ [-], Zn(OH) ₂ (aq), ZnO(s), Zn(s), Zn(OH) ₂ (s), Zn(OH) ₂ (s ₂), Zn(OH) ₂ (s ₃).	12	Calcofilos	70

Grupo: 6, Familia del cromo; 7, Familia del Manganeso; 8, Familia del Hierro; 10, Familia del Níquel; 11, Familia del Cobre; 12, Familia del Zn, 14, Carbonoideos; 15 Nitrogenoideos; (Adaptada de (Kabata-Pendias, 2011) y (Takeno, 2005))

1.2.1. Fuentes naturales de los EMPT

Los EMPT están naturalmente presentes en la corteza terrestre, desde la formación de la Tierra, y siguen un ciclo geoquímico que conduce a una distribución heterogénea de sus concentraciones en el globo terráqueo (Garrett, 2000). Su presencia debido a fuentes naturales se ha producido por emisiones erupciones volcánicas, aerosoles de sal marina, incendios forestales, meteorización de rocas (puede conducir EMPT en diferentes compartimentos ambientales), fuentes biogénicas y partículas del suelo transportadas por el viento (Masindi y Muedi, 2018). Pueden encontrarse en los minerales primarios (constituyentes de las rocas) y coprecipitados con los minerales secundarios (cristalización de los productos del intemperismo –coloides-). Conociendo el tipo de roca y los minerales que la conforman puede deducirse los metales que pudieran encontrarse (Bautista-Zuñiga, 1999).

1.2.1.1. Arsénico (As)

La presencia de As en el medio ambiente se relaciona fundamentalmente con su origen geogénico: meteorización de rocas y sedimentos, menas minerales de origen hidrotermal, erupciones volcánicas, actividad geotermal, partículas de polvo y espray submarino. Las rocas sedimentarias contienen niveles de As más elevados que las rocas ígneas. Respecto a los minerales, es en los sulfuros en donde se encuentran las mayores concentraciones (Bundschuh et al., 2012).

Su comportamiento químico es complejo y forma numerosos compuestos arsenicales, tanto orgánicos como inorgánicos. En su forma orgánica, es el menos tóxico e incluso es útil para la vida; sin embargo, en su forma inorgánica es tóxico. Se encuentra en todos los compartimentos ambientales biológicos y geológicos, incluyendo el agua (Garrido-Hoyos & González-Pérez, 2016).

1.2.1.2. Cadmio (Cd)

Este metal ocurre raramente en la naturaleza en forma pura (Kabata-Pendias, 2011; RECORD, 2002). Su abundancia es muy similar en rocas ígneas y sedimentarias. El Cd está asociado con los depósitos de minerales de Zn, fosfatos naturales y minerales de Cu y Pb (B. Wang y Du, 2013).

Durante los procesos de meteorización, Cd forma compuestos simples, como CdO, Cd(OH)₂, CdCl₂ y CdF₂ que son fácilmente móviles y tienen un comportamiento similar al del Zn, especialmente en procesos de sedimentación. Se sabe que los compuestos de Cd son isotópicos con los correspondientes compuestos de cationes como Zn²⁺, Co²⁺, Ni²⁺, Fe²⁺, Mg²⁺ y, en algunos casos, de Ca²⁺ (Kabata-Pendias, 2011).

1.2.1.3. Cobre (Cu)

El Cu en forma pura es un metal marrón rojizo con alta ductilidad y maleabilidad. Su patrón de abundancia en rocas muestra la tendencia a la concentración en rocas ígneas máficas y en sedimentos arcillosos (Nordberg et al., 2007).

El Cu en estado nativo ocurre raramente en la naturaleza. Por lo general, el Cu se encuentra en minerales como azurita, malaquita y bornita y en sulfuros como en la calcopirita (CuFeS₂), covelina (CuS), calcosina (Cu₂S) u óxidos como la cuprita (Cu₂O) (Barbalace, 2002).

1.2.1.4. Cromo (Cr)

El Cr se encuentra en la naturaleza principalmente como cromita, con Cr en la forma trivalente (Cr (III), FeCr₂O₄) y crocoita (PbCrO₄) (Nordberg et al., 2007). El patrón de distribución de Cr muestra la tendencia a su concentración en las rocas ígneas máficas y en sedimentos. Todos los minerales Cr son resistentes al intemperismo químico y, debido a su alta gravedad específica, generalmente se concentran en varios tipos de intrusiones y depósitos. La asociación geoquímica de Cr con Fe y Mn es responsable de sus elevadas concentraciones en los nódulos de ferromanganeso de los sedimentos del fondo marino, así como en las concreciones de Fe en los suelos (Kabata-Pendias, 2011). La geoquímica de Cr es compleja debido a su fácil conversión de un estado de oxidación a otro (Daulton et al., 2007).

1.2.1.5. Hierro (Fe)

El Fe es uno de los mayores constituyentes de la litósfera. La geoquímica del Fe es muy compleja en el entorno terrestre y está determinada en gran medida por el fácil cambio de su estado de oxidación en respuesta a las condiciones fisicoquímicas. En la mayoría de los

minerales formados cerca de la superficie de la corteza terrestre, el Fe ocurre como ion férrico (Fe^{3+}), mientras que en las rocas más profundas predomina el ion ferroso (Fe^{2+}). Sin embargo, se sabe que ocurre también en los estados de oxidación +4 y +6 en varios complejos y en entornos específicos.

El destino del Fe en los procesos de meteorización depende en gran medida del sistema Eh-pH y de la etapa de oxidación de los compuestos de Fe involucrados. Las reglas generales que rigen el comportamiento del Fe son que las condiciones de oxidación y alcalinas promueven la precipitación de Fe, mientras que las condiciones reductoras y ácidas promueven la movilización de compuestos de Fe.

1.2.1.6. Manganeso (Mn)

El Mn se distribuye ampliamente en la corteza terrestre, lo que representa aproximadamente el 0.1% (Graedel, 1978). El Mn no ocurre naturalmente en su estado nativo como un metal base, pero se encuentra en más de 100 minerales. Los óxidos, carbonatos y silicatos son los más importantes entre los minerales que contienen Mn. El mineral más común es la pirolusita (MnO_2), con 60 a 63% de manganeso. También se encuentran como rodocrosita (MnCO_3) y rodonita (MnSiO_3) (Nordberg et al., 2007).

1.2.1.7. Mercurio (Hg)

Es el único metal líquido a temperatura ambiente y a presión atmosférica (Nordberg et al., 2007). Su abundancia en rocas ígneas (0.004-0.08 mg/kg) es menor que en rocas sedimentarias (0.01–0.4 mg/kg) y se concentra principalmente en sedimentos arcillosos. La geoquímica de Hg está íntimamente relacionada con su carácter calcófilo, mostrando afinidad con otros metales, como Ag, Zn y Cd (Kabata-Pendias, 2011). En el medio ambiente, el Hg se presenta en varias formas químicas y físicas, como Hg^0 , HgCl_2 , HgO , HgS , CH_3HgCl y $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, y cada especie se comporta de manera diferente según en qué ecosistemas se encuentra (Drasch et al., 2004).

1.2.1.8. Níquel (Ni)

El Ni existe como un elemento natural, principalmente, en minerales de sulfuro u óxido. Es el 24° elemento más abundante (Nordberg et al., 2007). Se puede encontrar en

concentraciones entre 1400 y 2000 mg/kg en rocas ultramáficas, disminuyendo con el aumento de la acidez de las rocas, hasta el rango de 5-20 mg /kg en los granitos. Las rocas sedimentarias contienen Ni en el rango de 5 a 90 mg/kg, siendo el rango más alto en sedimentos arcillosos. En las rocas, el Ni se presenta principalmente como sulfuros (millerita, NiS), arseniuros (nicolita o niquelina, NiAs) y antimonuros (ullmanita, NiSbS). A menudo forma sulfuros y sulfarsenidas junto con Fe y Co, y está asociado con varios minerales de Fe. Después de la meteorización, la mayoría del Ni coprecipita con óxidos de Fe y Mn, como son la goethita, limonita, y serpentinita, así como con otros minerales de Fe. También se asocia con carbonatos, fosfatos y silicatos. Durante la erosión de rocas ricas en Ni (principalmente en climas tropicales), se observa la formación de garnierita, $(\text{Ni, Mg})\text{SiO}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, que es una mezcla de minerales arcillosos (Kabata-Pendias, 2011).

1.2.1.9. Plomo (Pb)

El Pb nativo ocurre en la naturaleza, pero es raro. El Pb tiene propiedades altamente calcófilas y, por lo tanto, su forma primaria en el estado natural es la galena (PbS) (Lide et al., 2005). Sus minerales comunes son anglesita (PbSO_4), cerusita (PbCO_3), minio (Pb_3O_4) piromorfita ($\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$) y mimetesita ($\text{Pb}_5(\text{AsO}_4)_3\text{Cl}$) (Nordberg et al., 2007).

En el medio ambiente principalmente se encuentra como Pb^{2+} , aunque también se conoce su estado de oxidación +4. En el entorno terrestre, se conocen dos tipos de Pb: primario y secundario. El Pb primario es de origen geogénico y se incorporó a los minerales en el momento de su formación, y el Pb secundario es de origen radiogénico debido a la descomposición de U y Th. Su abundancia terrestre indica una tendencia a una concentración en la serie ácida de rocas ígneas y sedimentos arcillosos, en los que las concentraciones comunes de Pb oscilan entre 10 y 25 mg/kg y entre 14 y 40 mg/kg, respectivamente. En rocas ultramáficas y sedimentos calcáreos, los rangos son 0.1–8 y 3–10 mg/kg, respectivamente (Nordberg et al., 2007).

1.2.1.10. Zinc (Zn)

El Zn se distribuye de manera bastante uniforme en las rocas ígneas, mientras que en las rocas sedimentarias es probable que se concentre en sedimentos arcillosos, hasta en cantidades de 120 mg/kg. Es muy móvil durante los procesos de meteorización y sus compuestos fácilmente solubles se precipitan con carbonatos, o son absorbidos por

minerales y compuestos orgánicos, especialmente en presencia de aniones de azufre (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

Los principales minerales de Zn son esfalerita (ZnS), esmitsonita (ZnCO₃), calamina (silicato) y franklinita (zinc, manganeso, óxido de hierro) (Lide et al., 2005). Los minerales de Zn contienen trazas de metales, como Pb, Cu, Ag y Cd, de los cuales el Cd es el que está más estrechamente asociado con el Zn (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007).

1.2.2. Fuentes antropogénicas asociadas a los EMPT

Las actividades humanas han ejercido un efecto considerable en la concentración y movilidad de los EMPT (Cruz-Guzmán, 2007). Las principales fuentes antropogénicas son: A) Actividades agrícolas, en las que se utilizan ampliamente los fertilizantes, estiércol y plaguicidas; B) Actividades metalúrgicas, en las que se incluyen la minería, la fundición, el acabado metálico y otros; la energía tanto en su producción como en su transporte, y los productos microelectrónicos; y C) Deposición de residuos (Bradl, 2005; Fernández-Luqueño et al., 2013; Peña-Salamanca et al., 2012; Zhou et al., 2008).

La Tabla 1.5 resume los diferentes usos y actividades asociadas a los EMPT involucrados en esta evaluación

Tabla 1.5. Uso y/o actividades antropogénicas asociadas a diferentes EMPT

As	Aditivo en alimentación animal y medicina veterinaria. Fabricación de acumuladores y baterías eléctricas; <u>fertilizantes y plaguicidas</u> , bronceadores de piel, vidrios especiales, cerámicas, componentes electrónicos y tecnología láser, gases de uso militar, filtros de luz y desecantes de algodón, industria minera, generación eléctrica geotérmica, textil y curtido, pigmentos y pinturas antiincrustante. Se emplea en tratamiento de madera, purificación de gases industriales, aditivo en la producción de aleaciones para aumentar la dureza y la resistencia al calor. Uso en farmacéutica
Cd	Industria minera. Componente de electrodos en baterías alcalinas. En soldaduras de plata y electrodos de soldadura. Elaboración de pinturas, revestimientos anticorrosivos de metal, pigmento y estabilizador de plástico, curtido de pieles. Presente en vidrio, porcelana, aleaciones, asbestos, <u>fertilizantes, plaguicidas</u> , productos farmacéuticos y de fotografía. Se usa en la combustión del carbón y como absorbente de neutrones en los reactores nucleares.
Cr	Industria minera, metalúrgica, refractaria y química. Fabricación de cementos, aleaciones de hierro (aceros especiales), planchas, pigmentos artísticos y anticorrosivos, textiles y curtido de pieles, <u>fertilizantes y plaguicidas</u> ; en la pasivación de la corrosión de los circuitos de refrigeración, soldadura, tratamiento de la madera, en equipos de video y almacenamiento de datos. Acumuladores y baterías eléctricas, chapados metálicos y productos de fotografía.
Cu	Elaboración de alambres y cables para transmisión de electricidad. Se emplea en la industria minera. Presente en acumuladores y baterías eléctricas, conservador de madera, curtido de

	pieles, pigmentos y agentes anti-incrustantes. Aleaciones con zinc (latón), bronce (estaño) y cuproníqueles. Presente en maquinaria industrial, construcción y medios de transporte. Elaboración de clavos, pernos, objetos decorativos, tuberías, recipientes, contenedores, techos, monedas, utensilios de cocina, joyería, muebles, maquillaje, pinturas, instrumentos musicales, así como <u>fertilizantes y plaguicidas</u> . Aditivos nutricionales para el ganado. Presente en la industria farmacéutica, los anticonceptivos intrauterinos también contienen cobre; así como productos de fotografía.
Fe	Fundición, hierro forjado, acero, aleaciones, en elementos estructurales, transporte. Pigmentos. Productos farmacéuticos.
Hg	Empastes dentales, instrumentación científica, industria de cloralkali, soldadura, fabricación de pilas, lámparas fluorescentes, rayos X, aparatos eléctricos (baterías, conmutadores), plásticos, pinturas, catálisis, <u>plaguicidas, fertilizantes</u> y tratamiento de semillas. En productos farmacéuticos, pulpa de papel, cosméticos, cremas y jabones para la piel, termómetros clínicos. Presente en detonadores de uso militar. En la industria minera para extracción de metales por amalgamación (oro, cobre, plata).
Mn	Producción de acero. Fabricación de baterías de celdas secas, catalizadores, fósforos, fuegos artificiales, pigmentos, esmaltes, barnices, cerámicas, protectores de madera, revestimiento de electrodos de soldadura, porcelana y materiales de unión de vidrio. En suplementos para ganado, desinfectante, agente antialgal, limpieza de metales, curtido y blanqueo textil; conservante de flores y frutas frescas, secadores de aceite de linaza. Aditivo en plantas purificadoras y depuradoras de agua. Uso en <u>plaguicidas y fertilizantes</u> . Aditivo de combustible. Agente fármaco.
Ni	Producción de acero y aleaciones, baterías. En catálisis química. Fabricación de componentes electrónicos, armamentos, arco de soldadura, galvanoplastia, pigmentos, curtido de pieles, herramientas de fábrica, herramientas dentales, utensilios domésticos y de cocina y <u>fertilizantes</u> . Presente en monedas, joyería, relojes, monturas de gafas, botones de vestir y tachuelas. Aparatos de ortodoncia, prótesis dentales y quirúrgicas, implantes ortopédicos y stents circulatorios. Moldes para cerámica y vidrio, componentes informáticos
Pb	Construcción de baterías; mayormente para vehículos, seguido de sistemas de respaldo de electricidad y baterías industriales. En industria minera. Se emplea en pigmento, municiones y láminas de cable; soldaduras, aleaciones (latón y bronce), pesas, cristal, cerámica, plásticos y como estabilizador en cloruro de polivinilo (PVC). Anticorrosivo de grandes estructuras (puentes, barcos, locomotoras). Pigmento de casas, muebles, juguetes e incluso tinte de cabello; aceites, cosmetología. Elaboración de grifería. <u>Fertilizante y plaguicida</u> . Agente antidetonante. Usado en radiación atómica. Productos de fotografía.
Zn	Recubrimiento protector para otros metales, tintes, industria de la construcción, minería, aleaciones no corrosivas. Fabricación de caucho y pigmento blanco, curtido de pieles, soldadura. Se emplea en la fabricación de equipos automotrices; baterías de almacenamiento y pilas secas, latas, PVC; aplicaciones dentales, estabilizante en medicamentos y productos químicos. Contenido en <u>fertilizantes, plaguicidas</u> , antibióticos tópicos y lubricantes.

Adaptada de Bradl, (2005); Londoño Franco et al., (2016) y Nordberg et al., (2007)

A continuación, se describen las actividades económicas desarrolladas en la CRY y la asociación de éstas con el contenido/aporte/liberación de EMPT.

1.2.2.1. Actividades agrícolas (uso de fertilizantes y plaguicidas)

La agricultura constituye una fuente importante no puntual (difusa) de contaminación por EMPT (Kabata-Pendias, 2004). Algunos EMPT están directamente relacionados con fuentes específicas como: fertilizantes (Cd, Cr, Mo, Pb, Zn), plaguicidas (Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn), compost derivado de residuos sólidos convencionales (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) y estiércol (Cu, As, Zn) (Alloway, 2013).

Los EMPT no sólo son introducidos en las cadenas tróficas a través de la alimentación, sino también mediante el riego y procesos naturales como la lluvia y el viento que arrastran dichos contaminantes, y pueden ser introducidos en los ecosistemas acuáticos (Molina-Roco et al., 2018; Peña-Salamanca et al., 2012).

a) Fertilizantes

El objetivo del manejo de fertilizantes es proporcionar un suministro adecuado de todos los nutrientes esenciales para un cultivo durante su crecimiento, ya que con una cantidad de nutrientes insuficiente existe la posibilidad de pérdida en la producción (Reetz, 2016). Una tercera parte del incremento de la producción de cereales en todo el mundo ha sido atribuida a factores relacionados con los fertilizantes (FAO y IFA, 2000).

La Tabla 1.6 presenta el contenido de EMPT encontrados en los fertilizantes más comunes empleados a nivel mundial. Estos fertilizantes estarían asociados a la presencia de EMPT (Molina-Roco et al., 2018) y que, por tanto, una mayor cantidad de nutrientes puede resultar en una mayor acumulación de EMPT en el medio acuático (C. Zhang et al., 2014).

Tabla 1.6. EMPT encontrados en fertilizantes (mg/kg)

EMPT	Tipo de fertilizante			
	Sulfatado	Fosfatado	Nitrogenado	Mezclas (NPK)
	Valores máximos y mínimos reportados (mg/Kg)			
As	0.24 – 3.2	0.24 – 1200	1.88	0.26 – 16.36
Cd	0.02 – 8.2	0.5 – 170	0.01 – 2.04	0.42 – 10.42
Cu	0.3 – 255x10 ³	1 – 300	0.4	S/I
Cr	S/I	27.7 – 600	S/I	S/I
Fe	201x10 ³	4.5	S/I	S/I
Hg	S/I	0.01 – 0.12	0.05	S/I
Mn	220	40 – 2000	S/I	S/I
Ni	0.5 – 0.6	7 – 50	17.9	S/I

Pb	4.2 – 18.16	0.4 – 225	3.32 – 4.66	1.42 – 8.2
Zn	13.3 – 21.4	39.7 - 1450	89	S/I
S/I: Sin información Sulfatados: sulfato de zinc (ZnSO_4); sulfato de amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$); sulfato de potasio ($\text{K}(\text{SO}_4)_2$), sulfato de cobre (CuSO_4), sulfato ferroso (FeSO_4). Fosfatados: superfosfato triple (SFT), urea fosfato, fosfato diamónico (DAP), fosfato monoamónico (MAP), súper fosfato simple (SSP), varios fosfatados Nitrogenados: urea, nitrato de potasio (KNO_3)				

Adaptada de Gimeno-García (1996); Atafar et al. (2010); Molina-Roco et al. (2018); Alkadher (2015); Giuffré de López-Camelo et al. (1997); Martí et al. (2002) y Kabata-Pendias (2010)

b) Plaguicidas

El término "plaguicida" se refiere a todas las sustancias naturales o sintéticas usadas para la prevención, control o eliminación de organismos considerados indeseables o perjudiciales para la agricultura (ANSES, n.d.; Aubertot et al., 2005). Los mamíferos y los seres humanos pueden estar expuestos a residuos de los plaguicidas por las prácticas agrícolas (Acquavella et al., 2004) o cuando entran en la cadena alimentaria (Mendoza-Carranza et al., 2016; Qiu, 2015; Rajeshkumar y Li, 2018).

De acuerdo con su uso pueden clasificarse en (Tabla 1.7): insecticidas, herbicidas y fungicidas (para eliminación de insectos, otras plantas y control de hongos; respectivamente). Los plaguicidas pueden aplicarse en forma sólida (polvo o gránulos) y líquida (soluciones acuosas concentradas) (Campos, 2003).

Tabla 1.7. Clasificación de los principales plaguicidas utilizados

Por grupo químico		Por acción específica	Por formulación
Organoclorados	Grupo de hidrocarburos con uno o más átomos de cloro, como el clordano, dieldrin, y DDT	• Insecticidas • Acaricidas • Fungicidas • Nematocidas, desinfectantes y fumigantes en general • Herbicidas • Fitorreguladores y productos afines • Molusquicidas, rodenticidas y varios • Específicos postcosecha y simientes	• Gases o gases licuados • Fumigantes y aerosoles • Polvos con diámetro de partícula inferior a 50μ • Sólidos, excepto los cebos y los preparados en forma de tabletas • Líquidos • Cebos y tabletas
Organofosforados	Integrados por ésteres de ácido fosfórico, fosfónico, u otros ácidos relacionados. Algunos ejemplos: diazinon, diclorvos, malatión.		
Carbamatos	Formados por sales o ésteres del ácido carbámico, como carbaril y propoxur		
Piretrinas	Grupo más representativo de origen natural, y piretroides sintéticos, como D-fenotrin, cipermetrin, deltametrin, con acción similar al piretro.		
Triazinas	Constituidas por anillos triazínicos que son herbicidas clásicos, como atrazina, simazina o prometrina.		
Ureas sustituidas	Comprenden numerosos subgrupos como fenilureas, sulfonilureas, o benzoilureas, principalmente herbicidas,		

	aunque algunas tienen actividad insecticida. Ejemplos: monuron, linuron o rimsulfuron	• Protectores de maderas, fibras y derivados • Plaguicidas específicos varios	
Organometálicos	La plata es el catión metálico más tóxico para los hongos. Pero los compuestos organomercuriales son los que más se han usado como fungicidas.		

Adaptada de (Bartual-Sánchez y Berenguer-Sublis, 1984; Font et al., 2012; Nollet y Rathore, 2009)

En cuanto a la composición de cada plaguicida; de la fórmula reportada en las fichas técnicas, el ingrediente activo varía de 1 a 40%, el resto sólo indica "compuesto inerte". Los términos de "ingrediente activo" y "compuesto inerte" son de origen regulatorio, sin base toxicológica demostrada (Eddleston et al., 2012; Mullin et al., 2016; Nobels et al., 2011).

Campos, (2003) analizó cuatro EMPT (As, Hg, Cr y Pb) en una de las marcas comerciales del ingrediente activo glifosato; encontrando los siguientes resultados (valores en mg/L): Pb (16.66), Cr (3.65), Hg (1.75), y As (0.26), utilizando 10 de muestra. Mientras que Defarge et al., (2018), detectaron cinco EMPT (As, Co, Cr, Ni y Pb) en 11 diferentes herbicidas cuyo ingrediente activo declarado también era glifosato. El orden concentraciones fue (máxima - mínima detectada, (mg/kg): Cr ($\approx 1100 - 50$) > As ($\approx 450 - 50$) > Ni ($\approx 200 - 20$) > Pb ($\approx 60 - 10$); para cada una de las formulaciones de plaguicidas, el tamaño de la muestra de prueba fue de 0.5 g de una muestra inicial de 50 mL.

La presencia simultánea de plaguicidas y EMPT podría aumentar o disminuir el efecto tóxico resultante y podría ser responsable de un efecto acumulativo. Una contaminación por plaguicidas y EMPT representan un riesgo significativo para la salud de los seres humanos (L. Chen et al., 2013; He et al., 2015).

1.2.2.2. Actividades acuícolas

Por su ubicación en áreas con impacto antropogénico, el agua del influente de las granjas camaronícolas es una ruta de entrada de metales a sus estanques (Wu et al., 2017) aunque no la única, ya que el manejo de los estanques contribuye a incrementar su concentración, dado que la cal, el alimento y otros productos químicos usados en el cultivo son fuentes adicionales de EMPT (Lacerda L.D. et al., 2006). En general, las tasas de recambio de agua en los estanques camaronícolas son bajas, los metales quedan retenidos pues, en la

materia orgánica particulada y/o disuelta en un parte, otra es incorporada por la biota, y la mayor parte se deposita en los sedimentos (Frías-Espéricueta et al., 2011).

Algunos EMPT asociados a los insumos empleados en el cultivo del camarón son (Tabla 1.8):

Tabla 1.8. EMPT asociados a los insumos empleados en granjas de camarón

EMPT	Referencia	
Cd	1, 3, 5, 6, 8, 9,10	1) (Aktaruzzaman et al., 2013)
Pb	1, 3, 5, 6, 8, 9	2) (Costa et al., 2013)
Ni	3, 7	3) (Hatje et al., 2016)
Cu	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10	4) (Katya et al., 2016)
Fe	1, 6, 10	5) (Lacerda L.D. et al., 2006)
Mn	1, 4, 8, 10	6) (Lee et al., 2017)
Zn	3, 4, 5, 6, 7, 8, 10	7) (León-Cañedo et al., 2017)
Cr	1, 3, 5, 8, 9	8) (Natesan et al., 2014)
Hg	2, 5,	9) (Sarkar et al., 2016)
		10) (da Silva et al., 2017)

Además, de acuerdo con industrias especializadas en insumos para el cultivo de camarón (thefishsite, 2013; zinprocorporation, n.d.), indican que estos requieren elementos como el Cr, Cu, Fe, Mn, Zn para asegurar las funciones metabólicas básicas como el crecimiento y el desarrollo, la inmunidad y la reproducción; por lo que eventualmente estos insumos pueden agregarse como insumo extra; ya que esto garantiza al productor la rentabilidad del crecimiento, haciendo las granjas eficientes, competitivas y rentables.

1.2.2.3. Actividades mineras

Las actividades mineras han resultado en importantes beneficios económicos (Dang et al., 2019), pero se consideran una fuente primaria de contaminación de EMPT en el medio ambiente debido a las actividades de extracción, transporte, fundición y refinación (Huang et al., 2020); dando como resultado la degradación del entorno visual, la alteración de los cursos de agua, la contaminación del suelo y agua, y la pérdida de producción agrícola (Dang et al., 2019).

Adicionalmente, las actividades mineras generan grandes cantidades de relaves (jales) que contienen comúnmente As, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb y Zn (Bini & Wahsha,

2014; Drahota et al., 2017; Q. Guan et al., 2016). Los relaves y minas abandonadas, sin una gestión continua, ya han causado la contaminación por EMPT de suelos, agua y cultivos agrícolas (Li et al., 2014; Ngole-Jeme y Fantke, 2017); ya que los EMPT presentes logran dispersarse y afectar el medio ambiente local y de áreas circundantes por el transporte de los desechos mineros, por la erosión, por la lixiviación, por la volatilización y transporte en la fase vapor (Briki et al., 2015; C. S. Kim et al., 2014; Rodríguez et al., 2009), por la dispersión eólica y por la dispersión por escorrentía superficial (Medel Reyes, 2009).

En climas semiáridos, la dispersión de EMPT se da fundamentalmente por dispersión eólica (Adriano, 2001). Si las partículas movilizadas por dispersión eólica son menores a 2.5 μm , pueden permanecer en el aire, en forma de partículas suspendidas y movilizarse hasta cientos de kilómetros, afectando los entornos en donde se depositen.

1.2.3. EMPT en sistemas costeros

Los sistemas acuáticos naturales pueden considerarse como un conjunto de compartimentos interrelacionados entre sí, en los que se desarrollan procesos físicos, químicos, geológicos y biológicos. El agua líquida es el constituyente más característico del medio acuático, pero existen otros compartimentos, entre los que se incluyen, fundamentalmente, la materia sólida (partículas en suspensión y fondos sedimentarios y rocosos) y la biota. Entre estos compartimentos se establecen interacciones mediante procesos de transporte de masas y transferencias de energía, lo cual puede conllevar cambios, ya sea a escala local o global, en la composición química de los mismos (Díaz de Alba, 2013).

La principal vía de aporte de EMPT a las aguas costeras son las corrientes de aguas superficiales, fundamentalmente ríos (Escobar, 2002). Otra vía de aporte de EMPT a los sistemas acuáticos costeros es la deposición atmosférica; elementos transportados como contaminación atmosférica producto de la quema de carbón y otros combustibles fósiles, fundición de hierro y metales no ferrosos (Kabata-Pendias, 2011).

Solo una pequeña parte de los EMPT permanecen disueltos en el agua (Hou et al., 2013). Se ha encontrado que más del 90% de la carga de estos EMPT en los sistemas acuáticos está relacionada con partículas y sedimentos en suspensión (Esmaeilzadeh et al., 2021; González-Fierro y Ponce-Vélez, 2018; Zahra et al., 2014). La mayoría de los metales

transportados a los estuarios se precipitan debido a la floculación de la materia orgánica disuelta y suspendida (Nordberg et al., 2007). En algunas condiciones, más del 99% de los EMPT que ingresan en corrientes de agua pueden almacenarse en los sedimentos (Salomons y Stigliani, 1995).

Los EMPT son persistentes, es decir, no pueden ser creados o degradados, ni mediante procesos biológicos ni antropogénicamente. Una vez que han entrado en los ecosistemas acuáticos, se transforman a través de procesos biogeoquímicos y se presentan con diferentes características fisicoquímicas, por ejemplo, como material particulado ($>0.45\ \mu\text{m}$), y como la fracción presente en la parte filtrable, o sea la fase disuelta (menor o igual que $0.45\ \mu\text{m}$) (Vicente-Martorell, 2010). El que se encuentre de una u otra forma depende de factores tales como el pH, las condiciones redox o la presencia de determinadas especies con las que se puedan complejar o ligar (Santiago Rivas, 2007).

Los factores físicos que determinan las vías de transferencia de los EMPT entre los principales compartimentos ambientales de un sistema acuático (sedimento, materia en suspensión, biota y la columna de agua sobrenadante) son: la acción periódica de las mareas, las descargas de agua, la fuerza del viento, los gradientes de densidad (temperatura y/o salinidad), el intercambio de agua dulce con la atmósfera por la evaporación, la precipitación y el intercambio de calor, la presión barométrica, la morfología de la cuenca (batimetría y contorno) y la fricción con el fondo (Farreras, 2006).

La problemática de la presencia de estos EMPT se intensifica con la movilización de estos contaminantes cuando ocurre algún cambio ambiental (condiciones fisicoquímicas del medio ambiente) y condicionan, en gran medida, la toxicidad del sistema acuático frente a los organismos vivos. La comprensión de la formación y la movilización de estos es, por lo tanto, un problema importante para la gestión de la calidad de los hidrosistemas (Devallois, 2009).

La Figura 1.4 muestra el proceso de entrada y salida de EMPT y sus principales interacciones entre los compartimentos del medio acuático.

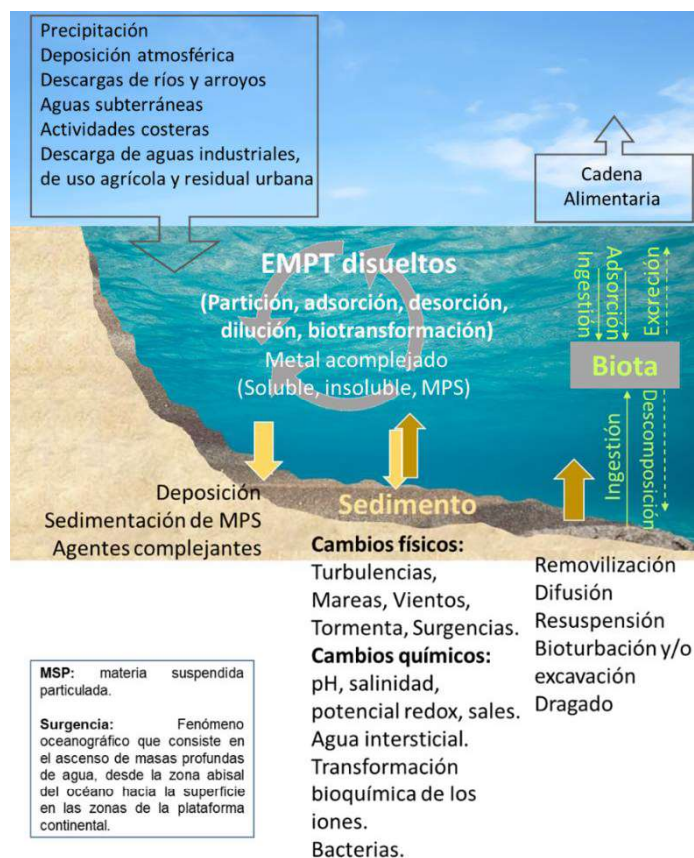


Figura 1.4. Proceso de entrada y salida de EMPT y las principales interacciones de estos entre los compartimentos del medio acuático

Los EMPT transferidos a los sistemas acuáticos se encuentran en la columna de agua, en el agua intersticial de la columna sedimentaria y en la fracción sólida (Devallois, 2009). De acuerdo con Allen, (1997); la fracción sólida contenida en los medios acuáticos, se clasifican de la siguiente manera:

- En suspensión (fase particulada): Partículas finas entre 0.45 μm y 0.5 mm de diámetro, dominadas por arenas finas, limos y arcillas.
- En solución (fase disuelta): Partículas de diámetro <0.45 μm .
- De fondo (sedimentos): Partículas con un diámetro >0.5 mm: Arena gruesa, guijarros, etc., pero también partículas finas como limos y arcillas.

En los sedimentos, el conocimiento de la distribución del tamaño de partículas es importante porque según tamaño se tienen superficies específicas con sitios de adsorción para los EMPT (Carpentier et al., 2002).

Nordberg et al., (2007) y (Calmano et al., 1993) señalan que en el medio acuático los EMPT existen en un equilibrio químico entre iones libres, disueltos, complejos orgánicos e inorgánicos, y metal unido a partículas orgánicas e inorgánicas. Generalmente, más del 90% de la carga de los EMPT en los sistemas acuáticos está unida a partículas como materia en suspensión y sedimentos. Las partículas naturales en ríos, lagos y mar consisten en minerales arcillosos, oxihidróxidos de hierro y manganeso, carbonatos, sustancias orgánicas (por ejemplo, ácidos húmicos) y materiales biológicos (por ejemplo, algas y bacterias). El tipo y la estabilidad de la unión de los EMPT sobre estos compuestos sólidos son factores decisivos para la posible movilidad y biodisponibilidad (Calmano et al., 1993).

Las principales reacciones que intervienen en la movilidad de los EMPT son (Manahan, 2010; Peña-Salamanca et al., 2012):

- Sorción-Desorción: estos mecanismos implican el traspaso de los EMPT de una fase acuosa a una fase sólida contigua. Los procesos implicados son la adsorción, precipitación y fijación.
- Precipitación-Disolución: proceso que controla la solubilidad de EMPT en ambientes con $\text{pH} \approx 7.0$.
- Complejación: proceso mediante el cual los EMPT forman complejos estables con ligandos orgánicos e inorgánicos (hidróxidos, carbonatos, sulfatos, cloruros, fosfatos, nitratos); aumentando la solubilidad y biodisponibilidad de los EMPT.

Dependiendo de cómo se encuentren los EMPT en el medio, esto pueden ser inmóviles, poco o muy móviles, según la clasificación de (Calvet, 2003). En la columna de agua (fase disuelta) son muy móviles, y si están con minerales arcillosos son poco móvil si los EMPT son adsorbidos en la esfera interna de los complejos, y muy móviles si son adsorbidos en la esfera externa. Con los óxidos e hidróxidos son inmóviles al interior de las redes cristalinas, poco móviles adsorbidos en su esfera interna y muy móviles adsorbidos en su esfera externa. En el caso de los carbonatos son inmóviles al interior de las redes cristalinas, poco móviles en su superficie. Con sustancias húmicas son poco móviles si están adsorbidos en su esfera interna y muy móviles si están adsorbidos en su esfera externa.

Lo que influye en la biodisponibilidad y toxicidad de los metales presentes en los sedimentos y el agua son: fases sólidas (fases de unión de metales), fases acuosas, propiedades

físicoquímicas como el pH, potencial redox, dureza, salinidad, y nutrientes, así como la sensibilidad de los organismos bentónicos (C. Zhang et al., 2014).

En los sistemas acuáticos, la salinidad tiene el rol más importante (Acosta et al., 2011; Leonard et al., 2011), ya que el aumento de esta puede acelerar la movilidad de los EMPT (Acosta et al., 2011; du Laing et al., 2008; Zhao et al., 2013).

El valor del pH del medio acuático influye fuertemente en la solubilidad de los EMPT, valores de pH altos promueven la adsorción y la precipitación, mientras que el pH bajo puede debilitar la fuerza de la asociación de metales e impedir la retención de metales por los sedimentos (Güven y Akinci, 2013; Peng et al., 2009).

Así como el pH, los aportes excesivos de nitrógeno y fósforo en el medio marino, a menudo, pueden resultar en eutrofización y/o proliferación de algas nocivas e hipoxia, lo que podría facilitar el ciclo biogeoquímico de los EMPT en el medio acuático (Ding et al., 2018; Jin et al., 2019).

1.2.3.1. EMPT en la columna de agua en forma disuelta

Los EMPT disueltos en el medio acuoso son altamente reactivos y fácilmente ad-absorbidos por la biota acuática, por lo que se definen como altamente biodisponibles (Sadiq y Zaidy, 1994). Se ha determinado que algunos EMPT disueltos están fuertemente influenciados por la salinidad y el pH, como son los casos del Cd, Cu y Pb; cuyas concentraciones disminuyen al aumentar la salinidad, pero son más altas a pH (Bryan et al., 1992; Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1996). Algunos de los EMPT disueltos, por ejemplo, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, y Zn, son utilizados por el fitoplancton u otros organismos como micronutrientes, pero también pueden bioacumularse (Morel y Price, 2003).

Algunos EMPT interactúan con compuestos de alto peso molecular que luego son precipitados bajo las condiciones que predominan en el agua y son incorporados a los sedimentos (Osuna-López et al., 1989).

1.2.3.2. EMPT en la columna de agua en forma particulada (en suspensión)

Algunos de los EMPT asociados a la materia particulada pueden sufrir procesos de desorción cuando el agua dulce entra en contacto con el agua costera, cuya fuerza iónica es notablemente superior. Los EMPT retenidos en los sedimentos también pueden ser resuspendidos hacia el agua, e incorporarse al medioambiente debido fundamentalmente a fenómenos de remoción por agitación física del fondo, bien por causas de origen natural (lluvias y tormentas) o por actividades antropogénicas (dragados) (Ansari et al., 2004; Martino et al., 2002).

En forma particulada, los EMPT pueden ser remineralizados o transferidos como parte de grandes agregados (orgánicos e inorgánicos) hasta depositarse en el fondo. Cerca del fondo, interactúan con la interfaz agua-sedimento y sus formas continúan transformándose dentro de la columna sedimentaria (Acosta-Vargas, 2015).

La composición química de la materia suspendida particulada (MSP) y de los sedimentos presentes en estos sistemas acuáticos es el resultado de la interacción compleja entre los detritos de origen terrígeno y antropogénico con los materiales disueltos y particulados (Chester, 2000).

1.2.3.3. EMPT en sedimentos

Según (Escobar, 2002), Las fuentes difusas de contaminación se generan por una gama amplia de actividades humanas en la que los contaminantes producidos por ellas, y contenidos en sus descargas se suman al llegar a los ríos y todo llega a desembocar a los mares en puntos de alta concentración, estimando que cerca del 90% de la contaminación producida al interior de los países es transportada por los ríos al mar. Entre estas actividades, la agricultura produce un incremento y movilización de sedimentos, nutrientes y material particulado, con ellos, carga de contaminantes que han afectado a las zonas costeras, como los EMPT que forman uniones químicas con las partículas de sedimento, pasan de la columna de agua a los sedimentos de fondo para ser acumulados y posteriormente liberados, generalmente en formas más tóxicas o viables de ser tomados y con mayor rapidez por los organismos marinos.

Los sedimentos del fondo (sub-mareales) en los sistemas acuáticos estuarinos y los sedimentos intermareales no sólo actúan como trampa y sumidero de los EMPT por largos periodos de tiempo (Bufflap y Allen, 1995), sino que a su vez actúan como fuentes permanentes y latentes de re-ingreso de EMPT al sistema acuático por diversos procesos tanto naturales como artificiales (Botté et al., 2010). Un ejemplo son los sedimentos asociados con manglares que pueden actuar como sumideros y a la vez como una fuente de EMPT en las zonas costeras por sus propiedades físicas y químicas (Sundararajan y Natesan, 2010; Botté et al., 2010).

Los sedimentos tienen todo tipo de composiciones posibles, dependiendo de la fuente; así como de texturas, tamaños de grano, redondez y selección que dependerá del proceso de transporte (Arche, 2010). Generalmente los EMPT se asocian a las partículas pequeñas del sedimento, lo que se atribuye a la elevada área superficial, que permite retener elevadas concentraciones de EMPT en sus capas superficiales mediante procesos de adsorción (adsorbido a materia orgánica, partículas de arcilla, óxidos de Fe, Al y Mn), co-precipitación (sulfuros, hidróxidos, carbonatos, fosfatos) y complejación (ligandos inorgánicos e inorgánicos solubles: hidróxidos, carbonatos, sulfatos, cloruros, fosfatos, nitratos); lo cual define la movilidad y biodisponibilidad de los EMPT. Las concentraciones de EMPT en los sedimentos pueden exceder las concentraciones en agua de 3 a 5 órdenes de magnitud (Peña-Salamanca et al., 2012).

1.2.3.4. EMPT en organismos acuáticos

En ecosistemas acuáticos, algunos EMPT se almacenan en los organismos en concentraciones superiores a las presentes en el medio acuático; por lo que los estudios sobre acumulación de EMPT en organismos se han planteado con dos principales objetivos: 1) Protección de los organismos y sus interacciones, y 2) Protección de la salud humana (Figueroa y Dávila, 2004). Los EMPT emigran al interior de los organismos (plantas, invertebrados, peces, aves, mamíferos, etc.) y pueden pasar de organismo a organismo, con el resultado frecuente de altas concentraciones en los niveles tróficos superiores.

Este efecto de acumulación es lo que se conoce como bioconcentración. La bioconcentración se define como el cociente entre la concentración, en este caso, del metal

en el organismo, o en un tejido concreto dividido por la concentración del metal en el medio (agua, alimento, dieta total, tierra, aire, etc.) (Repetto-Jiménez, 1995).

En diferentes bahías del Golfo de California se han llevado estudios sobre la presencia de EMPT en estos sistemas costeros. Por ejemplo, el de Jara-Marini et al., (2009), autores que analizaron las interacciones en la red trófica de elementos metálicos (Zn, Cu, Pb, Cd) en una laguna costera del sur de Sinaloa. Se efectuaron análisis en la columna de agua, material particulado, sedimentos superficiales y muestras biológicas que incluyeron primeros productores (fitoplancton mixto, macroalgas y manglar), consumidores primarios (zooplancton mixto, copépodo, percebe, ostra, mejillones, poliquetos, caracoles, camarones y salmonetes juveniles y adultos), consumidores secundarios (cangrejo, mojarra, pargo y ronco) y consumidores terciarios (cormorán). Los metales, tanto en las fracciones de partículas como en las disueltas, fueron significativamente más altos que el fondo regional. Los valores encontrados en sedimentos también se reportaron más altos que los valores de fondo regional y caracterizados como leve y moderadamente contaminados. En la cadena trófica los productores primarios concentraron, particularmente, Cu, Pb y Zn por encima del nivel encontrado en el ambiente circundante. Los organismos bentónicos mostraron una acumulación de metales, posiblemente relacionada con las concentraciones biodisponibles que se encuentran en los sedimentos. Los poliquetos y los caracoles mostraron altas concentraciones de elementos no esenciales (Cd y Pb). Las concentraciones más altas de Zn se midieron en los organismos filtradores como ostras y percebes, seguidos del caracol, poliquetos, salmonetes juveniles y cangrejos, y el ave cormorán. Este estudio reveló que el Cd y el Pb no se transfirieron positivamente. Por el contrario, Cu y Zn se transfirieron eficientemente, involucrando los tres niveles tróficos, posiblemente asociado a su papel en las funciones metabólicas.

En el estudio realizado por Ruiz-Fernández, (2009) se evaluó la contaminación histórica de Cd, Cu, Hg y Pb en tres lagunas costeras de Sinaloa: Chiricahueto, Estero de Urías y Ohuira. Se detectó presencia de Cu y Hg en los sedimentos de las tres lagunas en rangos de 6 - 76 $\mu\text{g/g}$ y 0.1 - 592 ng/g respectivamente. El Cd y Pb presentaron comportamientos similares en Chiricahueto y Estero con rangos de 0.2 - 2.1 $\mu\text{g/g}$ y 10 - 67 $\mu\text{g/g}$, respectivamente, mientras que para Ohuira, las concentraciones de Cd fueron de 0.1 - 0.5 $\mu\text{g/g}$ y de Pb de 115 - 180 $\mu\text{g/g}$. La contaminación por Hg en el estero de Urías se atribuyó a contribuciones derivadas de la planta termoeléctrica cercana y en Chiricahueto y Ohuira,

la presencia de metales se asoció a residuos agroquímicos de campos de cultivo circundantes.

Otro ejemplo, es el estudio de García-Rico et al., (2011), que tuvo como propósito fue investigar la distribución de metales (Cd, Pb, Hg, Cu, Fe, Mn y Zn) en fracciones disueltas y particuladas de la Bahía de Bacoichampo, Sonora. Los puntos de muestreo fueron repartidos en tres segmentos del cuerpo de la bahía: Boca, centro y litoral. Las concentraciones de Fe, Mn y Cu fueron más altas en la fracción particulada, mientras que Cd, Zn y Pb en la fracción disuelta; y el Hg no fue detectado. En la sección del litoral se encontraron las más altas concentraciones de Pb, Fe y Mn (ambas fracciones), y en la zona centro las más altas concentraciones de Cd y Zn (particulado). Para las tres zonas, en la fracción disuelta se detectó Cd en concentraciones de 1.98 – 2.56 µg/L y de Zn de 16.93 - 18.58 µg/L.

1.2.4. Toxicidad de los EMPT en los seres humanos

Para abordar el tema de la toxicidad de EMPT es conveniente distinguir entre elementos esenciales y elementos no esenciales. Un metal esencial es indispensable para las células, y deben estar biodisponible ya que su rol en las funciones metabólicas es irremplazable (Pelletier et al., 2004). Pero, incluso, los elementos que son constituyentes esenciales para el organismo, cuando están en concentraciones superiores a las fisiológicas, pueden originar patologías (producir intoxicación). Un elemento no esencial es aquel que no tienen una función biológica conocida dentro de los organismos (Repetto-Jiménez y Repetto-Kuhn, 2009).

La toxicidad de los EMPT ha demostrado ser una amenaza importante y hay varios riesgos para la salud asociados con ella. La toxicidad del metal depende de las especies químicas, la dosis absorbida, la ruta de exposición y la duración de la exposición (Jaishankar et al., 2014). También incide la edad, el sexo, la genética y el estado nutricional de los individuos expuestos (Tchounwou et al., 2012). Esto puede conducir a varios trastornos y también puede provocar daños excesivos debido al estrés oxidativo inducido por la formación de radicales libres (Jaishankar et al., 2014).

De acuerdo con la (EPA, n.d.), la toxicidad se clasifica en:

- *Toxicidad aguda.* La capacidad de una sustancia en causar daño biológico severo o muerte poco después de una sola exposición o dosis. También, cualquier efecto venenoso resultante de una sola exposición a corto plazo a una sustancia tóxica.
- *Toxicidad crónica.* La capacidad de una sustancia de causar efectos venenosos a largo plazo en la salud de seres humanos, animales, peces y otros organismos.
- *Toxicidad dérmica.* La capacidad de una sustancia química tóxica de envenenar a seres humanos o animales por su contacto con la piel.
- *Toxicidad oral.* La habilidad que tiene una sustancia en causar daños cuando es ingerida.

Por otro lado, los agentes tóxicos se ordenan en función de diversas categorías tomando como criterio los órganos afectados, el uso, el origen y los efectos de las sustancias. Así se pueden clasificar como hepatotóxicas, nefrotóxicas, neurotóxicas, etc., según afecten a órganos como el hígado, riñón o sistema nervioso (Giannuzzi, 2018).

Existen numerosas formas para que un químico ingrese al cuerpo humano tras la exposición ocupacional o ambiental. De manera no intencional, los EMPT generalmente penetran en el cuerpo humano a través de la comida, agua y aire, así como a través de la piel. En el aire, los metales están presentes principalmente como aerosoles (partículas en suspensión en el aire). Para los humanos, la alimentación y la bebida son las principales fuentes de exposición a metales (Egorova y Ananikov, 2017).

En la Tabla 1.9 se presenta un resumen de las principales características de los EMPT evaluados en este trabajo.

Tabla 1.9. Funciones esenciales, toxicidad y ruta de exposición de 10 EMPT

EMPT	Función Esencial	Efectos tóxicos sobre los órganos ¹									Ruta de exposición
		Neuronal	Hepática	Nefro	Cardiovascular	Dérmico	Inmuno	Carcinógeno	Hemato	Gastrointestinal	Embrionario
As	No Aplica	X	X			X	X	X	X	X	Por inhalación e ingerido (consumo de agua y alimentos). A través de la piel, solo una pequeña cantidad ^{4, 5}
Cd	No Aplica	X		X	X		X	X	X	X	La principal fuente de la exposición es la dieta (ingestión) ⁵
Cu	Productor de energía. Cofactor catalizador y enzimático ^{2,3}								X		Por ingestión, inhalación y dérmica ⁶
Cr	Potencia la acción de la insulina ²		X	X		X	X	X			Se absorbe principalmente por inhalación; en cantidad menor por ingestión ⁵
Fe	Transporte de oxígeno ^{2,3}	X	X						X	X	Por ingestión ⁷
Hg	No Aplica	X			X			X			Consumo de pescado y marisco contaminado con metilmercurio, compuesto orgánico presente en esos alimentos ⁴
Mn	Cofactor enzimático ³	X									Por ingestión e inhalación ⁵
Ni	Activador enzimático ²	X				X	X	X			Principalmente por ingestión, un menor porcentaje por inhalación y muy poco por vía dérmica ⁶
Pb	No Aplica	X		X			X	X	X	X	Inhalación de partículas. Ingestión de alimentos, agua, polvo ⁴
Zn	Estabilizador de proteínas ^{2,3}	X				X				X	Principalmente por ingestión ⁶

1. Mencías-Rodríguez y Mayo-Franco, (2000); 2. Bowman y Russel, (2001); 3. Teijón-Riviera y Garrido-Perterra, (2006); 4. OMS, (2021); 5. Goldman y Shafer, (2013); 6. CDC, (n.d.); 7. Remington y Gennaro, (2003).

2. ZONA DE ESTUDIO

2.1. DISTRITO DE RIEGO DEL RÍO YAQUI. DR041

El DR041 se localiza entre los 26°45' y 27°40' de latitud Norte y 109°45' y 110°20' de longitud Oeste, abarcando parcialmente los municipios de Cajeme, BÁCUM, San Ignacio Río Muerto, Benito Juárez, Etchojoa y Navojoa, todos ellos del estado de Sonora. Tiene una altitud de 4 a 58 metros sobre el nivel del mar (msnm) y una pendiente promedio de 1.5 m/km, dirección noroeste - suroeste (hacia el Golfo de California).

El DR041 fue trazado en una cuadrícula de bloques de 2x2 km. Administrativamente se divide en 42 módulos (unidades de operación y gestión de los recursos hídricos), y cada módulo se conforma por “n” número de bloques. (Figura 2.1).



Figura 2.1. DR041. Conformación administrativa (división de módulos).

2.1.1. Principales cultivos

Durante el año se llegan a cultivar 100 diferentes productos agrícolas (ciclos primavera-verano, otoño-invierno, primeros y segundos cultivos); entre los de mayor volumen de producción se encuentran: ajonjolí, alfalfa, algodón, brócoli, calabaza, cártamo, chile, frijol,

garbanzo, maíz, naranja, papa, sorgo y trigo, siendo el maíz y trigo los cultivos más importantes durante el ciclo otoño-invierno. Los cultivos varían de acuerdo con la temporalidad y las condiciones reglamentarias de cada usuario, ya que el agricultor debe obtener el permiso de siembra de la administración del DR041, lo cual se establece de acuerdo, principalmente, a la disponibilidad de agua (DR041, n.d.; Olmedo-Vázquez, 2017).

2.1.1.1. Trigo

Actualmente, y desde hace varias décadas, el estado de Sonora es el mayor productor de trigo de la República Mexicana. Se cultiva variedad harinera (elaboración de panes, tortillas, galletas y repostería) y cristalina (producción de pastas alimenticias, como espaguetis y sopas secas); el 75% de la cosecha corresponden al tipo cristalino, ya que el harinero presenta una menor productividad y es más sensible a las plagas.

La superficie cultivada con trigo en el estado de Sonora representa casi el 40% de la superficie total cultivada en México y un 50% de la producción nacional. Su rendimiento está un 30% por encima de la media nacional y un 121% por arriba de la producción mundial, según los datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Díaz, 2013). La producción histórica de trigo en el DR041 entre 1982 al 2017 ha oscilado entre 4.2 y 7.1 Mt (promedio de 5.6 Mt) (DR041, n.d.).

2.1.1.2. Maíz

El maíz es el producto agrícola que más se produce en el mundo, y de los más importantes en los mercados internacionales debido a sus cualidades alimenticias para consumo humano, proteína para producción animal y uso industrial (FIRA, 2015).

En México, el mercado se compone principalmente por maíz blanco (sólo consumo humano) y amarillo (consumo humano y animal) (SAGARPA, 2017). En los últimos 10 años México se ha posicionado dentro de los diez principales productores a nivel mundial, y el estado de Sonora se encuentra entre los tres estados que aporta mayor valor en la producción de maíz a nivel nacional (Borbón-Duarte, 2020).

Durante 25 años de producción de maíz en Sonora, el maíz grano representó el 5% en la producción total del estado, y el 9% de la superficie sembrada. El maíz forrajero representa

una porción menor, utilizado para consumo animal (en época de estiaje) (Zaragoza, 2019). Del 100% de la producción de maíz estatal, 68% corresponde al cultivo en el DR041 (Borbón-Duarte, 2020).

2.1.2. Fuentes de agua para riego (Infraestructura hidroagícola)

El DR041 aprovecha los escurrimientos del río Yaqui a través de un sistema de presas, así como también agua subterránea extraída mediante pozos (Pedroza-González, 2014). Con esta agua se riegan más de 200,000 ha, las que mediante segundos cultivos equivalen a unas 302,000 ha físicas regadas, principalmente de trigo, maíz, soya y cártamo.

La presa Álvaro Obregón cuenta con dos obras de toma: una en la margen izquierda (operada por el DR041) y más alta, que da origen al CPA; y otra, en la margen derecha, conocida CPB operada por la Comisión Federal de Electricidad (CFE), que debe ajustar sus planes de generación de energía eléctrica en función de los requerimientos de riego solicitados por el DR041 (Pedroza-González, 2014). De estos dos grandes canales se deriva toda una red de riego, atendiendo a los módulos existentes, 55% atendidos por el CPA y el 45% de los módulos restantes por el CPB. Se cuenta con 269 km de canales principales y 3,222.65 km de canales en red menor (Valenzuela-Borbolla, 2013) (Figura 2.2).

El volumen de agua de riego se suministra de acuerdo con la disponibilidad del agua en la presa. Al final del ciclo agrícola (30 de septiembre), la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) determina el volumen almacenado en el sistema de presas, obteniendo así el volumen disponible el DR041. Este último se divide de manera proporcional entre todos los usuarios, el cual se suministra a cada uno de los módulos de acuerdo con la superficie que siembran.

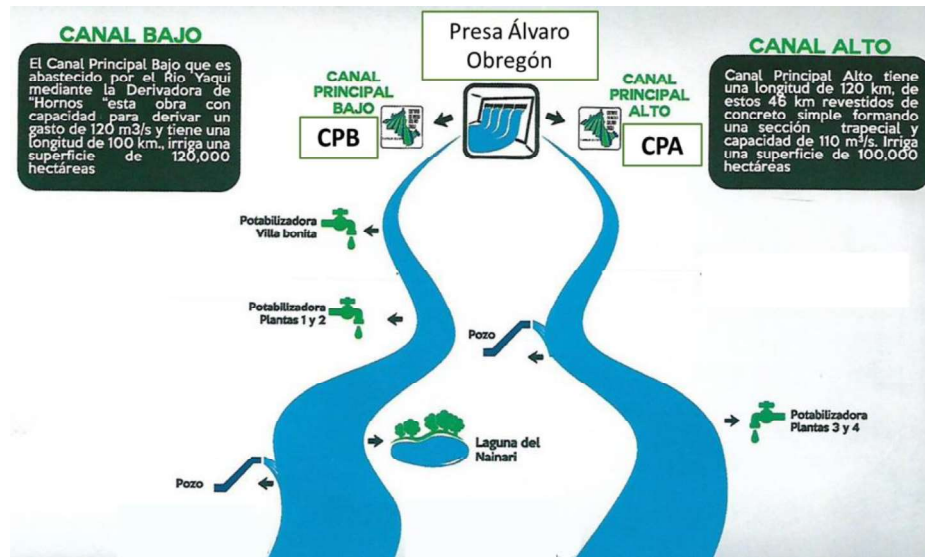


Figura 2.2. Esquema de la infraestructura hidroagícola del DR041

Fuente: Folleto informativo DR041

Debido a la existencia de periodos de sequías se han rehabilitado pozos, de forma que se tiene un registro de 148 pozos operados por el DR041, 58 colectivos o particulares y 94 pozos directos a parcela y cárcamos de retorno, sumando un total de 300 pozos. La mayor extracción de agua subterránea que se ha efectuado fue en el año 2003, debido a la sequía registrada en el ciclo 2002-2003 (periodo que ha ocasionado la mayor crisis económica del VY (Cruz-Medina y García-Páez, 2008).

De acuerdo con la administración del DR041, cada año se distribuyen por la red de canales más de 2,000 hm³ de agua (Figura 2.3). Con información estadística publicada por la CONAGUA a través del portal web de la Gerencia de Distritos de Riego fue posible conocer el volumen histórico (periodo 2001 – 2015) utilizado en el riego; volúmenes aportados por el río Yaqui (riego por gravedad proveniente de la presa Álvaro Obregón) y por el acuífero.

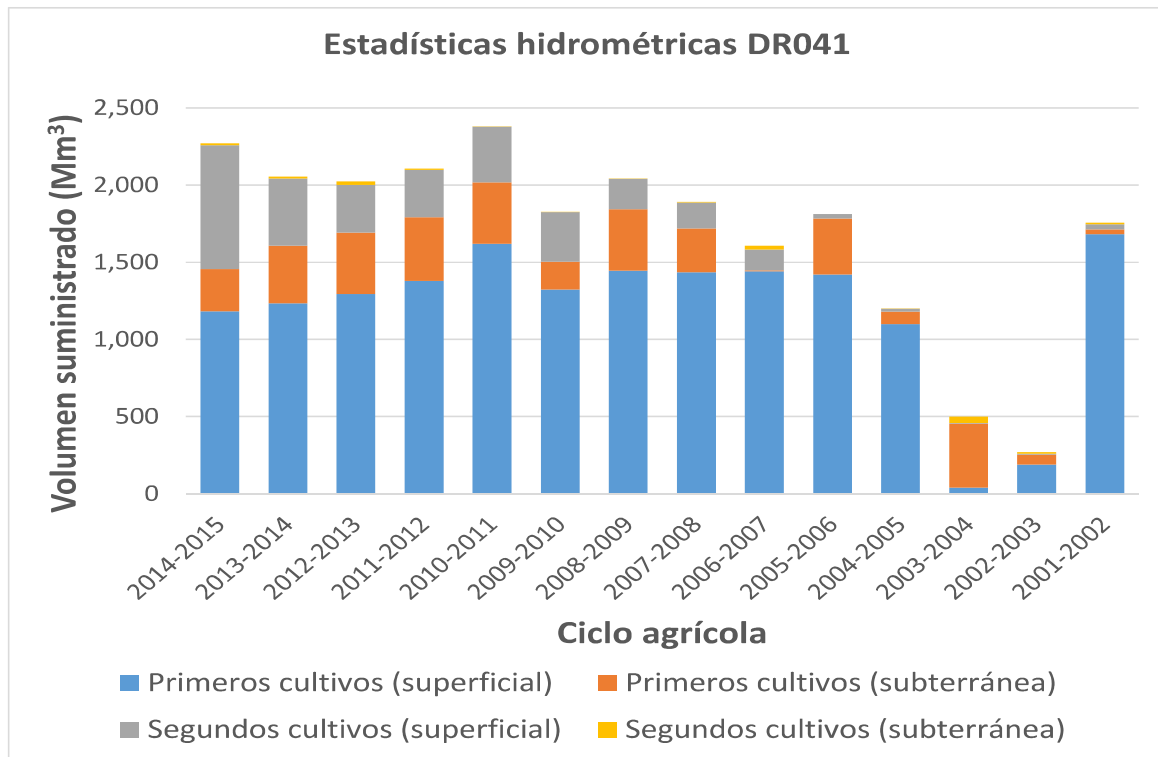


Figura 2.3. Volumen de agua de riego suministrado en el DR041 (2001-2015)

(Fuente: Elaboración propia, con datos del sitio edistritos.com)

Se puede observar que el ciclo prioritario, y para el cual se utiliza la mayor cantidad de agua, es el de los primeros cultivos (ciclo otoño-invierno). De acuerdo con esta información; sin contar el periodo de sequía, el volumen promedio de agua utilizada para un ciclo corresponde a 1,646 hm³/año (81% del cual corresponde a agua superficial) y un promedio de 186,752 ha regadas. Sin embargo, de estos volúmenes de agua ha sido estimada una eficiencia de riego del 34.1%; es decir, que de cada 1,000 litros de agua para riego, el cultivo aprovecha únicamente 341 litros (Olmedo-Vázquez, 2017).

2.1.3. Requerimientos teóricos de agua para el cultivo de maíz y trigo

Se estima que un 96% del riego es por gravedad y un 4% es riego modernizado, como goteo, micro-aspersión y aspersión, para cultivos más rentables (Olmedo-Vázquez, 2017). Con base en ello, se asumió que todo el riego se efectúa por gravedad para realizar una estimación teórica del volumen de agua empleada.

2.1.3.1. Trigo

El cultivo de trigo tiene un periodo de desarrollo estimado de aproximadamente 102 días en los cuales la planta pasa por tres fases después de la siembra. Estas fases del desarrollo del cultivo están directamente relacionadas con los periodos de riego y la cantidad de agua suministrada.

La guía para el riego del trigo se indica en Figura 2.4. El esquema de riego se basa en un primer riego (principal) ya que es para humedecer y lavar las sales del suelo antes de poner la semilla de trigo (riego de presiembra). Posteriormente, hay tres riegos adicionales (llamados riegos de auxilio), para ayudar al desarrollo de la planta, llevándose a cabo en los momentos fenológicos del trigo: inicio del encañe, durante el espigamiento y floración y, por último, al momento del grano lechoso.

En el riego de presiembra, la lámina de riego es de 20 cm. El primer riego de auxilio sucede después de los 50 días de la siembra. En esta etapa, la lámina de riego es de 15 cm. El segundo riego de auxilio, a los 80 días después de la siembra, con una lámina de riego de 15 cm. Por último, el tercer riego de auxilio se lleva a cabo a los 100 días después de la siembra, con una lámina de riego de 10 cm.

Por lo tanto, el requerimiento teórico de agua durante el ciclo fenológico del trigo es de 60 cm de lámina de agua (suma de los cuatro riegos recomendados). Esta lámina de agua en un metro cuadrado equivale a un volumen de agua de 0.6 m^3 , para una hectárea representaría un volumen de $6,000 \text{ m}^3$.

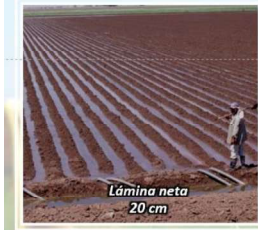
NÚMERO DE RIEGOS						
1	2		3		4	
PRIMER RIEGO	PRIMER AUXILIO		SEGUNDO AUXILIO		TERCER AUXILIO	
TIERRA SECA	INICIO DE ENCAÑE		ESPIGAM.-FLORACION		GRANO LECHOSO	
 Lámina neta 20 cm	 Lámina neta 15 cm		 Lámina neta 15 cm		 Lámina neta 10 cm	
SIEMBRA	TEMPRANA	TARDIA	TEMPRANA	TARDIA	TEMPRANA	TARDIA
DÍAS DESP. DE LA SIEMBRA	55	50	82	77	105	102

Figura 2.4. Esquema de guía de riego para el cultivo de trigo

Fuente: Administración DR041 (2017)

2.1.3.2. Maíz

El principal ciclo de cultivo de maíz es otoño-invierno. La fecha recomendada de siembra es del 10 de agosto al 10 de septiembre (INIFAP, 2017). Las etapas críticas del cultivo son cuatro: 1) Crecimiento de plántula, 2) Crecimiento vegetativo, 3) Floración y fecundación floración, y 4) Llenado de grano y madurez (CIBIOGEM, n.d.).

El requerimiento teórico de agua necesario para el desarrollo fenológico del maíz está conformado por seis riegos; un riego presiembra y cinco riegos de auxilio (Figura 2.5), con láminas de riego de 15 cm y 10 cm, respectivamente; lo que representa un total de 65 cm de lámina de agua (suma de los cuatro riegos recomendados (INIFAP, 2017). Esta lámina de agua en un metro cuadrado equivale a un volumen de agua de 0.65 m³, y para una hectárea representaría un volumen de 6,500 m³.

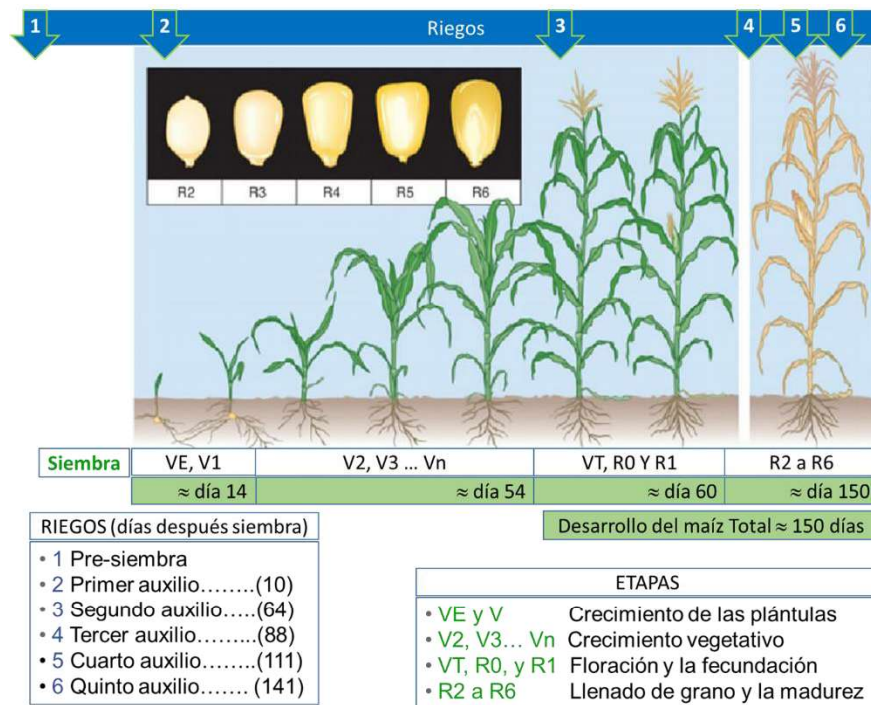


Figura 2.5. Esquema de guía de riego para el cultivo de maíz

Fuente: Adaptada de (CIBIOGEM, n.d.)(Nafziger, n.d.)

Almazán-Benítez, (2019) realizó un balance hídrico para un área piloto del DR041 (cultivos de maíz y trigo, ciclo otoño-invierno) indicando que para lograr las láminas de agua aprovechables y alcanzar el óptimo desarrollo de ambos cultivos se requerirán volúmenes de $\approx 8,000 \text{ m}^3$ (reales) vs $6,500 \text{ m}^3$ (teóricos) para el maíz y de $\approx 7,500 \text{ m}^3$ (reales) vs $6,000 \text{ m}^3$ (teóricos) para el trigo.

2.1.4. Insumos para el desarrollo fenológico del cultivo de trigo y maíz

La actividad industrial en el sur de Sonora es esencialmente agrícola con el objetivo de producir fertilizantes y plaguicidas. Entre las principales empresas se encuentran: Agroindustrias Mayo, que produce 30 mil toneladas de fertilizante para uso de la región y estados vecinos y cuyos desechos se vierten sin tratamiento a un dren agrícola (Dren las Ánimas), e Industrias Agrícolas del Sur de Sonora, la cual produce 40 mil toneladas de hidróxido de amonio (NH_4OH aguamonía) y amoníaco (NH_3), y 80 mil toneladas de insecticidas en polvo (SIDUR, 2016).

a) Fertilizantes

En cuanto a los principales fertilizantes empleados en el DR041, en la Tabla 2.1 se detallan cuáles son los más demandados para cultivos de trigo y maíz.

En el caso del trigo, todos los agricultores realizan fertilización con abonos químicos nitrogenados, la urea es el fertilizante más usado, seguido del nitrato y el amoníaco, y más del 80% aplica fertilizantes fosfatados (Márquez-Berber et al., 2014). Se recomienda aplicar un tercio de la dosis total del nitrógeno en presiembra o a la siembra para prevenir que el cultivo sufra la falta de este elemento (INIFAP, 2011). Sin embargo, más del 50% del nitrógeno se aplica antes de la siembra y el resto se aplica junto con los riegos. En presiembra se aplican 100 kg/ha de fosfato monoamónico (MAP) y 100 kg/ha de urea, al primer y segundo riego de auxilio se aplican 100 y 80 kg/ha respectivamente (Lares-Orozco et al., 2016). En el caso del fósforo, la aplicación en presiembra y al voleo es la mejor opción, la dosis tradicional es de 100 kg/ha de fosfato monoamónico, sin embargo, se ha observado que 100 kg adicionales incrementan el rendimiento, considerando entonces 200 kg/ha de fertilizante fosfatado (INIFAP, 2017).

En el caso del maíz, las dosis recomendadas varían de 160 a 290 unidades de nitrógeno (N) y de 50 a 100 unidades de fósforo (P). Las fuentes de N son amoníaco anhidrido y urea y para el P, 11-52-00. La aplicación puede ser antes del riego de presiembra. Se recomienda aplicar 50% de N en presiembra o al momento de “revestir” el surco, y el resto con la labor de “zanjeo” antes del primer riego de auxilio. (INIFAP, 2017).

Tabla 2.1. Principales fertilizantes utilizados para el cultivo de trigo y maíz en el DR041

Nombre	Grado equivalente	Composición química
Amoníaco anhidro	82N-18H	NH ₃
Urea	46-0-0	NH ₂ CONH ₂
UAN-32	32-0-0	Solución de urea [CO(NH ₂) ₂] y nitrato de amonio [NH ₄ NO ₃]
Nitrato de amonio	33-3-0	NH ₄ NO ₃
Sulfato de amonio	21-0-0 24S	(NH ₄) ₂ (SO ₄)
Fosfato Monoamónico (MAP)	11-52-0	NH ₄ H ₂ PO ₄

Fuente: (INIFAP, 2011)

b) Plaguicidas

De los 126 plaguicidas que se utilizan en el DR041 para los diferentes cultivos (García-Hernández et al., 2017); y de acuerdo con la literatura existente publicada por instancias gubernamentales y centros de investigación (guías y recomendaciones para mejora de cultivo y rendimiento), así como con investigaciones de campo (censos directos con los agricultores); son 33 principales plaguicidas empleados en el cultivo del maíz y trigo (43% herbicidas, 39% insecticidas y 18% fungicidas). Es notorio que el mayor consumo de insumos es para el control de las malezas (herbicidas). Otros productos son para prevenir y combatir plagas de pulgón de cogollo y pulgón de la espiga, chupadores (cítricos), gusano trozador, gusano elotero, y gusano cogollero.

La selección de los plaguicidas más adecuados se realiza de acuerdo con el momento en el que se encuentra el cultivo durante el desarrollo fenológico y con las recomendaciones de las autoridades correspondientes, basado en estudios realizados en diferentes semillas utilizadas (7 y 15 semillas certificadas para el maíz y trigo respectivamente).

La Tabla 2.2 resume los diferentes plaguicidas empleados en aplicación individual y la Tabla 2.3 muestra las mezclas recomendadas para el control de las malezas (herbicidas).

De este grupo de agroquímicos, 23 de ellos están clasificados como Plaguicidas Altamente Peligrosos (PAP) por la Red de Acción en Plaguicidas, por sus siglas en inglés PAN (Pesticide Action Network; lista actualizada en marzo 2021), se señalan con el símbolo asterisco (*). Los PAP son persistentes, bioacumulables o muy tóxicos, tal es el caso del glifosato, dimetoato, paratión metílico, metamidofós y metomilo, los cuales ya están prohibidos en numerosos países (PAN, 2021).

Tabla 2.2. Plaguicidas empleados en el DR041 (Cultivo de maíz y trigo)

	Tipo de plaguicida	Ingrediente activo	Fórmula química	Dosis recomendada	Grupo químico
Maíz	Herbicidas	Atrazina*	C ₃ H ₃ N ₃	940 - 1,175 g/ha	13
		Pendimetalin*	C ₁₃ H ₁₉ N ₃ O ₄	1,600 g/ha	4
	Insecticidas	Clorpirifos*	C ₉ H ₁₁ Cl ₃ NO ₃ PS	1 – 1.5 L/ha 480 g/ha	9
		Deltametrina*	C ₂₂ H ₁₉ Br ₂ NO ₃	½ L/ha	10
		Endosulfan*	C ₉ H ₆ Cl ₆ O ₃ S	350 g/ha	8
		Metomil*	C ₅ H ₁₀ N ₂ O ₂ S	290 g/ha	3
		Permetrina*	C ₂₁ H ₂₀ Cl ₂ O ₃	8 – 10 kg/ha	10
		Tiodicarb*	C ₁₀ H ₁₈ N ₄ O ₄ S ₃	2 ½ L/100 kg	3
Trigo	Herbicidas	Clodinafop-propargilo*	C ₁₅ H ₁₂ F ₂ N ₄ O ₃	0.75 L/ha	9
		Fenoxaprop-p-etilo	C ₁₈ H ₁₆ ClNO ₅	1 L/ha	1
		Glifosato*	C ₃ H ₈ NO ₅ P	1.5 – 2 L/ha	9
		Metsulfuron-metil* + iodosulfuron metil		500 g/ha 0.5 L/ha	11
		Pinoxaden	C ₂₃ H ₃₂ N ₂ O ₄	0.5 a 0.8 L/ha	5
		Prosulfuron	C ₁₅ H ₁₆ F ₃ N ₅ O ₄ S	Ver en mezcla	11
		Thifensulfurón metil + Metsulfurón metil		Ver en mezcla	11
		Tralkoxidim*	C ₁₈ H ₁₆ ClNO ₅	1.2 a 1.6 L/ha	9
		Triasulfuron*	C ₁₄ H ₁₆ ClN ₅ O ₅ S	10 – 15 g/ha	11
	Insecticidas	Dimetoato*	C ₅ H ₁₂ NO ₃ PS ₂	1 L/ha	9
		Imidacloprid*	C ₉ H ₁₀ ClN ₅ O ₂	0.15 L/ha	7
		Lambda-cyhalotrina*	C ₂₃ H ₁₉ ClF ₃ NO ₃	1 L/3ha	10
		Tiametoxam+lambda cyalotrina*	C ₂₃ H ₁₉ ClF ₃ NO ₃	0.1 L/ha	7
	Fungicidas	Epoxiconazol*	C ₁₇ H ₁₃ ClF ₃ N ₃ O	93.7 – 125 g/ha	12
		Flutriafol	C ₁₆ H ₁₃ F ₂ N ₃ O		12
		Propiconazol*	C ₁₅ H ₁₇ Cl ₂ N ₃ O ₂	125 g i.a./ha	12
		Tebuconazol	C ₁₆ H ₂₂ ClN ₃ O	125 g/ha	12
		Tebuconazole + Trifloxystrobin		Sin información	12
Maíz y Trigo	Herbicidas	Dicamba	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃	1 L/ha	9
		Fluoroxipir	C ₇ H ₅ Cl ₂ FN ₂ O ₃	0.5 L/ha	9
		2,4-D*	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃	0.5 – 1.5 L/ha 480 - 720 g/ha	6
	Insecticidas	Metamidofós*	C ₂ H ₈ NO ₂ PS	1 – 1.5 L/ha	9
		Novaluron	C ₁₇ H ₉ ClF ₈ N ₂ O ₄	200 ml/ha	2
		Paratión metílico*	C ₈ H ₁₀ NO ₅ PS	10 kg/ha 1 L/ha 720 g/ha	9

Grupo Químico: 1) Benzoazoles; 2) Benzoylurea; 3) Carbamatos; 4) Dinitroanilinas; 5) Fenilpirazol; 6) Fenoxiacético; 7) Neonicotinoide + Piretroide; 8) Organoclorados; 9) Organosfosforados; 10) Piretroides; 11) Sulfonilureas; 12) Triazoles; 13) Triazinas

Adaptada de García-Hernández et al., (2017); INIFAP, (2011, 2017)

Tabla 2.3. Mezcla de herbicidas empleados en el DR041

	Ingrediente Activo	Dosis recomendadas
Maíz	Glifosato + con sulfato de amonio al 3 %	2 L/ha
	2,4-D + Atrazina	(480 + 500) g/ha
	2,4-D + Dicamba	(240 + 96) g/ha
	Tropamezone	Sin información
Trigo	Clodinafop-propargilo + Fluoroxipir + 2,4-D	(0.75 + 0.5 + 0.5) L/ha
	Clodinafop-propargilo + Dicamba	(0.75 + 1.0) L/ha
	Clodinafop-propargilo + (Thifensulfurón metil + Metsulfurón metil)	(0.75 L + 30 g)/ha
	Prosulfuron + Triasulfuron	(30 + 10) g/ha
	Clodinafop-propargilo + Prosulfuron + Triasulfuron	(0.75 L + 30 g + 10 g)/ha
	Tralkoxidim + Dicamba	(1.4 + 1.0) L/ha
	Tralkoxidim + (Thifensulfurón metil + Metsulfurón metil)	(1.4 L + 30 g)/ha

Adaptada de INIFAP, (2011, 2017)

Por último, cabe señalar que, una vez utilizados los productos, la disposición final de los envases no cuenta con un manejo apropiado, ya que se pueden encontrar envases vacíos tirados al aire libre, por diversos puntos del DR041.

2.1.5. Sistema de drenaje del DR041

Para dar salida a los volúmenes de agua excedentes procedentes del manejo del agua de riego, mismos que permiten abatir los problemas de salinidad de suelos en el DR041, se han construido diversos drenes (431 km de longitud total) que descargan en las principales bahías del sur de Sonora, una de ellas la BT (Ahrens et al., 2008; Beman y Francis, 2006; Escofet y Bravo-Peña, 2007; Orrantía-Urias, 2008).

El sistema de drenaje corre paralelo y contiguo a las calles, excepto en algunas áreas de topografía irregular. Esta disposición de las vías de agua permite hacer un eficiente suministro de agua de riego y facilita el drenaje superficial y profundo para cada bloque de 400 hectáreas, aunque algunos predios necesitan drenes interiores o "bayonetas" al nivel parcelario (Olmedo-Vázquez, 2017).

2.2. BAHÍA DEL TÓBARI (BT)

2.2.1. Características de la BT como un sistema lagunar costero/estuarino

La BT se localiza a 40 km al sur de Cd. Obregón y a 14 km del poblado Villa Juárez, Sonora, a lo largo de la costa este central del Golfo de California. Los componentes ambientales de la BT lo definen como un humedal con las características de un estuario mezclado que, en ocasiones, funciona como antiestuario, debido a que las salinidades son mayores al interior de la bahía que en la porción marina, y en otras ocasiones como estuario (GS Ingeniería, 2008). Está integrada por 15 ensenadas y esteros (Figura 2.6).

En su porción central, el sistema presenta una isla de barrera conocida como isla Tóbari o Huivulai (barra arenosa que la separa del Golfo de California), ésta forma dos bocas en cada uno de sus extremos con la BT, boca norte y boca sur, con amplitud de 1200 m y 940 m; respectivamente (Garrido-Hoyos et al., 2019).

La BT tiene una superficie de 64.2 km², y una profundidad promedio de 1.4 m, siendo su eje paralelo a la costa (García-Hernández, 2004), con profundidades entre el continente y la Isla Huivulai de 0.5 m a 2 m (C. Cruz et al., 2000) y en las bocas norte y sur, profundidades de 5.5 m y 8 m, respectivamente (Garrido-Hoyos et al., 2019).

El área definida como humedal es de 16,700 ha, de las cuales 8,200 ha corresponden a la superficie que ocupan los cuerpos de agua y se clasifican como humedales estuarinos submareales de sustrato no consolidado (UNAM, n.d.).

La BT alberga una gran cantidad de organismos: manglares, macroalgas, moluscos, peces y aves (García-Hernández, 2004). Es también parte del complejo “Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California” y sitio de la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras (RHRAP), estrategia de conservación internacional (Carmona et al., 2015).

Se caracteriza por ser una región pesquera y acuícola que forma parte de la reserva ecológica del estado de Sonora (UNAM, n.d.) ya que incluye a la Isla Huivulai, sitio de anidación de aves migratorias.

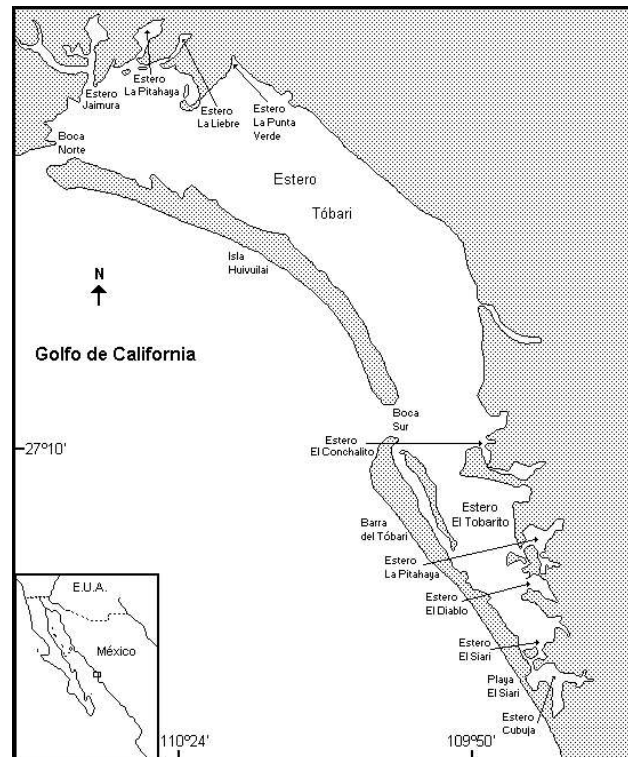


Figura 2.6. Localización del sistema lagunar Bahía del Tóbari

Fuente: (UAM, n.d.)

2.2.1.1 Geomorfología

La BT es una laguna costera tipo II-A: Sedimentación terrígena diferencial asociada a prismas deltaicos, y ubicada en la región C (Lagunas en el margen continental del Golfo de California). (Lankford, 1977). En estas lagunas se forman rápidamente barreras arenosas que envuelven depresiones marginales o intradeltaicas muy someras, deltas de insumo de sedimentos bajos que pueden ser someros y frecuentemente efímeras, y lagunas elongadas entre montículos de playa (Kjerfve, 1986).

2.2.1.2. Hidrodinámica

La aridez de la amplia región del desierto de Sonora tiene implicaciones importantes para la circulación del agua dentro de la BT, y la cantidad, fuente y la época en que la escorrentía de agua dulce llega a la bahía (Beman y Francis, 2006).

Las mareas de la BT están regidas por las mareas del Golfo de California (Figura 2.7). Arriaga-Cabrera et al., (1998) señala que en la región de la BT la marea es considerada semidiurna y de oleaje medio. Méndez-Ramos, (2011) indica que las mareas son mixtas, principalmente semidiurnas (el nivel del mar sube y baja dos veces por día) en las zonas norte y sur, y diurnas (un ciclo de marea por día) en la parte central. De acuerdo con Cruz et al., (2000), mediciones realizadas mostraron que la onda de marea se presenta primero en la boca sur y sus amplitudes de marea son mayores que en la boca norte. Asimismo, el retardo de marea registrado por los instrumentos es de 35 hasta 55 minutos para las mareas diurnas y de 36 hasta 25 minutos para las mareas semidiurnas. Esto ocasiona una diferencia de nivel del mar entre ambos cuerpos.

En cuanto a los vientos, no existe una base de monitoreo oficial en la BT, sin embargo, la Dirección General Adjunta de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología (DIGAOHM) de la Secretaría de Marina de México, cuenta con la estación más cercana a la BT, “Puerto Yávaros”, en donde los registros muestran que el viento dominante en esta región del Golfo de California está dividido en dos periodos. El primero ocurre a finales de otoño hasta principios de la primavera, con vientos predominantes del Noroeste y velocidad promedio de 4.2 m/s, favorecido por la presencia de frentes fríos o masas de aire frío procedentes del Suroeste de los Estados Unidos, y el segundo periodo que comprende de finales de primavera hasta principios de otoño oscilando el viento del Oeste-Suroeste al Suroeste con velocidad promedio de 3.96 m/s, favorecidos por la entrada de humedad del Océano Pacífico (DIGAOHM, n.d.).



Figura 2.7. Variación del nivel de aguas

Fuente: (Garrido-Hoyos et al., 2019)

De acuerdo con Solis-Tamayo, (2018) el volumen de la BT, se estima en 115,836,000 m³, con una entrada de masa de agua desde el océano de 2,259,646 m³; entrando por la boca norte 553,640 m³ y por la boca sur de 1,706,000 m³, considerando un tiempo de residencia de 51.26 meses ($\approx$ 4 años), tiempo en el cual sucede el recambio de agua de la BT.

2.2.1.3. Aporte de agua continental

Almazán-Benítez, (2019) realizó un balance hídrico para el cultivo de maíz y trigo en un área piloto del DR041. Con los resultados obtenidos estimó los porcentajes de evapotranspiración del cultivo (ETc), escorrentía (Esc) e infiltración eficaz, (Inef) con respecto al agua de riego. Considerando estos porcentajes y los datos expuestos en la sección 2.1.2 (Promedio de ha regadas y volumen de agua utilizada por ciclo de cultivo), y suponiendo un cultivo homogéneo de maíz y trigo; se obtiene un valor de 854 hm³ de drenaje agrícola producido por todo el DR041 vertido en las diferentes bahías del sur de Sonora, entre ellas, la BT en el periodo diciembre – marzo.

El volumen descargado anualmente a la BT ha sido estimado entre 350 hm³/año (Escofet y Bravo-Peña, 2007) y 435 hm³/año (Schoups et al., 2006). Las descargas se realizan en pulsos con picos a fines de enero, principios de marzo y abril y a fines de noviembre (Beman et al., 2005). Estos picos coinciden con los momentos de riego de los principales cultivos y la descarga de los parques acuícolas (El Tóbari y El Siari). La variación estimada de caudal oscila de caudales nulos (en el verano) a 2 m³/s en eventos de irrigación (Beman, 2014).

Existen además descargas acuícolas, urbanas e industriales que son transportadas mediante 15 drenes (Figura 2.8). Dos de ellos son drenes acuícolas y el resto agrícolas (Garrido-Hoyos et al., 2019; GS Ingeniería, 2008). Sin embargo, los drenes acuícolas no son suficientes para la descarga requerida y en algunos casos, el agua de drenaje de éstas se incorpora a los agrícolas (Orrantía-Urias, 2008).

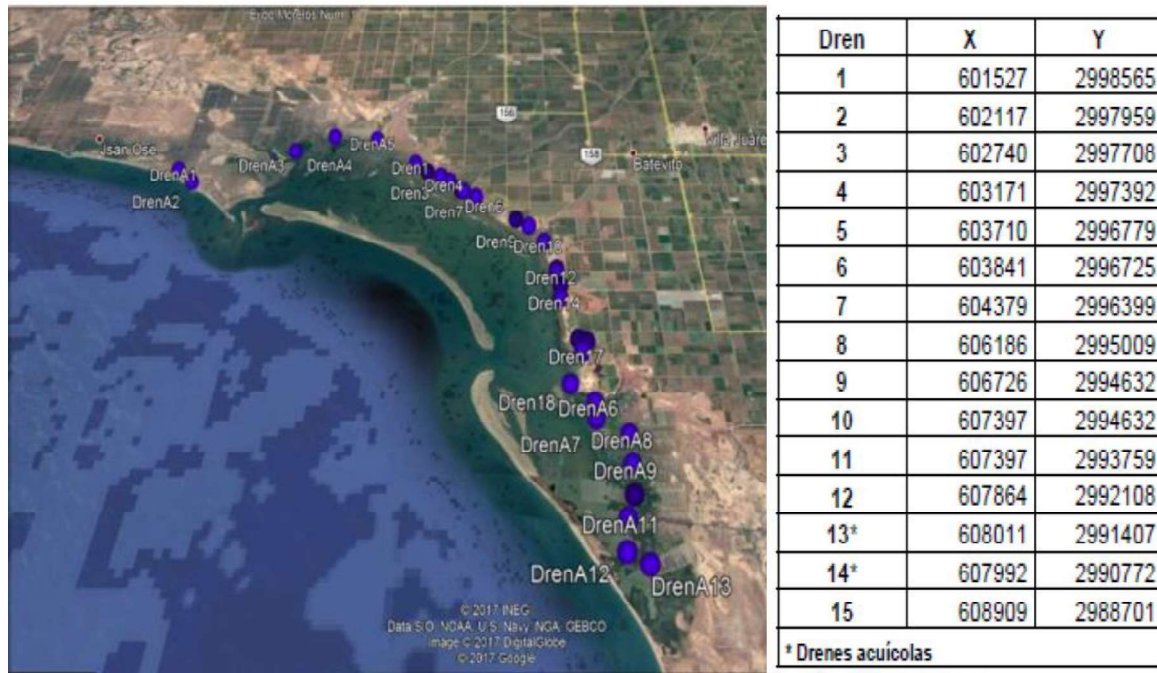


Figura 2.8. Descargas identificadas en la BT

Fuente: Garrido-Hoyos et al., (2019)

En estas descargas que llegan a la BT, hay que considerar a uno de los más grandes parques acuícolas de la costa de Sonora: “La Atanasia”, que se ubica aguas arriba de la boca norte de la BT, por lo que parte de sus descargas entran a la BT por esta sección de la bahía (García-Hernández, 2004). Este aporte no está cuantificado dentro de la aportación directa a la BT. De la actividad de esta granja, se descargan diariamente 6.12 hm^3 producto del volumen de intercambio en los estanques durante el ciclo de cultivo del camarón (de mayo a noviembre ≈ 210 días), lo que hace un total de $1,285 \text{ hm}^3$. A este volumen, hay que sumarle la descarga del agua contenida en los estanques al final de la cosecha descargados anualmente (SINAT-SEMARNAT, 2003), de todo este volumen, un porcentaje (no cuantificado) entra a la BT por la boca norte.

2.2.2. Biodiversidad

La BT presenta áreas de manglar, planicies fangosas, bajos de arena, pastos marinos y algas que constituyen ambientes adecuados para el reposo, refugio, reproducción y crianza de diversas especies de fauna silvestre, particularmente para las aves acuáticas migratorias y residentes (BirdLife International, n.d.).

El ambiente de la BT es complejo, esto ha determinado que muchos de los organismos que habitan en este medio, estén formados por organismos eurihalinos que son capaces de soportar fuertes fluctuaciones de salinidad, temperatura y oxígeno (INEGI, 1993).

En la BT se encuentran especies de matorral tales como vidrillo (*Baris marítima*) y chamizo (*Sesuvium portuslacastrum*), características de los esteros, así como especies de mangle (Domínguez-Sánchez, 2010), pastos marinos (*Ruppia marítima*) (López-Calderón, 2012) y vegetación florística tales como familias Cactaceae y Leguminosae (GS Ingeniería, 2008). En el hábitat acuático se encuentran especies del grupo de algas verdes (*chlorophyta*), cafés (*phaeophyta*) y rojas (*rhodophytas*), las cuales juegan un papel muy importante dentro del ecosistema, por ser claves en la cadena trófica (Domínguez-Sánchez, 2010).

De entre las especies arbustivas, el manglar es un ecosistema único debido a su posición en la interfaz océano-tierra (Chapman, 1975; Christensen, 1982). Se estima que en la BT existen 974.11 ha de manglar (UNAM, n.d.); constituida por dos especies: *Avicennia germinians* (mangle negro) y *Rhizophora mangle* (mangle rojo) (Bautista-Olivas et al., 2018). El manglar tiene un efecto de amortiguamiento sobre las descargas de nutrientes provenientes de las granjas de camarón (Sánchez-Carrillo y Álvarez-Yépiz, 2008) y contribuye para la base de las cadenas tróficas por el aporte de detritus que pasa a ser parte del alimento de los organismos que lo consumen (Cintrón y Schaeffer-Novelli, 1983).

Los manglares pueden considerarse reactores biogeoquímicos a lo largo de las costas, actuando como sumideros o fuentes de EMPT dependiendo de factores ambientales (Thanh-Nho et al., 2018), debido a la riqueza en contenido de materia orgánica y arcilla, y a sus densos sistemas de raíces que pueden atrapar eficientemente la materia suspendida y sus metales asociados de la columna de agua (Marchand et al., 2016; Natesan et al., 2014). Los manglares absorben ciertos contaminantes, y participan en complejas reacciones geoquímicas que tienen lugar en los sedimentos y que inmovilizan EMPT y, en consecuencia, hacen posible la protección de las aguas costeras (Sharma y Singh, 2022).

En la BT, la extensión del mangle ha disminuido por el efecto desmedido de la modificación del uso de suelo y hábitat (Martínez-Durazo, 2013).

Por otro lado, la BT es un sitio de importancia internacional por albergar más del 10% de la población biogeográfica de la subespecie frazari del Ostrero Americano (*Haematopus palliatus frazari*), que en la lista federal de México está "en peligro de extinción". Se han registrado presencia de 21 especies, entre ellas Avocets americanos (*Recurvirostra americana*); Playero Occidental (*Calidris mauri*), Picopando Canelo (*Limosa fedoa*), Willet (*Tringa semipalmata*) y Marbled Godwit (*Limosa fedoa*). Las condiciones ambientales también favorecen la presencia de otras especies de aves acuáticas como gaviotas, garzas y espátula. La BT se considera como un lugar de importancia como sitios para hibernación, debido a esto, de acuerdo con (WHSRN, n.d.), la BT tiene los siguientes reconocimientos: Humedal Prioritario para Aves Acuáticas Migratorias en México, Humedal Prioritario para Aves Playeras en México, Área de Importancia para la Conservación de las Aves, Área Prioritaria para la Conservación Marina y Costera en México y dos reconocimientos del APFF por parte de UNESCO: Reserva de la Biosfera del Programa el Hombre y la Biosfera, y un Sitio Patrimonio Natural de la Humanidad.

Además de la presencia de las aves, se considera la posibilidad de la existencia de otras 180 especies que corresponden a los grupos: invertebrados, reptiles y mamíferos; de las cuales se estima un total de 57 especies protegidas y de este número, 33 especies se encuentran en categoría de protección especial, 17 amenazadas y 7 en peligro de extinción (reptiles); (GS Ingeniería, 2008). Se considera que la BT alberga especies clave (manglar de 4 especies), especies bandera (bobo pata azul, sula neboxii; gaviota reidora, *Larus atricilla*; golondrina-marina real, *Sterna máxima*; ostrero americano, *Haematopus palliatus*; ballenas, *Balaenoptera* sp; delfín, *Delphinus capensis*; león marino de California, *Zalophus californianus*; delfín nariz de botella, *Tursiops truncatus gilli*) y especies endémicas (macroalgas, *Chondracanthus squarulosus*, *Eucheuma uncinatum*) (Sánchez-Ibarra et al., 2013). Dentro de los invertebrados se encuentran gasterópodos, bivalvos, poliqueta y crustáceos. Entre los peces se identifican, principalmente, la lisa (*Mugil cephalus*), botete (*Sphoeroides annulatus*) y mojarra (*Eugerres axilaris* y *ecinostomus entomelas*).

2.2.3. Actividades productivas en la BT

a) Pesca ribereña

En la BT se ejerce la pesca artesanal por los lugareños de tres poblados (El Paredoncito, Aceitunitas y El Paredón Colorado) (García-Hernández, 2004), siendo la cooperativa más antigua la del Paredón Colorado (Bassols y Floriani 2017). Las principales especies de pesca

son la lisa, curvina, pargo, mojarra, roncacho, robalo y chihuili, además de moluscos como el ostión, la pata de mula, callo de hacha y almeja. Se lleva a cabo principalmente en los meses de veda del camarón (CDI, 2009). Entre otras especies aprovechables en la BT se pueden encontrar la jaiba, la comunidad Paredoncito es conocido en la región por su importancia en la captura de jaiba para la economía local (Hernández-García, 2018), sardina, corvina, camarón azul, cangrejos, manta y botete (Balmori et al., 2012; WWF, 2005). La captura de camarón se lleva a cabo principalmente de septiembre a diciembre.

b) Cultivo de camarón

El camarón es uno de los productos marinos de mayor consumo a nivel mundial y ante el agotamiento de sus poblaciones silvestres, su cultivo (camaronicultura) satisface gran parte de la demanda (Dugger, 1990).

A mediados de los años de los 80's tras varios años de investigación de la factibilidad del cultivo de camarón en las lagunas costeras y esteros de Sonora se llevaron a cabo experimentos a escala comercial exitosos (Rodríguez-Valencia et al., 2010) y a partir de los años 90 se construyeron granjas camaronícolas en el sur del estado de Sonora que siguen operando actualmente (Barrera-Bassols y Floriani, 2017), aportando el 62.8% de la producción nacional (Industria Acuícola, 2010) en sistemas semi-intensivo (estanques de cuatro a diez hectáreas, densidad moderada de siembra de post-larvas) e intensivo (estanques pequeños de una o dos hectáreas, sistemas de aireación y una densidad alta de siembra de post-larvas de laboratorio) (Páez-Osuna, 2001).

De las 15 regiones productivas/administrativas (Junta Local de Sanidad Acuícola, JLSA) existentes a lo largo de toda la costa del estado de Sonora, los parques camaronícolas ubicados en la BT ocupan el tercer lugar en superficie destinada a la producción (COSAES, 2014). La infraestructura se encuentra en los extremos norte y sur de la bahía. Se trata de parques acuícolas conocidos como La Anastasia y Tóbari (al norte) y el Siari (al sur), con una superficie total de 2,547 ha (Figura 2.9) (GS Ingeniería, 2008; Orrantía-Urias, 2008).

La vegetación terrestre colindante con las zonas de litoral fue desmontada, eliminando humedales del ecosistema de manglar para dar paso a estanques destinados a estas granjas camaronícolas (Barrera-Bassols y Floriani, 2017; Hernández-García, 2018). Este tipo de

granjas están expuestas a diversos contaminantes, entre los cuales hay que destacar los EMPT (Aktaruzzaman et al., 2013; Frías-Espericueta et al., 2015; Páez-Osuna, 2001).

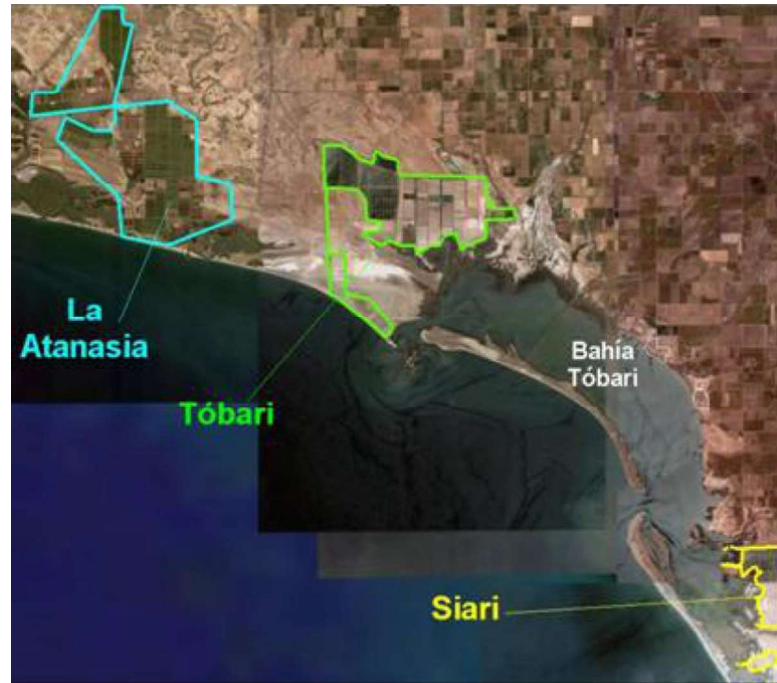


Figura 2.9. Sitios de desarrollo industrial camaronícola en la BT

Fuente: GS Ingeniería (2008).

c) Producción de moluscos

Existen proyectos acuícolas de moluscos en la porción norte de la BT orientados al cultivo de moluscos como el ostión y el callo de hacha, en sistemas suspendidos durante precrecimiento y de fondo durante el crecimiento.(DOF, 2001).

2.2.4. Presión antropogénica en la BT asociada a las actividades productivas

La pesca de camarón produce azolvamiento en la BT; ya que su captura se realiza mediante “purineo” (CDI, 2009); acción de arrojar alimento balanceado (de nombre “purina”) con el objetivo de aglomerar a los camarones y obtenerlos con mayor facilidad. Parte del alimento es consumido por los organismos, parte se deposita en el fondo y se incorpora a los sedimentos; y el resto se disuelve y se descompone químicamente afectando la fisicoquímica de la columna de agua, lo cual impacta en las zonas someras o aguas de muy poca

profundidad, adicionando nutrientes en aguas de poca o nula circulación (Colín-Rangel, 2007; PROCOMAR, 2010).

Con respecto a las granjas camaronícolas, esta actividad se desarrolla tierra adentro, en estanques acondicionados cerca de la línea de costa para que exista una buena fuente de abastecimiento de agua (del Río-Salas et al., 2016). Un porcentaje de la descarga del agua de recambio de los estanques de producción, así como el contenido total de los mismos son vertidos a la BT (Orrantía-Urias, 2008). Se ha documentado que el parque acuícola “La Atanasia” una de las más grandes del estado de Sonora, se produce una descarga de alrededor de 117 kg de N a la BT (Tacon, 2002) por cada tonelada de camarón producida (Martínez-Córdova et al., 2009). Considerando que las fuentes naturales de nutrientes no proveen estas cantidades de N (Páez-Osuna, 2001), la BT puede considerarse un ecosistema hipertrófico, es decir altamente impactado por las actividades antropogénicas (Martínez-Durazo, 2013).

Escofet y Bravo-Peña, (2007), analizaron la calidad del agua de la BT, demostrando la presencia de plaguicidas, EMPT, contaminantes biológicos (coliformes fecales), síntomas de eutroficación y la elevación de la salinidad de 37 a 38 ppm en 1979 a 40-41 ppm en 1991.

Los pescadores locales informaron que en la década de los 60 tuvieron que cambiar sus prácticas, debido a la construcción de una calzada vehicular (pedraplén) que unía la Isla Hiuwulai con el continente con fines turísticos (Escofet y Bravo-Peña, 2007). Como consecuencia, se formaron extensas marismas creadas por el depósito de sedimentos que llegan BT por las descargas, lo cual provoco cambios severos en los patrones de circulación del agua, y los tiempos de residencia debido a la interrupción de las corrientes marinas que impidieron la limpieza de la bahía (Domínguez-Sánchez, 2010). Es importante mencionar que en el año 2010 se realizaron trabajos de dragado en la BT, removiendo 60 cm de la capa de los sedimentos.

Las bocas norte y sur de la BT (comunicación con el océano) muestran un funcionamiento deficiente (obturadas por la acumulación de sedimentos) lo cual ocasiona un deterioro de la calidad del agua e interrumpe los ciclos de vida de las especies pesqueras de interés comercial dependientes del mar (GS Ingeniería, 2008).

El azolve de la bahía hace difícil, no sólo la navegación de los pescadores ribereños, sino la reproducción de especies marinas que paulatinamente han dejado de existir, tales como tortugas, totoabas, sierras y tiburones, entre otras (Barrera-Bassols y Floriani, 2017).

El municipio de Cajeme, en su documento de ordenamiento territorial municipal del año 2013, (SIDUR, 2016) menciona que las principales perturbaciones ecológicas en la BT se deben a la descarga de las zonas agrícolas, las granjas camaronícolas y las aguas residuales provenientes de algunos poblados ribereños. Se debe incluir también las descargas de granjas porcinas que, sumadas a las mencionadas anteriormente, significan una agresión importante para la BT (GS Ingeniería, 2008).

2.3. PROBLEMÁTICA E INVESTIGACIONES EN LA ZONA DE ESTUDIO

2.3.1. Investigaciones sobre el sistema de drenaje

Ahrens et al., (2008) realizaron una síntesis de las transformaciones y transferencias de nitrógeno de la tierra al mar en la región agrícola del VY. Estimaron flujos de N hacia el Golfo de California entre 1,470 y 2,300 kg N/año. Esta carga contaminante es el resultado de la escorrentía en el valle que es conducida a la costa a través de los canales de drenaje de riego. Se concluyó que el 87% de este N proveniente de la agricultura; siendo el trigo el cultivo dominante y el que recibe la mayor cantidad de fertilizantes. Esta entrada de N al Golfo de California provoca una respuesta biológica que se manifiesta por la floración de fitoplancton, lo cual podría tener significantes consecuencias ecológicas.

Almazán-Benítez, (2019) realizó un balance hídrico y de masa de Nitrógeno (N) y Fósforo (P) derivados de insumos agrícolas del cultivo de trigo y maíz en un área piloto (bloque de 400 ha) del DR041 para evaluar los aportes a cuerpos de agua superficiales (BT) y subterráneos (acuífero). Los valores estimados de concentración de NO_3^- en el agua lixiviada fueron de 54 mg/L y 20 mg/L, máximo y mínimo respectivamente; y en el agua de drenaje que escurre a la BT se determinó una concentración máxima de 35 mg/L. El fósforo es adsorbido por el suelo y no produce lixiviación, y la concentración de fósforo que por escorrentía llega a la BT es muy baja (concentración máxima 1.0 mg/L y mínima 0.7 mg/L). En el agua subterránea las concentraciones detectadas de estos dos iones son casi nulas y cumplen con la NOM-127 (consumo humano). En la BT, el NO_3^- determinado se encontraba por debajo del límite de detección, y el P se cuantificó en concentraciones máximas de 0.2 mg/L.

2.3.2. Investigaciones en suelo

Macías-Zamora et al., (2008) identificaron y cuantificaron isómeros alfa, beta y gama (lindano) del hexaclorociclohexano, los metabolitos del DDT, y los 12 POC's incluidos en el Convenio de Estocolmo en 27 muestras del suelo distribuidas en el VY. Las muestras correspondieron a suelos no cultivables, es decir, ya que dentro de los distritos de riego se encuentran pequeñas poblaciones, que incluye escuelas, centros médicos, y sitios de recreación como canchas deportivas. Se encontraron residuos de los DDT's, con concentraciones desde 0.0651 a 210 µg/kg, y para la familia de las aldrinas de 0.0116 a 214 µg/kg.

Meza-Montenegro et al., (2012) analizaron el grado de contaminación por metales en suelos asociados a actividades agrícolas en 22 sitios de los valles agrícolas Mayo y Yaqui. Se estudio la distribución espacial de Ni, Cr, Pb, Cu, Fe, Cd, V, Hg, Co, P, Se, y Mn y se estimó el índice de geoacumulación (Igeo) e índice de contaminación (PI). Los resultados mostraron un rango de concentraciones de 15 mg/kg para Pb a 417 mg/kg para Zn. De acuerdo con las concentraciones medias de todas las muestras analizadas, la abundancia de metales fue: Mn>Zn>Pb>Cr>Cu>Ni en el VY (Tabla 2.4) y Mn>Zn>Cr>Ni>Pb>Cu para el área del Valle del Mayo. Los valores de Igeo y PI variaron de 0.1 a 5.6 (de moderado a altamente contaminado) para metales como Be, Co, Hg, V, Zn, Se, Cr y Pb.

Además del anterior estudio, existen otros datos que muestran el contenido de EMPT en los suelos del DR041, información generada en el CIAD (M. Jara-Marini, 2017a) e información de la base de datos de geoquímica del Servicio Geológico Mexicano (SGM, n.d.), lo cuales pueden considerarse el fondo regional de la zona de estudio ya que son muestras tomadas fuera del área ocupada por el DR041 (Tabla 2.4).

De los datos reportados en esta tabla, es importante mencionar que los valores para la fracción fina del suelo, corresponde al material más removible que se integra al drenaje agrícola mediante la acción del viento y el escurrimiento, lo cual facilita el transporte y dispersión en la región (M. E. Jara-Marini et al., 2020).

Tabla 2.4. Presencia de EMPT en suelos muestreados en el VY (mg/kg)

EMPT	(Meza-Montenegro et al., 2012)				(M. Jara-Marini, 2017a) ^c		(SGM, n.d.)	
	Máx ^A	Min ^A	Máx ^B	Min ^B	Máx	Min	Máx	Min
As	SD	SD	SD	SD	0.47	0.46	10.7	0.60
Cd	SD	SD	0.35	0.23	3.95	2.39	0.49	0.25
Pb	82	10	26.2	11.4	4.68	4.43	307	2
Ni	73	45	26.4	15.7	20.0	17.3	37	1
Cu	87	43	31.5	21.8	24.1	18.8	28.8	6.4
Fe	24,773	10,165	43,100	26,400	18,640	16,610	61,100	13,300
Mn	680	256	817	519	661	588	1,026	415
Zn	360	37	133	77	53.4	51.7	165	41
Cr	135	25	38	21	34.4	29.4	83.13	4
Hg	SD	SD	SD	SD	0.86	0.80	SD	SD
A) Los datos corresponden a muestras de suelo de la localidad Quetchehueca. B) Fracción fina. Muestras de polvo de suelos del VY C) Infor interno. Los datos corresponden a muestras de suelo en bloques de cultivo de la DR041 SD: Sin dato								

2.3.3. Investigaciones en la Bahía del Tóbari

Beman et al., (2005) evaluaron la cantidad de N en el Golfo de California adyacente a la BT para comprobar su asociación con la floración de algas que afecta los procesos de nitrificación de la costa. El monitoreo se llevó a cabo durante cinco años con muestreos en los periodos de riego: fin de noviembre y enero y principios de marzo y abril. Detectaron que los picos de floración de algas coincidieron con los momentos pico de los riegos de noviembre y abril. Así mismo, proyectaron que para el año 2050, el 27-59% de todos los fertilizantes nitrogenados se aplicarán en las regiones en desarrollo ubicadas aguas arriba de los ecosistemas marinos, resaltando la vulnerabilidad presente y futura de estos ecosistemas a la escorrentía agrícola.

Beman y Francis, (2006) examinaron la diversidad bacteriana que ayuda en el proceso de nitrificación presente en sedimentos de la BT, el cual se clasificó como un estuario hipernitrificado que recibe cantidades sustanciales de amonio por descargas de escorrentía agrícola. Encontraron que las bacterias que ayudan a la desnitrificación no son abundantes, muy probablemente debido a las temperaturas de la BT; y concluyen que los grupos de organismos y la biogeoquímica de N, merecen una mayor investigación.

Macías-Zamora et al., (2008) identificaron y cuantificaron isómeros alfa, beta y gama (lindano) del hexaclorociclohexano, los metabolitos del DDT, y los 12 COP's incluidos en el convenio de Estocolmo, en sedimentos superficiales (una estación de muestreo establecida) y organismos acuáticos (pez lisa) en la BT. Los elementos encontrados en los sedimentos fueron DDT y DDE, mostrados como relación DDT/DDE ya que, de manera natural, el DDT se transforma a DDE y a DDD, por lo que, con el paso del tiempo, la cantidad relativa de DDT en relación con sus metabolitos irá cambiando. Los sedimentos de la BT mostraron valores de esta relación desde 0 a 16 µg/g. Estos valores sugieren un arrastre de estos elementos proveniente de zonas agrícolas y con posibilidades de provocar efectos biológicos en organismos del medio costero. En el pez lisa se encontraron concentraciones de PCB (binéfilos policlorados) de 0.34 hasta 0.43 µg/g en músculo y DDT's entre 87.3 y 129.8 µg/g en hígado. Se observa que aún después de más de 30 años de la prohibición de la utilización de DDTs y otros COPs en la región del VY, siguen estando presentes en la zona.

Domínguez-Sánchez, (2010) llevó a cabo un inventario ambiental en la BT, indicando que el sistema ya se encuentra perturbado por contaminación y azolvamiento, que se deriva de la actividad antropogénica, más que de los procesos naturales.

(Dumer-Gutiérrez, 2010) analizó tres EMPT (Cd, Hg y Pb) en nueve muestras agua de la BT, en dos temporalidades, (junio y noviembre), nueve estaciones de muestreo. El objetivo fue estudiar la distribución de esos elementos en la fracción suspendida y disuelta. Como resultado observó que en la fracción disuelta los EMPT se encontraron en concentraciones casi imperceptibles (ambos periodos), obteniendo valores por debajo de los límites de detección, 0.10, 0.11 y 0.13 µg/L para el Cd, Hg y Pb respectivamente. Mientras que como materia suspendida las concentraciones promedio fueron de 1.48 y 1.64 µg/L para el Cd; 1.06 y 1.12 µg/L para el Hg y para el Pb 1.42 y 0.91 µg/L (valores correspondientes a junio y noviembre). Cd y Hg fueron más abundantes durante el periodo de noviembre (periodo de cultivos) y el Pb por el contrario en el periodo de junio.

(Molina-García, 2013) determinó la biomagnificación de Hg en diferentes estratos de la cadena trófica del sistema lagunar BT con el uso de isótopos estables de carbono y nitrógeno. Consideró como base muestras de sedimento; productores primarios (fitoplancton, macroalga y mangle); consumidores primarios (zooplancton, organismos filtradores, bivalvos

y pez lisa); consumidores secundarios (jaiba y otras tres especies de pez). Los resultados mostraron que las relaciones tróficas en los organismos tuvieron valor mayor a 1 (biomagnifican), notándose los valores más altos en los consumidores secundarios (nivel trófico superior). Lo cual indica que el Hg está siendo biomagnificado en la trama trófica de la BT, demostrado con la asociación del contenido de Hg y de $\delta^{15}\text{N}$ de los organismos analizados.

Jara-Marini et al., (2013b) detectaron la presencia de Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en sedimentos superficiales de la BT y estimaron el factor de enriquecimiento. Este factor tuvo rangos de 4.10-10.29 para Cd, para Hg de 2.77-12.89, mientras que para el Cu fue de 0.43-2.54, valores que señalan contaminación antropogénica. Las concentraciones más altas de Cd, Cu y Hg fueron encontradas en sitios de descarga de efluentes procedentes de la agricultura y la acuicultura.

Jara-Marini et al., (2013a) utilizaron seis organismos filtradores para evaluar la bioacumulación de Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en la BT. Todos estos elementos se analizaron en los bivalvos. Aunque las concentraciones son bajas en comparación con otras partes del mundo, se recomienda seguir estudiando a estos organismos y utilizarlos como biomarcadores.

Beman, (2014) evaluó el potencial de nitrificación y desnitrificación en sedimentos superficiales en cinco sitios de la BT, con la intención de estudiar el proceso de nitrificación en estuarios costeros tropicales. Las muestras fueron tomadas durante momentos de escurrentía (riego agrícola). Los resultados mostraron proceso de nitrificación en un solo sitio, indicando que los sedimentos de la BT son un sumidero de N.

Murrieta-Ruiz, (2014) estudio la POC's en invertebrados filtradores (*Crustacea: Balanidae*) recolectados en la zona de descarga de drenes agrícolas del VY. Dentro del grupo de plaguicidas organoclorados se detectó el Endosulfan con concentraciones de 12 $\mu\text{g/g}$ en organismos colectados en la BT.

García-Hernández et al., (2015) evaluó las concentraciones de Hg y plaguicidas organoclorados en agua, sedimento y tejido comestible de jaiba en 13 lagunas costeras de Sonora y Sinaloa (incluida la BT). Se detectó presencia de estos compuestos en todas las

matrices. Las concentraciones detectadas cumplen con normatividades de regulación mexicana; sin embargo, comparadas con estándares internacionales, se encuentran por encima y se consideran de riesgo para la vida acuática.

Ruiz-Ruiz, (2017) determinó el estado trófico y la condición ambiental de BT, mediante la aplicación del índice TRIX (Trophic Index). La evaluación se realizó durante un año, estableciendo cuatro muestreos (primavera, verano, otoño e invierno). Los valores de N y P (inorgánico disuelto) resultantes fueron los siguientes (concentraciones promedio): para el N, máximo en invierno, con 37 μM y mínimo en verano, 1.45 μM , mientras que, para el P, la máxima se mostró en primavera, 1.1 μM y la mínima concentración de 0.50 μM en otoño. La concentración media de clorofila fue de 7.12 $\mu\text{g/L}$, valor que indica un problema ecológico por eutrofización relacionado con las descargas de los drenes. Los valores de OD medidos variaron entre 3.4 y 4.5 mg/L indicaron estrés biológico. En cuanto al análisis de microfitoplancton mostró 139 especies, 12% de estas consideradas potencialmente nocivas. El índice TRIX mostró que la laguna es mesotrófica (caracterizada como poco perturbada) la mayor parte del año, haciendo al sistema lagunar moderadamente productivo en términos de la vida acuática de plantas y animales.

Vargas-González et al., (2017) evaluaron la calidad de los sedimentos superficiales de las lagunas costeras Lobos y Tóbari, ambas receptoras de efluentes del Valle del Yaqui, así como del Estero El Soldado, considerado zona prístina y analizada como referencia. En la BT se determinaron concentraciones de EMPT en 16 puntos. La evaluación se hizo mediante el índice de contaminación metálica (ICM), el factor de enriquecimiento (FE) y el índice de geoacumulación (Igeo) para Ni, Zn, Cu, Cd, Mn, Pb y Fe. En la BT, el Mn presentó un FE que indica enriquecimiento moderadamente severo ($5 < \text{FE} < 10$) y el Pb y Cu un escaso enriquecimiento antropogénico ($1 < \text{FE} < 2$). El Igeo del Mn fue el único elemento con valor > 1 , con medias de 1.29 y 2.46, indicando contaminación moderada por este elemento. Los valores de ICM mínimo y máximo fueron de 1.77 y 3.70, respectivamente.

V. Vargas-González, (2018) estimó el estado trófico de la BT mediante el índice TRIX, con el propósito de compararlo con otras variables asociadas al sistema de eutrofización que podrían estar directa o indirectamente relacionados con los niveles de EMTP (Ni, Zn, Cd, Mn, Pb y Fe) determinado en almejas. Como resultado, el índice TRIX mostró que la BT se encontró en estado oligotrófico (valor de 2.5) asociado principalmente a incrementos de

clorofila α . A pesar del estado trófico determinado por incrementos en la biomasa fitoplanctónica no tuvo relación con los EMPT en las almejas colectadas en zonas con susceptibilidad a eutrofización.

Martínez-Durazo et al., (2019) determinaron los efectos de la actividad agrícola y acuícola (producción de camarón) en los organismos de la cadena trófica en la BT vía Materia Orgánica (MO) Nitrógeno, (N) y Fósforo (P), mediante herramientas isotópicas de C y N. Recolectaron y analizaron organismos productores primarios y consumidores primarios a terciarios. Los resultados muestran que hay incrementos en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, desde las fuentes y los productores primarios hasta los depredadores en las redes tróficas. Se detectaron aumentos estacionales significativos en las cantidades de N y P en la BT, asociados con efluentes de camaroneras y de actividades agrícolas. La remineralización de la MO antropogénica puede llevar meses dependiendo de factores abióticos y bióticos. En consecuencia, los inventarios de N con valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ podrían producir señales anormales de ^{15}N en productores y consumidores primarios, alterando la dinámica de toda la red trófica.

Zapata-Soto, (2019) evaluó la biodisponibilidad de Cu, Fe, Mn y Zn en sedimentos de la BT utilizando el método de extracción secuencial para estudiar la calidad del medio acuático. El estudio se llevó a cabo en dos periodos de un ciclo de cultivo de trigo. La evaluación se realizó comparando los resultados obtenidos con el criterio de Efectos de Rango Medio (ERM por sus siglas en inglés), observándose que los sedimentos son de buena calidad con respecto a las concentraciones de Cu, Fe, Mn y Zn, y que la biodisponibilidad de Cu y Zn está por debajo del valor estipulado en dicho criterio (Cu=270 mg/kg y Zn=410 mg/kg).

Jara-Marini et al., (2020) estudiaron la biomagnificación de Cd, Cu, Pb y Zn mediante isótopos estables de C y N en la red alimentaria de la BT (durante cuatro estaciones). Como resultados observaron que los cuatro metales aumentaron entre los grupos de organismos funcionales, desde la base de la red alimenticia hasta los niveles tróficos más altos; presentando la siguiente distribución de elementos: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$. Este estudio proporciona la primera evidencia de biomagnificación de Cd, Cu y Zn en una red alimentaria.

Con base en la literatura revisada, hay evidencia de la presencia de diversos elementos contaminantes en las diferentes matrices ambientales de la BT y su entorno geográfico. Las

investigaciones realizadas en la BT se han enfocado en el aporte de nutrientes, los plaguicidas y los EMPT. La conclusión general es que la BT se encuentra impactada por la presencia de diversos elementos contaminantes que ponen en riesgo la biodiversidad y la salud humana. En cuanto a los EMPT, se han detectado concentraciones de Ni, Zn, Cu, Cd, Hg, Mn, Pb y Fe (M. E. Jara-Marini et al., 2013b; H. H. Vargas-González et al., 2017) en sedimentos y de Cd, Cu, Hg, Pb y Zn en organismos acuáticos (M. E. Jara-Marini et al., 2013a).

Hay que reseñar que sólo hay un estudio que efectuó una evaluación multicomponente, pero se puede considerar parcial pues únicamente evaluó el Hg y plaguicidas organoclorados en agua, sedimento y tejido (García-Hernández et al., 2015). Tampoco hay investigaciones que contemplen la evaluación, en términos de cantidad y calidad, de la escorrentía que llega a la BT a través del sistema de drenaje del distrito de riego.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Una vez analizada la información existente sobre la problemática medioambiental en el entorno del hidrosistema seleccionado y definidos los objetivos del presente trabajo de investigación, se planteó el siguiente desarrollo metodológico para el cumplimiento de dichos objetivos (Figura 3.1).

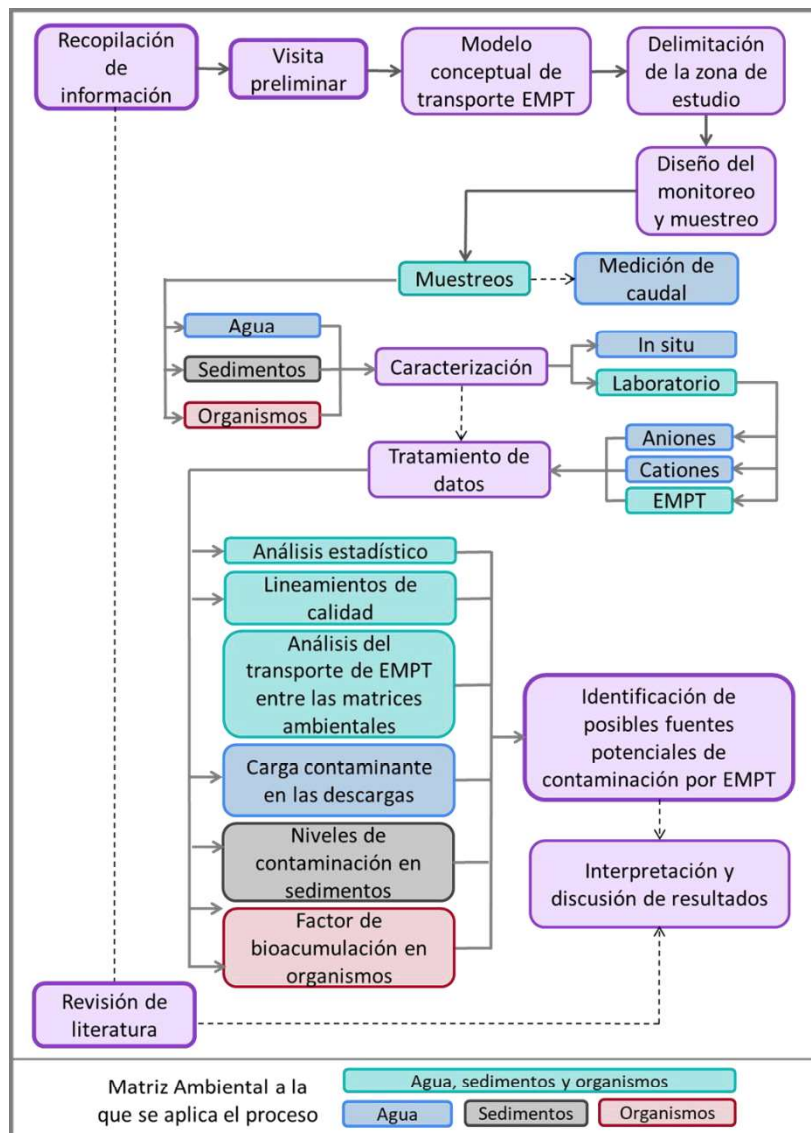


Figura 3.1. Esquema metodológico para el desarrollo de la investigación

3.1. PRELIMINARES

3.1.1. Recopilación, análisis y síntesis de información

Con el fin de disponer de la literatura necesaria que facilitó el desarrollo de este trabajo de investigación, la recopilación de información se realizó mediante consulta de artículos científicos, publicaciones de divulgación relacionadas con la problemática medioambiental en la zona, acervos de producción universitaria (tesis), bibliografía especializada (libros, manuales), e información proveniente directamente de instituciones (nacional e internacional).

La información bibliográfica recopilada se analizó y sintetizó, destacando lo concerniente a las características generales de la zona de estudio, desde nivel cuenca hasta el área seleccionada para la evaluación multicomponente. Como características se consideraron las geográficas, climatológicas, hidrológicas, usos de suelo, actividades productivas, prácticas agroalimentarias y problemática medioambiental en el DR041 y la zona costera del Golfo de California.

3.1.2. Visita de reconocimiento a la zona de estudio

Se llevó a cabo una visita preliminar al DR041, con el fin de reforzar el planteamiento metodológico diseñado, así como entablar vinculación con diferentes instituciones, cuyo acercamiento permitió desarrollar las actividades de campo de manera segura y óptima.

De esta primera visita, se destaca el acercamiento que se tuvo con las diferentes dependencias administrativas tomadoras de decisiones en el sector agua y saneamiento, así como con el sector de la producción agrícola: Comisión Estatal del Agua del Estado de Sonora, Organismo Operador Municipal de Agua Potable y Saneamiento (OOMAPAS) del municipio de Cajeme y DR041. En estas dependencias se presentó el proyecto de investigación a desarrollar, al mismo tiempo se solicitó el apoyo para las actividades de campo, tales como la autorización de toma de muestras y el acompañamiento de personal del DR041 durante los recorridos.

La visita se llevó a cabo del 26 al 29 de junio de 2017, periodo de verano y tiempo de estiaje en esta región; y temporalidad agrícola baja. La mayoría de los terrenos de cultivo se encontraron inactivos, con algunos pocos cultivos de maíz, garbanzo y cítricos. Se hizo una verificación de las condiciones de los caminos para garantizar el acceso a los puntos de muestreo planteados.

Se incluyeron sitios de interés de uso y manejo de agua, tales como las plantas potabilizadoras existentes en la cabecera municipal (las cuales potabilizan agua proveniente de la presa Álvaro Obregón, tercer embalse del río Yaqui); fuentes de abastecimiento de localidades fuera de la cabecera municipal (agua subterránea); plantas de tratamiento de agua residual (cuyo efluente de agua tratada es incorporado a drenes del DR041 y finalmente descargados en la zona costera). Durante el recorrido se pudo observar la existencia granjas porcinas, cuyos residuos son vertidos directamente a los drenes (aparentemente sin previo tratamiento).

Como destino final, se visitó la BT. Se hizo un recorrido en lancha por los puntos establecidos para el muestreo, los cuales se basaron en previas investigaciones hechas en la zona de estudio (M. E. Jara-Marini et al., 2013a, 2013b). Como observaciones generales de la BT, se pudo apreciar a simple vista el deterioro ecológico existente y, en algunos sitios, acumulación de residuos sólidos (se sugiere que son tiraderos informales de desechos). Sin embargo, pese a las condiciones del sistema estuarino, aún se pudo apreciar la presencia de manglares y aves (Figura 3.2).



Figura 3.2. Visita de reconocimiento de la BT, (a) Recorrido a pie sobre la parte continental, (b) Recorrido dentro de la BT.

3.2. MODELO CONCEPTUAL DEL TRANSPORTE DE EMPT

Para la realización de la evaluación multicomponente se propuso un modelo conceptual con base en la dinámica de riego del DR041. Este modelo considera la entrada y salida de EMPT en esta dinámica, para evaluar los riesgos asociados en el sistema estuarino

(agua/sedimentos/organismos), y que podrían afectar directamente la salud humana. El modelo se planteó bajo el supuesto de que es un sistema homogéneo (Figura 3.3):

- Agua de riego. El agua empleada para el riego es la base para la evaluación multicomponente. Se utiliza agua superficial y subterránea. El agua superficial proviene del tercer embalse del río Yaqui, el cual ha hecho un recorrido en el que el agua puede haber estado expuesta a actividades industrial/minera en la cuenca alta y media. El agua subterránea proviene del Acuífero del Valle del Yaqui y está expuesta a un ambiente salino.
- Transporte/movilidad de agua en el proceso de riego. Una porción del agua de riego es aprovechada por el cultivo, otras se evaporan o se infiltran hacia el acuífero, y el excedente es drenado a través de la red de drenaje hacia la BT.
- El agua drenada es descargada en la BT. En el agua drenada, así como en la materia en suspensión, se transportan los EMPT. Los EMPT pueden estar contenidos en los suelos por su propia composición, por efecto de las actividades mineras en la cuenca alta (deposición atmosférica) o por el uso de insumos agrícolas. En este flujo existe una porción de EMPT presente en forma disuelta y otra en forma particulada.
- Carga másica de EMPT. Conociendo volúmenes de drenaje agrícola descargado y las concentraciones de EMPT es posible hacer una estimación global de la carga (masa) de estos elementos que entran al sistema estuarino.
- Mezcla e interacciones en la BT. La llegada de los EMPT mediante los drenes no es la única fuente de aportación a la BT. Otras actividades como las industrias porcícolas y camaronícola y/o la posible deposición atmosférica también aportan estos elementos. El cambio de ambiente (de agua dulce a sistema costero) produce una mezcla e interacciones que afectan a los diferentes EMPT, lo cual incide en su movilidad entre la columna de agua y los sedimentos.
- EMPT en la columna de agua y sedimentos. En la BT, un porcentaje de los EMPT permanecerá disuelto, otro porcentaje en forma particulada y habrá otro porcentaje que se depositará en el fondo de la BT.

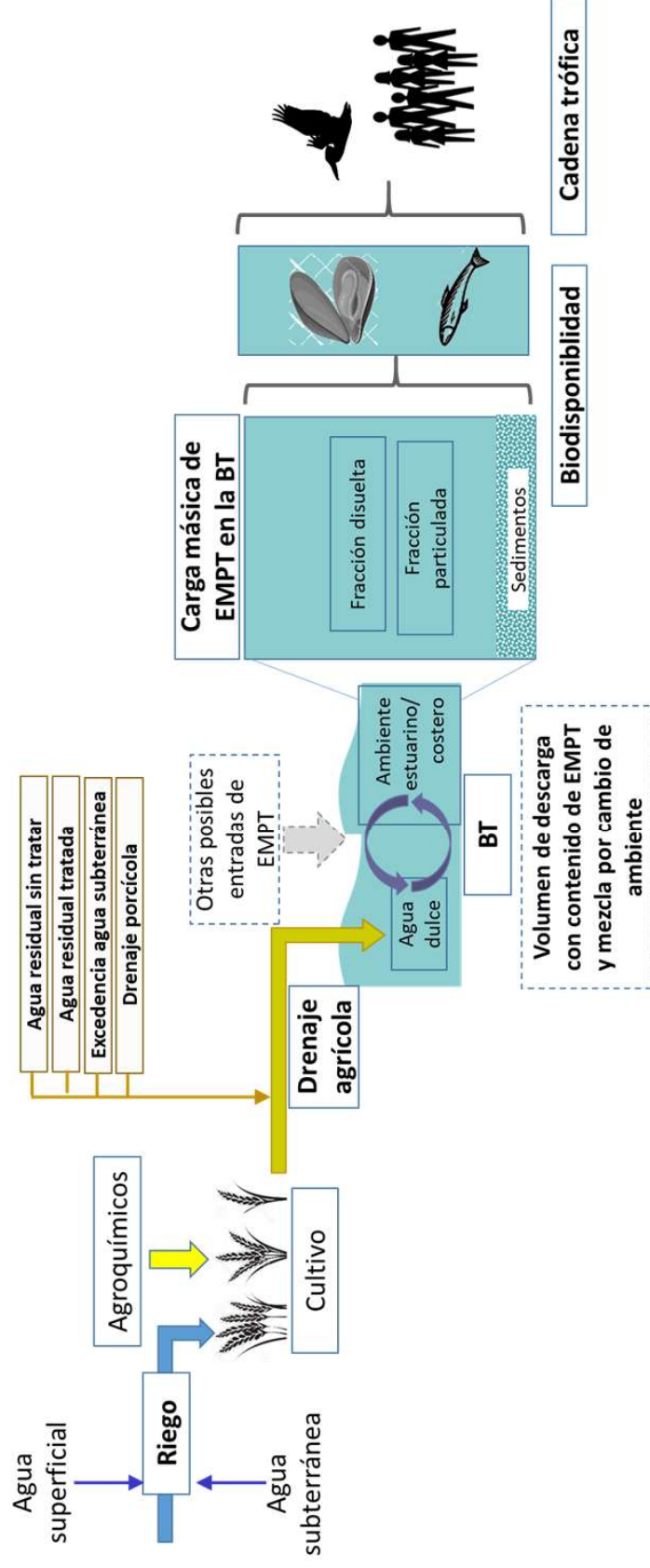


Figura 3.3. Modelo conceptual de la aportación de EMPT al sistema lagunar Bahía del Tóbari y la evaluación de riesgo ecológico del sistema lagunar

- Asimilación de EMPT por los organismos acuáticos. Los organismos que están en la BT pueden asimilar los EMTP a través del agua o de los sedimentos, dependiendo ello de la biodisponibilidad de los EMPT.

3.3. DELIMITACIÓN DE LA ZONA DE MUESTREO

La zona de muestreo se ubicó dentro del DR041. El río Yaqui deja su cauce natural después del último embalse, del cual se derivan dos grandes canales, mismos que son la fuente principal de agua de irrigación de todo el DR041. Una vez efectuado el riego de los cultivos, el drenaje se incorpora a diferentes drenes que descargan en diversas bahías de la costa del Golfo de California. Cada dren está estratégicamente diseñado para recolectar el agua drenada de un determinado número de bloques de cultivo, es decir, cada dren colector recolecta el drenaje de cierta superficie de riego (área de influencia) que en este estudio se denominó "Subcuenca".

De las diferentes bahías en las cuales descarga el drenaje agrícola, se eligió al sistema lagunar costero BT, que recibe descargas de cinco drenes agrícolas: Dren Arroyo 16, Dren Cocoraque, Dren Batevito, Dren Basconcove y Dren Mayas (Figura 3.4).

Para la selección de la subcuenca fue necesaria la caracterización de los cinco drenes, seleccionándose solamente uno de ellos bajo los siguientes criterios:

- Área de aportación. A mayor número de bloques de cultivo, mayor es la superficie regada y por lo tanto más representativa será la subcuenca (mayor caudal de drenaje).
- Longitud del dren colector hasta la BT. A lo largo de éste, se identifican los puntos de mezcla entre los drenajes "Tributarios" (drenaje de los bloques de cultivo) y el dren principal de descarga (dren colector). El establecer puntos estratégicos de muestreo que consideren la descarga de un tributario y los puntos de mezcla entre éstos y el dren colector permitió observar la variabilidad espacial de las características fisicoquímicas del agua drenada. A mayor longitud del dren, se tienen más opciones de puntos de mezcla para la toma de las muestras.

- Centros de población (localidades ubicadas dentro del DR041). Dada la importancia socio-ambiental, es relevante conocer si estas poblaciones estarían siendo afectadas con la presencia de EMPT en su entorno.
- Cercanía de las descargas a sitios de producción porcícola y camaronícola. Como se ha descrito en los antecedentes; los residuos de estas actividades productivas también aportan EMPT a los drenes y/o directamente a la BT.

La Tabla 3.1 resume las características de las subcuencas de los drenes que descargan en la BT. Del análisis de esta tabla, el dren que reunió las características idóneas fue el Dren Colector Arroyo 16 (DCA16); señalado como “Subcuenca Dren Colector Arroyo 16” (SDCA16), resultando como zona de muestreo la SDCA16 y la franja de la BT cercana al litoral (Figura 3.5).

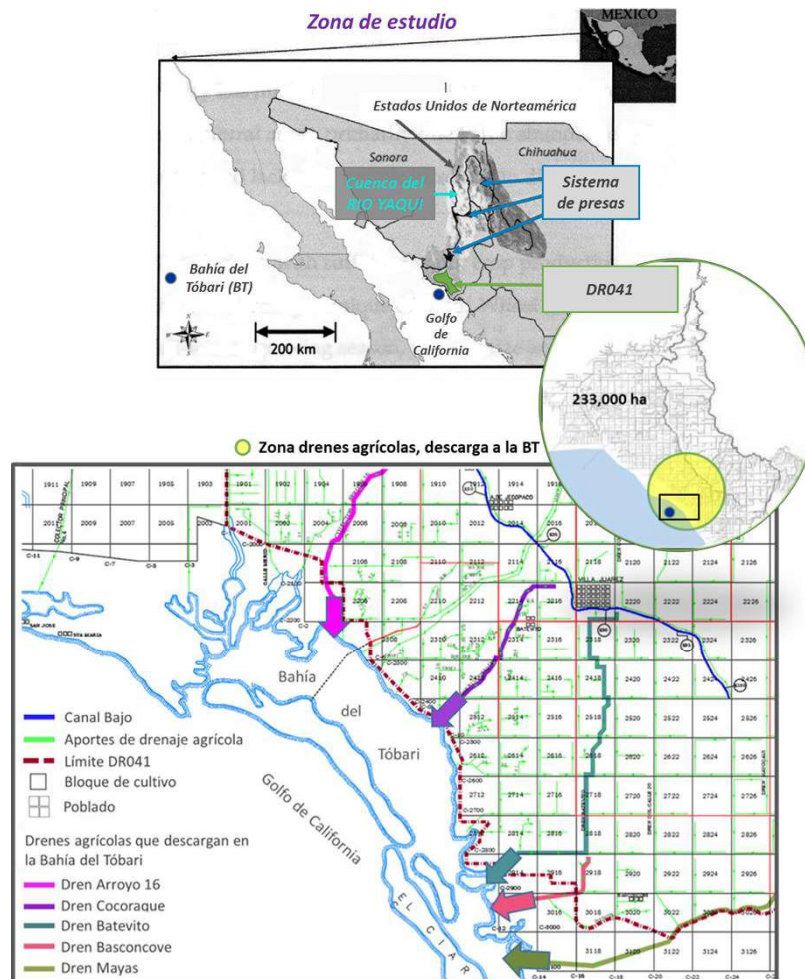


Figura 3.4. Drenes agrícolas que aportan caudal a la Bahía del Tóbari

Tabla 3.1. Criterios para identificar la subcuenca de muestreo

Dren Colector	Número de bloques de cultivo	Área de aportación (superficie regada y drenada) km ²	Módulo administrativo	Longitud tributarios (suma acumulada)		Longitud dren km	Longitud total (tributarios más dren) km	Distrito de riego	Municipio al que pertenece	Localidades intermedias	Población (2010) Habitantes
				km	km						
Dren Batevito y Basconcobe	16	64	K-88.5 Veinte K-91 Sur*	39.89	18.73		58.6207	DR041	Benito Juárez	Villa Juárez	13370
Dren Cocoraque	45	180	No. 5* No. 6* Veinte* CMD*	52.66	37.32		89.98	DR041	Cajeme	Col. Allende	1267
Dren Arroyo 16	63	209.3	K-68 K-70 K-73.8 K-79 K-73.5 Dieciséis Dieciocho Diecinueve	121.41	26.41		147.82	DR041	Cajeme Cajeme Cajeme Cajeme Cajeme	Quetchehueva Col. Sonora El Bosque Altos de Jecopaco Col. Allende	3001 55 55 984 543 Total: 4638
Dren Mayas	48	192	K-95 K-105* K-91 Norte* K-91 Sur* No. 06* No. 10	98.70	23.67		122.373	DR041 DR038	Etchojoa Etchojoa Benito Juárez Etchojoa	Mayojusalic Agustín Melgar Aguablanca Buaysiacobe	13 218 861 4356 Total: 5448

*De acuerdo con la información del DR041, a nivel operacional los drenes Batevito y Basconcove se consideran en una misma subcuenca.

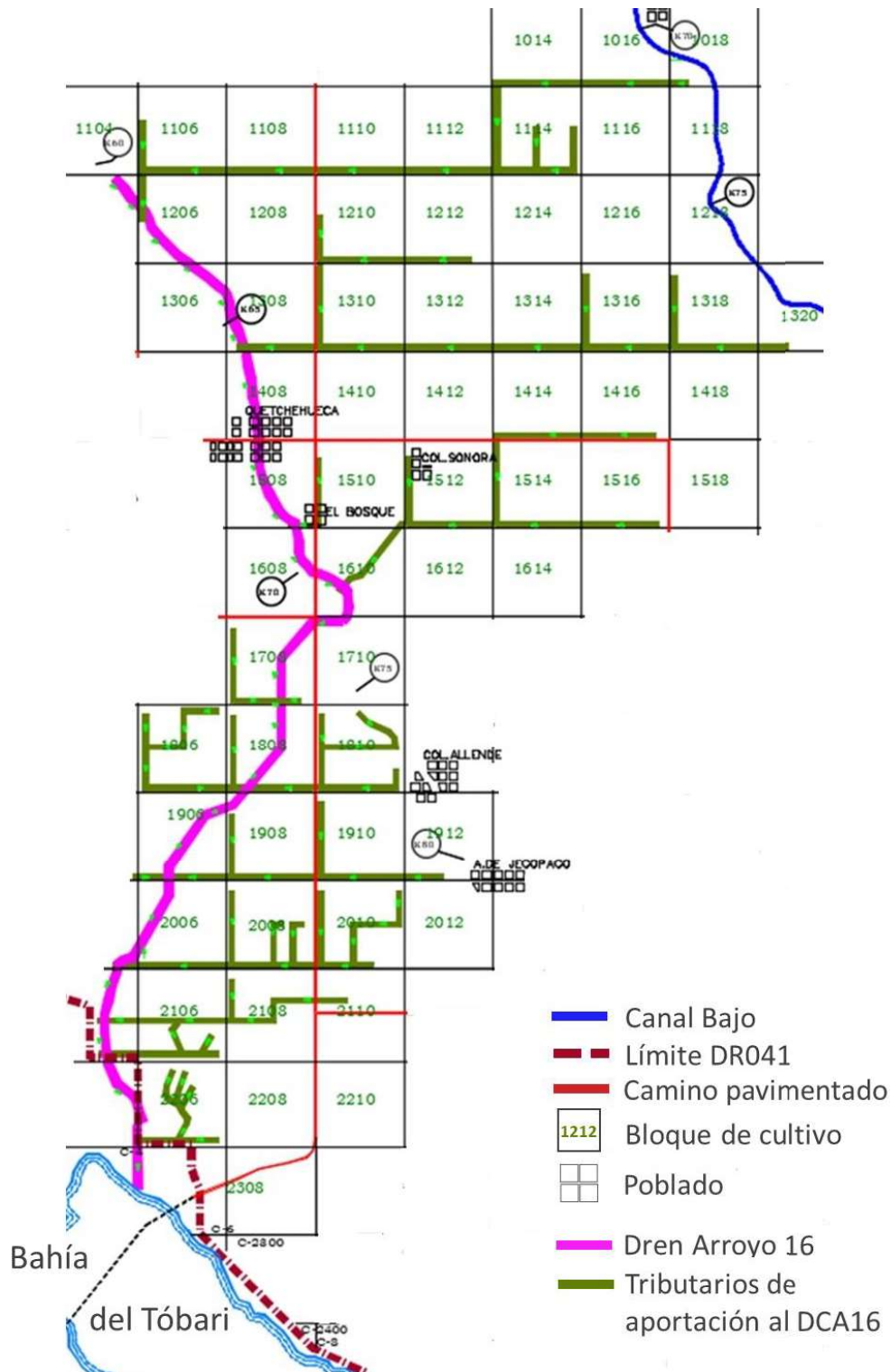


Figura 3.5. Esquema de la subcuenca del dren colector Arroyo 16 (SDCA16)

(Elaboración propia, adaptada del plano general del DR041)

3.4. DISEÑO DE MUESTREO

3.4.1. Selección de los puntos de muestreo

El diseño de muestreo se llevó a cabo de acuerdo con un método dirigido, puesto que las observaciones y los antecedentes estudiados indican la posible presencia, grado y ocurrencia de EMPT en una determinada área (Mejías y Jerez, 2006).

El diseño se basó en la selección de puntos de interés definidos bajo una distribución estratégica con base en la experiencia, la información debidamente revisada y la visita preliminar; así como la accesibilidad a cada punto de muestreo. Se buscó proveer un nivel de esfuerzo apropiado para conseguir los objetivos de investigación sin consumo excesivo de los recursos del proyecto (U.S. EPA, 2001).

Dado que el presupuesto limita el número de muestras a analizar, este tipo de método se ajustó mejor a las necesidades y las posibilidades económicas de que se disponían para la realización de los trabajos de campo y laboratorio.

La selección de puntos para la toma de muestras y posterior caracterización se describe en párrafos ulteriores. Igualmente, se destaca que se presentarán resultados en el orden y segmentos de agua según la dinámica de riego y su vertido final en la BT (Figura 3.6).

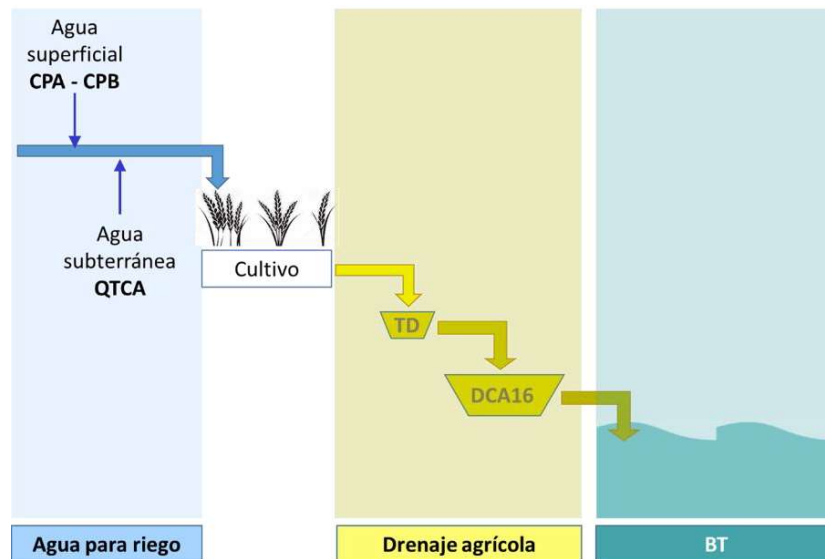


Figura 3.6. Segmentos de muestreo de la matriz agua (según dinámica de riego y vertido final)

3.4.1.1. Muestreo de la matriz agua

De acuerdo con la dinámica de riego, se identificaron cuatro tipos de agua para su evaluación: A) Agua superficial B) Agua subterránea, C) Agua de drenaje de riego y D) Agua de la BT. A continuación, se describen las diferentes muestras de agua tomadas para su caracterización.

Muestra agua superficial. Muestras del CPA y CPB, agua proveniente de la presa Álvaro Obregón. El agua de estos canales es empleada para el riego de los cultivos del DR041 y para consumo humano (previa potabilización) de los habitantes de Cd. Obregón. La potabilización se realiza en dos plantas potabilizadoras (PP), con capacidades de 950 L/s y 1,200 L/s; la primera es alimentada por el CPB y la segunda por el CPA. Los puntos de muestreo de cada canal se ubicaron en los sitios de toma de agua para su potabilización.

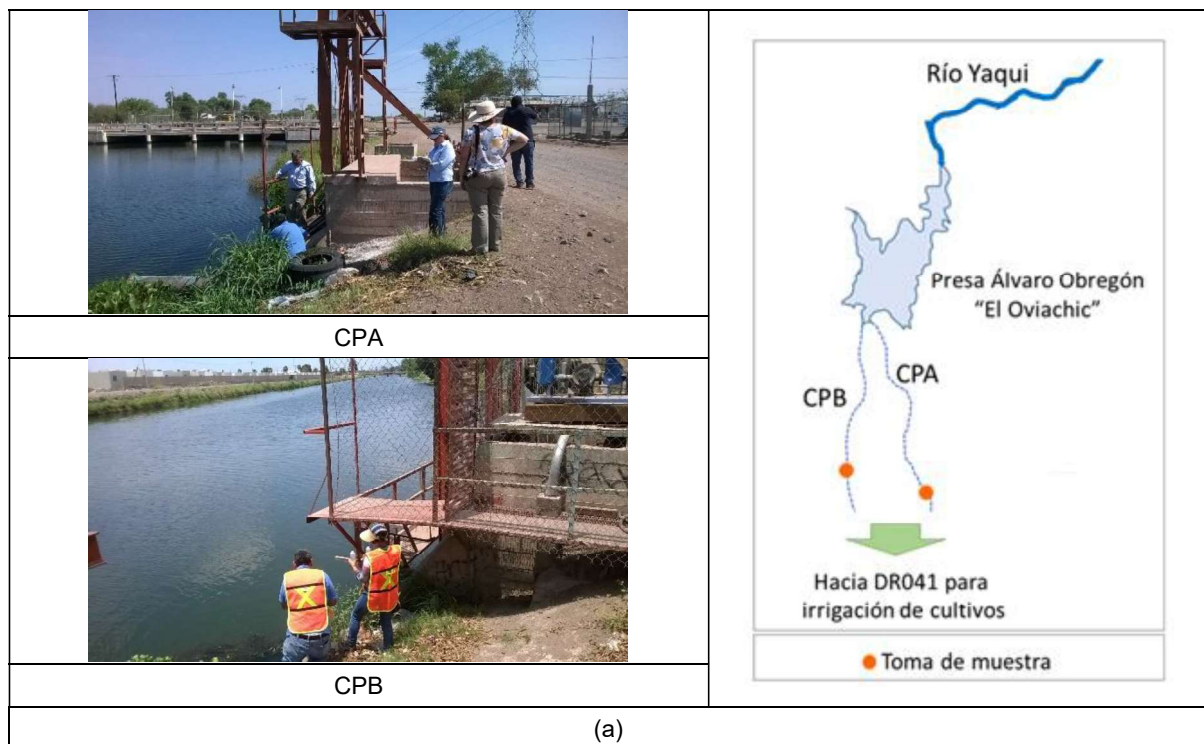
Las coordenadas de los puntos CPA y CPB son 27°30'20.00" N y 109°57'15.00" O y 27°28'59.00" N y 109°52'11.00" O, respectivamente. La identificación de las muestras se hizo utilizando la misma nomenclatura dada para los dos canales.

Muestra agua subterránea. Muestra del pozo "Quetchehueca". La localidad de Quetchehueca se ubica a 20 km de distancia en línea recta de la cabecera municipal, razón por la cual el agua potable no es abastecida por el sistema de agua municipal (OOMAPAS). El agua de este pozo es la fuente de abastecimiento para consumo de la localidad (Figura

3.7). Se ubica en las coordenadas 27°15'48.00" N y 109°57'26.00" O, tiene una profundidad aproximada de 60 m y una capacidad instalada de 50 HP. Extrae 45 L/s con 17 horas diarias de operación (información directa del operador del pozo, personal OOMAPAS). La muestra se identificó como "Pozo QTCA".

Las características fisicoquímicas de agua de este pozo sirvieron de referencia para conocer la calidad de agua subterránea para el riego agrícola del DR041, ya que existen más de 300 pozos en todo el distrito con características similares (profundidad, caudal, calidad). El agua subterránea se mezcla con el agua superficial para disminuir su salinidad y complementar la demanda para el riego de los cultivos.

La Figura 3.7 muestra la ubicación de los puntos de muestreo del segmento agua para riego, (a) agua superficial y (b) agua subterránea.



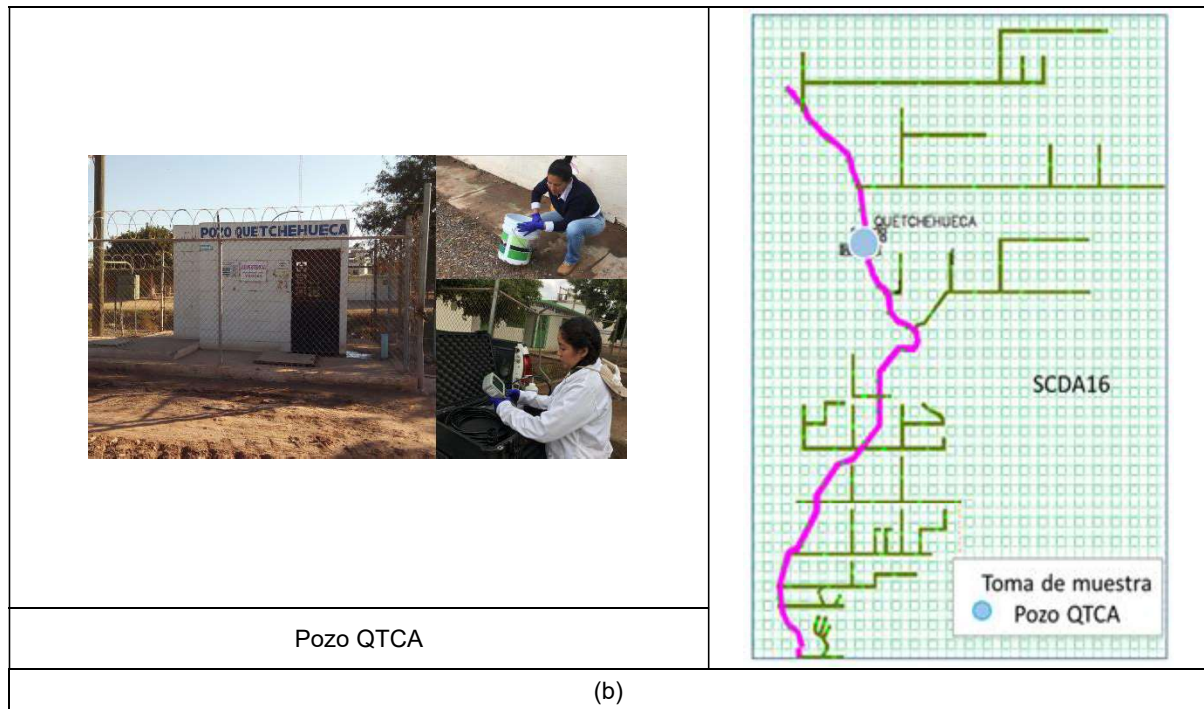


Figura 3.7. Localización de los puntos de muestreo de agua para riego

Muestra agua de drenaje agrícola. La SDCA16 comprende el área de aportación de 63 bloques de cultivo, cada bloque tiene una superficie de 400 ha, lo cual significa una aportación de agua de drenaje agrícola correspondientes a 25,200 ha (252 km²). Dentro de la SCDA16 se ubicaron 15 puntos de muestreo tomando en cuenta su distribución espacial y la accesibilidad. Estos puntos corresponden a los tributarios al dren Arroyo 16 (TD) y a los puntos ubicados en el propio dren Arroyo 16 (DCA16). Las coordenadas de localización de los puntos se presentan en la Tabla 3.2 y su distribución espacial en la Figura 3.8a.

Tributarios al dren (TD). El agua de drenaje que transporta el DCA16 a la BT, llega a éste mediante otros canales menores que reciben el drenaje de los bloques de cultivo. Se consideraron siete puntos ubicados antes de incorporar el drenaje al DCA16. Se identifican como “TD” seguidos de un número par (TD-2 hasta TD-14). Como ejemplo, la Figura 3.8b muestra el TD-10.

Curso del DCA16. Se ubicaron ocho puntos de muestreo identificados con “DCA16” seguido de un número impar (DCA16-1 hasta DCA-16-15). El primer punto de muestreo se situó lo más cercano posible al inicio del DCA16 y el último punto se ubicó en la proximidad de su

desembocadura en la BT. Los puntos intermedios se localizan aguas abajo de cada uno de los puntos TD. La Figura 3.8b muestra como ejemplo el punto DCA16-11.

Tabla 3.2. Coordenadas de localización de los puntos de muestreo de agua en la SDCA16

Identificador	Latitud	Longitud
DCA16-1	27°19'04" N	109°58'26" O
TD-2	27°16'51" N	109°57'09" O
DCA16-3	27°16'50" N	109°57'09" O
TD-4	27°14'40" N	109°56'39" O
DCA16-5	27°14'33" N	109°56'36" O
TD-6	27°13'50" N	109°55'30" O
DCA16-7	27°13'32" N	109°55'41" O
TD-8	27°12'30" N	109°56'38" O
DCA16-9	27°12'29" N	109°56'35" O
TD-10	27°11'23" N	109°56'59" O
DCA16-11	27°11'23" N	109°57'01" O
TD-12	27°10'18" N	109°57'12" O
DCA16-13	27°10'17" N	109°58'03" O
TD-14	27°08'06" N	109°58'56" O
DCA16-15	27°07'32" N	109°58'36" O

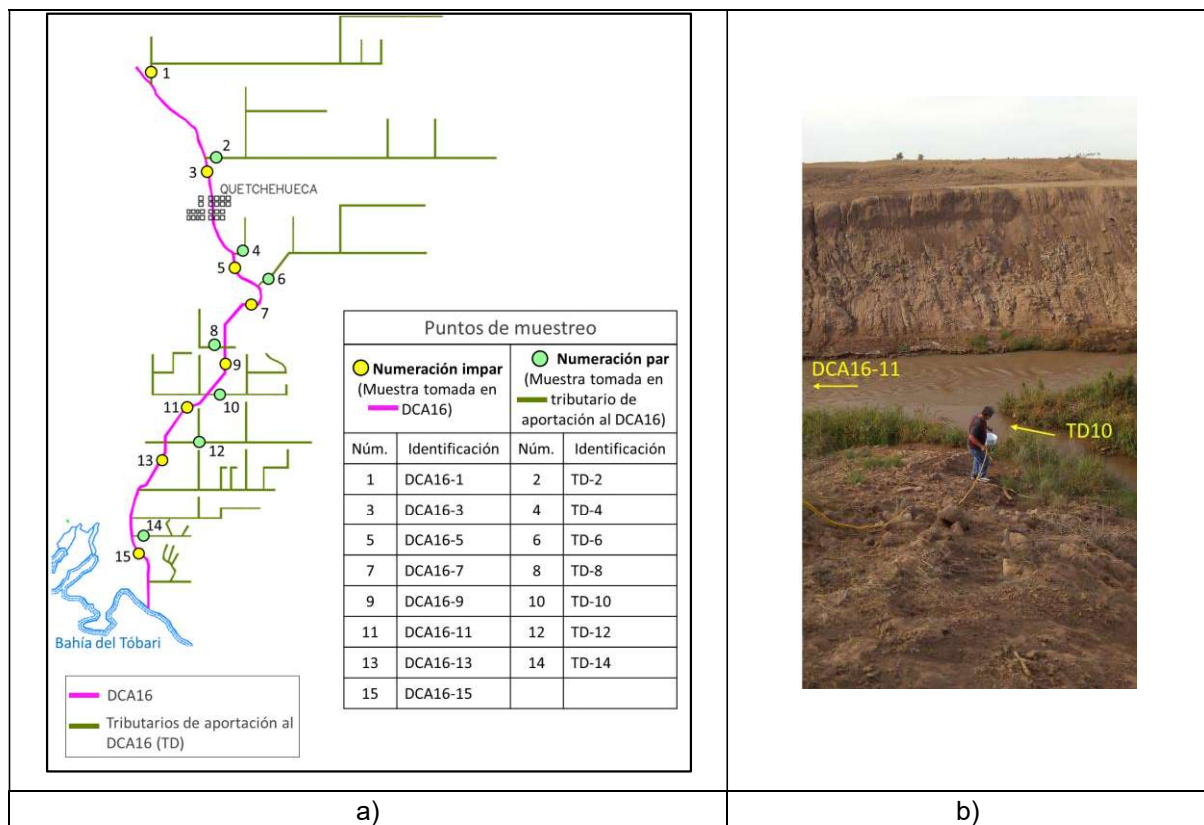


Figura 3.8. a) Configuración de la red de muestreo de agua en la SDCA16. b) Puntos de muestreo.

Muestras agua del sistema lagunar costero BT. Se tomaron muestras de agua en 14 puntos distribuidos a lo largo del sistema lagunar, en donde la profundidad promedio de la BT es 0.80 m. Los puntos se ubicaron cercanos al borde continental y su distribución correspondió a la proximidad con actividades económicas. La toma de muestras de agua fue superficial (Alves et al., 2014; Baltas et al., 2017) ya que los EMPT presentes en las aguas superficiales de los estuarios representan amenazas ambientales significativas (Yin et al., 2015).

La profundidad de la toma de muestra fue a 15 cm, de esta manera se evitó remover la columna de agua y tomar la muestra lo más representativa posible de las condiciones de la calidad del agua en ese momento.

La identificación de los puntos de muestreo se hizo con la letra “P” (Punto) seguido de su respectivo número consecutivo (1 – 14), finalizando con la letra “A” indicando así que la muestra corresponde a la matriz agua. Los puntos de muestreo establecidos y sus coordenadas se muestran en la Figura 3.9.

3.4.1.2. Matriz sedimentos. Sistema lagunar costero de la BT

La muestra de sedimento superficial fue tomada a los primeros 5 cm de la columna sedimentaria (Abdallah, 2017; M. E. Jara-Marini et al., 2009; Zahra et al., 2014). Esta profundidad es útil para evaluar el depósito de material reciente, y permite tener en cuenta las partículas de la superficie que son más sensibles a la removilización. Las muestras se tomaron en los mismos puntos establecidos para la toma de muestras de agua. La identificación de las muestras de sedimento se hizo con la letra “P” (Punto) seguido de su respectivo número consecutivo (1 – 14), finalizando con la letra “S”, indicando así que la muestra corresponde a sedimento. Las coordenadas de localización corresponden a las mismas coordenadas de los puntos de toma de muestras de agua de la BT.

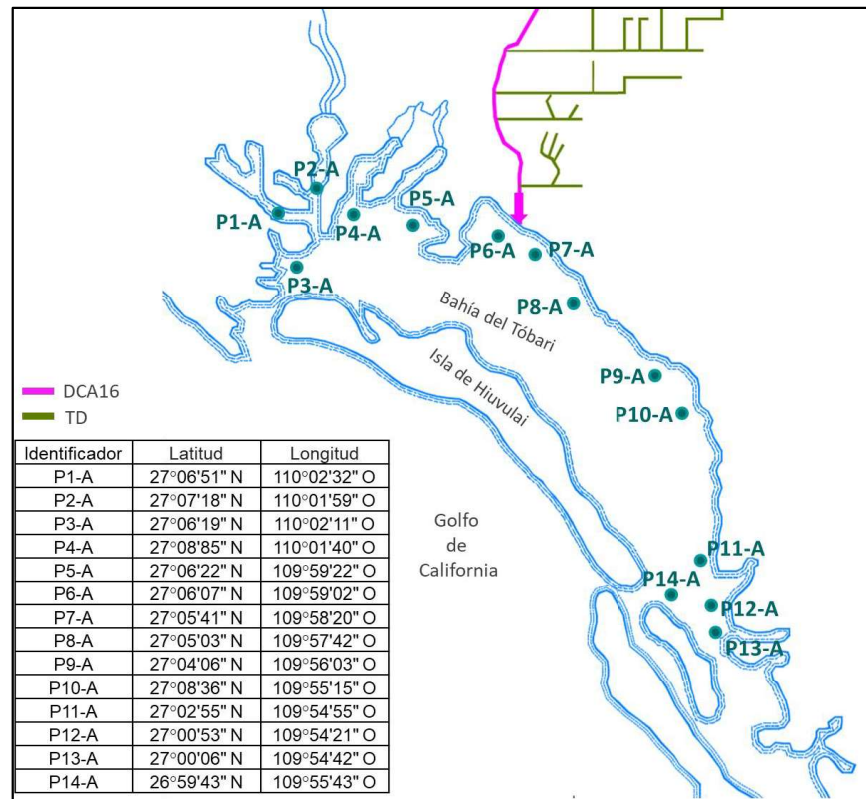


Figura 3.9. Configuración de la red de muestreo de agua y sedimentos en BT y coordenadas geográficas de los puntos

3.4.1.3. Matriz organismos. Sistema lagunar costero de la BT

Desde el punto de vista práctico, la selección de los biomarcadores/bioindicadores a emplear está basada en que los organismos tengan sensibilidad suficiente a los elementos presentes en el ambiente, la toma de muestra sea lo menos invasiva y destructiva posible, el método de cuantificación sea reproducible y que la variabilidad y modificaciones temporales sean controlables (Repetto-Jiménez y Repetto-Kuhn, 2009).

Los moluscos bivalvos están expuestos a los EMPT presentes en todo el medio acuático, pudiéndolos absorber los EMPT de la columna de agua, del material particulado en suspensión y de los sedimentos (Carvalho & Fowler, 1993; Livingstone, 1993; Varanasi et al., 1992). Además, los bivalvos son de distribución generalizada y fácil muestreo (Baršienė et al., 2012; Choi et al., 2010; Rodrigues et al., 2018; Shah & Attinag, 2005). Con base en estas consideraciones, dos especies de bivalvos que habitan la BT fueron considerados para la identificación y cuantificación de EMPT: *Chione gnidia* (almeja china) denominada "CG" y *Anadara tuberculosa* (pata de mula) denominada "AT", los cuales son de fácil acceso para su

captura, se encuentran durante todo el año y, además, son empleados como alimento por los habitantes locales.

Por otro lado, los peces, están expuestos a los EMPT mediante la columna de agua y los sedimentos; siendo las vías de absorción la superficie del cuerpo, las branquias o el tracto digestivo (Ouali et al., 2018). Satapathy et al., (2019), demostraron que el consumo de peces marinos es un factor importante en la ingesta de EMPT de las poblaciones costeras.

Para evaluar la transferencia de EMPT en la cadena trófica; se seleccionó como tercer biomarcador una especie de pez: *Mugil cephalus* (lisa), denominado "MC"; esta especie es de las más comunes en las aguas costeras marinas tropicales y es consumida por la población (Shah y Attinag, 2005). Se sabe también que esta especie es bioacumuladora de EMPT (Ouali et al., 2018). En la BT, la lisa es una especie de valor comercial y autoalimentaria, y se encuentra presente todo el año. Los especímenes de lisa fueron de edad adulta, con una longitud de 20 cm y peso aproximado de 1.6 kg.

La recolección de los biomarcadores fue llevada a cabo por pescadores locales. La captura se hizo en diferentes sitios de la BT (en donde los pescadores conocen los bancos naturales). Para cada bioindicador, se llevaron al laboratorio tres lotes de aproximadamente 10 especímenes; depositados en bolsas polietileno y almacenadas a 4°C durante el transporte al laboratorio correspondiente.

Como resumen, la ubicación de los puntos de muestreo de todas las matrices ambientales se muestra en la Figura 3.10.

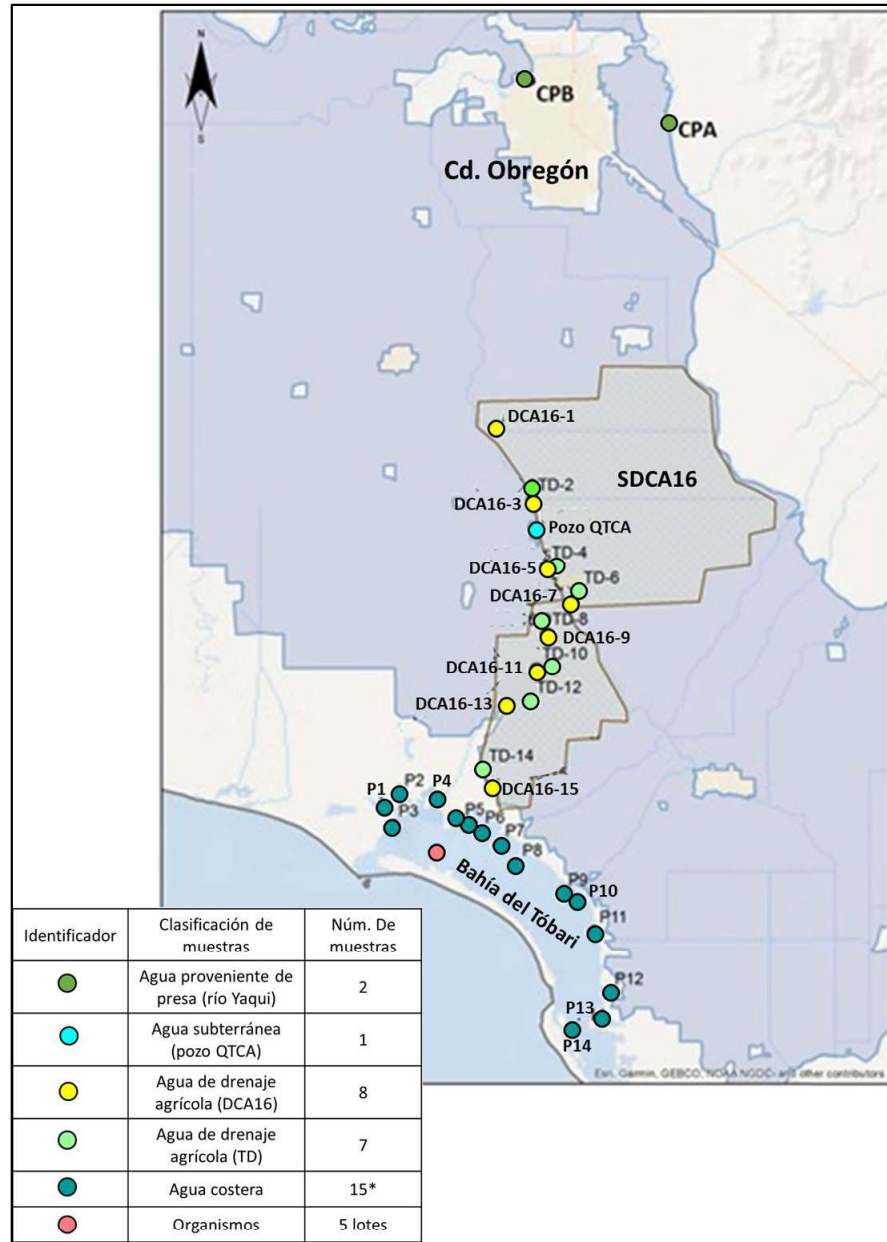


Figura 3.10. Localización de los puntos de muestreo de las diferentes matrices ambientales

3.4.2. Campañas de muestreo y temporalidad

El número de campañas de muestreo y la temporalidad de éstas, se estableció de acuerdo con los ciclos del cultivo de trigo (cultivo de otoño) y la dinámica de los riegos que intervienen en su desarrollo fenológico. El periodo de cultivo comprende de noviembre (siembra) a abril (cosecha).

Los riegos recomendados son cuatro: 1) Riego de presembrado (entre noviembre y diciembre), 2) Primer riego de auxilio (enero), 3) Segundo riego de auxilio (febrero) y 4) Tercer riego de auxilio (entre marzo y abril). Los riegos están acompañados de insumos agroquímicos, ya sea para garantizar volumen y rendimiento, y/o para el manejo y control de plagas.

Se seleccionaron dos ciclos agrícolas para llevar a cabo el muestreo: ciclo 2017-2018 y ciclo 2018-2019; y en cada ciclo se establecieron dos campañas (C) de muestreo correspondientes al riego 1 (presembrado) y al riego 4 (tercero de auxilio). Con esto se aseguró escurrimiento en el dren que aporta a la BT para la toma de muestra.

Los riegos tienen un periodo recomendado para llevarse a cabo; sin embargo, son los usuarios los que deciden el momento para realizarlo dentro del periodo establecido. De acuerdo con la información del DR041, es en la primera semana de los periodos recomendados cuando se tiene el mayor número de solicitudes de riego por parte de los usuarios. Con esta información se definieron las fechas de muestreo, llevándose a cabo cuatro campañas (C1, C2, C3 y C4):

- C1 – Cuarta semana de noviembre de 2017
- C2 – Cuarta semana de marzo de 2018
- C3 – Cuarta semana de noviembre de 2018
- C4 – Cuarta semana de abril de 2019

3.5. RECOLECCIÓN DE MUESTRAS Y CARACTERIZACIÓN

3.5.1. Recolección de muestras y caracterización de la matriz agua

La toma y preservación de las muestras de agua se llevó a cabo respetando los criterios internacionales recomendados por APHA-AWWA-WEF, (2005) y la norma oficial mexicana NOM-230-SSA1-2002. Además, para garantizar la efectividad del análisis, en cada punto de muestreo se recolectaron muestras por duplicado y un blanco. Todos los puntos muestreados fueron geoposicionados.

3.5.1.1. Parámetros de campo

Los parámetros de campo se tomaron con una sonda multiparamétrica marca HANNA, que permite la medición simultánea de pH, potencial oxido-reducción (ORP, mV), oxígeno disuelto

(OD, en mg/L), conductividad eléctrica (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), sólidos disueltos totales (SDT, mg/L) y salinidad (PSU). La alcalinidad se midió utilizando un Kit marca LaMotte 4491-DR-01.

3.5.1.2. Análisis en laboratorio

a) **Aniones y cationes.** Los aniones determinados fueron F^- , Cl^- , Br^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} y SO_4^{2-} mediante un Cromatógrafo de Líquidos de Alta Resolución (HPLC, Dionex IC1100). Los cationes determinados fueron Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ mediante un Espectrómetro de Emisión Óptica con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-OES, iCAP 6500 Dúo de la marca Thermo). Estos análisis fueron realizados en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental, Centro de Geociencias, UNAM, Unidad Juriquilla (Querétaro, México).

b) **EMPT.** Para el análisis de EMPT disueltos, la muestra se pasó por una membrana de nitrato de celulosa de $0.45\ \mu\text{m}$, mientras que para la determinación de elementos totales la muestra se almacenó directamente. Ambas muestras se acidificaron con ácido nítrico (HNO_3), llevándolas a un pH menor o igual a 2; para con ello permitir la preservación de las muestras; las cuales fueron transportadas en hieleras portátiles y conservadas a 4°C hasta el momento de la entrega al laboratorio correspondiente.

La determinación de los **EMPT** (disueltos y totales) se llevó a cabo en diferentes laboratorios:

- El **Fe, Mn, Zn y Cr** se determinaron en el Laboratorio de Geoquímica Ambiental, Centro de Geociencias, UNAM, Unidad Juriquilla (Querétaro, México), mediante ICP-OES (iCAP 6500 Dúo de la marca Thermo).
- El **As, Cd, Pb, Cu y Ni** fueron determinados en el Laboratorio Géoazur (Universidad de Niza, Francia), mediante un Espectrofotómetro de Masas con Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-MS) (Elan DRCII, de la marca Perkin Elmer).
- El **Hg** se determinó en el laboratorio de calidad del IMTA (Jiutepec, Morelos, México; Servicios Tecnológicos), mediante Espectrometría de absorción atómica de generación de hidruros (HGAAS), con base en la NMX-AA-051-SCFI-2016.

Los límites de detección de los diferentes equipos de acuerdo con el elemento analizado se muestran en la Tabla 3.3. Para el caso de las concentraciones cuyo resultado se encontró por debajo del límite de detección (LD), se considera como valor LD/2 (Sperling et al., 2020).

El valor de las concentraciones en la fracción suspendida de la columna de agua se estimó con la diferencia de concentraciones entre la fracción total y la disuelta (Palleiro-Suárez, 2016).

Tabla 3.3. Límites de detección por elemento analizado en muestras de agua (valores en $\mu\text{g/L}$)

		As	Cd	Pb	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Hg
Disuelto	C1	0.09	0.004	0.002	0.02	0.02	1.54	0.25	0.46	2.61	Sin análisis
	C2	0.09	0.004	0.002	0.02	0.02	2.00	0.18	0.54	0.86	
	C3	0.11	0.002	0.007	0.02	0.02	1.71	0.30	0.44	0.60	
	C4	0.11	0.002	0.014	0.06	0.06	1.04	0.26	1.60	2.71	
Total	C1	0.09	0.004	0.002	0.02	0.02	Sin análisis				0.25
	C2	0.09	0.004	0.002	0.02	0.02	2.41	0.28	1.69	1.74	0.25
	C3	0.11	0.002	0.007	0.02	0.02	1.32	0.12	0.44	1.70	0.50
	C4	0.11	0.002	0.014	0.06	0.06	1.48	0.18	0.73	1.30	0.30

c) **Carbono orgánico total (COT)**. Se determinó por el método CAQAO6-14 (acreditación EMA AG-177-032/09) en el Laboratorio de Calidad del Agua del IMTA (Jiutepec, Morelos, México).

3.5.1.3. Medición de caudal

La medición de caudal se hizo a lo largo del DCA16, y se consideraron los ocho puntos de toma de muestra en el dren colector (DCA16- 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 y 15). El aforo se realizó de forma sincronizada con la toma de muestras. Se utilizó un equipo perfilador de corriente acústico de efecto Doppler (ADCP, *Acoustic Doppler Current Profiler*, RiverSurveyor-M9 de SonTek®). Se tomaron tres mediciones con el objetivo de obtener un valor promedio del caudal. Los datos obtenidos se analizaron con el software RiverSurveyor Live™ proporcionado por SonTek® (software es complementario del equipo de medición).

El aforo estuvo a cargo de personal del área de hidráulica de la Subcoordinación de Posgrado del IMTA (Jiutepec, Morelos, México), dado que esta actividad fue parte integral del proyecto

en el que se enmarcó esta tesis; cuya información ha sido autorizada para emplearse en la misma.

3.5.2. Recolección de muestras y caracterización de la matriz sedimentos

Las muestras de sedimentos se colectaron utilizando una draga de van Veen (M. E. Jaramarini et al., 2013b; Maanan et al., 2015; Venkatramanan et al., 2018); Venkatramanan et al., 2018). Se depositaron en bolsas polietileno y almacenadas bajo refrigeración a 4°C durante el transporte al laboratorio.

a) Tamaño y textura de los sedimentos

La constitución de los sedimentos es una mezcla de partículas de tamaño, composición y origen diverso. La clasificación principal del tamaño se divide en partículas finas y gruesas, el primer grupo comprendido por limos y arcillas con diámetro de grano de 2 – 63 μm y entre 0.2 – 2.0 μm respectivamente; mientras que las partículas gruesas están comprendidas por las arenas en un rango de diámetro entre 630 μm y 2 mm (Vicente-Martorell, 2010).

Los EMPT se enlazan a estos tres tamaños de partícula principalmente en las estructuras cristalinas (C. Feng et al., 2017), pero son mayormente adsorbidos por las fracciones finas (Carpentier et al., 2002). La transferencia más importante de EMPT desde la fase líquida a los sedimentos es mediante la adsorción de estos en las partículas coloidales (fracciones finas) presentes en la materia suspendida de la columna de agua (Lesven, 2008; Lions, 2004). Esta materia suspendida contiene a la mayoría de los componentes que representan gran reactividad hacia los EMPT, tales como arcillas, óxidos e hidróxidos amorfos o cristalizados, así como fracciones orgánicas (ácidos húmicos y fúlvicos) (Carpentier et al., 2002; Lions, 2004).

Las características granulométricas de los sedimentos se determinaron mediante la técnica de granulometría láser, con un equipo Coulter LS200, en una gama de 0.3 μm a 2mm (vía húmeda). El tratamiento de datos se hizo con el programa desarrollado por (Blott y Pye, 2001): GRADISTAT (ejecutado con Excel), el cual realiza el análisis estadístico de tamaño de partícula. Estas características se determinaron en el Laboratorio Géoazur (Universidad de Niza, Francia).

b) Carbonato cálcico

La importancia de los carbonatos (carbonato de calcio) en los sistemas marinos es que actúan como adsorbentes de EMPT (Villalobos y Leckie, 2000), tienen un efecto significativo sobre el pH, y a su vez sobre los procesos que pueden movilizar los EMPT (sorción-desorción y precipitación-disolución) (FAO, 2021).

La presencia de carbonato de calcio fue determinada mediante un calcímetro de presión (Barats et al., 2020; Shaiek et al., 2018). El método se basa en determinar el contenido en carbonato cálcico de un material, a partir del volumen de dióxido de carbono desprendido. La medición se realizó en el Laboratorio Géoazur (Universidad de Niza, Francia).

c) EMPT

La concentración total de EMPT en sedimentos no siempre está relacionada con sus efectos tóxicos y su biodisponibilidad (Hernández-Crespo et al., 2012), ya que la biodisponibilidad de EMPT en sedimentos están asociados con sus especies químicas (Han et al., 2014; Hernández-Crespo et al., 2012).

Las especies o formas químicas de EMPT en sedimentos se definen como fracciones intercambiable, óxidos de hierro-manganeso, materia orgánica y residual (Tessier et al., 1979). Por lo tanto, cuando se trata de evaluar la biodisponibilidad, la movilidad y la toxicidad de los EMPT se deben considerar sus especies químicas (Alonso Castillo et al., 2013; Tan et al., 2013; C. Zhang et al., 2014). Para ello es necesario un análisis del fraccionamiento del metal a través de un procedimiento de Extracción Secuencial (ES). Los procedimientos de ES se aplican en estudios ambientales para evaluar EMPT asociados a suelos y sedimentos. Utilizando estos procedimientos se obtiene información valiosa sobre la movilidad y biodisponibilidad de los EMPT para los organismos vivos, dato que no se puede obtener en un procedimiento de digestión total (Kartal et al., 2006; Pignotti et al., 2018).

La ES consiste en la utilización secuencial de ácidos y otros reactivos aumentando la acidez o la capacidad de disolución, resultando fases sucesivas de solubilización y liberación de elementos asociados a diversas fracciones en las muestras (Rodgers et al., 2015).

Existe una amplia variedad de protocolos de ES, sin haberse impuesto todavía uno de ellos como un método estándar plenamente aceptado; por ello, la Oficina de Referencia de la

Comunidad (BCR) desarrolló un protocolo de ES de tres pasos para metales en muestras de suelo y sedimentos. Se basa en que cada reactivo sucesivo (fase) disuelve un componente diferente, y las distribuciones resultantes infieren información sobre la movilidad y biodisponibilidad de un EMPT: intercambiable (unido a carbonatos), reducible (unido a óxidos de Fe y Mn) y oxidable (unido a materia orgánica y sulfuros) (Filgueiras et al., 2002; Kartal et al., 2006).

En esta investigación se aplicó la técnica de ES dada por Sutherland y Tack, (2002) modificada por Jara-Marini (2017) (Figura 3.11), cuyo procedimiento se describe en la Tabla 3.4.

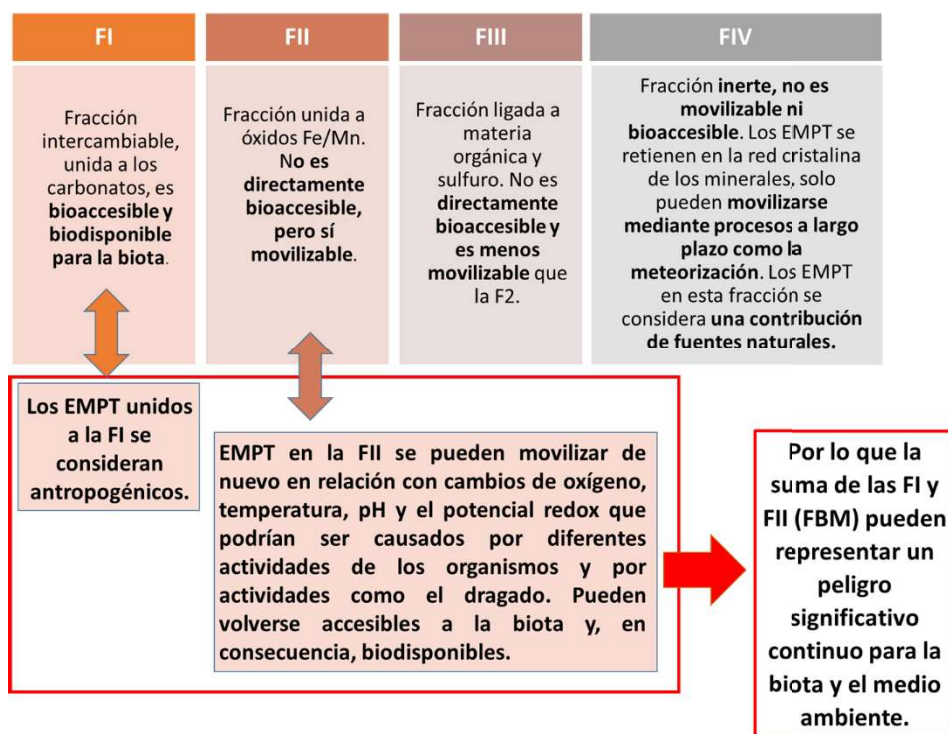


Figura 3.11. Información obtenida sobre los EMPT mediante la aplicación de ES

Adaptada de (Corami et al., 2020)

Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Toxicología del CIAD Unidad Hermosillo (Sonora, México). Los EMPT fueron cuantificados en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (Varian Modelo SpectrAA-240 FS), de acuerdo con las especificaciones del fabricante. Cu, Fe, Mn, Ni y Zn fueron cuantificados por flama aire-acetileno, Cd y Pb por horno de grafito, Cr por flama aire-óxido nitroso y Hg por generador de vapor frío. Los

sedimentos se secaron previamente en estufa a 50 °C por 12 horas. La muestra de sedimento utilizada fue de 1 g.

Se utilizaron los materiales de referencia certificados SRM-2781 (*Domestic Sludge from National Institute of Standards and Technology*) como controles de calidad en los análisis de muestras de sedimentos. Las concentraciones analizadas variaron entre 80.7% y 101.4% de los valores certificados.

Los límites de detección de los diferentes equipos, de acuerdo con el elemento analizado se muestran en la Tabla 3.5.

Tabla 3.4. Fases de la extracción secuencial empleada

Etapa	Extractante a utilizar (Muestra de sedimento +)	Procedimiento
FI	40 mL de CH ₃ COOH 0.11 M	Agitar durante 16 h a temperatura ambiente. Centrifugar a 3,000 rpm durante 20 min. Decantar y extraer el sobrenadante (fracción intercambiable) y refrigerar a 4°C hasta su análisis.
FII	40 mL de HONH ₂ ·HCl 0.5 M	Agitar durante 16 h a temperatura ambiente. Centrifugar a 3,000 rpm durante 20 min. Decantar y extraer el sobrenadante (fracción reducible) y refrigerar a 4°C hasta su análisis
FIII	10mL de H ₂ O ₂ 8.8M	Reposar durante 1 hora a temperatura ambiente. A continuación, calentar a 85°C durante una hora
	10mL de H ₂ O ₂	Calentar a 85°C durante una hora
	50mL de NH ₄ OAc 1M	Agitar durante 16 h a temperatura ambiente. Centrifugar a 3,000 rpm durante 20 min. Extraer el sobrenadante (fracción oxidable) y refrigerar a 4°C hasta su análisis
FIV*	7.5 mL HCl 6M 2.5 mL HNO ₃ 14M	Calentar a 140°C durante 6 horas. Enfriar, aforar a 45 mL y refrigerar a 4°C hasta su análisis

*Fracción residual; Modificación al método BCR, por (M. Jara-Marini, 2017),

Tabla 3.5. Límites de detección por elemento analizado en muestras de sedimentos

	Cd	Cu	Mn	Zn	Ni	Cr	Fe	Pb	Hg	As
FI	0.069	0.035	0.023	0.052	0.027	0.036	0.048	0.108	0.269	0.413
FII	0.054	0.028	0.038	0.055	0.028	0.042	0.041	0.120	0.234	0.300
FIII	0.052	0.025	0.048	0.059	0.029	0.037	0.049	0.117	0.212	0.252
FIV	0.090	0.041	0.094	0.071	0.046	0.063	0.088	0.151	0.582	0.794

mg/kg

3.5.3. Recolección de muestras y caracterización de la matriz organismos acuáticos

La identificación y cuantificación de EMPT se efectuó en tejido comestible de los tres organismos seleccionados (M. E. Jara-Marini et al., 2013a). Las muestras de los organismos fueron lavadas con agua bidestilada, diseccionadas y secadas por liofilización. Posteriormente, fueron digeridas por vía húmeda con base en el siguiente procedimiento: se pesaron 0.3 ± 0.003 g de muestra liofilizada, se agregaron 7 mL de HNO_3 concentrado y se calentó a 120°C por 4 h; se enfriaron, se añadieron 2 mL de H_2O_2 al 30% y se calentaron a 120°C por otras 4 h. Se enfriaron y se aforaron a 50 mL para la cuantificación de metales (M. Jara-Marini, 2017b).

Los metales fueron cuantificados en un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (Varian Modelo SpectrAA-240 FS), de acuerdo con las especificaciones del fabricante. Cu, Fe, Mn, Ni y Zn se analizaron por flama aire-acetileno, Cd y Pb por horno de grafito, Cr por flama aire-óxido nitroso y Hg por generador de vapor frío. Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Toxicología del CIAD Unidad Hermosillo (Sonora, México).

Se utilizaron los materiales de referencia certificado Dorm3 (*Fish Protein, from National Research Council Canada*) como control de calidad en los análisis de muestras biológicas. Las concentraciones analizadas variaron entre 80.7% y 101.4% de los valores certificados. Los límites de detección fueron los mismos que los señalados en la Tabla 3.5.

3.6. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

Para el tratamiento estadístico de los datos, se empleó el software Minitab (Iqbal et al., 2020; Kumar et al., 2020; Malsiu et al., 2020) versión 21 para Windows, mediante el cual se calcularon estadísticas descriptivas, pruebas de homogeneidad de datos, análisis de correlación y análisis de componentes principales. Para poder realizar las pruebas, todos los

valores determinados resultantes por debajo del límite de detección (<LD) analítico, se consideraron como 0.5 del LD (Sperling et al., 2020). Los distintos métodos estadísticos se realizaron con un intervalo de confianza del 95% (significación $p < 0.05$).

3.6.1. Estadística descriptiva

Todos los valores obtenidos en campo (sólo matriz agua) y laboratorio (EMPT en todas las matrices evaluadas) fueron tratados con estadística descriptiva (valores medio, máximo, mínimo, desviación estándar, coeficiente de variación). El resumen del tratamiento de datos se presentó en tablas y gráficas (diagramas de cajas y bigotes).

3.6.2. Análisis estadístico de diferencia de medias

Con el objetivo de verificar si la dinámica de los cultivos (fechas de riego y aplicación de insumos) influye en el contenido de EMPT, se emplearon diversas pruebas comparativas para determinar si existen diferencias de medias significativas (Análisis de varianza, ANOVA) entre las campañas correspondientes al inicio de cultivo (IC), campañas C1 y C3 y fin de este (FC), campañas C2 y C4.

Primero se verificó la hipótesis de normalidad para la muestra de cada campaña aplicando el test Kolmogorov-Smirnov (V. Vargas-González, 2018; Vicente-Martorell, 2010); en los casos en los que no se obtuvo normalidad (distribución de los datos observados respecto a lo esperado que proceden de una distribución normal con la misma media y desviación típica) y homocedasticidad (la varianza es constante) se realizó una transformación logarítmica de los datos.

En función del tipo de distribución de los datos (normal/paramétrica o no normal/no paramétrica) se emplearon los estadísticos correspondientes para establecer la semejanza o diferencia entre las campañas de inicio de ciclo y las campañas de fin de ciclo: Mann-Whitney y/o ANOVA de una vía, con pruebas Games-Howell para grupos con varianzas diferentes, y para varianzas homogéneas con prueba Tukey (Tian et al., 2020; V. Vargas-González, 2018).

3.6.3. Análisis de correlación

Para identificar relaciones estrechas entre elementos y/o grupos de elementos, se aplicó el análisis de correlación con base en el coeficiente de Pearson (Gurung et al., 2018; Orani et al., 2019; Satapathy et al., 2019).

En la matriz agua, además de examinar la relación entre los EMPT, se consideraron otros parámetros de calidad, ya que los cambios en las condiciones ambientales pueden afectar el enriquecimiento y migración de EMPT (Barbara y Butler, 2009). En esta matriz, los EMPT se correlacionaron con los parámetros de CE y cloruros en el agua de drenaje agrícola (DCA16) y en la BT únicamente con los cloruros. En la matriz sedimentos, la concentración de EMPT en su fracción total y fracción biodisponible y movilizable (FBM) se analizaron con las características de textura y contenido de carbono cálcico, con el fin de conocer si éstas tienen influencia en la fijación de EMPT.

3.5.4. Análisis de componentes principales

Para explorar el comportamiento y probable origen de la contaminación por EMPT en los sedimentos de la BT, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para identificar las fuentes de contaminación (natural y antropogénica). Este método estadístico proporciona información sobre las probables relaciones entre los EMPT, sus fuentes y sus asociaciones geoquímicas (Ashayeri y Keshavarzi, 2019).

Esta evaluación se realizó con la información obtenida en la matriz sedimentos, considerando el análisis para la fracción total de EMPT, así como la FBM. Se aplicó el método de análisis de componentes principales, previa estandarización de datos (Orani et al., 2019).

3.7. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LAS MATRICES AMBIENTALES

3.7.1. Calidad del agua

a) Calidad del agua para uso y consumo humano. El enfoque de este estudio para la matriz agua, se centra en la calidad con respecto a la dinámica del riego agrícola, sin embargo, dado que el agua del CPA, CPB y Pozo QTCA también se utiliza para abastecimiento a las poblaciones, se consideró importante evaluar la calidad de agua con los estándares a cumplir para su uso y consumo humano.

Por lo anterior, los valores del agua superficial (CPA – CPB) y subterránea (Pozo QTCA) se contrastaron con la NOM-127-SSA-1994 (modificada en el 2000), Salud Ambiental “Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”.

b) Calidad del agua con base en su aptitud para riego. Los parámetros del agua del CPA, CPB y Pozo QTCA se contrastaron con los valores establecidos por la Ley Federal de Derechos Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales (LFD, 2016), según los lineamientos para la calidad de riego agrícola. Además, dichos parámetros también fueron evaluados tomando en cuenta la clasificación de Wilcox y la del Departamento de Agricultura de los EE. UU (Peinado-Guevara et al., 2011).

La clasificación de Wilcox (1948) relaciona la conductividad eléctrica (CE) con el porcentaje de sodio (% Na^+). Los valores de CE y % Na^+ se grafican en un nomograma estandarizado, en el que la clase de agua para riego está definida entre los intervalos: excelente a buena; buena a admisible; admisible a dudosa; dudosa a no válida y no válida (Peinado-Guevara et al., 2011).

El diagrama de salinidad del Departamento de Agricultura de los EE. UU., involucra la concentración de SDT y la resistividad a través de la CE, con la relación de adsorción de sodio (RAS). Si la proporción de sodio (Na^+) es alta, será mayor el peligro de sodificación; por el contrario, si predominan el calcio (Ca^{2+}) y el magnesio (Mg^{2+}), el peligro de sodificación es menor (Richards, 1954, citado por (Peinado-Guevara et al., 2011). Los valores de CE y RAS se grafican en un nomograma estandarizado, en el que la clase de agua para riego está definida por los parámetros C (drenaje en suelo), y S (medida del peligro de sodificación), y subíndices en cada una de éstos (bajo, medio, alto y muy alto).

c) Calidad para protección de vida acuática. Los resultados obtenidos de la muestra del DCA16 en el punto de descarga a la BT (AR-16-15) y los resultados de los 14 puntos muestreados en la BT, se compararon con los Lineamientos de Calidad del Agua para Protección de la Vida Acuática: Aguas costeras y estuarios de la Ley Federal de Derechos Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales (LFD, 2016).

3.7.2. Calidad de los sedimentos

Dado que en México no se cuenta con normatividad para evaluación de la calidad de los sedimentos, se contrastaron las concentraciones totales determinadas en este estudio con valores guía establecidos (SQG's, en inglés) por la Agencias de Protección Ambiental de Estados Unidos de Norteamérica y Consejo Canadiense de Ministerios del Medioambiente

(EPA y CCME por sus siglas en inglés, respectivamente), cuyos criterios son empleados a nivel internacional:

- Lineamientos (EPA, 2006). *Freshwater Sediment Screening Benchmarks*
- Lineamientos (CCME, 2001). *Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life* (Canadian Environmental Quality Guidelines).

Los lineamientos sugieren que sobrepasar los valores establecidos representa un riesgo ecológico para la vida acuática. Esta comparación permitió evaluar si el contenido de EMPT en los sedimentos superficiales de la BT sugiere un riesgo ecológico para todo el sistema lagunar costero.

Como herramienta complementaria a la evaluación de calidad de los sedimentos, se llevó a cabo la evaluación de **Riesgo Ecológico Potencial (REP)**, también denominada potencialidad tóxica, cuyo criterio estima la periodicidad (rara vez, ocasional o frecuentemente), de que sucedan eventos biológicos adversos que podrían afectar negativamente a los organismos acuáticos a causa de la presencia de EMPT (Maanan et al., 2015; Orani et al., 2019; Tian et al., 2020; Z. Zhang et al., 2018) a causa de la presencia de EMPT.

La evaluación REP fue realizada por comparación de las concentraciones totales de cada EMPT determinado en la BT; de acuerdo con los criterios establecidos por Long and Morgan (1990); Long (1992); Long and MacDonald (1992); MacDonald (1994); CCME (1995); Long et al. (1995) (Buzzi y Marcovecchio, 2018; Tian et al., 2020; Zahra et al., 2014); que establecieron una asociación entre la concentración de cada sustancia química medida en el sedimento y cualquier efecto biológico adverso observado a partir de "datos de coexistencia" (CCME, 2001). Estos criterios se basan en valores TEL (Threshold effect level/Nivel de efecto umbral) y PEL (Probable effect level/Nivel de efecto probable). La relación TEL/PEL sugiere que los efectos adversos ocurren raramente cuando la concentración del EMPT está por debajo del TEL, y si la concentración está por encima del PEL, los efectos adversos ocurrirán con frecuencia.

Esta evaluación es bastante relevante y útil, ya que incluso cuando la fuente de una sustancia tóxica es natural, su efecto sobre el medio ambiente puede ser perjudicial al rebasar un cierto umbral (Orani et al., 2019). Es de vital importancia saber si los organismos vivos tienen

acceso a sustancias tóxicas y si están entrando en la cadena alimentaria (Birch y Taylor, 1999).

3.7.3. Calidad de los organismos acuáticos

En esta sección se consideró de importancia la evaluación del contenido de EMPT determinado en los especímenes analizados (CG, AT y MC), mediante la comparación de los valores determinados con los valores máximos recomendados para su ingesta; ya que estos tres organismos son utilizados como alimento básico por la población local; considerando este hecho como un riesgo a través de la cadena trófica, vía la ingesta de productos con alto contenido de ciertos EMPT. La evaluación se realizó comparando los resultados obtenidos en el tejido comestible de los organismos con límites establecidos por normatividad mexicana e internacional. Como referencia nacional se consideró la NOM-242-SSA1-2009; Productos y servicios. “Productos de la pesca frescos, refrigerados, congelados y procesados. Especificaciones sanitarias y métodos de prueba”, que establece los límites máximos de EMPT en productos frescos, refrigerados y congelados (parte comestible).

Las referencias internacionales fueron las directrices de la Unión Europea (UE) Commission Regulation (EC) No 466/2001, “Niveles máximos establecidos para determinados contaminantes en los productos alimenticios”, así como los criterios de la FAO Codex Alimentario CXS 193-1995, “Norma general para contaminantes y toxinas en alimentos”, versión actualizada 2019.

Dado que la mayor fuente de exposición al Hg es a través de la dieta, especialmente en la cadena alimentaria acuática, es mayormente bajo la exposición a su forma orgánica: metilmercurio (Comisión Europea, 2005); la comparación con esta forma de Hg se realizó estimando que el 1% del Hg total se encuentra como metilmercurio (Beldowski et al., 2014; EFSA, 2012).

3.8. IMPACTOS ECOLÓGICOS EN LA BT RELACIONADOS CON LA PRESENCIA DE EMPT

3.8.1. Estimación de carga contaminante vertida a la BT

Se realizó la estimación de la carga contaminante del agua vertida a la BT con base en la medición de caudal y la concentración de EMPT determinados en un mismo punto (7 puntos

tributarios TD y ocho puntos de mezcla DCA16). La resultante es sólo una aproximación que sirve para tener una idea global de la masa contaminante de EMPT que podría descargarse en cada punto establecido y finalmente en la BT (punto AR16-15) en un día típico de riego por unidad espacial (ha). Este último valor supondría la carga contaminante de EMPT del área de la SDCA16.

La expresión general utilizada para la determinación de la carga contaminante es:

$$CC = (CE_x)(Q)(A) \quad (\text{Ec. 3.1})$$

En donde:

CC: Carga Contaminante de EMPT; kg/d

CE_x: Concentración determinada del EMPT de interés (x); kg/m³

Q: Caudal (m³/d)

A: Área (ha).

El área corresponde a la superficie regada/drenada que descarga en cada punto medido. A partir del punto TD-2 hasta la desembocadura del dren, representaría el área acumulada.

3.8.2. Evaluación del nivel de contaminación de los sedimentos

Las concentraciones de EMPT *per se* en los sedimentos no proporcionan información sobre los posibles efectos adversos sobre los organismos; ya que, para evaluar la importancia biológica de los contaminantes ligados a los sedimentos, se requiere de información sobre la persistencia, toxicidad, bioacumulación y efecto sobre la estructura de las comunidades biológicas (G. F. Birch, 2017).

Para evaluar los sedimentos se utilizaron factores de caracterización cuantitativos (índices de contaminación), los cuales pueden considerarse una herramienta y una guía para una evaluación integral del estado del medio ambiente del sedimento (Kowalska et al., 2018; Mazurek et al., 2017), brindando la oportunidad de estimar un riesgo ambiental y grado de degradación (Kowalska et al., 2018); pues ayudan a determinar si la acumulación de EMPT se debió a procesos naturales o a la influencia de actividades antropogénicas (Reimann Garrett, 2005).

Se seleccionaron cinco índices de contaminación (Tabla 3.6), tres de ellos basados en la concentración total y su relación con valores de referencia (fondo geoquímico) y otros dos índices, basados en el fraccionamiento de concentraciones de la ES.

Estos índices, a su vez, se categorizan en evaluaciones individual y grupal. Es decir, evaluación por cada EMPT y en su conjunto (10 EMPT), así como también la evaluación global de toda la zona de muestreo.

Tabla 3.6. Índices de contaminación para la evaluación de los sedimentos de la BT

	Individuales	Grupal (niveles de contaminación integrados)
Concentración total (FI+FII+FIII+FIV) y su relación con valores de referencia	Factor de enriquecimiento (FE) ^{1,3,5,6,8}	Índice de carga contaminante (ICC) ³
	Índice de geoacumulación (Igeo) ⁴	
Concentración no residual (FI+FII+FIII) y su relación con la no residual (FIV)	Factor de contaminación individual (FCI) ^{2,7,8}	Factor de contaminación global (FCG) ^{2,7,8}

Fuente¹: ((Malvandi, 2017), 2. Mekapogu et al., (2018), 3. Venkatramanan et al., (2018), 4. (B. S. M. Kim et al., (2018), 5. Orani et al., (2019), 6. Satapathy et al., (2019), 7. Soliman et al., (2019), 8. Corami et al., (2020).

Como elemento normalizador se utilizó el hierro (Fe), el cual ha sido empleado en la evaluación de sistemas estuarinos por varios autores (Barbieri, 2016; Botwe et al., 2018; Corami et al., 2020; Malvandi, 2017; H. H. Vargas-González et al., 2017). El Fe se selecciona ya que su disponibilidad en la corteza terrestre es alta (H. H. Vargas-González et al., 2017; Zarezadeh et al., 2017)), es un trazador cuasi-conservador de las fases naturales portadoras de metales en los sedimentos del sistema de agua (de Paula Filho et al., 2015) y las concentraciones de Fe no afectarán al EMPT a investigar (Alghamdi et al., 2019; H. H. Vargas-González et al., 2017).

Para la estimación de los índices en donde se requiere información de valores de fondo geoquímico, se emplearon las concentraciones de referencia dadas por Wedepohl, (1995), los cuales se muestran en la Tabla 3.7.

Tabla 3.7. Valores promedio de elementos metálicos en la corteza terrestre (mg/kg)

As	Cd	Cu	Cr	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
1.65	0.102	25.85	131.5	43975	0.04	728	58.8	14.75	65.5

Fuente: (Wedepohl, 1995)

3.8.2.1. Estimación del nivel de contaminación en sedimentos a partir de la concentración total

A) Factor de enriquecimiento (FE)

Permite diferenciar la variabilidad natural del metal de interés de las fuentes antropogénicas. Se estimó utilizando la siguiente ecuación:

$$FE = \frac{(CDE_x / CD_{Fe})}{(FGE_x / FG_{Fe})} \quad (\text{Ec. 3.3})$$

En donde:

(CDE_x / CD_{Fe})	Relación de la concentración determinada en el elemento a evaluar (x) y del elemento de referencia (Fe) en la muestra de interés
(FGE_x / FG_{Fe})	Relación de los valores de fondo geoquímico del elemento a evaluar (x) y del elemento de referencia (Fe)

B) Índice de geoacumulación (Igeo)

Este índice tiene en cuenta la proporción del contenido de EMPT en muestras de sedimentos con los niveles de fondo geoquímico, con el fin de evaluar entradas adicionales (Orani et al., 2019). Se utilizó la ecuación propuesta por Muller (1979) (Satapathy et al., 2019; Tian et al., 2020; Venkatramanan et al., 2018):

$$I_{geo} = \log_2 \frac{CDE_x}{1.5 \times FGE_x} \quad (\text{Ec. 3.4})$$

En donde:

CDE_x	Concentración determinada del elemento a evaluar (x) en la muestra de interés.
FGE_x	Valor del fondo geoquímico del elemento a evaluar (x).

1.5

Constante para tener en cuenta la variabilidad natural que puede ocurrir en los niveles de fondo debido a los efectos litogénicos en el contenido del metal en el ambiente (Corami et al., 2020; Orani et al., 2019; Tian et al., 2020).

C) Índice de carga contaminante (ICC)

El ICC (PLI, por sus siglas en inglés) fue desarrollado por el *Irish Estuarine Reseracrh Group*, como una herramienta potente para la evaluación de la contaminación en estuarios (Ebadi y Hisoriev, 2018) dado que los EMPT se encuentran en los sedimentos como mezclas complejas y en concentraciones diferentes (Tholkappian et al., 2018). El ICC ayuda a determinar el estado de contaminación integrado los diferentes EMPT (Corami et al., 2020; Tomlinson et al., 1980; Venkatramanan et al., 2018).

Para el cálculo del ICC se utiliza la ecuación dada por Tomlinson et al., (1980), la cual requiere conocer los factores de contaminación (FC) de cada EMPT, los cuales se derivan comparando la concentración determinada en los sedimentos con su valor de referencia; siendo el ICC la raíz enésima de varios factores de contaminación (Ebadi y Hisoriev, 2018).

El ICC por punto de muestreo, se estima con la siguiente ecuación:

$$ICC = \sqrt[10]{FC_1 \times FC_2 \times \dots \times FC_{10}} \quad (\text{Ec. 3.5})$$

En donde;

$$FC_{1 \dots 10} = \frac{CDE_x}{FGE_x} \quad \left| \begin{array}{l} \text{FC es la relación entre la concentración determinada del elemento a evaluar} \\ \text{en la muestra de interés (x) y el valor de fondo geoquímico del mismo.} \\ \text{10 corresponde al número de EMPT considerados en el estudio.} \end{array} \right.$$

Una vez obtenido el valor de ICC calculado por punto de muestreo, se aplica el mismo principio de la ecuación anterior para evaluar la BT, utilizando los ICC obtenidos en cada uno de los puntos muestreados.

$$ICC_{BT} = \sqrt[14]{ICC_1 \times ICC_2 \times \dots \times ICC_{14}} \quad (\text{Ec. 3.6})$$

En donde $ICC_1 \dots ICC_{14}$ corresponde a los ICC estimados para cada punto muestreado

En la Tabla 3.8 se detalla la interpretación del nivel de contaminación para los índices que se han descrito con anterioridad de Fe, I_{geo} e ICC.

Tabla 3.8. Interpretación del nivel de contaminación en sedimentos de la BT – Fracción total

Método de evaluación	Valores	Nivel	Interpretación de la evaluación
Factor de enriquecimiento (FE)^A	$FE \leq 2$	1	Enriquecimiento mínimo a deficiente
	$2 < FE \leq 5$	2	Enriquecimiento moderado
	$5 < FE \leq 20$	3	Enriquecimiento significativo
	$20 < FE \leq 40$	4	Enriquecimiento muy alto
	$FE > 40$	5	Enriquecimiento extremadamente alto
De acuerdo con (J. Liu et al., 2016), valores de FE entre 0.05 y 1.5 sugiere que el EMPT proviene de la corteza terrestre (procesos naturales); mientras que un $FE > 1.5$ indica que fue liberado de fuentes antropogénicas. Mientras que para (Mil-Homens et al., 2016) $FE > 1$ indica entradas antropogénicas de EMPT.			
Índice de geoacumulación (I_{geo})^{A,B}	$I_{geo} \leq 0$	0	Prácticamente no contaminado
	$0 < I_{geo} \leq 1$	1	No contaminado a moderadamente contaminado
	$1 < I_{geo} \leq 2$	2	Moderadamente contaminado
	$2 < I_{geo} \leq 3$	3	Moderado a fuertemente contaminado
	$3 < I_{geo} \leq 4$	4	Fuertemente contaminado
	$4 < I_{geo} \leq 5$	5	Fuertemente contaminado a muy fuertemente contaminado
	$I_{geo} \leq 5$	6	Muy fuertemente contaminado
De acuerdo con Venkatramanan et al., (2018); $I_{geo} > 1$ sugiere que los EMPT provienen de actividades antropogénicas, por el contrario, $I_{geo} < 1$ indica que los EMPT provienen totalmente de fuentes naturales.			
Índice de carga contaminante (ICC)^B	0		No contaminado
	$ICC \leq 1$		Contaminado
	$1 < ICC \leq 2$		Moderadamente contaminado
	$2 < ICC \leq 3$		Fuertemente contaminado
	$ICC > 3$		Extremadamente contaminado
De acuerdo con Tomlinson et al., (1980) = 1 es la línea base de que los contaminantes están presentes, mientras que $ICC > 1$ indicar un progresivo deterioro de la calidad del estuario. Barakat et al., (2012) sugieren que el valor de ICC representa el número de veces que el contenido del EMPT en el sedimento supera la concentración de fondo.			

A)(Orani et al., 2019); B) Corami et al., (2020)

3.8.2.2. Estimación del nivel de contaminación en sedimentos a partir del fraccionamiento de la ES

La determinación del factor de contaminación (FC) por EMPT es un aspecto importante que indica el grado de riesgo de los EMPT para el medio ambiente en relación con su tiempo de retención. Un alto FC de los EMPT muestra un bajo tiempo de retención y un alto riesgo para el medio ambiente (Saleem et al., 2015). Con los resultados obtenidos en las cuatro fracciones del proceso de ES aplicado a los 10 EMPT, se calculó el Factor de Contaminación Individual (FCI) y el Factor de Contaminación Global (FCG) en cada uno de los 14 puntos evaluados.

A) Factor de contaminación individual (FCI)

El FCI determina la retención de EMPT en sedimentos, a partir de los resultados de la especiación efectuada (ES) (Soliman et al., 2019); reflejando el peligro de contaminación de cualquier cuerpo de agua por un solo EMPT (Corami et al., 2020). El FCI se define como la suma de la concentración de metales en fracciones no resistentes (fracciones bioaccesibles, reducibles y oxidables) de la muestra, dividida por la concentración de la fase residual (resistente) (Corami et al., 2020; Saleem et al., 2015; Soliman et al., 2019).

B) Factor de contaminación global (FCG)

El FCG es un índice múltiple que corresponde a la suma de todos los FCI de los EMPT de interés analizados en el sedimento en un mismo punto (Corami et al., 2020; Saleem et al., 2015).

Las ecuaciones empleadas para el cálculo de FCI y FCG fueron las siguientes (Corami et al., 2020; Soliman et al., 2019):

FCI	$FCI_x = \frac{FI + FII + FIII}{FIV}$	(Ec. 3.7)
FCG	$FCG = \sum_{i=1}^{10} FCI$	(Ec. 3.8)

En donde FCI para cada elemento de interés (x), es el resultado de la suma de los valores de las fracciones FI, FII y FIII dividido por el valor de la fracción FIV. El FCG se evalúa por cada punto de muestreo con la suma de los FCI de cada uno de los 10 EMPT evaluados.

La interpretación de los niveles de contaminación para el FCI y el FCG se muestra en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9. Interpretación del nivel de contaminación en los sedimentos de la BT, FBM.

Método de evaluación	Valores	Interpretación de la evaluación
Factor de contaminación individual (FCI)^{A,B,C}	< 1	Peligro de baja contaminación
	1 < FCI < 3	Contaminación moderada
	3 < FCI < 6	Contaminación considerable
	FCI > 6	Alta contaminación
Factor de contaminación global (FCG)^{A,C}	FCG < 6	Peligro de baja contaminación
	6 < FCG < 12	Contaminación moderada
	12 < FCG < 24	Contaminación considerable
	FCG > 24	Alta contaminación

A) Saleem et al., (2015), B) Soliman et al., (2019), C) Corami et al., (2020)

3.8.3. Estimación de la bioacumulación de EMPT en organismos acuáticos

Se sabe que los EMPT presentes en el aire, suelo y sedimentos emigran al interior de los organismos (plantas, invertebrados, peces, aves, mamíferos, etc.) (Figuerelo y Dávila, 2004). La cantidad de EMPT que es absorbida y retenida por los organismos menos la cantidad afectada por los procesos de pérdida (metabolismo, crecimiento, transferencia a la descendencia) se le conoce como bioacumulación (Jorgensen, 2016; Newman, 2014).

El nivel de bioacumulación sirve como indicador de un riesgo de posibles efectos adversos a largo plazo en los ecosistemas (Beek et al., 2000). Se aplicaron tres modelos de bioacumulación, según al medio al que se encuentran expuestos los organismos; siendo el Factor de bioconcentración (FBC), la evaluación de los organismos frente a la columna de agua, Factor de acumulación biota/sedimento (FABS), organismos frente a la fracción total de los sedimentos y el Factor de acumulación biota/sedimento modificado (FABSM), organismos frente a la FBM de los sedimentos. Así, los tres factores serán una referencia para futuros estudios que analicen la matriz agua y/o sedimentos.

A) FBC

Es el modelo más simple de medición de la bioacumulación (Figuerelo y Dávila, 2004; Mcgeer et al., 2003), que representa el resultante del reparto directo del EMPT entre la columna de agua y los organismos. Se calculó con la siguiente ecuación (Mcgeer et al., 2003):

$$FBC = \frac{\text{Concentración del metal en el organismo}}{\text{Concentración del metal en en la columna de agua (fase total)}} \quad (\text{Ec 3.9})$$

B) FABS

Abrantes y Sheaves, (2008) y Rosemond et al., (2001) asocian a varias especies acuáticas con el sedimento porque consideran que las redes tróficas de los estuarios se basan principalmente en detritos. Más del 99% de los EMPT que entran en los medios acuáticos se depositan en los sedimentos, pudiendo exceder las concentraciones de 3 a 5 órdenes de magnitud con respecto al agua (Peña-Salamanca et al., 2012). Además, cambios de las condiciones en el medio acuático, pueden favorecer la resolubilización de éstos convirtiendo al sedimento en portador y fuente potencial de EMPT (Peña-Salamanca et al., 2012; Rajeshkumar y Li, 2018).

Para evaluar a los organismos frente a la exposición a los sedimentos (concentración total) se utilizó la ecuación (Ec. 3.10) dada por Thomann et al., (1995). El modelo FABS incorpora la absorción directa de metal disuelto en la columna de agua, el metal en el sedimento y el metal en la fracción particulada de la columna de agua.

$$FABS = \frac{\text{Concentración del metal en el organismo}}{\text{Concentración del metal en el sedimento}} \quad (\text{Ec 3.10})$$

C) FBSM

Se ha demostrado que la acumulación de EMPT en los organismos depende más de la cantidad biodisponible en el medio; por lo que se considera más efectivo el empleo de la extracción secuencial para determinar la cantidad de metal biodisponible. De ahí, que (Dias y Nayak, 2016) propusieran una modificación al FABS, denominada FASBM (Factor de acumulación biota/sedimento modificado):

$$FASBM = \frac{\text{Concentración del metal en el organismo}}{\text{Concentración del metal en la FBM}} \quad (\text{Ec 3.11})$$

La interpretación de los tres niveles de acumulación de EMPT en organismos se presenta en la Tabla 3.10.

Dada la evaluación multicomponente de este estudio, que pretende valorar el estado ecológico del hidrosistema complejo de la BT y su posible repercusión en la salud pública, es importante señalar que de acuerdo con (Beek et al., 2000), aquellos EMPT que resulten con FBC III y IV, se catalogarán con riesgo de biomagnificación, el cual se ha visto también bajo el concepto de “envenenamiento secundario”, que resulta de la ingestión de organismos, en diferentes niveles tróficos, que contienen sustancias acumuladas (exposición indirecta) hasta llegar a los humanos.

En cuanto a los niveles de FABS y FABSM, según (Dallinger, 1993), la maroconcentración (MaC) es el caso extremo de acumulación de EMPT determinada por dos procesos inversos: absorción y eliminación de estos; la cual se da cuando la concentración del EMPT en el organismo alcanza un nivel de estado estacionario. Además, estas tasas de absorción y pérdida de EMPT también se ven afectadas por el hábitat ecológico de los organismos acuáticos. Los organismos sedentarios, por ejemplo, que se alimentan en suspensión a través de grandes áreas permeables pueden verse comprometidos con altas tasas de absorción que no pueden igualarse con las tasas de excreción (Rainbow et al., 1990). Los niveles MaC resultantes en esta evaluación dejaron en evidencia que el sistema costero BT está rebasando la capacidad de los organismos de eliminar los EMPT y continuar la presencia de éstos a través de la cadena trófica poniendo en riesgo la salud pública.

Tabla 3.10. Interpretación del nivel de acumulación de EMPT en tres organismos de la BT.

Método de evaluación	Rango	Nivel	Interpretación de la acumulación de EMPT	
FBC ^A	< 30	I	Baja “No hay preocupación inmediata”	
	30 - 100	II	Moderada	“Riesgo de biomagnificación importante”
	100 - 1000	III	Alta	
	> 1000	IV	Muy alta “Riesgo muy alto de bioacumulación y por consecuencia biomagnificación”	
FABS/FABSM ^{B,C}	< 1	-	Organismo desconcentrador (DC) y libera EMTP en el sistema acuático	
	1 - 2	-	Organismo microconcentrador (MiC)	
	> 2	-	Organismo macroconcentrador (MaC)	
A) Beek et al., (2000). B) Orabi & Khalifa, (2020). C) Suiitha et al., (2019)				

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se presentan los resultados obtenidos de caracterización realizada in situ y del trabajo de laboratorio. Cada tabla muestra el promedio, desviación estándar, coeficiente de variación, máximo y mínimo. Junto con las tablas resumen, se presentan los diagramas de cajas (box-plot), que ayudan a observar la dispersión de datos y los valores atípicos, los cuales, si no son errores de muestreo, se suelen deber a las condiciones locales relacionadas con la menor o mayor extensión de la superficie drenada y/o la influencia de la cercanía a la costa. En caso de que los valores hayan sido identificados como atípicos y verificados como erróneos, con base en la revisión del proceso de muestreo y análisis correspondiente, estos fueron eliminados del proceso de análisis.

4.1. CARACTERIZACIÓN DE LA MATRIZ AGUA

4.1.1. Resultados obtenidos en campo y laboratorio

4.1.1.1. *Parámetros de campo*

El resumen de valores de los parámetros observados al momento de toma de muestra como son pH, Temperatura (T), Oxígeno Disuelto (OD), Potencial Redox (ORP), Conductividad Eléctrica (CE) y Sólidos Disueltos Totales (SDT), se muestran en las Tablas 4.1 a la 4.7.

En la Tabla 4.1, correspondiente a los valores promedio de **pH**, se aprecia que, en el agua para riego en todas las campañas, el pH fue mayor en el agua subterránea (9.13-8.22) que en el agua superficial (8.39-8.01). Los valores medidos en el Pozo QTCA fueron superiores a los valores de pH promedio de las aguas subterráneas (IGME, n.d.)

En general, el rango de valores medidos en el agua para riego superficial corresponde a unidades de pH reportados en otros trabajos, ya que por ejemplo en el agua de los CPA y CPB, provenientes de la Presa Álvaro Obregón, se han medido pH entre 7.78 y 8.35 (SAGARPA, 2008). Mientras que, en el agua subterránea, los valores medidos en este trabajo son superiores a los reportados: un promedio de 7.6 (Cortés-Jiménez, 2008), y entre 4.5 y 8.7 (CONAGUA, 2020). De acuerdo con (CAWB, n.d.), Folleto Informativo 3.1.4.0, el agua dulce de ambientes naturales debe tener un pH entre 4 y 9, siendo de 6.50 a 8.50

considerado para la protección de organismos. El agua proveniente del pozo QTCA, en la C1 y C4 superó las 8.5 unidades recomendadas por la (CAWB, n.d.).

En el agua drenada de los bloques de cultivo (TD), los valores más altos de pH fueron medidos en la campaña C4 (promedio: 9.14) y los más bajos en la campaña C3 (promedio: 7.97). Se remarca que los valores más altos de pH fueron medidos en los TD-8, TD-12 y TD-10 (intervalo entre 8.70 – 9.20; Anexo I), los cuales son los tributarios con la menor área potencial regada/drenada.

Tabla 4.1. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja para pH

Segmento	pH			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	8.10	8.39	8.08	8.01
$\pm$ DS	0.18	0.40	0.11	0.15
QTCA	8.55	8.49	8.22	9.13
Prom TD	8.51	8.50	7.97	9.14
$\pm$ DS	0.36	0.68	0.56	0.51
CV (%)	4.23	7.97	7.01	5.54
Máx	9.21	9.56	8.70	9.80
Mín	8.16	7.38	7.00	8.34
Prom DCA16	8.18	8.30	7.73	8.62
$\pm$ DS	0.24	0.43	0.30	0.34
CV (%)	2.91	5.23	3.86	3.97
Máx	8.70	8.69	8.00	9.10
Mín	7.94	7.35	7.10	8.13
Prom BT	8.16	8.21	8.25	9.16
$\pm$ DS	0.47	0.23	0.12	0.31
CV (%)	5.80	2.83	1.46	3.43
Máx	8.66	8.72	8.46	9.80
Mín	7.08	7.92	8.06	8.90

En el DCA16, el valor máximo de 9.10 fue en la C4 y mínimo 7.10 en la C3; aunque en este segmento se detectaron dos puntos atípicos en las campañas C1 y C2 (Anexo I) que pueden ser respuesta a condiciones locales como se aprecia en el diagrama de caja. Estos

puntos se localizan más cercanos a la desembocadura del dren (mayor volumen acumulado y puntos de mezcla de todos los puntos aguas arriba). Finalmente, en el punto de descarga del dren (AR-16-15) a la BT, el pH durante las cuatro campañas fue entre 8.00 y 8.69 unidades (Anexo I).

No se encontraron valores reportados del pH en el drenaje agrícola para comparación. Sin embargo, se observó que el pH medido es similar al pH del agua subterránea, ya que comparten características de suelo que influyen en este parámetro.

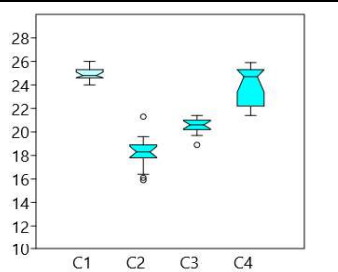
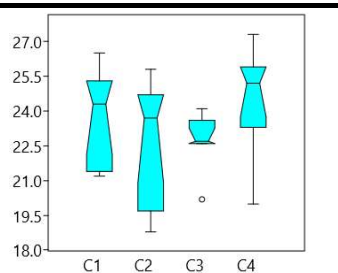
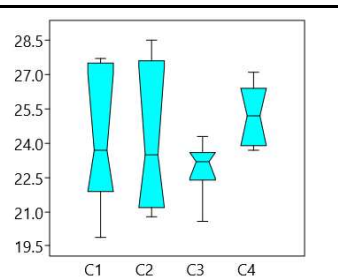
En la BT, los valores más altos de pH se presentaron en la campaña C4, con un máximo de 9.16 y un mínimo de 8.16 en la campaña C1. Con más detalle y con los datos puntuales descritos en el Anexo I, se pudo comprobar que todos los puntos cercanos a sitios de descargas, como es el caso del P1 ubicado en las proximidades de las descargas de las granjas camaronícolas, P5 y P6 localizados en la desembocadura del DCA16 y P14 en las cercanías de la boca sur suelen presentar valores de pH más elevados. Adicionalmente, los valores medidos de pH en la BT son similares a los reportados por Dummer-Gutiérrez (2010), entre 6.25 – 8.48 unidades. Es importante remarcar que en la C4 en todos los puntos medidos pasaron de 8.5 unidades.

La **temperatura** (Tabla 4.2) del agua en las muestras, con excepción del agua subterránea, se encontró con valores dentro del mismo rango. En el agua de riego de origen superficial distribuida por los canales se registraron temperaturas ≈ 20 a 24 °C. Se tienen referencias de temperaturas medidas en la presa Álvaro Obregón (agua superficial) con valor promedio reportado de 32.5°C (mediciones hechas entre mayo y septiembre, (SAGARPA, 2008)). Estos registros de temperatura son más altos que los de este estudio porque la temperatura ambiental de los meses en los que fueron realizados es más alta, influyendo en la temperatura del agua superficial de la presa y los canales de riego. El agua subterránea presentó valores entre 35 y 40°C , temperatura relacionada con la dinámica del acuífero, ya que se ha comprobado en otros estudios la presencia de flujo regionales de agua subterránea que dan lugar a estas temperaturas elevadas en el agua subterránea, así como de anomalías térmicas (Gonzalez-Ruiz et al., 2015). Entendiéndose como anomalías térmicas las áreas de la corteza terrestre donde el gradiente geotérmico es inusualmente alto, pudiendo alcanzar valores del orden de hasta diez veces los valores del gradiente

geotérmico natural (siendo gradiente geotérmico la temperatura de la Tierra conforme se profundiza, alrededor de 2.5 - 3 °C cada 100 m (Custodio y Llamas, 1996)).

Tabla 4.2. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para temperatura (°C)

Segmento	Temperatura (°C)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	23.0	20.1	21.2	24.0
$\pm$ DS	0.28	1.27	0.21	1.06
QTCA	40.1	39.6	35	39.9
Prom TD	24.3	24.4	22.9	25.2
$\pm$ DS	3.08	3.00	1.18	1.23
CV (%)	12.7	12.2	5.15	4.86
Máx	27.7	28.5	24.3	27.1
Mín	19.9	20.8	20.6	23.7
Prom DCA16	24.0	22.9	22.6	24.8
$\pm$ DS	1.95	2.60	22.7	2.22
CV (%)	8.14	11.4	24.1	8.97
Máx	26.5	25.8	22.6	27.3
Mín	21.2	18.8	23.1	20.0
Prom BT	24.9	18.2	20.5	23.9
$\pm$ DS	0.54	1.44	0.66	1.62
CV (%)	2.1	7.9	3.2	6.8
Máx	26.0	21.3	21.4	25.9
Mín	24.0	15.9	18.9	21.4



En el drenaje agrícola, en general la temperatura promedio se comportó de manera similar en los TD y en el curso del DCA16, un rango entre 22 y 25 °C. De manera más detallada, el agua drenada de los bloques de cultivo (TD), y el agua del DCA16 se encontraron valores máximos de 28.5 y 27.3 °C respectivamente. Estas temperaturas están claramente condicionadas por la temperatura atmosférica. En el DCA16, el valor atípico en la C3 correspondió al AR-16-3 con un valor de 21°C, cuando el resto de los puntos tuvieron temperaturas alrededor de los 23°C.

En la BT la temperatura promedio osciló entre 18.2 y 24.9 °C. Como rasgo general, la temperatura en la BT en cada campaña no tuvo gran variación como se comprueba con los valores del coeficiente de variación obtenido (valores entre 2 y 8%), aunque se observaron varios puntos atípicos en los diagramas de caja, con temperaturas alejadas del promedio en la C2 y C3, siendo los puntos P5, P6, P13 y P14 los que presentaron estas variaciones (Anexo I). En la BT existen registros de temperaturas reportadas por Martínez-Durazo, (2013), de 28 a 30°C para mayo y octubre, respectivamente; Dumer, (2010) determinó entre 29.5-34.0°C en época de verano y 22.1-24.7°C en otoño; mientras que Ruiz-Ruiz, (2017) señala un promedio de 24.3°C en verano y 16.9°C en otoño, y, por último, V. Vargas-González, (2018) indicó un promedio 20.8 °C en la BT (otoño).

En relación con los datos del **OD** (Tabla 4.3) hay que señalar que este parámetro no pudo ser medido en la C4 por cuestiones técnicas. En las campañas medidas, y en todos los segmentos evaluados, el OD promedio se encontró en un rango entre 3 y 9 mg/L, correspondiendo el valor más bajo agua subterránea, con concentraciones que variaron entre 3.0 y 5.5 mg/L, lo cual tiene su causa en que es un medio subterráneo sin contacto con la atmósfera. En el agua de riego superficial, el valor promedio de OD varió entre 5.4 y 8.6 mg/L, otros valores reportados con anterioridad en la presa Álvaro Obregón señalan valores entre 6 y 8 mg/L (meses de mayo y septiembre; (SAGARPA, 2008)). No se encontraron valores comparativos del OD para el agua subterránea.

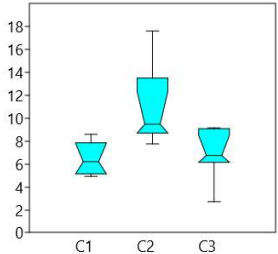
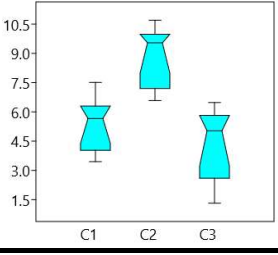
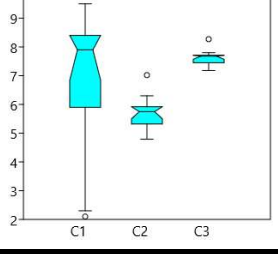
En el agua de drenaje agrícola, las concentraciones promedio se encontraron entre 4.52 y 11.1 mg/L, siendo ligeramente más altas en los aportes TD. Observando con más detalle la información (Anexo I); en la C2 se midieron los valores más altos (TD y DCA16) con concentraciones máximas de 17.6 mg/L en TD y de 10.7 mg/L en el DCA16. Estos valores están en relación con el hecho de que todo el sistema de distribución de agua de riego, así como de agua de drenaje está en contacto con la atmósfera. Además, estas concentraciones elevadas de OD se puede deber a la re-aireación existente en el sitio de la toma de muestra debido principalmente a la turbulencia del agua en el momento del escurrimiento del drenaje agrícola (CAWB, n.d.), Folleto informativo 3.1.1.0. Para el agua de drenaje agrícola no se obtuvieron valores de referencia en otros estudios.

Finalmente, en la BT, el OD promedio fue entre 5.7 y 7.63 mg/L. Con más detalle, entre todos los puntos evaluados (Anexo I), se presentó un máximo de 9.5 mg/L en la C1 y un mínimo

de 2.1 mg/L en esta misma campaña. Los valores más bajos de OD se detectaron en puntos cercanos a las granjas de camarón (P1 y P3) y a la desembocadura del DCA16 (P6).

Tabla 4.3. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para OD (mg/L)

Segmento	OD (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	5.43	8.15	8.59	-
$\pm$ DS	0.04	0.91	0.07	-
QTCA	3.37	5.52	4.69	-
Prom TD	6.37	11.1	6.78	-
$\pm$ DS	1.41	3.42	2.17	-
CV (%)	22.1	30.7	32.1	-
Máx	8.61	17.6	9.17	-
Mín	4.95	7.78	2.75	-
Prom DCA16	5.42	9.06	4.62	-
$\pm$ DS	1.38	1.44	1.75	-
CV (%)	25.5	15.9	38.0	-
Máx	7.51	10.7	6.48	-
Mín	3.45	6.58	1.32	-
Prom BT	6.92	5.70	7.63	-
$\pm$ DS	2.30	0.55	0.26	-
CV (%)	33.2	9.63	3.42	-
Máx	9.5	7.02	8.27	-
Mín	2.1	4.79	7.18	-

En la BT, existen registros de OD en estudios previos con valores promedio de 5.5 y 4.4 mg/L (mayo y octubre; (Martínez-Durazo, 2013)); 6 mg/L (mes de agosto; (García-Hernández et al., 2015)), 6.4 mg/L para un año de evaluación, con valores ~ 6mg/L en primavera y ~ 8mg/L en otoño (Ruiz-Ruiz, 2017) y de 6.5 a 8.6 mg/L (V. Vargas-González, 2018). Los valores medidos en este estudio para la BT coinciden con los dados por (García-Hernández et al., 2015), y cercanos a los de (Martínez-Durazo, 2013).

Contrario al resto de los parámetros, el OD debe procurarse en valores altos. La concentración de OD puede reflejar el estado de autorregulación del medio ambiente; un

alto contenido favorece la degradación de diversos contaminantes en el agua, indicando también que el agua puede depurarse rápidamente (Liu et al., 2011). De acuerdo con (Meinke y Taylor, 1972), el agua marina tiene una amplia variación de OD y en el agua superficial se identifica un rango en torno a 8 mg/L; el agua de los canales y la superficie de la BT se encuentran en un nivel de OD típico de aguas superficiales, concentración con la cual la BT se está ayudando a autorregularse ante la presencia de contaminantes.

Como se aprecia en la Tabla 4.4, el valor del **ORP** en el agua de riego osciló desde 84 hasta 389 mV, correspondiendo dichos valores al agua subterránea (Pozo QTCA, mínimo) y superficial (CPA-CPB, máximo), respectivamente.

Tabla 4.4. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para ORP (mV)

Segmento	ORP (mV)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	184	250	134	389
$\pm$ DS	35.4	56.6	0.71	79.2
QTCA	109	84	151	199
Prom TD	91	165	75	177
$\pm$ DS	30.8	56.0	21.4	42.9
CV (%)	33.8	33.8	28.7	24.2
Máx	129	251	105	237
Mín	52	82	42	117
Prom DCA16	87	158	72	161
$\pm$ DS	21	63	17	75
CV (%)	24	40	24	46
Máx	116	255	99	252
Mín	52	63	52	9
Prom BT	222	44	127	150
$\pm$ DS	13.7	12.9	2.3	20.5
CV (%)	6.2	29.6	1.78	13.6
Máx	251	71	132	173
Mín	200	25	123	111

En el agua de drenaje, se observaron valores más altos de ORP en las muestras del TD (promedio 75 – 177 mV) que en los puntos del DCA16 (promedio 72 - 161 mV). En la BT el valor promedio máximo de 222 mV se detectó en la C1 y el mínimo de 44 mV en la C2. Con excepción de la BT, para el resto de los segmentos los valores más altos detectados fueron en la C4 y los más bajos en la C3. En general, las concentraciones más bajas se observaron en el agua subterránea y en el agua de drenaje agrícola, mientras que los valores más altos medidos fueron en el agua para riego (superficial) y a continuación la BT.

Cabe resaltar la estrecha relación que existe entre este parámetro de ORP y el OD, lo cual se puede comprobar revisando los diagramas de caja representados en las tablas 4.3 y 4.4.

En aguas con vida acuática, el ORP debe tener una lectura alta, entre 300 y 500 mV. Cuando el ORP es bajo, y OD es bajo, la toxicidad de ciertos elementos metálicos y otros puede aumentar (ENR, n.d.)

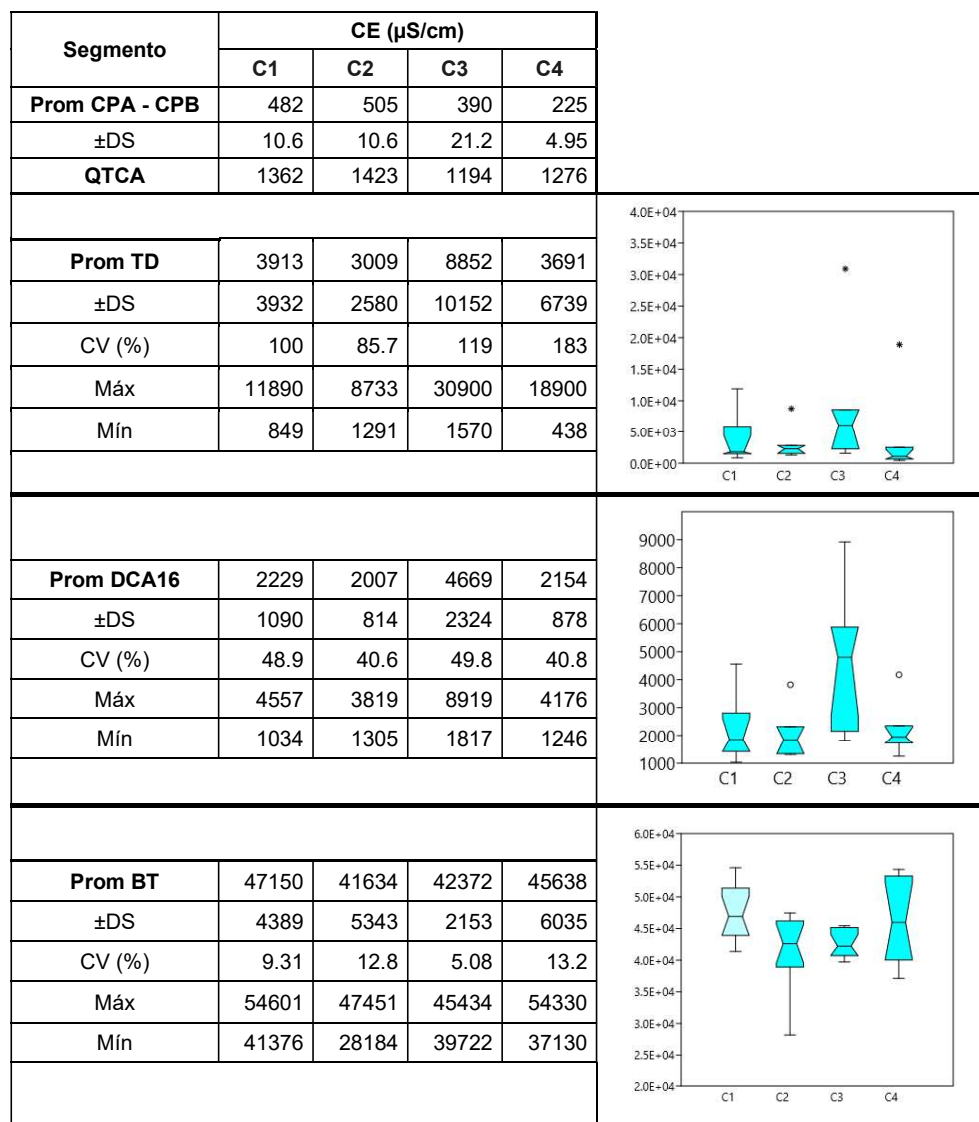
Las siguientes tablas, que corresponden a los valores de **CE** (Tabla 4.5), **SDT** (Tabla 4.6) y **salinidad** (Tabla 4.7), se pueden interpretar conjuntamente. En efecto, se aprecia que en todos los casos se conservan la misma tendencia entre los diferentes segmentos evaluados, y con correspondencia a cada tipo de agua.

Tomado como referencia la CE, los valores más bajos son los del agua de riego de los canales (promedio 225 – 505 $\mu\text{S}/\text{cm}$), mientras que el agua subterránea presenta una mayor CE relacionada con su origen y todos los procesos que ocurren en el acuífero (promedio 1,194-1,423 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Hay que señalar que, en el agua subterránea, y debido a la contaminación existente por agroquímicos y salinidad (intrusión marina y flujos regionales, así como por localizarse en una zona árida (Hamdy et al., 1993; Vega-Granillo et al., 2011), se ha detectado que más de un tercio de los pozos en operación utilizados para riego en el DR tiene una CE de 2,500 a 5,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rangel-Medina et al., 2005). También se han reportado valores entre 340 y 6,800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con un promedio de 2,060 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Cortés-Jiménez, 2008).

En el caso de TD y DCA16, se muestran valores más altos en comparación con el agua de riego, lo que refleja el incremento en las concentraciones de los iones que están disueltos en el agua como consecuencia del proceso de escorrentía y lavado que se produce en los

bloques de cultivo. En TD los valores promedio varían entre un máximo de 8,852 en la C3 $\mu\text{S/cm}$ y mínimo de 3,009 $\mu\text{S/cm}$ en la C2, mientras que en DCA16, el promedio máximo es de 4,669 $\mu\text{S/cm}$ en la C3 y el promedio mínimo de 2,007 $\mu\text{S/cm}$ en la C2.

Tabla 4.5. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja para CE ($\mu\text{S/cm}$)



A nivel de detalle por punto de muestreo (Anexo I), los valores máximos atípicos en TD se observaron siempre en el punto TD-14, lo cual se aprecia en la Tabla 4.5 (valores superiores a 8,700 $\mu\text{S/cm}$). En el recorrido de campo se comprobó la peculiaridad de este punto, ya que en el bloque que es drenado se localiza una granja porcina lo cual puede incidir en las características fisicoquímicas del agua al producirse vertidos de purines.

En las muestras DCA16, los valores más altos de estos tres parámetros se detectan en el último punto medido (desembocadura a la BT, AR-16-15), próximo ya a la línea de costa por lo que este punto de muestreo estaría influenciado por esa cercanía.

En el caso de la BT, los valores de los tres parámetros están dentro del rango que se considera característico para cuerpos de agua de esta naturaleza (V. Vargas-González, 2018). Los valores promedio son muy similares entre campañas, así la CE tuvo valores entre 41,634 y 47,150 $\mu\text{S/cm}$ (Tabla 4.5), SDT entre 29,183 y 36,777 mg/L (Tabla 4.6) y salinidad que varía entre 29.3 y 31.3 PSU (Tabla 4.7). V. Vargas-González, (2018) en relación con el parámetro de salinidad hace referencia a un valor promedio de 34.9 PSU, con un valor máximo de 37.7 y mínimo de 29 PSU. Otros trabajos mencionan 36.8 PSU, (mes de agosto; García-Hernández et al., 2015), ≈ 32 PSU (mayo y octubre; (Martínez-Durazo, 2013)); y entre 33.6 y 26.8 PSU (Ruiz-Ruiz, 2017).

Entre puntos de muestreo de la BT también hay pocas diferencias (coeficientes de variación que no superan el 13% en el caso de la CE). Otro dato para resaltar es que los valores más altos se detectaron en los puntos cercanos a las granjas de camarón; que corresponden a P1, P2 y P3.

Tabla 4.6. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja para SDT (mg/L)

Segmento	SDT (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	241	252	274	247
$\pm$ DS	4.95	8.49	12.73	7.07
QTCA	851	711	710	726
Prom TD	1969	1507	4306	1976
$\pm$ DS	1958	1296	5092	2733
CV (%)	99.4	86	118	138
Máx	5945	4383	15500	8130
Mín	425	645	785	434
Prom DCA16	1116	1003	2334	1068
$\pm$ DS	544	407	1160	492
CV (%)	48.8	40.6	49.7	46.1
Máx	2278	1909	4455	2171
Mín	517	652	908	622
Prom BT	36777	29183	29504	35598
$\pm$ DS	3423	3592	2764	4707
CV (%)	9.31	12.3	9.37	13.22
Máx	42589	33140	32650	42377
Mín	32273	20800	22450	28961

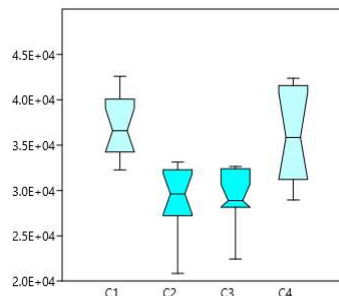
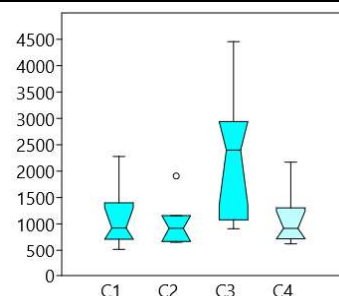
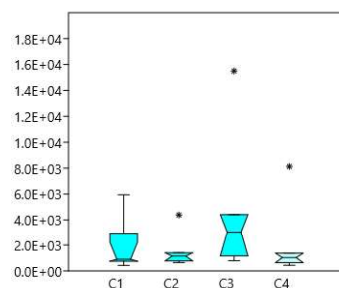
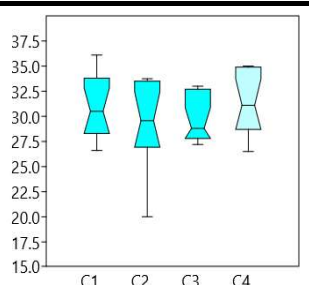
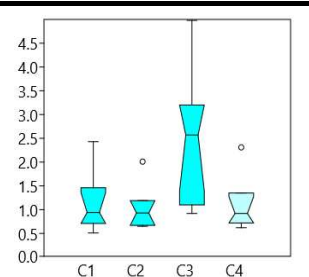
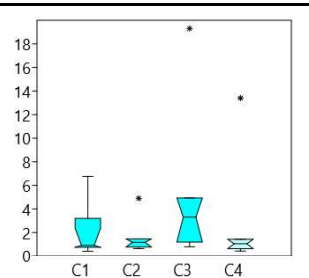


Tabla 4.7. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para salinidad (PSU)

Segmento	Salinidad (PSU)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	0.27	0.25	0.21	0.24
$\pm$ DS	0.057	0.007	0.007	0.007
QTCA	0.66	0.7	1.10	0.71
Prom TD	2.14	0.64	5.03	2.75
$\pm$ DS	2.26	0.77	6.45	4.71
CV	105	1.3	128	172
Máx	6.76	0.96	19.3	13.4
Mín	0.41	1.46	0.79	0.43
Prom DCA16	1.15	1.03	2.52	1.10
$\pm$ DS	0.59	0.44	1.33	0.54
CV	51.6	42.9	52.6	49.2
Máx	2.43	2.01	4.98	2.31
Mín	0.51	0.65	0.92	0.62
Prom BT	30.6	29.3	29.9	31.3
$\pm$ DS	3.13	4.13	2.25	3.1
CV	10.2	14.1	7.53	9.9
Máx	36.1	33.7	33	35
Mín	26.6	20.0	27.2	26.5



4.1.1.2. Aniones

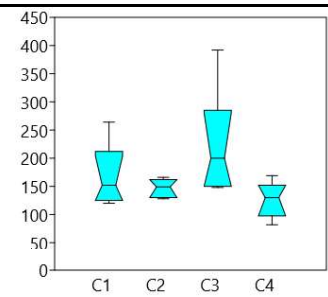
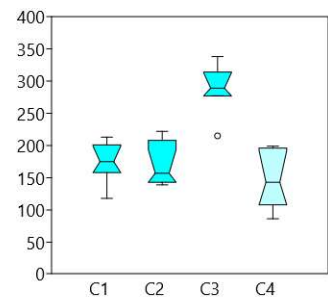
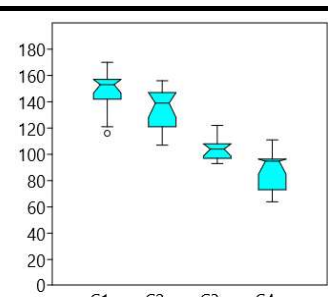
En este apartado se muestran los valores resumen de las concentraciones en el mismo orden y criterio descritos en los parámetros de campo. Las tablas de la 4.8 a 4.16 detallan los valores estadísticos de aniones en agua para riego, TD, DCA16 y la BT. En cada tabla resumen se presentan los diagramas de cajas (box plot), correspondientes.

La concentración promedio de HCO_3^- en el agua de riego superficial (Tabla 4.8) fue siempre ≤ 115 mg/L, y en el agua subterránea menor a 96 mg/L. En los tributarios al dren (TD), el rango promedio de concentraciones de HCO_3^- estuvo entre 126 y 223 mg/L, notándose con

mayor detalle valores pico extraordinarios en TD-10, con concentraciones cercanas a 400 mg/L, muy por encima de las concentraciones del resto de los TD (Anexo I). En los puntos de mezcla del DCA16, los valores promedio variaron entre 147 y 287 mg/L; siendo la concentración en el último punto, AR-16-15 (descarga a BT) de ~ 200 mg/L (Anexo I).

Tabla 4.8. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del HCO_3^- (mg/L)

Segmento	HCO_3^- (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	105	113	113	115
$\pm$ DS	10.9	10.6	3.54	4.24
QTCA	79.7	95.6	85.9	90.3
Prom TD	171	148	223	126
$\pm$ DS	52.1	15.7	87.9	29.8
CV (%)	30.5	10.6	39.3	23.7
Máx	264	166	392	169
Mín	120	128	148	83
Prom DCA16	174	167	287	147
$\pm$ DS	28.8	30.8	41.5	39.8
CV (%)	16.5	18.4	14.5	27.1
Máx	213	222	338	199
Mín	118	139	215	86
Prom BT	148	135	105	89
$\pm$ DS	15.4	16.0	7.95	14.7
CV (%)	10.5	11.8	7.61	16.6
Máx	170	156	122	111
Mín	116	107	93	64

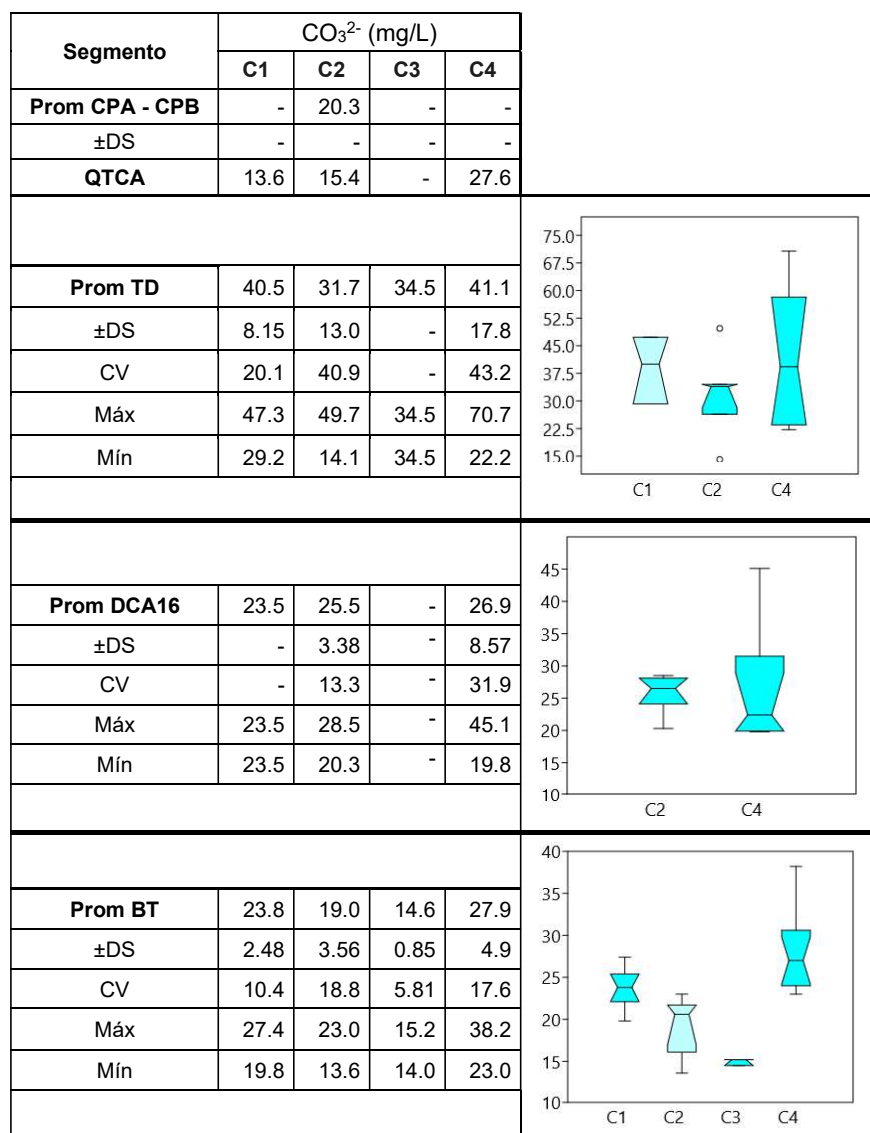
En la BT, la presencia de bicarbonatos presentó concentraciones menores que en el agua de drenaje agrícola, con valores promedio entre 89 y 148 mg/L. De manera detallada, los puntos con los valores más altos fueron los puntos cercanos a las granjas de camarón (P2, 170 mg/L), desembocadura del DCA16 (P7, 150 mg/L), y pueblos pesqueros (P10, 122 mg/L) (Anexo I).

La presencia de CO_3^{2-} (Tabla 4.9) está directamente controlada por el valor de pH por lo que sólo en aquellas muestras que alcanzaron pH superiores a 8.3 (Tabla 4.1), se pudo analizar.

Así mismo, de acuerdo con García et al., (2001) las cantidades relativas de carbonatos y bicarbonatos en las aguas naturales están relacionados con el pH, siendo el ion predominante el bicarbonato a pH entre 6.5 y 8.5; contrario al carbonato, que es poco común, ya que su presencia se da a $\text{pH} > 9$. Las aguas subterráneas pueden ser más alcalinas y contener concentraciones de carbonato superiores a 10 mg/L. Las concentraciones determinadas de bicarbonatos y carbonatos en el agua para riego mostraron el comportamiento descrito por García et al., (2001), con un solo valor de este ion en el agua superficial, 20.3 mg/L (C2) y en la mayoría de las campañas para el agua subterránea, con intervalo entre 13.6 y 27.6 mg/L.

En el drenaje agrícola, el intervalo de valores fue, aproximadamente, entre 23 y 41 mg/L, siendo los más altos en el agua de drenaje (TD), con valores entre ~ 30 y 40 mg/L mientras que en el curso del DCA16, las concentraciones fueron menores de 30 mg/L, con valores entre 23 y 27 mg/L.

En la BT se midió CO_3^{2-} en todas las campañas, con una concentración promedio entre 14.6 y 27.9 mg/L. Con más detalle, se pudo apreciar entre todos los puntos valores máximo y mínimo de 13 y 38 mg/L (Anexo I).

Tabla 4.9. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de cajas del CO_3^{2-} (mg/L)

Las concentraciones de Cl^- en todos los segmentos se detallan en la Tabla 4.10. Estas concentraciones son consistentes con el origen de cada una de las muestras de agua. Así, los valores más bajos corresponden al agua de riego superficial con un promedio entre 5 y 10 mg/L y los más altos a la BT con promedios entre 17,000 y 24,000 mg/L.

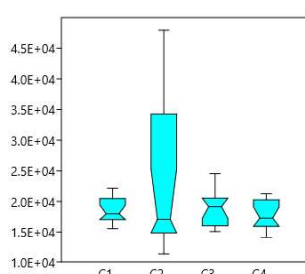
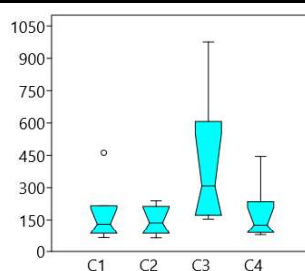
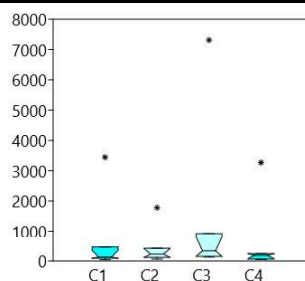
En el agua superficial (CPA – CPB) las concentraciones fueron menores a 10 mg/L, que son valores típicos de las aguas superficiales que no presentan contaminación (García et al., 2001; García-Vargas et al., 2012). En el agua subterránea, las concentraciones variaron entre 137-150 mg/L. La presencia de cloruros más elevada en el agua subterránea que en el agua superficial puede deberse a la combinación de ser un acuífero de zona árida, la

cercanía con la zona costera y las descargas provenientes de la actividad agrícola, propiciando el aumento de sales por el drenaje agrícola y/o la intrusión marina (Hamdy et al., 1993). Valores reportados por Cortés-Jiménez, (2008) indican un promedio de concentración de 443 mg/L en el acuífero del Valle del Yaqui.

En el agua de drenaje del TD, las concentraciones promedio no superan el valor de 660 mg/L, a excepción de la C3 donde la existencia de un valor atípico con una concentración de 7,313 m/L, que da lugar a que el promedio se eleve a 1,385 mg/L (Anexo I). Como ya se comentó cuando se describieron los valores de CE, existe un valor máximo en el punto de muestreo TD14, valor atípico que se repite en todas las campañas.

Tabla 4.10. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de caja del Cl^- (mg/L)

Segmento	Cl^- (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	5.75	5.38	7.4	9.32
$\pm\text{DS}$	2.04	1.41	1.69	0.85
QTCA	146	150	137	139
Prom TD	651	449	1385	590
$\pm\text{DS}$	1239	602	2630	1183
CV (%)	190	134	190	201
Máx	3443	1179	7313	3268
Mín	38.7	60.2	127	48.3
Prom DCA16	173	143	445	181
$\pm\text{DS}$	126	60.7	276	120
CV (%)	72.7	42.4	62.1	66.6
Máx	462	239	976	445
Mín	64	62.7	154	78
Prom BT	18520	23719	19018	17597
$\pm\text{DS}$	1947	13489	2875	2462
CV (%)	10.5	56.9	15.1	14.0
Máx	22162	47936	24538	21268
Mín	15567	11287	15093	14011



En la BT, los valores determinados en la C2 se observan por encima del resto de las campañas. Con mayor detalle (Anexo I), las concentraciones más altas se observaron en puntos cercanos a las granjas camaronícolas, P1, P2, P3 y P4 (> 40,000 mg/L), mientras que en el resto de los puntos se detectan concentraciones <20,000 mg/L, concentraciones características de sistemas costeros (IGME, n.d.).

Tabla 4.11. Resumen de la estadística descriptiva y diagrama de cajas del SO_4^{2-} (mg/L)

Segmento	SO_4^{2-} (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	20.8	21.6	21.7	20.8
$\pm$ DS	1.7	0.85	4.81	0.35
QTCA	20	24.3	18.5	18.8
Prom TD	300	287	409	229
$\pm$ DS	376	225	475	301
CV (%)	125	78.4	116	131
Máx	1072	671	1342	897
Mín	33	50	23	34
Prom DCA16	144	133	332	119
$\pm$ DS	74.4	89.2	199	68.2
CV (%)	51.8	67.0	59.9	57.5
Máx	285	296	555	249
Mín	42	51	91	50
Prom BT	2778	3146	2852	2284
$\pm$ DS	327	1457	486	208
CV (%)	11.8	46.3	17.0	9.09
Máx	3305	5595	3866	2731
Mín	2358	1806	2241	2011

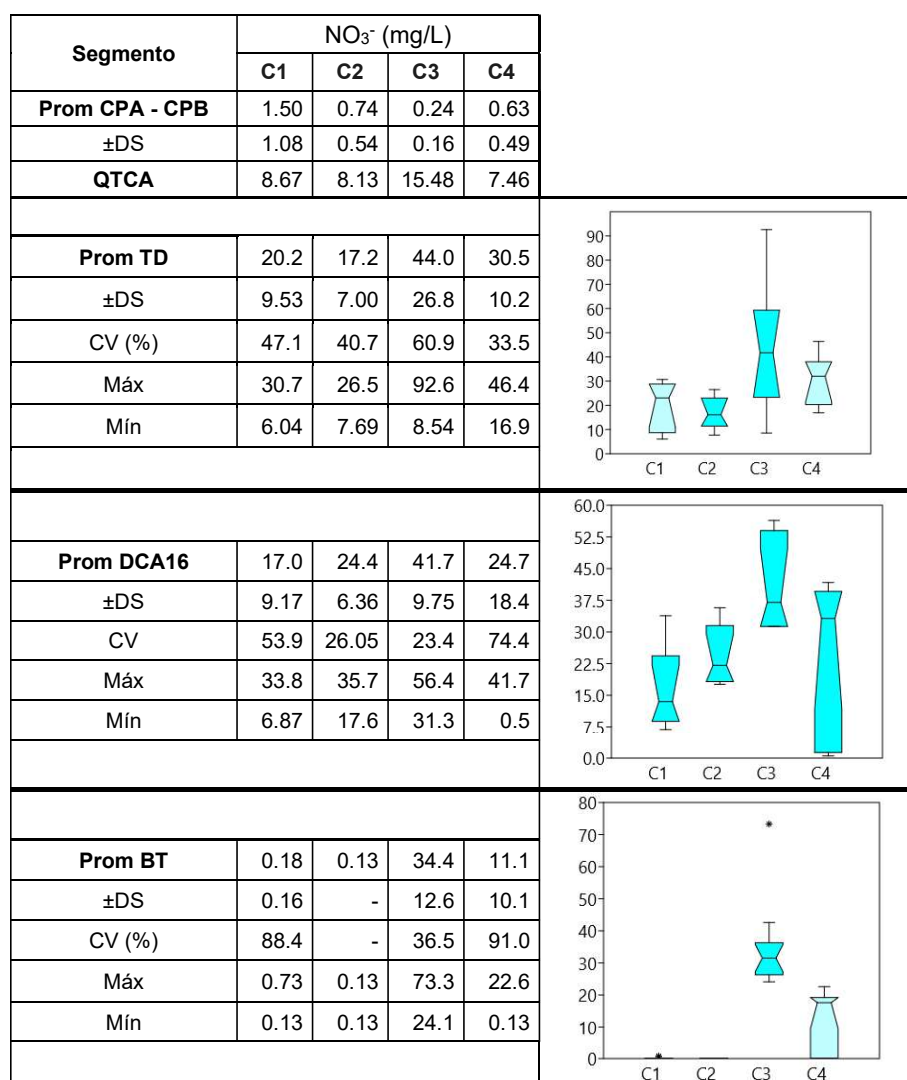
Con el ión SO_4^{2-} (Tabla 4.11), las diferencias entre sus concentraciones para los diferentes segmentos son similares a las del cloruro. Los valores mínimos se analizaron en el agua de riego de los canales (promedio que no supera los 22 mg/L). En el agua subterránea, las concentraciones oscilaron desde 18 a 24 mg/L, valores que están dentro del rango

reportados por Cortés-Jiménez, (2008) y (CONAGUA, 2020). Estos valores son típicos de las aguas naturales, entre 2 y 80 mg/L (García et al., 2001).

La Tabla 4.12 expone los resultados de los análisis de NO_3^- en los diferentes segmentos. Para el estudio de este ión se parte de la premisa de que su único origen es antrópico, relacionado con el uso de los fertilizantes en el DR. El agua de riego supone una mínima entrada de nitratos al sistema ya que su concentración promedio máxima detectada en el agua superficial fue de 1.5 mg/L; mientras que en el agua subterránea se observaron valores promedio entre 7 y 15 mg/L, lo cual refleja infiltración al subsuelo.

Una vez el agua de riego es drenada hacia el TD y DCA16 la concentración se incrementa, con valores promedio entre 17 y 44 mg/L. Sin embargo, observando más a detalle, se alcanzaron valores máximos de 92.6 mg/L en el TD de la campaña C3 y de 56.4 mg/L en el DCA en la misma campaña (Anexo I). Un estudio detallado del comportamiento del NO_3^- se describe en (Almazán-Benítez, 2019).

En la BT, la presencia de este ion es mínima en las campañas C1 y C2, y más elevadas en las campañas C3 y C4, con valores promedio de 34 y 11 mg/L, respectivamente. Con más detalla, los máximos se presentaron en los puntos cercanos a actividades antrópicas; P1, P4 (granjas camaronícolas), P6, P7 (descarga DCA16) y P13 (cercano a pueblo pesquero), este último con una concentración de 73 mg/L (Anexo I). Los valores que reporta V. Vargas-González, (2018) para el nitrógeno inorgánico disuelto, son cifras entre 25.2 (16 mg/L NO_3^-) a 1.5 μM (1 mg/L NO_3^-), con un promedio de 7.5 μM (5 mg/L NO_3^-), mientras que Ruiz-Ruiz, (2017), reportó concentraciones promedio de N inorgánico disuelto de 37 μM (23.5 mg/L NO_3^-) y 1.45 μM (0.9 mg/L NO_3^-).

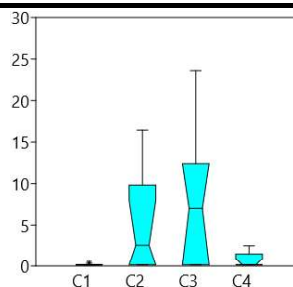
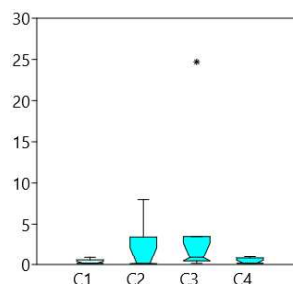
Tabla 4.12. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de cajas del NO_3^- (mg/L)

La presencia de NO_2^- en el agua de los diferentes segmentos (Tabla 4.13) fue mínima, y en muchos casos con valores por debajo del límite de detección (LD) de la técnica empleada, estableciendo un valor LD/2 (Sperling et al., 2020), correspondiente a 0.13 mg/L, lo cual es consistente con las características de un medio en condiciones oxidantes como se pudo comprobar con los datos de OD (Tabla 4.3) y ORP (Tabla 4.4). En el agua para riego, durante la C1 y C2 la presencia de NO_2^- en ambas fuentes se detectó en concentraciones inferiores al LD, mientras que en la C3 y C4 sólo el agua superficial resultó en concentraciones promedio de 0.35 y 0.37 mg/L, mientras que el agua subterránea mostró el comportamiento antes mencionado.

En el agua de drenaje agrícola, el 50% de los puntos tanto en TD como en DCA16 presentaron lecturas por encima del LD; con concentraciones entre 0.5 y 24 mg/L, el resto de los puntos se establecieron con 0.13 mg/L. Las mayores concentraciones se presentaron en los puntos de mezcla del DCA16, con valores máximos y/o atípicos en los primeros puntos del curso del dren. Con respecto a la influencia de los aportes tributarios en el curso del dren, se hace notar el punto AR-16-7, con una concentración de 16 mg/L, mientras que su punto de aporte, TD-6, presentó una concentración <3 mg/L; esta variación de la concentración puede indicar que existe otra descarga diferente a la agrícola que está aportando NO_2^- al escurrimiento del DCA16. Observándose aguas abajo en el curso del DCA16 una mezcla nuevamente con valores más bajos, teniendo en el último punto medido (AR-16-15, descarga en la BT) una concentración promedio 1.3 mg/L (Anexo I).

Tabla 4.13. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del NO_2^- (mg/L)

Segmento	NO_2^- (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	0.13	0.13	0.24	0.37
$\pm\text{DS}$	-	-	0.16	0.34
QTCA	0.13	0.13	0.13	0.13
Prom TD	0.35	2.1	4.71	0.34
$\pm\text{DS}$	0.3	2.97	8.91	0.36
CV (%)	84.2	141	189	107
Máx	0.86	7.99	24.7	0.95
Mín	0.13	0.07	0.13	0.13
Prom DCA16	0.16	4.61	8.72	0.74
$\pm\text{DS}$	0.07	5.79	7.7	0.86
CV (%)	47.5	125	88.3	117
Máx	0.34	16.4	23.6	2.50
Mín	0.13	0.13	0.13	0.13
Prom BT	0.13	0.13	0.13	0.13

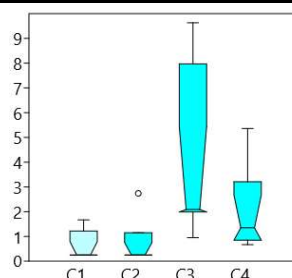
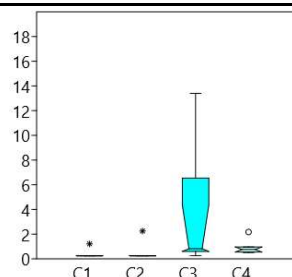


En la BT, el resultado de la determinación de NO_2^- fue <LD en el 100% de los puntos durante las cuatro campañas de muestreo; por lo tanto, el valor considerado para la presencia de este parámetro fue 0.13 mg/L.

La presencia de PO_4^{3-} en el agua de riego y en la BT, correspondió a valores por debajo del LD (Tabla 4.14). V. Vargas-González, (2018) también midió en la BT valores mínimos de este ión en forma de fósforo inorgánico disuelto, entre 2.05 (0.2 mg/L PO_4^{3-}) y 0.025 μM (0.002 mg/L PO_4^{3-}). Estos valores junto con los de nitrógeno inorgánico total, clorofila, y oxígeno disuelto permiten a este mismo autor concluir que el estado de esta laguna fue oligotrófico (no perturbado). Ruiz-Ruiz, (2017) considerando a estos mismos parámetros caracterizaron a este sistema como mesotrófico (poco perturbado), con valores de fósforo inorgánico total de 1.1 - 0.5 μM (0.1 - 0.05 mg/L PO_4^{3-}).

Tabla 4.14. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del PO_4^{3-} (mg/L)

Segmento	PO_4^{3-} (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	0.25	0.25	0.25	0.25
$\pm\text{DS}$	-	-	-	-
QTCA	0.25	0.25	0.25	0.25
Prom TD	0.39	0.54	3.4	0.92
$\pm\text{DS}$	0.36	0.76	4.92	0.57
CV (%)	93.7	141	144	62.6
Máx	1.21	2.25	13.4	2.17
Mín	0.25	0.25	0.25	0.51
Prom DCA16	0.68	0.75	3.94	2.09
$\pm\text{DS}$	0.54	0.88	3.18	1.58
CV (%)	79.4	117	80.6	75.7
Máx	1.67	2.74	9.63	5.36
Mín	0.25	0.25	0.95	0.67
Prom BT	0.25	0.25	0.25	0.25



En el drenaje agrícola, las concentraciones promedio se encontraron entre 0.39 y 3.94 mg/L. Las concentraciones más altas se encontraron en DCA16, siendo la C3 la campaña que presentó concentraciones mayores en comparación con el resto de las campañas

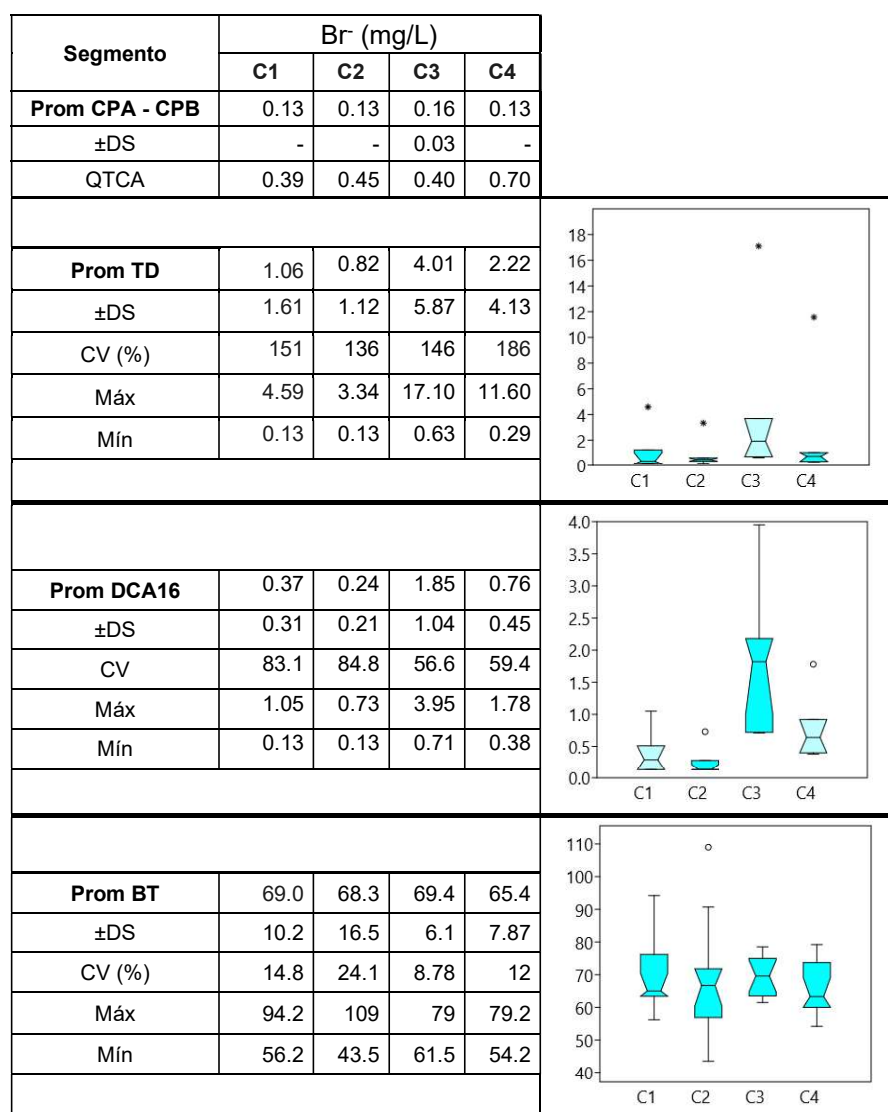
evaluadas; con valores pico en el AR-16-3 (Anexo I). Hay que recordar que en este punto de mezcla se recibe el aporte del TD-2, el cual fue uno de los tributarios que durante las cuatro campañas evaluadas presentó concentraciones máximas atípicas. Los valores de PO_4^{3-} determinados en el drenaje agrícola muestran un enriquecimiento de este ion el escurrimiento después del riego.

En el caso del ion Br^- (Tabla 4.15), en el agua para riego, tuvo mayor presencia en el agua subterránea (0.3-0.7 mg/L) que en el agua superficial (concentraciones próximas al LD). En el agua de drenaje, las mayores concentraciones se presentaron en los aportes tributarios, con concentración promedio más alta de 4.01 mg/L, mientras que en el DCA16 fue de 1.85 mg/L. Detalladamente, fue el punto TD-14 en donde las concentraciones mostraron valores máximos atípicos durante las cuatro campañas evaluadas (concentración máxima de 17.1 mg/L); al igual que en el punto de mezcla (AR-16-15) el cual presenta también los valores más altos en el DCA16 (concentración máxima de 3.95 mg/L) (Anexo I).

En la BT, el comportamiento de Br^- mostró variaciones mínimas entre las cuatro campañas, con concentraciones promedio entre 65 y 70 mg/L. Se observaron valores máximos y un pico extraordinario en los puntos cercanos a las granjas camaronícolas (P1, P2 y P3) (Anexo I).

Hay que tener en consideración que en ambientes marinos este ión presenta concentraciones medias de 65 mg/L, con valores que pueden oscilar entre 60 y 120 mg/L, mientras que el agua subterránea también puede tener concentraciones elevadas (como en el presente caso) debido a la influencia de procesos relacionadas con la existencia de flujos regionales que enriquezcan en este anión y con la intrusión marina (Custodio y Llamas, 1996).

Las concentraciones de Br^- determinadas en el agua para riego y en la BT, corresponden a concentraciones típicas en ambos segmentos, alrededor de 0.5 mg/L para agua dulce y entre 65 y 80 mg/L en ambientes marinos (Metrohm, 2020).

Tabla 4.15. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Br⁻ (mg/L)

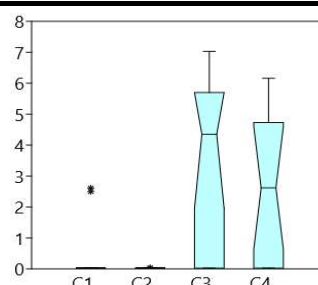
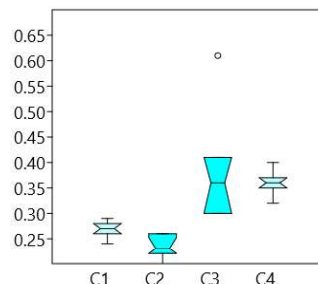
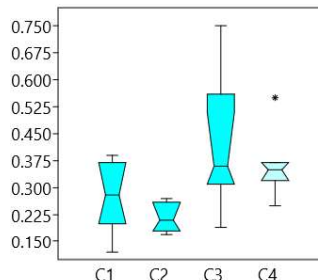
El F⁻ (Tabla 4.16) en el agua para riego se encontró en un orden similar de concentraciones tanto para el agua superficial (CPB – CPA) y subterránea (Pozo QTCA), entre 0.10 y 0.30 mg/L. En el agua de drenaje las concentraciones en TD y DCA16 se determinaron en el mismo intervalo de valores promedio comprendidos desde 0.22 a 0.41 mg/L. En TD, los valores más altos se alcanzaron en TD-14, y con un valor máximo extraordinario en la C3; cuyo comportamiento se refleja en el punto de mezcla AR-16-15 (Anexo I).

En la BT los valores promedio comprendieron un rango entre 0.03 y 3.0 mg/L, con concentraciones más bajas en las C1 y C2, en donde fue casi imperceptible, y con valores

máximos atípicos en los puntos P9 y P10 de ≈ 3.0 mg/L. En la C3 y C4, las concentraciones alcanzaron hasta 7.0 mg/L, que fueron detectados en P6 y P9, puntos próximos a la descarga del DCA16 y a otro dren agrícola (Cocoraque), respectivamente (Anexo I).

Tabla 4.16. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del F^- (mg/L)

Segmento	F^- (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA - CPB	0.25	0.14	0.31	0.28
$\pm$ DS	0.03	0.16	0.01	0.00
QTCA	0.11	0.03	0.27	0.25
Prom TD	0.33	0.22	0.41	0.36
$\pm$ DS	0.27	0.04	0.18	0.09
CV (%)	0.10	18.7	44.9	25.1
Máx	0.39	0.27	0.75	0.55
Mín	0.39	0.17	0.19	0.25
Prom DCA16	0.27	0.24	0.39	0.36
$\pm$ DS	0.02	0.02	0.1	0.022
CV (%)	5.78	8.51	25.4	6.18
Máx	0.29	0.26	0.61	0.4
Mín	0.24	0.20	0.30	0.32
Prom BT	0.39	0.03	2.96	2.6
$\pm$ DS	0.92	0.002	3.11	2.13
CV (%)	238	7.06	105	81.8
Máx	2.61	0.03	7.03	6.16
Mín	0.025	0.025	0.025	0.025



Hay que resaltar que en el agua de mar se alcanzan concentraciones de F^- de 13 mg/L (Hem, 1985). En general, todas las concentraciones determinadas en cada segmento se encuentran dentro de valores típicos, siendo para el agua superficial entre 0.01 y 0.3 mg/L y en agua subterránea <1 mg/L, mientras que en los sistemas costeros siempre se presentan valores mayores a los del agua dulce pudiendo contener un promedio de 1.3

mg/L (OMS, 1984). En este caso, las concentraciones determinadas en el drenaje agrícola y la BT presentaron el mismo orden de concentraciones, apreciándose una relación entre la concentración que descarga en la BT y la mezcla con su masa de agua.

4.1.1.3. Cationes

Los cationes mayoritarios se determinaron en la fracción disuelta y total. Las Tablas 4.17 a 4.20 muestran el resumen estadístico, así como los diagramas de caja correspondientes.

La presencia de estos cationes está estrechamente vinculada con la de los aniones con los cuales forman complejos, así en el caso de Na^+ es con el Cl^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} con HCO_3^- y CO_3^{2-} , y el Ca^{2+} con el SO_4^{2-} , por lo tanto, las variaciones de sus concentraciones son muy similares (Hem, 1985). Estas variaciones están condicionadas por el propio origen del agua en cada segmento y los procesos naturales y antrópicos que pueden afectarlas, como ya se mencionó cuando se describieron los resultados de los aniones.

En la Figura 4.1, a modo de resumen, se gráfica el comportamiento de estos cationes en la columna de agua que está representada por la fracción disuelta y total. Se hace énfasis en la fracción disuelta ya que es la mayoritaria; Na^+ y K^+ entre 85-95% y Mg^{2+} y Ca^{2+} entre 75 -85%, para todos los segmentos.

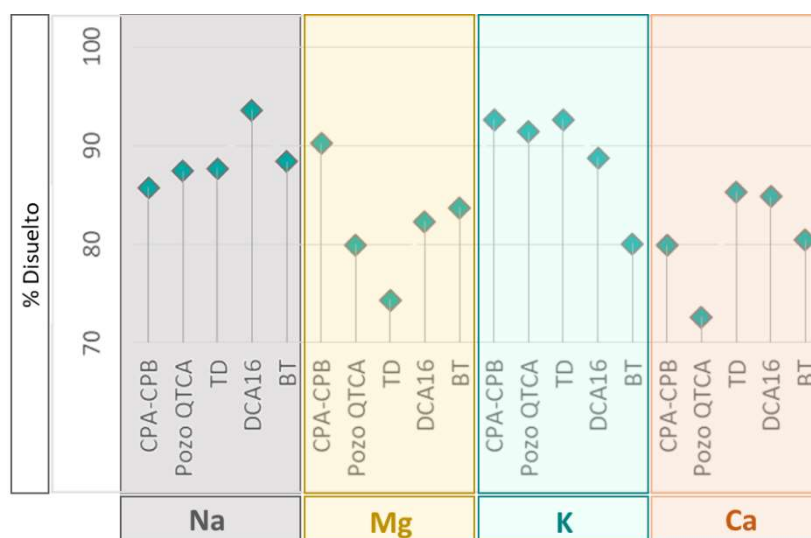


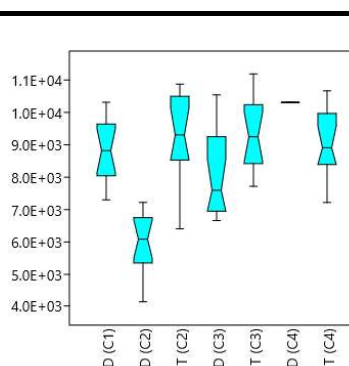
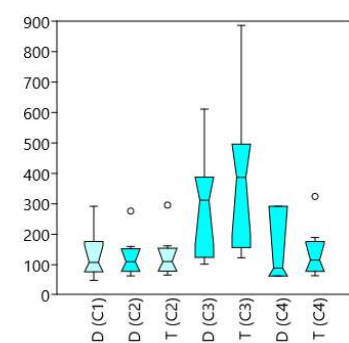
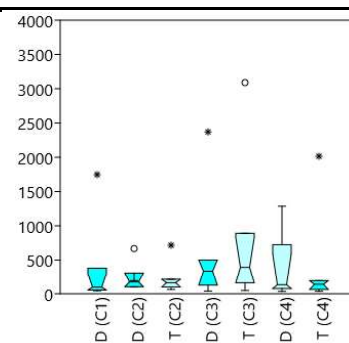
Figura 4.1. Porcentajes de la presencia en la fracción disuelta de los cationes (con base en el valor promedio)

Las concentraciones promedio de Na^+ (disuelta y total) determinadas en el agua para riego variaron entre 14 y 20 mg/L para el agua superficial, mientras que para el agua subterránea entre 100 y 150 mg/L.

Tabla 4.17. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Na^+ (mg/L)

Segmento	Na^+ (mg/L)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
CPA - CPB	15.5	SD	16.5	18.8	14.4	20.4	17.0	17.2
$\pm\text{DS}$	1.06	-	0.85	0.71	2.12	3.89	0.43	0.42
QTCA	123	SD	137	144	104	151	127	129
Prom TD	379	SD	233	225	570	768	346	389
$\pm\text{DS}$	617	-	217	223	810	1059	528	719
CV	163	-	93.3	99.0	142	138	153	185
Máx	1747	-	668	717	2370	3089	1286	2015
Mín	43.3	-	62.2	62.6	38.8	47.0	33.9	35.1
Prom DCA16	132	SD	126	130	296	386	138	139
$\pm\text{DS}$	77.8	-	68.1	73.9	171	249	125	84.8
CV	58.9	-	53.9	56.9	57.7	64.7	84.7	61.2
Máx	292	-	276	296	611	886	292	324
Mín	48.8	-	63.4	66.2	102	123	63.0	64.0
Prom BT	8826	SD	6014	9299	8084	9310	9060	9469
$\pm\text{DS}$	948	-	884	1230	1306	1071	1028	773
CV	11	-	14.7	13.2	16.2	11.5	11.3	8.17
Máx	10312	-	7222	10872	10542	11188	10666	10585
Mín	7300	-	4126	6407	6661	7719	7221	8058

D: Disuelto, T: Total, SD: Sin Dato



Cortés-Jiménez, (2008), reportó un promedio para todo el acuífero del Valle del Yaqui de 8.50 meq/L (195 mg/L) y CONAGUA, (2020) indica concentraciones que varían entre 0.9 y 34 mg/L. La presencia de Na^+ se observó en un 86-87% de la fracción disuelta para ambas fuentes (Figura 4.4).

En el agua de drenaje de riego, las concentraciones se encontraron en un orden de 132 a 768 mg/L. En los TD los valores duplicaron los valores medidos en DCA16; con contenido máximo hasta de 768 y 570 mg/L (total y disuelta) contra concentraciones máximas $\approx$ 386 y 296 mg/L (total y disuelta) en DCA16. La presencia del Na^+ en la fracción disuelta fue del 88% en los TD y del 94% en el DCA16 (Figura 4.4). Estos porcentajes reflejan que el agua de drenaje de riego a la salida de los bloques de cultivo contenía más partículas en suspensión que el agua de drenaje que circulaba por el dren principal (DCA16).

En la BT las concentraciones fluctuaron entre 6014 y 9,469 mg/L, ambientes marinos contienen alrededor de 12,000 mg/L. La presencia del Na^+ en la fracción disuelta fue del 87%.

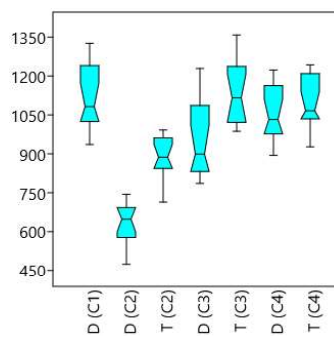
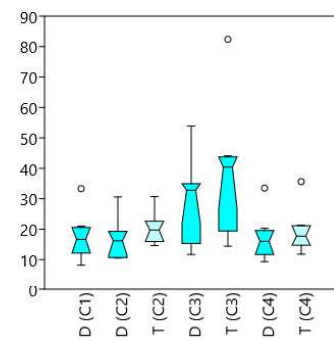
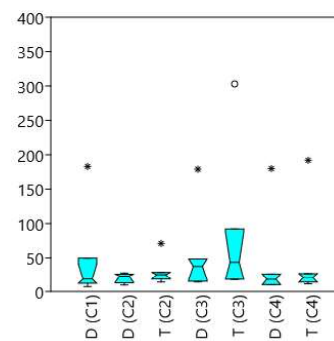
La concentración de Mg^{2+} (Tabla 4.18) en el agua para riego superficial tuvo valores entre 5 y 8 mg/L y en el agua subterránea < 2 mg/L. Según la CONAGUA, (2020), el contenido de Mg^{2+} en el acuífero del Valle del Yaqui varía entre 0.23 y 13 mg/L y según Cortés-Jiménez, (2008) de 0.13 - 20.8 meq/L (1.5 - 252 mg/L). El Mg^{2+} en la fracción disuelta fue de 90 y 80% en el agua superficial y subterránea, respectivamente; lo cual indicó que, en esta última, el contenido de materia suspendida fue mayor (Figura 4.4).

En el agua de drenaje agrícola, las concentraciones promedio estuvieron en un rango entre 16 y 82 mg/L, presentándose en TD valores del doble que en DCA16. En TD los valores máximos y atípicos extraordinarios se presentaron en TD-6, TD-12 y TD-14 con concentraciones de alrededor de 30, 50 y $\approx$ 300 mg/L (fracción total). En el último punto de mezcla y descarga del DCA16 a la BT (punto AR-16-15) las concentraciones fueron las máximas, alrededor de 50 y 80 mg/L para la fracción disuelta y total, respectivamente (Anexo I).

Tabla 4.18. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Mg^{2+} (mg/L)

Segmento	Mg^{2+} (mg/L)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	6.99	SD	6.79	6.75	5.88	8.20	7.05	7.07
$\pm DS$	0.16	-	-	0.12	0.21	0.14	0.01	0.01
QTCA	0.84	SD	1.33	1.53	1.11	1.52	SD	1.34
Prom TD	44.9	SD	20.1	29.5	52.3	82.2	40.7	44.4
$\pm DS$	62.5	-	7.42	19.0	57.4	101	61.7	65.3
CV	139	-	36.9	64.4	110	122	152	147
Máx	183	-	71.1	81.2	179	303	180	192
Mín	7.09	-	9.42	13.8	13.9	17.6	9.72	11.1
Prom DCA16	17.6	SD	16.6	20.2	29.3	38.3	17.1	19.3
$\pm DS$	7.56	-	6.71	5.17	13.8	21.4	7.51	7.32
CV	43.0	-	40.4	25.6	47.1	56.0	43.9	38.0
Máx	33.3	-	30.6	30.7	53.9	82.4	33.5	35.6
Mín	8.18	-	10.5	14.6	11.7	14.4	9.33	11.8
Prom BT	1122	SD	635	889	954	1135	1057	1102
$\pm DS$	124	-	74.6	79.4	151	118	105	99.0
CV	11.1	-	11.8	8.93	15.8	10.4	9.90	8.98
Máx	1326	-	744	992	1229	1358	1223	1243
Mín	936	-	474	714	786	987	894	927

D: Disuelto, T: Total, SD: Sin Dato



En cuanto al Mg^{2+} en la fracción disuelta, en los TD fue del 74% y en el DCA16 del 82%; con estos porcentajes se observó que a la salida de los bloques de cultivo el excedente de riego contiene mayor cantidad de partículas en suspensión (Figura 4.4).

En el agua de la BT, las concentraciones de Mg^{2+} se reportaron en valores entre 600 y 1,000 mg/L (disuelta/total). En todas las campañas se presentaron valores máximos en los puntos cercanos a las granjas de camarón, como son P1, P2 y P3 con concentraciones <1,300 mg/L (Anexo I). El porcentaje de este catión en la BT representó un 84% de presencia en la fracción disuelta.

Las concentraciones determinadas en el agua para riego y en la BT están dentro de los valores típicos de concentraciones existentes en ambos segmentos: concentraciones no mayores a 40 mg/L en ambientes no marinos y de hasta 1,300 mg/L en ambientes marinos (Ayora-Cañada, n.d.).

El K^+ (Tabla 4.19) en el agua para riego se encontró en concentraciones promedio entre 2 y 4 mg/L, siendo ligeramente menores en el agua subterránea. En el drenaje agrícola las concentraciones promedio presentaron un rango entre 7 y 15 mg/L, en los TD los valores son cercanos a 15 mg/L y en DCA16, los valores máximos variaron entre 8 y 37 mg/L. En los aportes tributarios, los valores máximos y/o extraordinarios se detectaron en TD-2, TD-6, TD-10 y TD-14, alcanzando concentraciones pico 30 mg/L. En el último punto de descarga del DCA16 a la BT (punto AR-16-15), el valor de K^+ fue ≈ 10 mg/L (Anexo I).

El promedio de concentración detectado en la BT fue ≈ 300 mg/L. En la mayoría de las campañas de muestreo se observaron valores máximos en los puntos cercanos a las granjas camaronícolas, con concentraciones de 400 mg/L (P1, P2, P3 y P4).

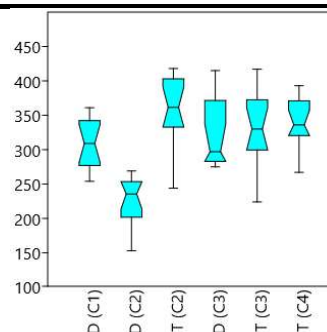
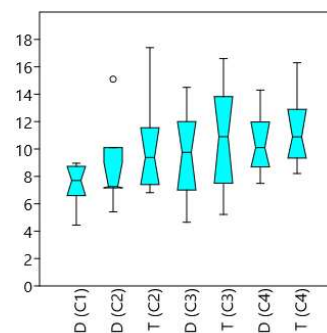
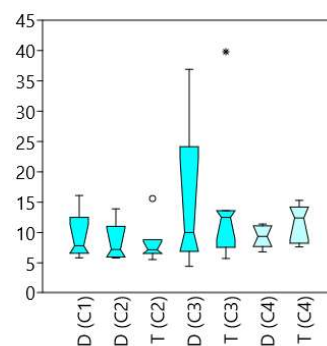
El contenido de K^+ en la fracción disuelta de todos los segmentos fue aproximadamente del 90%, a excepción de la BT que fue del 80% (Figura 4.4).

Los valores determinados en el agua para riego y en la BT corresponden a valores típicos de los diferentes ambientes; las aguas dulces no suelen contener más de 10 mg/L y los ambientes marinos contienen alrededor de 400 mg/L (Rigola, 1989).

Tabla 4.19. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del K⁺ (mg/L)

Segmento	K ⁺ (mg/L)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	3.12	SD	3.42	3.55	3.06	3.75	3.44	3.45
±DS	0.08	-	0.06	0.05	0.01	0.07	0.18	0.04
QTCA	2.44	SD	2.81	2.99	2.31	2.60	3.04	3.45
Prom TD	9.22	SD	7.69	8.42	13.2	15.1	9.32	11.4
±DS	3.73	-	2.86	3.36	12.8	11.5	1.91	2.97
CV	40.4	-	37.1	40.1	89.1	78.2	20.5	26.0
Máx	16.1	-	13.9	15.6	36.9	39.8	15.3	15.8
Mín	5.83	-	5.55	5.74	4.43	5.72	6.81	7.63
Prom DCA16	7.45	SD	8.71	10.1	9.53	10.8	10.4	11.3
±DS	1.49	-	3.17	3.40	3.28	4.02	2.20	2.58
CV	19.9	-	36.4	33.7	34.4	37.3	21.2	22.8
Máx	8.96	-	15.1	17.4	14.5	16.6	14.3	16.3
Mín	4.44	-	5.41	6.81	4.65	5.22	7.49	8.21
Prom BT	309	SD	228	359	323	334	339	379
±DS	35.3	-	32.2	47.4	50.1	53.0	37.5	35.9
CV	11.4	-	14.1	13.2	15.5	15.9	11.1	9.48
Máx	361	-	269	418	415	417	393	433
Mín	254	-	153	244	275	224	267	315

D: Disuelto, T: Total, SD: Sin Dato



En el agua para riego, los valores de **Ca²⁺** (Tabla 4.20) variaron de 12 a 35 mg/L, con mayor presencia en el agua superficial (CPA – CPB), cuyo contenido fue dos veces el del agua subterránea (Pozo QTCA), esta última con valores por debajo de 18 mg/L. En general,

concentraciones encontradas en este segmento corresponden a valores típicos en agua dulce, de 10 a 250 mg/L (Rigola, 1989). Las concentraciones en agua subterránea quedan dentro del rango dado para el contenido de Ca^{2+} en el acuífero del Valle del Yaqui; con contenido mínimo y máximo de 0.15 y 32 mg/L, respectivamente (CONAGUA, 2020). El porcentaje de presencia del ion Ca^{2+} en la fracción disuelta fue aproximadamente del 80% durante las cuatro campañas de muestreo (Figura 4.4).

En el agua de drenaje agrícola, las concentraciones determinadas resultaron 3 y 4 veces el valor determinado en el agua para riego, siendo más elevada la concentración en TD que en DCA16 con concentraciones entre 60/80 mg/L (disuelta/total) y 70/90 mg/L (disuelta/total), respectivamente. En el último punto del DCA16 (AR-16-15), la concentración fue alrededor de 77/100 mg/L (disuelta/total) siendo estos los valores máximos de todo el DCA16 (Anexo I). El porcentaje presente en la fracción disuelta en el drenaje de riego fue del 76% en los aportes tributarios y del 86% en la mezcla (Figura 4.4).

En la BT, las concentraciones promedio estuvieron en un rango de 248 a 377 mg/L, presentándose en un 80% en la fracción disuelta. Se observaron valores máximos en puntos cercanos a las granjas camaronícolas (P1, P2 y P3), con concentraciones superiores a 400 mg/L (Anexo I). Estas concentraciones corresponden a valores típicos de ambientes marinos (Rigola, 1989).

Tabla 4.20. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Ca^{2+} (mg/L)

Segmento	Ca^{2+} (mg/L)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	26.3	SD	30.0	34.8	23.8	32.4	27.9	28.7
$\pm\text{DS}$	0.64	-	0.28	0.35	0.99	0.35	0.85	0.78
QTCA	12.9	SD	16.1	18.7	12.9	18.0	14.9	15.5
Prom TD	86.0	SD	65.6	74.0	112	141	80.3	83.3
$\pm\text{DS}$	64.7	-	25.5	31.1	84.0	111	73.1	67.6
CV	75.3	-	38.9	42.0	75.2	78.5	91.4	81.1
Máx	224	-	119	140	295	381	235	244
Mín	37.8	-	42.2	50.3	44.2	49.9	36.9	42.0
Prom DCA16	51.6	SD	54.5	64.2	70.3	82.8	51.0	57.6
$\pm\text{DS}$	9.80	-	6.41	8.47	18.3	29.1	8.36	7.00
CV	19.0	-	11.8	13.2	26.1	35.1	16.4	12.2
Máx	70.1	-	66.8	82.9	103	145	68.4	72.9
Mín	36.4	-	47.0	55.0	43.9	51.1	40.0	50.7
Prom BT	350	SD	248	377	342	359	341	363
$\pm\text{DS}$	31.7	-	25.6	36.4	33.5	28.0	29.1	26.3
CV	9.07	-	10.3	9.66	9.81	7.79	8.54	7.26
Máx	404	-	282	426	398	414	385	403
Mín	299	-	197	296	302	324	287	322

D: Disuelto, T: Total, SD: Sin Dato

4.1.2. EMPT en agua

El resumen de los valores de las concentraciones de Arsénico (As), Cadmio (Cd), Plomo (Pb), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn), Zinc (Zn), Cromo (Cr) y Mercurio (Hg) se presentan en las Tablas 4.21 a la 4.30.

Los valores del Hg se muestran únicamente para la fracción total (para todas campañas de muestreo). Para el Fe, Mn, Zn y Cr, únicamente en la C1 no se determinaron concentraciones en fracción total. En la BT, el As, Cd, Pb, Ni y Cu resultaron con valores por debajo de los límites de detección, por lo tanto, no se aplicó estadística descriptiva ni diagrama de cajas. Sin embargo, se expresa una cifra significativa (LD/2), (Sperling et al., 2020).

Como primer punto de análisis, se utilizaron los promedios de concentraciones determinados en las fracciones disuelta y total, para estimar el porcentaje de la presencia de EMPT como fracción particulada, total y disuelta. Esto permite estimar la cantidad de materia suspendida que tenderá a depositarse y formar parte de los sedimentos que se encuentran en el fondo de la BT. La Figura 4.2 muestra una matriz con el rango de porcentaje correspondiente a cada EMPT. El Hg no pudo estimarse dado que únicamente se analizó en su fracción total.

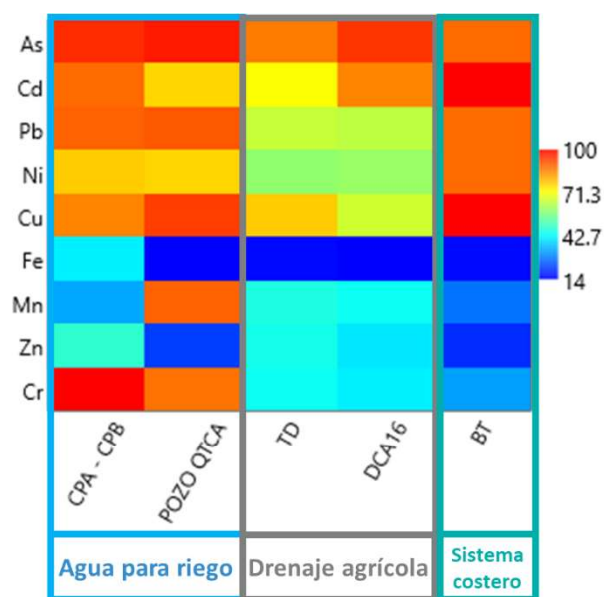


Figura 4.2. Porcentaje en el que los EMPT se encuentran en la fracción disuelta en los diferentes segmentos del hidrosistema complejo.

En el agua utilizada para el riego, se observa una notoria diferencia en relación con la presencia del Fe, Mn y Zn. En el agua superficial se encuentran mayormente como materia suspendida, ya que el porcentaje como disuelto es $\leq 40\%$. Y en el agua subterránea, también Fe y Zn en su totalidad como materia suspendida pero el Mn en la fracción disuelta.

En el drenaje agrícola, el As, Cd, Pb, Ni y Cu se encontraron mayoritariamente en la fracción disuelta (60 – 90%); por el contrario, el Fe, Mn, Zn y Cr tuvieron mayor presencia como material suspendido, solo el 35% o menos como fracción disuelta. Ello indica que estos EMPT están asociados a esta fracción particulada como lo han constatado otros autores como (J. Chen et al., 2014; Ma et al., 2016), hasta en un 90% para el Fe y Mn y para el Zn hasta en un 70% (Soto-Varela et al., 2015),

En la BT, al igual que en el agua superficial, As, Cd, Pb, Ni y Cu se observaron mayormente en la fracción disuelta y el Fe, Mn, Zn y Cr se encontraron como materia suspendida en altos porcentajes, ya que el contenido como fracción disuelta fue $\leq 30\%$.

Considerando que el curso natural del río Yaqui, después del embalse, se convierte en los dos grandes canales (CPA y CPB) por lo cual su desembocadura hacia el golfo de California es en forma de drenaje de riego. Por lo anterior, el DCA16 es como un río que desemboca en la BT. Los ríos pueden contener más de 10 veces el flujo de sólidos procedentes de escorrentías urbanas y de aguas residuales no tratadas, y unas 20 veces el derivado de tierras forestales (Laws, 2000). La mayoría de los sedimentos de los sistemas costeros han sido derivados de fuentes fluviales (Cabrera-Muro, 1975) aunque en este caso la “fuente fluvial” es el sistema de drenaje. Los EMPT contenidos en esta fracción particulada y que son transportados por esta escorrentía de drenaje agrícola formarán parte de los sedimentos de la BT.

En el caso concreto de la presencia de **As** (Tabla 4.21) en el agua para riego, su concentración fue desde 7 hasta 10 $\mu\text{g/L}$, con concentraciones ligeramente mayores en el agua superficial (CPA – CPB) que en la subterránea (Pozo QTCA). La presencia de As en la fracción disuelta fue de 95 y 97% para cada una de las fuentes, respectivamente (Figura 4.2).

Los valores de fondo de contenido de As en ríos son relativamente bajos, generalmente inferiores a 0.8 µg/L, los cuales pueden variar según la litología de la cuenca, el drenaje de zonas mineralizadas, la actividad minera y el clima, principalmente; tal es el caso del clima árido, en donde el aumento de la concentración de As en las aguas superficiales se ve favorecido por procesos de evaporación (Alarcón et al., 2013). De acuerdo con este valor, las concentraciones encontradas en el agua proveniente del río Yaqui, sobrepasan los valores promedio de As en las aguas superficiales naturales.

En el agua subterránea se han registrado concentraciones de As en el acuífero del Valle del Yaqui con valores entre 5.5 a 39.9 µg/L (Meza-Montenegro et al., 2008; y en específico en el Pozo QTCA, se han reportado concentraciones de 11.48 µg/L (Meza et al., 2004). En esta evaluación las concentraciones medidas en el Pozo QTCA estuvieron entre 7.71 y 9.26 µg/L. La mayor parte de los acuíferos con contenidos altos de arsénico tienen un origen ligado a procesos geoquímicos naturales (Alarcón et al., 2013).

En el agua de drenaje de riego, las concentraciones promedio fluctuaron entre 9.32 y 20.5 µg/L, sin embargo, se detectaron valores pico de hasta 60 µg/L (concentración total); siendo en los puntos TD con valores mayores que en los puntos del DCA16. Los valores máximos y extraordinarios se presentaron en TD-2, TD-6, TD-10 y TD-14 (Anexo II).

La presencia de As en la fracción disuelta en los aportes tributarios fue del 86% mientras que en la mezcla del 94% (Figura 4.2); por lo que se observó mayor presencia de partículas suspendidas a la salida de los bloques de cultivo (TD).

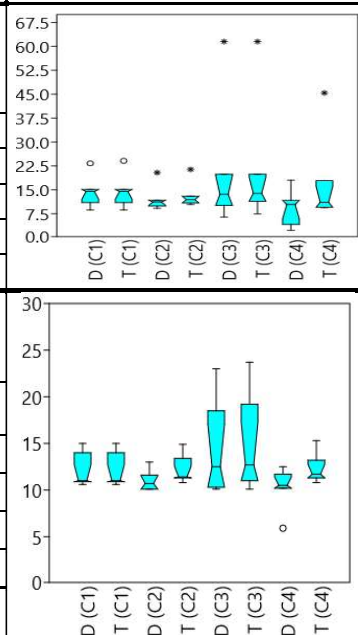
En la BT, las concentraciones determinadas fueron casi imperceptibles, con valores por debajo del LD. En promedio para las cuatro campañas el valor fue 0.06 µg/L, con una presencia en la fracción disuelta del 88% (Figura 4.2).

En ambientes marinos, la concentración promedio de As se encuentra en un rango de 1.5 a 4 µg/L, y en zonas de estuarios son variables como resultado del aporte de aguas y sedimentos continentales, así como de la variación local de salinidad y potencial redox. (Alarcón et al., 2013).

Tabla 4.21. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del As en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	As ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	9.67	9.74	8.77	9.32	8.4	8.43	7.41	8.67
$\pm\text{DS}$	0.21	0.31	0.16	0.38	0.16	0.21	0.085	0.064
QTCA	9.09	9.09	8.70	9.26	7.86	7.99	7.71	8.10
Prom TD	14.4	14.6	12.0	13.0	20.1	20.5	9.32	16.5
$\pm\text{DS}$	4.56	4.82	3.8	3.81	18.7	18.5	5.24	13.1
CV (%)	31.6	33.1	31.7	29.2	93.2	90.2	56.2	79.3
Máx	23.3	24.1	20.4	21.4	61.5	61.5	18.0	45.4
Mín	8.70	8.68	9.21	10.4	6.48	7.45	1.94	9.43
Prom DCA16	12.1	12.1	11.0	12.1	14.7	15.0	10.4	12.2
$\pm\text{DS}$	1.65	1.65	0.94	1.37	4.58	4.75	2.13	1.42
CV	13.7	13.7	8.52	11.3	31.2	31.7	20.5	11.6
Máx	15.0	15.0	13.0	14.9	23.0	23.7	12.5	15.3
Mín	10.6	10.6	10.1	10.8	10.1	10.1	5.91	10.8
Prom BT	0.045	0.045	0.045	0.085	0.055	0.055	0.055	0.055

D: Disuelto, T: Total



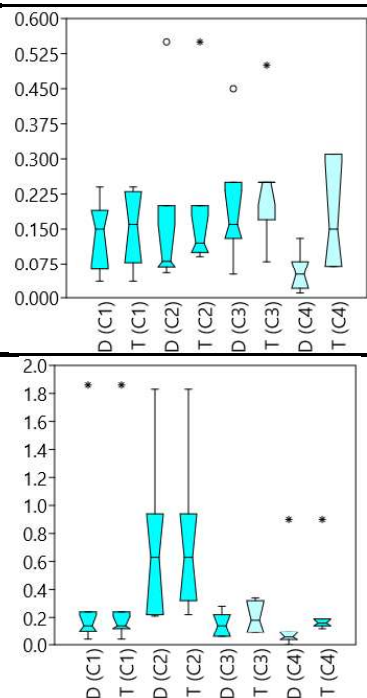
En el agua para riego, la presencia de **Cd** (Tabla 4.22) fue más evidente en el agua superficial que en el agua subterránea, con rango de concentraciones totales promedio entre 0.01 y 0.56 $\mu\text{g/L}$ y entre 0.01 y 0.30 $\mu\text{g/L}$, superficial/subterránea. Su presencia en la fracción disuelta de 88 y 76% para cada una de las fuentes respectivamente; observándose mayor presencia de material suspendido en el agua subterránea (Figura 4.2).

Por lo general, las concentraciones de Cd en el agua potable son menores a 5 $\mu\text{g/L}$, (Manahan, 2010), siendo para el agua subterránea valores de 1 $\mu\text{g/L}$ (Naseem et al., 2014), sin embargo, de acuerdo con Nordberg et al., (2007), las aguas naturales no contaminadas deberían tener concentraciones menores a 1 $\mu\text{g/L}$. De acuerdo con los criterios mencionados, el agua para riego no presenta contaminación por Cd, y los valores determinados podrían deberse a deposición atmosférica; se considera que el 23% del Cd atmosférico se deposita en aguas superficiales, siendo la principal vía de Cd contaminante (Madeddu, 2005).

Tabla 4.22. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Cd en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	Cd ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	0.011	0.021	0.20	0.20	0.56	0.56	0.05	0.05
$\pm\text{DS}$	0.001	0.013	0.04	0.04	0.65	0.65	0.007	0.007
QTCA	0.013	0.24	0.30	0.30	0.05	0.05	0.01	0.01
Prom TD	0.13	0.16	0.16	0.19	0.20	0.24	0.06	0.17
$\pm\text{DS}$	0.07	0.07	0.18	0.16	0.13	0.13	0.04	0.10
CV	56.6	48.7	108	86.6	62.3	53.7	74.6	58.1
Máx	0.24	0.24	0.55	0.55	0.45	0.50	0.13	0.31
Mín	0.04	0.04	0.05	0.09	0.05	0.08	0.01	0.07
Prom DCA16	0.35	0.36	0.73	0.74	0.16	0.20	0.16	0.25
$\pm\text{DS}$	0.61	0.61	0.52	0.51	0.078	0.093	0.3	0.26
CV	176	171	72.0	68.7	50.2	46.8	189	105
Máx	1.86	1.86	1.83	1.83	0.28	0.34	0.90	0.90
Mín	0.04	0.04	0.21	0.22	0.06	0.09	0.00	0.12
Prom BT	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

Disuelto, T: Total



En el drenaje agrícola, las concentraciones promedio estuvieron entre 0.06 y 0.74 $\mu\text{g/L}$, siendo mayores en los puntos de mezcla (DCA16), entre 0.16 y 0.74 $\mu\text{g/L}$ que en los aportes tributarios (TD), desde 0.06 hasta 0.24 $\mu\text{g/L}$. Los valores máximos y extraordinarios de los tributarios se observaron en los aportes del TD-2, TD-6, TD-10 y TD-14 (0.31, 0.25, 0.25 y 0.55 $\mu\text{g/L}$, respectivamente, Anexo II). En los puntos de mezcla, se observó un salto de concentración en el punto AR-16-3, con concentraciones desde 0.90 hasta 1.86 $\mu\text{g/L}$. Es un punto de atención ya que puede existir una descarga entre el punto aguas arriba medido (TD-2) y éste puede aportar otras fuentes de Cd.

En general, estos valores muestran que no solamente es el drenaje agrícola el que aporta Cd, ya que las concentraciones presentes en el agua que drenan los bloques de cultivo, la presencia de Cd es mucho menor que en los puntos de mezcla, concentración en el DCA16

que descarga en la BT. Lo anterior sugiere la existencia de otras descargas provenientes de actividades distintas a la agrícola que se unen al dren, como pueden ser las granjas porcícolas o descargas domiciliarias.

La presencia de Cd en la fracción disuelta en TD fue del 71% mientras que en DCA16 fue del 85%; por lo que se observó mayor presencia de partículas suspendidas a la salida de los bloques de cultivo (TD) (Figura 4.2).

En la BT, las concentraciones fueron casi imperceptibles, con un promedio para las cuatro campañas de 0.001 $\mu\text{g/L}$. La presencia de Cd en la fracción disuelta fue $\approx 100\%$ (Figura 4.2). Las concentraciones de Cd en ambientes marinos oscilan entre 0.089 y 0.12 $\mu\text{g/L}$ (Crompton, 2007) ya que, en estos sistemas, el Cd se encuentra principalmente en sedimentos de fondo y partículas en suspensión (Nordberg et al., 2007).

Las concentraciones promedio de **Pb** (Tabla 4.23) en el agua de riego estuvieron entre 0.19 - 1.83 $\mu\text{g/L}$. Con excepción de la C2, en el resto de las campañas, el agua superficial presentó mayor concentración de Pb, con valores de 0.55 - 1.83 $\mu\text{g/L}$ mientras que en el Pozo QTCA fue de 0.19 - 1.18 $\mu\text{g/L}$ (totales). La presencia de Pb en la fracción disuelta fue del 89 y 90% para cada una de las fuentes, con más partículas suspendidas en agua subterránea (Figura 4.2).

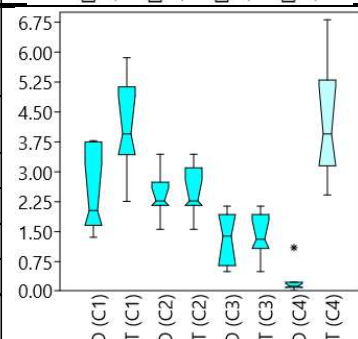
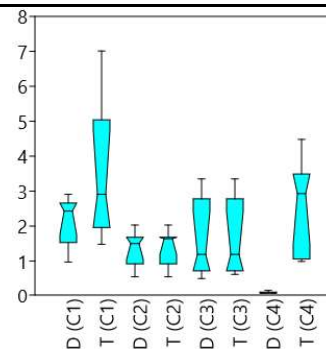
En aguas superficiales, el transporte atmosférico es la fuente más importante de Pb, así como por residuos de actividades humanas (ASTDR, 2007; UNEP-GESAMP, 1985). En general, el contenido de Pb en agua para consumo es inferior a 5 $\mu\text{g/L}$, (OMS, 2018) por lo tanto, las concentraciones determinadas en el agua para riego están dentro de los valores que muestran que el agua puede estar libre de contaminación antropogénicas.

En el drenaje agrícola, se detectó menor presencia en los TD, que en los puntos de mezcla del DCA16, con concentraciones promedio entre 0.09 - 3.39 y 0.24 - 4.35 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Los valores máximos y extraordinarios fueron observados en TD-2, TD-8 y TD-10 (7, 3 y 3 $\mu\text{g/L}$, Anexo I). En el último punto del DCA16, y descarga a la BT (AR-16-15), las concentraciones variaron entre 2 y 5 $\mu\text{g/L}$. La presencia de Pb en la fracción disuelta en los aportes tributarios y mezcla fue del 65% (Figura 4.2).

Tabla 4.23. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Pb en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	Pb ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	1.22	1.83	0.75	0.75	0.82	0.93	0.55	0.55
$\pm\text{DS}$	0.021	0.035	0.11	0.11	0.56	0.40	0.13	0.13
QTCA	0.71	1.18	0.92	0.92	0.23	0.23	0.19	0.19
Prom TD	2.19	3.39	1.32	1.35	1.57	1.68	0.09	2.5
$\pm\text{DS}$	0.7	1.96	0.53	0.54	1.11	1.13	0.038	1.34
CV	31.8	57.9	40.0	40.2	70.7	67.1	42.6	53.4
Máx	2.91	7.01	2.03	2.03	3.35	3.35	0.16	4.48
Mín	0.97	1.48	0.55	0.55	0.50	0.62	0.05	0.99
Prom DCA16	2.47	4.26	2.48	2.53	1.39	1.46	0.24	4.35
$\pm\text{DS}$	0.97	1.14	0.55	0.59	0.60	0.54	0.35	1.38
CV	39.1	26.8	22.2	23.3	43.0	37.3	149	31.6
Máx	3.78	5.86	3.44	3.44	2.14	2.14	1.10	6.81
Mín	1.36	2.26	1.56	1.56	0.50	0.50	0.00	2.42
Prom BT	0.001	0.001	0.001	0.002	0.004	0.004	0.007	0.007

D: Disuelto, T: Total



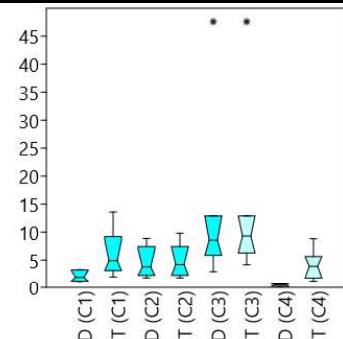
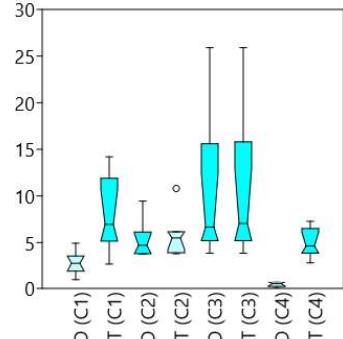
En la BT, las concentraciones de Pb fueron casi imperceptibles. El promedio para las cuatro campañas fue de $0.003 \mu\text{g/L}$ y su presencia de Pb en la fracción disuelta fue del 88% (Figura 4.2).

El contenido total de **Ni** (Tabla 4.24) en el agua para riego se detectó en cantidades que oscilaron desde 0.06 hasta $\approx 8 \mu\text{g/L}$. Siendo mayor el contenido en el agua superficial, entre $0.18 - 8.04 \mu\text{g/L}$, que, en el agua subterránea, entre $0.08 - 3.88 \mu\text{g/L}$, aproximadamente el doble de los valores entre una y otra fuente. La presencia de Ni en la fracción disuelta fue del 77 y 76% para cada una de las fuentes, respectivamente (Figura 4.2).

Tabla 4.24. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Ni en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	Ni ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	0.47	1.50	8.04	8.04	3.65	3.65	0.18	0.24
$\pm\text{DS}$	0.021	0.59	9.14	9.14	0.42	0.42	0.04	0.05
QTCA	0.24	0.48	2.15	2.15	3.05	3.88	0.06	0.08
Prom TD	2.15	5.96	4.46	4.79	13.8	14.4	0.43	4.08
$\pm\text{DS}$	1.05	4.08	2.69	2.87	15.3	14.9	0.22	2.61
CV	48.9	68.4	60.3	59.8	111	104	51.2	63.8
Máx	3.30	13.6	8.88	9.81	47.6	47.6	0.67	8.82
Mín	0.86	1.97	1.80	1.80	2.92	4.16	0.09	1.20
Prom DCA16	2.84	7.66	5.44	5.85	10.2	10.3	0.48	4.94
$\pm\text{DS}$	1.16	3.71	1.84	2.21	7.28	7.26	0.25	1.42
CV	41.1	48.5	33.8	37.7	71.3	70.4	53	28.7
Máx	4.93	14.2	9.45	10.8	25.9	25.9	0.75	7.28
Mín	1.03	2.70	3.78	3.81	3.86	3.86	0.00	2.83
Prom BT	0.01	0.01	0.01	0.02	0.009	0.009	0.031	0.031

D: Disuelto, T: Total

La concentración de Ni en el agua natural se presenta en un rango de 0.15 – 10.39 $\mu\text{g/L}$ (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007); por lo tanto, la presencia de Ni en el agua para riego corresponde a una calidad de agua que no ha tenido influencia por actividades no naturales.

En el agua de drenaje, las concentraciones totales variaron, aproximadamente, entre 4.94 y 14.40 $\mu\text{g/L}$, siendo para los TD una concentración promedio de hasta 14.40 $\mu\text{g/L}$ y en el DCA16 de 10.30 $\mu\text{g/L}$. En los aportes al dren, los valores máximos y extraordinarios se presentaron en los puntos TD-10, TD-12 y TD 14, con valores atípicos desde 13 hasta ≈ 50 $\mu\text{g/L}$; mientras que en DCA16, los valores máximos de hasta 26 $\mu\text{g/L}$ se observaron en el último punto (Anexo II). Este último comportamiento sugiere que hay una probable descarga diferente a la agrícola que se incorpora a uno de los TD, cuyo contenido de Ni es mucho mayor que en el drenaje agrícola.

La presencia de Ni en la fracción disuelta de los TD y curso del DCA16 fue del 59 y 60% (Figura 4.2).

En la BT, las concentraciones determinadas de Ni fueron casi imperceptibles (0.009-0.031 $\mu\text{g/L}$) En ambientes marinos el rango de concentraciones de Ni es de 0.2 a 0.7 $\mu\text{g/L}$ (Nordberg et al., 2007), por lo que los valores encontrados en la BT se encuentran dentro de rango de agua con presencia de Ni de forma natural. El Ni en la fracción disuelta fue del 60%.

El **Cu** (Tabla 4.25) presente en el agua para riego se encontró como total con valores promedio entre 3.07 y 11.4 $\mu\text{g/L}$. El agua subterránea, con excepción de la C3, mostró en su mayoría concentraciones por encima de las del agua superficial (4.52-10.9 $\mu\text{g/L}$). La presencia de Cu en la fracción disuelta fue de 85 y 93% para cada una de las fuentes, respectivamente (superficial y subterránea), observándose más contenido de Cu como materia suspendida en el agua superficial (Figura 4.2). El contenido de Cu en aguas superficiales se estima en un rango de 1 - 10 $\mu\text{g/L}$ (Nordberg et al., 2007). Ambas fuentes de agua mostraron en al menos una campaña de muestreo valor por encima de los valores de Cu promedio, indicando presencia antropogénica.

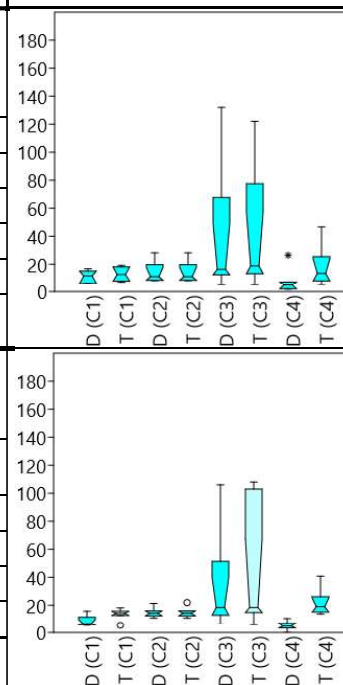
En el agua de drenaje, se presentaron concentraciones totales promedio entre 12.7 y 46.0 $\mu\text{g/L}$, con valores máximos hasta de 122 $\mu\text{g/L}$ (TD-10, C3; Anexo II); siendo los puntos TD-2, TD-10 y TD-14, los sitios con las concentraciones más altas de todo el drenaje agrícola. En el DCA16, se obtuvieron valores máximos al principio y en la desembocadura del dren (AR-16-3 y AR-16-15), con una concentración de 106 $\mu\text{g/L}$ en el AR16-15 en la C3, valor que refleja la influencia de la descarga del punto anterior (TD-14). En el resto de las campañas, las concentraciones en punto final variaron entre 10 y 18 $\mu\text{g/L}$ (Anexo II).

La presencia de Cu en la fracción disuelta en TD fue del 77% mientras que en DCA16 del 66% (Figura 4.2), por lo tanto, hay mayor presencia de partículas suspendidas en DCA16.

Tabla 4.25. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Cu en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	Cu ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	1.99	3.07	6.48	6.48	11.4	11.4	2.45	3.18
$\pm\text{DS}$	0.049	0.14	1.29	1.29	6.16	6.16	1.56	0.53
QTCA	3.31	4.52	9.03	9.03	10.9	10.9	4.87	4.87
Prom TD	10.8	12.7	14.0	14.0	37.8	46.0	7.23	17.9
$\pm\text{DS}$	4.53	4.68	7.36	7.36	46.4	44.0	8.69	14.2
CV	41.8	36.7	52.7	52.7	123	95.7	120	79.5
Máx	16.8	19.2	28.2	28.2	132	122	26.4	46.7
Mín	5.96	6.98	8.24	8.24	5.15	5.15	1.66	5.22
Prom DCA16	8.82	13.7	14.8	14.9	33.6	42.9	5.00	21.8
$\pm\text{DS}$	3.54	3.72	3.12	3.30	32.5	41.2	2.9	8.62
CV	40.2	27.1	21.0	22.1	96.8	96.0	58.2	39.6
Máx	15.7	18.1	21.3	21.9	106	108	10.4	40.8
Mín	5.37	5.37	10.7	10.7	6.33	5.94	0.00	13.7
Prom BT	0.01	0.01	0.01	0.005	0.01	0.01	0.029	0.029

D: Disuelto, T: Total



En la BT, las concentraciones de Cu fueron casi inapreciables (0.005-0.025 $\mu\text{g/L}$). En ambientes marinos, la mayoría de las concentraciones reportadas de Cu son $< 1 \mu\text{g/L}$ (Nordberg et al., 2007). La presencia en la fracción disuelta fue $\approx 100\%$ (Figura 4.2).

En cuanto el **Fe** (Tabla 4.26) y **Mn** (Tabla 4.27) su presencia y comportamiento es muy similar, siendo los EMPT que se detectaron en las concentraciones más altas (a nivel de mg/L).

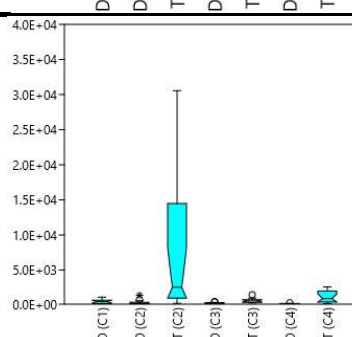
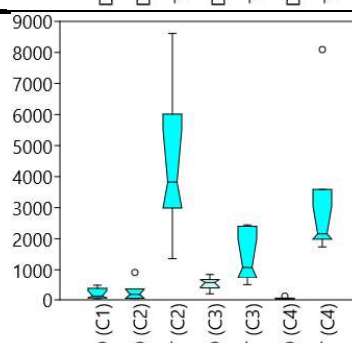
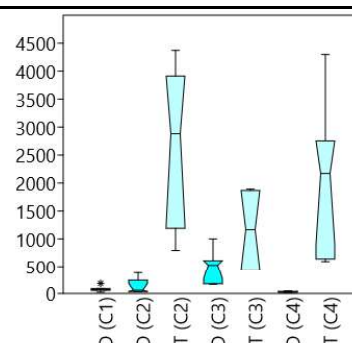
Las concentraciones totales de **Fe** en el agua para riego fluctuaron entre 8 y 377 $\mu\text{g/L}$, este último valor se detectó en el agua subterránea. Los valores de Fe presentes en el agua superficial fueron en general aproximadamente dos veces los valores encontrados en el agua subterránea. La presencia de Fe en la fracción disuelta fue del 41 y 14% para cada

una de las fuentes, respectivamente (Figura 4.2). Prácticamente, el Fe en el agua para riego se encontró en la materia suspendida, y casi en su totalidad en el agua subterránea.

A nivel mundial, la concentración de Fe en aguas superficiales tiene un rango de 11-739 µg/L (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007); por lo tanto, las concentraciones en el agua para riego se encuentran en el rango de presencia de Fe que no ha sido afectada por contaminación antropogénica.

Tabla 4.26. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Fe en agua (µg/L)

Segmento	Fe (µg/L)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	15	SD	9.33	264	49	169	202	223
±DS	3.5	SD	1.66	156	19.1	36.8	19.1	10.7
QTCA	11.9	SD	15.0	377	20.6	98.9	8.00	48.4
Prom TD	74.5	SD	124	2578	462	1180	27.2	2017
±DS	49.1	SD	130	1425	301	616	10.4	1373
CV	65.8	SD	105	55	65	52	38	68
Máx	177	SD	369	4371	1000	1891	46.5	4297
Mín	20.8	SD	30.3	793	162	420	16.4	593
Prom DCA16	211	SD	267	4479	535	1568	49.3	3163
±DS	158	SD	288	2203	193	834	30.1	2090
CV	75	SD	108	49	36.1	53.2	61.2	66.1
Máx	472	SD	913	8612	849	2443	121	8092
Mín	36.6	SD	43.4	1360	195	491	29.7	1736
Prom BT	355	SD	231	7950	176	508	78.3	1021
±DS	290	SD	358	10612	83.2	319	44.5	833
CV	81.8	SD	155	133	47.2	62.9	56.9	81.6
Máx	1003	SD	1261	30549	368	1346	206	2467
Mín	56.5	SD	7.06	119	77.7	178	29.0	83.8



D: Disuelto, T: Total

En el drenaje agrícola, las concentraciones totales promedio en la salida de los bloques de cultivo se presentaron entre ≈ 1000 y $2,600 \mu\text{g/L}$ (concentración total); mientras que en DCA16 se detectaron entre ≈ 1500 y $4,500 \mu\text{g/L}$ (el valor más alto en la C2). Los valores máximos en los aportes tributarios destacan en los puntos TD-2 y TD-6, sobrepasando los $4,000 \mu\text{g/L}$. En los puntos de mezcla, hay que referirse a los valores mayores a $8,000 \mu\text{g/L}$ al inicio y fin del DCA16 (puntos AR-16-1 y AR-16-15) (Anexo II). Se puede apreciar la existencia probable de alguna otra descarga con alto contenido de Cu que se suma al DCA16 aguas debajo de la intersección con los TD, ya que las concentraciones en estos tributarios nunca supera los $5000 \mu\text{g/L}$.

La presencia de Fe en la fracción disuelta en los aportes tributarios y en la mezcla del DCA16 fue del 15% (Figura 4.2); por lo tanto, el Fe contenido en el agua de drenaje agrícola estuvo en la materia suspendida.

En la BT, la presencia de Fe en la fracción disuelta fue del 15% por lo que la gran mayoría del Fe se encuentra en la materia suspendida (Figura 4.2), observándose influencia de la descarga del dren agrícola. El Fe mostró valores entre 500 y $8,000 \mu\text{g/L}$ (concentración total), un valor muy similar al valor determinado en el agua del DCA16. Las concentraciones máximas y extraordinarias se observaron en diferentes puntos durante las cuatro campañas (P5, cercano a granjas de camarón; P8, cercano a pueblo pesquero, P10 y P13 cercanos a descarga de otros drenes agrícolas (Cocoraque, Batevito y Basconcove); destacando la C2 con concentraciones en por encima de $20000 \mu\text{g/L}$ en varios puntos (Anexo II).

La mayoría del Fe encontrado en ambientes marinos es transportada hacia estos ambientes mediante las aguas continentales (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). En este estudio se puede apreciar que la escorrentía de drenaje agrícola que descarga en la BT tiene influencia en las concentraciones de Fe encontradas en esta, ya que los valores son muy similares entre sí.

La presencia de **Mn** (Tabla 4.27) en el agua para riego mostró promedios como totales de entre 23 y $37 \mu\text{g/L}$ para el agua superficial, y de 1.5 a $10.7 \mu\text{g/L}$ para el agua subterránea. La presencia de Mn en la fracción disuelta fue del 33 y 89% para cada una de las fuentes,

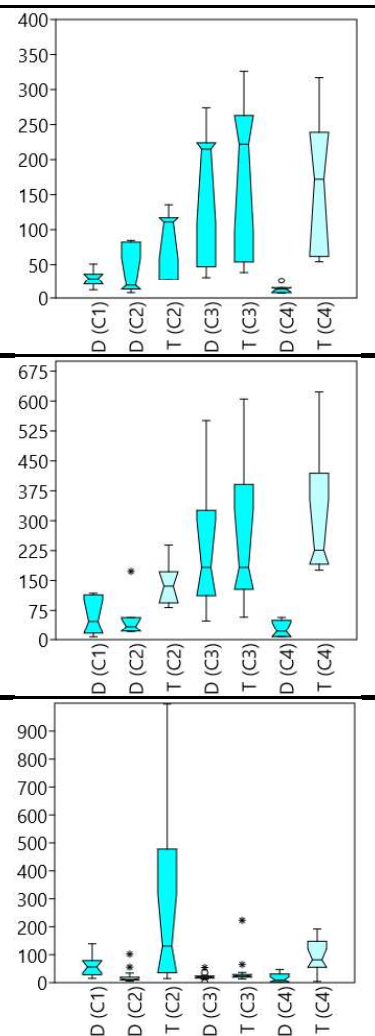
respectivamente (Figura 4.2); por lo que en el agua superficial la presencia de Mn estaba, principalmente, como materia suspendida.

En aguas naturales, las concentraciones de Mn pueden variar de 1 a 200 µg/L (Nordberg et al., 2007). El contenido de Mn en el agua para riego se encuentra dentro del rango de valores que sugiere que no existe contaminación antropogénica de este elemento.

Tabla 4.27. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Mn en agua (µg/L)

Segmento	Mn (µg/L)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	8.24	SD	4.37	34.3	18.8	23.2	1.86	36.5
±DS	1.17	SD	1.88	17.3	11.1	9.55	0.071	13.8
QTCA	1.07	SD	10.4	10.7	1.39	1.53	2.19	2.73
Prom TD	29.4	SD	39.8	87.5	152	179	13.4	162
±DS	12.4	SD	33.5	44.4	104	110	6.30	102
CV	42.2	SD	84.1	50.8	68.2	61.3	47.0	63.1
Máx	50.8	SD	84.6	136	274	326	25.9	317
Mín	11.7	SD	7.66	27.8	31.3	38.7	6.92	54.2
Prom DCA16	61.6	SD	52.7	140	226	266	27.5	303
±DS	42.7	SD	50.1	48.8	158	175	20.0	153
CV	69.2	SD	95.1	34.7	69.8	65.7	72.8	50.6
Máx	118	SD	173	239	551	605	57.3	623
Mín	7.08	SD	20.3	82.4	48.4	58.1	7.39	176
Prom BT	58	SD	22.2	278	21.7	40.1	17.3	94.4
±DS	39.6	SD	26.7	340	12.2	54.1	16.8	58.7
CV	68.2	SD	120	122	56.2	135	97.1	62.2
Máx	139	SD	102	997	54.2	223	47	192
Mín	15.3	SD	5.17	15.0	0.15	13.1	2.10	4.19

D: Disuelto, T: Total



En el agua de drenaje agrícola, la presencia del Mn como total en los TD se encontró en un rango promedio entre 87 y 179 $\mu\text{g/L}$, incrementando el valor de la concentración en el curso de los puntos de mezcla del DCA16, con rango entre 140 y 303 $\mu\text{g/L}$. En los aportes tributarios los valores máximos y extraordinarios se presentaron en los puntos de TD-2 y TD-14, alcanzando concentraciones mayores a 300 $\mu\text{g/L}$. En el último punto del DCA16, y descarga a la BT, el máximo contenido fue $\approx 230 \mu\text{g/L}$ (Anexo II).

La presencia de Mn en la fracción disuelta en los aportes tributarios fue del 46% y en la mezcla del 44% (Figura 4.2); estos valores indicaron que el Mn en el drenaje agrícola se encontraba principalmente como materia suspendida.

De acuerdo con (Kabata-Pendias y Pendias, 1999), en cursos de agua contaminada se pueden alcanzar valores $> 1,000 \mu\text{g/L}$. En el caso del agua de drenaje agrícola no se llega a esas concentraciones, pero si fue notorio el cambio de concentración de Mn entre el agua para riego y el drenaje agrícola.

Estos valores muestran que no solamente es el drenaje agrícola el que aporta este elemento, ya que las concentraciones presentes en el agua que drenan los bloques de cultivo son menores que en los puntos de mezcla y que es la concentración contenida en el DCA16 que descarga en la BT, por lo que ello sugiere que existen otras descargas provenientes de otros sectores que se unen al dren, como pueden ser las granjas porcícolas o descargas domiciliarias.

En la BT, el Mn mostró un rango de concentración total promedio entre 40 y 278 $\mu\text{g/L}$, valores similares a las del agua de drenaje de riego. Los valores máximos y extraordinarios se presentaron en puntos diferentes durante las cuatro campañas; P1 y P5, cercanos a las granjas camaronícolas, P8, aguas abajo del DCA16 y cercano a población pesquera, P10 y P13, cercanos a descargas de otros drenes (Cocoraque, Batevito y Basconcove). Se destacan el P1 y P13 con valores atípicos de 223 y 65 $\mu\text{g/L}$, ambos en la C3 (Anexo I).

La presencia de Mn en la fracción disuelta fue del 27% por lo que un porcentaje elevado del Mn presente en la BT se encuentra en la materia suspendida.

El Mn en ambientes marinos ha sido reportado en un rango de 0.4 – 10 µg/L; (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007; Nordberg et al., 2007). Las concentraciones encontradas en la BT mostraron concentraciones muy por encima de la estimación a nivel global; por lo que esto sugiere presencia y contaminación de Mn debido a actividades antropogénicas.

La concentración de **Zn** (Tabla 4.28) en agua subterránea superó con el doble y triple la concentración total del agua superficial, ya que en el agua superficial (CPA- CPB) los promedios totales fueron de 4 y 135 µg/L contra un rango entre 14 y 50 µg/L del agua subterránea. En la C4, el agua superficial superó al agua subterránea aproximadamente en tres veces su valor con la concentración máxima medida, 135 µg/L. La presencia de Zn en la fracción disuelta fue de 48 y 21%, respectivamente (Figura 4.2), por lo que en ambas fuentes el Zn estuvo contenido fundamentalmente en la materia suspendida.

El contenido de Zn en aguas superficiales está estimado en un rango de 0.64–16.6 µg/L (Nordberg et al., 2007), mientras que en agua subterránea es de 10– 40 µg/L (OMS, 2003). La presencia de Zn total encontrada en el agua para riego, llega a superar los valores dados para aguas naturales no contaminadas. Es probable que actividades aguas arriba y/o el entorno de la subcuenca de estudio aporte Zn que este contaminado estas fuentes de agua. Por ejemplo, actividades mineras e industriales o la quema de carbón y desechos pueden aumentar los niveles de Zn en la atmósfera y en el aire, el Zn está presente principalmente en forma de partículas finas de polvo y, eventualmente, este se deposita sobre el suelo y el agua (ASTDR, 2005).

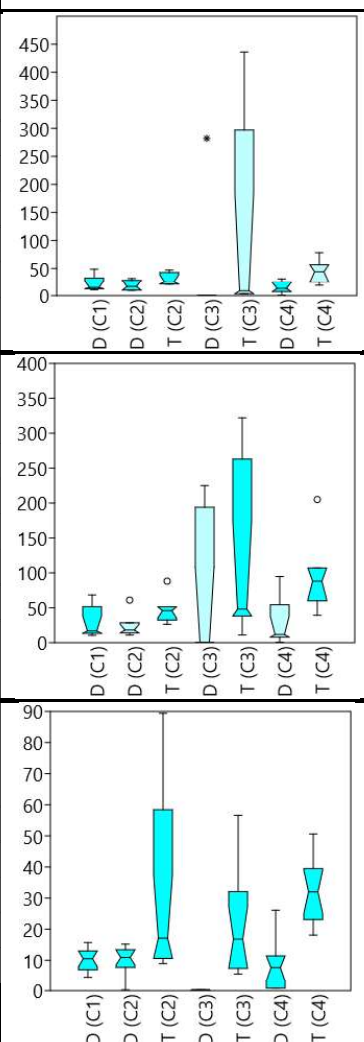
En el agua de drenaje agrícola, el rango de valores de concentración promedio total detectado fue entre 30 y 130 µg/L. Las mayores concentraciones se observaron en los puntos de mezcla del curso del DCA16, con promedios totales entre 47 y 130 µg/L, mientras que en los aportes tributarios (TD) los valores promedio estaban entre 29 y 109 µg/L. En los TD, los valores máximos y extraordinarios se observaron en TD-2 y TD-10, con concentraciones de 78 y 436 µg/L, en las campañas C4 y C3, respectivamente. En los puntos de mezcla resalta el punto AR-16-13, con valores máximos extraordinarios durante todas las campañas de muestreo, alcanzando valores hasta de 205 µg/L (C4) (Anexo II).

El Zn en la fracción disuelta se presentó en los aportes tributarios en un 45%, mientras que en los puntos de mezcla DCA16 es de 40% (Figura 4.2), por lo que estos porcentajes indicaron que el Zn está presente esencialmente en las partículas suspendidas.

Tabla 4.28. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Zn en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	Zn ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	9.67	SD	10	26.2	0.22	4.37	135	135
$\pm\text{DS}$	7.83	SD	2.42	0.92	0	1.22	75.8	75.8
QTCA	11.4	SD	8.25	50.1	0.22	14.3	18.9	43.2
Prom TD	21.4	SD	18.5	29.8	40.5	109	15.5	42.5
$\pm\text{DS}$	14.1	SD	8.6	10.7	107	180	10.7	20.6
CV	65.9	SD	46.4	36.1	263	165	69.4	48.5
Máx	48.7	SD	31.9	47.2	282	436	31.1	78.2
Mín	10.6	SD	9.54	20.7	0.22	3.26	0.80	18.9
Prom DCA16	28.2	SD	24.4	47.5	52.5	130	28.3	96.5
$\pm\text{DS}$	20.7	SD	16.0	18.6	97.2	120	31.9	49.2
CV	73.6	SD	65.5	39.1	185	92.8	113	51.0
Máx	68.4	SD	61.0	88.2	225	322	94.8	205
Mín	10.6	SD	11.0	26.4	0.22	11.1	0.8	39.3
Prom BT	10.1	SD	9.50	31.9	0.22	21.5	8.86	32.1
$\pm\text{DS}$	3.34	SD	4.71	29.2	0.00	15.8	7.98	10.6
CV	33.1	SD	49.6	91.7	0.00	73.2	90.0	32.9
Máx	15.7	SD	15.2	89.4	0.22	56.6	26.1	50.6
Mín	4.49	SD	0.27	8.95	0.22	5.55	0.80	18.1

D: Disuelto, T: Total



En la BT, las concentraciones totales presentaron un rango promedio entre 21 y 32 $\mu\text{g/L}$; concentraciones mucho menores que las del DCA16 y en un rango de valores similar al del

agua para riego. Valores máximos en la BT fueron observados en el P5, con cercanía a la influencia de las granjas camaronícolas con concentraciones de hasta de 50 µg/L, así como el punto P8, aguas abajo de la descarga del DCA16 y cercano a pueblo pesquero, con 89.4 µg/L (C2) (Anexo I). El promedio de contenido de Zn en ambientes marinos ha sido estimado en un rango entre 0.5 - 4.9 µg/L (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). Los valores medidos en la BT superan los valores reportados en la literatura por lo que hay que señalar la influencia de la descarga del drenaje agrícola y, muy posiblemente, de la actividad acuícola.

La presencia del Zn en la BT como fracción disuelta fue del 19%, este valor indicó que la mayor parte del Zn presente en la BT estuvo en la materia suspendida. De acuerdo con la ASTDR, (2005) el Zn en cuerpos de agua, mayormente se deposita en el fondo; sin embargo, una pequeña cantidad puede permanecer disuelta en agua o como partículas finas en suspensión; pudiendo aumentar en la fracción disuelta, a medida que aumenta la acidez del agua.

La presencia de **Cr** (Tabla 4.29) tuvo su valor máximo en el agua subterránea, con concentraciones totales entre 53 y 67 µg/L, siendo el contenido más alto de todos los segmentos evaluados; mientras que en el agua superficial fue de 0.65 a 3.46 µg/L, con los valores mínimos de entre todos los segmentos. En el caso del Cr, el contenido en las partículas suspendidas en el agua subterránea fue mayor que en el agua superficial ya que los porcentajes de la fracción disuelta fueron de 100 y 87% para cada agua superficial y agua subterránea, respectivamente.

La concentración de Cr en aguas naturales superficiales dada por Nordberg et al., (2007) oscila en un rango entre 1 y 10 µg/L, mientras que Kabata-Pendias y Mukherjee, (2007), reporta valores promedio para cursos fluviales entre 0.04 – 1.3 µg/L. De acuerdo con la literatura reportada, considerando el rango de valores más conservador de Cr para un agua no contaminada, el agua superficial llegó a mostrar concentraciones superiores, lo cual sugiere que eventualmente esta siendo contaminada por actividades antropogénicas.

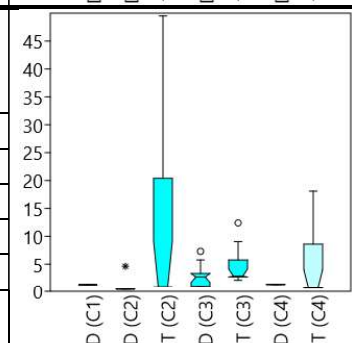
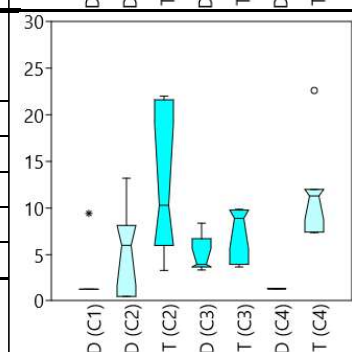
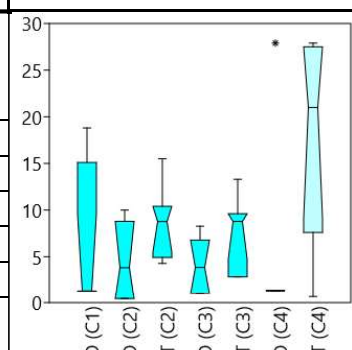
En el drenaje agrícola, las concentraciones fluctuaron entre 7 y 18 µg/L; siendo ligeramente mayores en TD que en DCA16, con concentraciones máximas de 18.2 y 12.3 µg/L, respectivamente. En TD, los valores máximos y/o extraordinarios se observaron en TD-2, TD-4 y TD-14, con valores cercanos a 28 µg/L. En el curso del DCA16, los puntos AR-16-9

y AR-16-13 presentaron valores máximos hasta de 22 $\mu\text{g/L}$ y para el último punto del dren y descarga a la BT (punto AR-16-15) las concentraciones variaron entre campañas, con valores $\leq 7 \mu\text{g/L}$ (Anexo II).

El Cr en la fracción disuelta en los aportes tributarios fue del 44% mientras que en la mezcla del 41% (Figura 4.2); estos valores muestran que el Cr en el drenaje agrícola se presenta en la materia suspendida.

Tabla 4.29. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Cr en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	Cr ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	1.3	SD	0.43	0.87	3.46	3.46	1.36	0.65
$\pm\text{DS}$	0	SD	0	0	0.87	0.87	0	0
QTCA	48.6	SD	50.6	53.2	43.9	66.9	55.8	55.8
Prom TD	5.77	SD	4.38	8.71	4.24	7.82	5.15	18.2
$\pm\text{DS}$	7.71	SD	4.16	3.75	2.75	3.79	10.0	10.4
CV	134	SD	95.0	43.0	64.8	48.5	195	57.5
Máx	18.8	SD	10.0	15.5	8.27	13.3	27.9	27.9
Mín	1.3	SD	0.43	4.28	1.00	2.84	1.36	0.65
Prom DCA16	2.32	SD	5.25	12.3	5.14	7.64	1.36	11.7
$\pm\text{DS}$	2.87	SD	4.57	6.68	1.83	2.57	0.000	4.79
CV	124	SD	87.0	54.2	35.7	33.7	0.000	41.0
Máx	9.43	SD	13.2	22	8.38	9.87	1.36	22.6
Mín	1.3	SD	0.43	3.32	3.37	3.69	1.36	7.37
Prom BT	1.30	SD	0.73	11.1	2.9	4.52	1.36	5.16
$\pm\text{DS}$	0	SD	1.12	16.6	1.89	3.08	0.00	6.00
CV	0	SD	154	150	64.9	68.2	0.00	116
Máx	1.3	SD	4.63	49.5	7.3	12.4	1.36	18.1
Mín	1.3	SD	0.43	0.87	1.00	2.10	1.36	0.65



D: Disuelto, T: Total

En la BT, la concentración total promedio de Cr varió entre 4.52 y 11.1 $\mu\text{g/L}$, valores menores a la concentración en la descarga del DCA16 en la BT. Se resaltan como valores máximos y/o atípicos en los puntos P4, cercano a las granjas camaronícolas; P8, aguas abajo de la desembocadura del DCA16 y actividad pesquera, P11 próximo también actividad pesquera y P14, a un costado de la boca sur; con valores de concentraciones de 9.06, 49.5, 18.1 y 12.4 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (Anexo II). En ambientes marinos, la concentración de Cr varía de < 0.1 a 5 $\mu\text{g/L}$ (Nordberg et al., 2007), los valores encontrados en la BT se encuentran por encima del umbral de la concentración global, hasta superarlo en un 100%, lo cual indica presencia de Cr por contaminación antropogénica.

La presencia de Cr en la fracción disuelta fue del 32%; lo que indica que el Cr en la BT se encontraba en su mayoría en la materia suspendida (Figura 4.2).

En el caso del **Hg** (Tabla 4.30) en el agua para riego, al igual que el Cr, fue mucho mayor en el agua subterránea en comparación con el agua superficial con concentraciones totales entre 0.6 y 5.5 $\mu\text{g/L}$ y 0.4 y 2.6 $\mu\text{g/L}$, respectivamente. Así mismo, el agua subterránea presentó los valores máximos de todos los segmentos evaluados.

En aguas naturales no contaminadas la concentración de Hg varía entre 1 y 10 ng/L (Nordberg et al., 2007). Todas las concentraciones encontradas en el agua superficial superan este valor, en cantidades de más de 200 veces. En México, la mayor fuente de Hg es atmosférica, proveniente de la industria minera y generación de energía (Pai et al., 2000), ocupando Sonora el segundo lugar con 48.75 Mg (Maíz-Larralde, 2008). La zona de estudio se encuentra expuesta a posible recepción de partículas de Hg provenientes de varias de las actividades mencionadas, ya que cuando el mercurio es liberado en el medio ambiente, se evapora, viaja con las corrientes de aire y luego cae nuevamente a la tierra, algunas veces cerca de la fuente original y otras veces muy lejos (Weinberg, 2010).

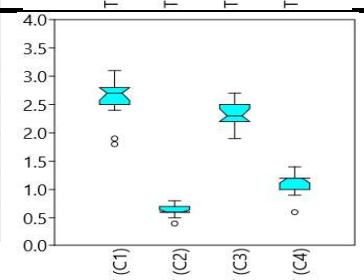
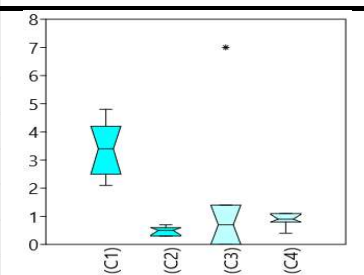
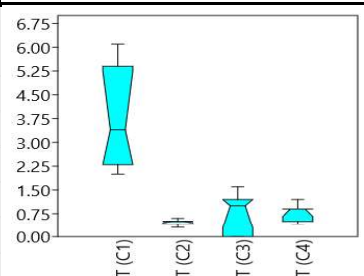
En aguas subterráneas, concentraciones mayores a 5 $\mu\text{g/L}$ pueden darse por la presencia en la zona de yacimientos de menas de mercurio (OMS, 2006). El agua del Pozo QTCA, únicamente en la C1, presenta un valor de concentración indicativo de la presencia de Hg.

Aunque en el resto de las campañas las concentraciones fueron ≈ 1 , es importante remarcar la necesidad del análisis de Hg en el acuífero.

Tabla 4.30. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja del Hg en agua ($\mu\text{g/L}$)

Segmento	Hg ($\mu\text{g/L}$)							
	C1		C2		C3		C4	
	D	T	D	T	D	T	D	T
Prom CPA - CPB	SD	2.65	SD	0.45	SD	1.25	SD	0.7
$\pm\text{DS}$	SD	0.78	SD	0.07	SD	0.07	SD	0.0
QTCA	SD	5.50	SD	0.60	SD	1.10	SD	0.90
Prom TD	SD	3.70	SD	0.46	SD	0.77	SD	0.81
$\pm\text{DS}$	SD	1.58	SD	0.10	SD	0.60	SD	0.27
CV	SD	42.7	SD	21.3	SD	78.4	SD	33.6
Máx	SD	6.10	SD	0.60	SD	1.60	SD	1.20
Mín	SD	2.00	SD	0.30	SD	0.00	SD	0.40
Prom DCA16	SD	3.50	SD	0.48	SD	1.43	SD	0.89
$\pm\text{DS}$	SD	0.90	SD	0.14	SD	2.33	SD	0.22
CV	SD	25.8	SD	29.2	SD	163	SD	25.2
Máx	SD	4.80	SD	0.70	SD	7.00	SD	1.10
Mín	SD	2.10	SD	0.30	SD	0.00	SD	0.40
Prom BT	SD	2.59	SD	0.63	SD	2.31	SD	1.11
$\pm\text{DS}$	SD	0.36	SD	0.11	SD	0.21	SD	0.21
CV	SD	14.1	SD	18.1	SD	9.1	SD	18.9
Máx	SD	3.10	SD	0.80	SD	2.70	SD	1.40
Mín	SD	1.80	SD	0.40	SD	1.90	SD	0.60

D: Disuelto, T: Total



En el drenaje agrícola, los promedios encontrados fueron entre 0.46 y 3.70 $\mu\text{g/L}$, con valores muy similares entre TD y el DCA16. En los aportes tributarios, los puntos con valores máximos son TD-4, TD-6, TD-8 y TD-14, alcanzando hasta 6 $\mu\text{g/L}$ (TD-4, C1). En el curso del dren, se remarcan dos puntos: al inicio y el último punto, AR-16-1 y AR-16-15 con concentraciones de 4.80 y 7.0 $\mu\text{g/L}$, respectivamente (C3); siendo este punto la descarga del DCA16 a la BT, y en el cual, en el resto de las campañas, el contenido de Hg vario entre 0.70 y 2.50 $\mu\text{g/L}$ (Anexo II).

En la BT, las concentraciones promedio estuvieron entre 0.63 y 2.59 µg/L. Se observaron puntos máximos durante las cuatro campañas, en P9, P10, P11, P12, todos estos puntos se encuentran en las cercanías de actividades pesqueras y descargas agrícolas y P14 cercano a la boca sur; encontrándose concentraciones hasta de 3.10 µg/L. En ambientes marinos el Hg está presente en concentraciones entre 0.5 y 3.0 ng/L; algunas zonas costeras pueden contener de 2 a 65 ng/L (Kabata-Pendias y Mukherjee, 2007). Todos los valores determinados en la BT durante la evaluación superan los valores típicos de concentración de Hg en ambientes marinos y costeros, lo cual indica influencia antropogénica y se requiere prestar atención a las cantidades detectadas.

4.1.1.5. COT

Los resultados de COT se muestran en las Tabla 4.31. Los valores de COT detectados en el agua superficial en las diferentes campañas evaluadas no mostraron variación significativa, con un valor promedio entre 4.94 y 5.49 mg/L. En el caso del agua subterránea, fue mínima, con concentraciones desde 0.34 a 1.95 mg/L.

Los valores de concentración de COT se encontraron en el segmento DCA16, entre 6 y 7 mg/l y en TD entre 8 y 18 mg/L. Estos valores representan la cantidad de materia orgánica arrastrada por el riego de los cultivos. Para el caso de los segmentos DCA16 y TD las variaciones de los promedios de las mediciones de los diferentes puntos muestran CV significativos (DCA16; CV entre 8 y 18%, TD entre 23 y 74%) debido a que en cada uno de los segmentos hay valores máximos, es decir; uno o varios puntos cuya medición de concentración de COT estuvo muy por encima del resto de las mediciones.

En la BT el valor mínimo reportado fue de 0.17 mg/L en la C3 y el máximo de 5.73 mg/L en la C2, con un valor promedio por campaña entre 2.64 y 3.80 mg/L.

Las sustancias húmicas y fúlvicas son los principales componentes de la materia orgánica natural en el medioambiente acuático y representan entre el 30-80% del COT en el agua. Estas sustancias están involucradas en múltiples interacciones con constituyentes orgánicos e inorgánicos para determinar su destino y transporte en el medio ambiente. Algunos estudios han mostrado que el enlazamiento de iones metálicos con sustancias húmicas o fúlvicas incrementa la movilidad del metal en agua naturales y controla su

toxicidad, biodisponibilidad y transporte (Caporale y Violante, 2016; C. Zhang et al., 2014) por lo que su influencia en el comportamiento de los EMPT en los sistemas acuáticos puede resultar significativa (N'guessan et al., 2009).

Tabla 4.31. Resumen de la estadística descriptiva para los valores de COT (mg/L)

Segmento	COT (mg/L)			
	C1	C2	C3	C4
Prom CPA – CPB	5.36	5.49	5.21	4.94
±DS	0.18	0.057	0.035	0.035
QTCA	1.00	1.95	0.34	0.67
Prom TD	9.15	8.23	18.0	10.4
±DS	4.92	1.94	13.4	5.06
CV (%)	53.8	23.6	74.3	48.9
Máx	19.3	11.5	37.9	18.5
Mín	5.19	6.21	3.59	6.02
Prom DCA16	6.60	7.06	6.18	6.53
±DS	1.06	0.63	1.16	0.75
CV (%)	16.0	8.98	18.8	11.5
Máx	8.51	8.16	7.96	7.86
Mín	5.11	6.27	4.80	5.76
Prom BT	4.53	3.49	2.64	3.80
±DS	0.68	0.97	1.11	0.79
CV (%)	14.9	27.9	42.0	20.9
Máx	5.54	5.73	4.32	4.98
Mín	3.34	2.14	0.17	2.29

4.1.3. Evolución espacial y temporal de los parámetros en la matriz agua

4.1.3.1. Evolución espacial

En las siguientes figuras (4.3 - 4.13), se presenta de forma más detallada, la evolución que sufrieron todos los parámetros y iones estudiados entre los segmentos de agua considerados, según la dinámica de riego. La descripción de la evolución se presenta con base en de las cuatro campañas realizadas en cada segmento de agua.

A) Parámetros de campo

En general, el **pH**, con excepción del agua superficial que presentó los valores más bajos (Figura 4.4), los segmentos de agua mostraron un mismo rango de valores. Entre el agua de riego, el agua de drenaje y la BT no se observó alteración de pH que mostrara influencia de los escurrimientos agrícolas. Los valores observados cercanos a 9 unidades se

observaron en la C4, y tienen correspondencia con el contenido de sólidos en los suelos principalmente (se presenta este valor de pH en agua subterránea, el drenaje agrícola y la BT), por entrada de sustancias sintéticas o naturales (CAWB, n.d.), (Folleto informativo 3.1.4.0).

Similar al pH, la **Temperatura** medida en los segmentos evaluados no está influenciada por la dinámica de riego, más bien, corresponden a la temporalidad de la lectura en correspondencia con la temperatura atmosférica, y en correspondencia a cada segmento evaluado. Observándose la particularidad del acuífero en los valores de temperatura del agua subterránea; y en la BT, cuyas temperaturas fueron ligeramente menores a la temperatura de la descarga recibida, debido a su característica costera (Figura 4.3).

Para el **OD**, el agua para riego mostró comportamiento típico de la fuente de procedencia. En el drenaje agrícola, los valores se observaron más altos a la salida de los bloques de cultivo (TD), debido a las condiciones hidráulicas de los escurrimientos, disminuyendo la concentración en el curso del DCA16. Finalmente, en la BT los similares a los de la descarga, mostrando influencia de los escurrimientos provenientes del continente (Figura 4.3).

En el caso de ORP, nuevamente se observa correspondencia de valores conforme al tipo de agua de cada segmento, siendo valores altos en el agua para riego, disminuyendo con valores del orden del 50% en el drenaje agrícola, influencia de la presencia de nitratos. Se observa que la BT está afectada por las descargas que recibe (Figura 4.3).

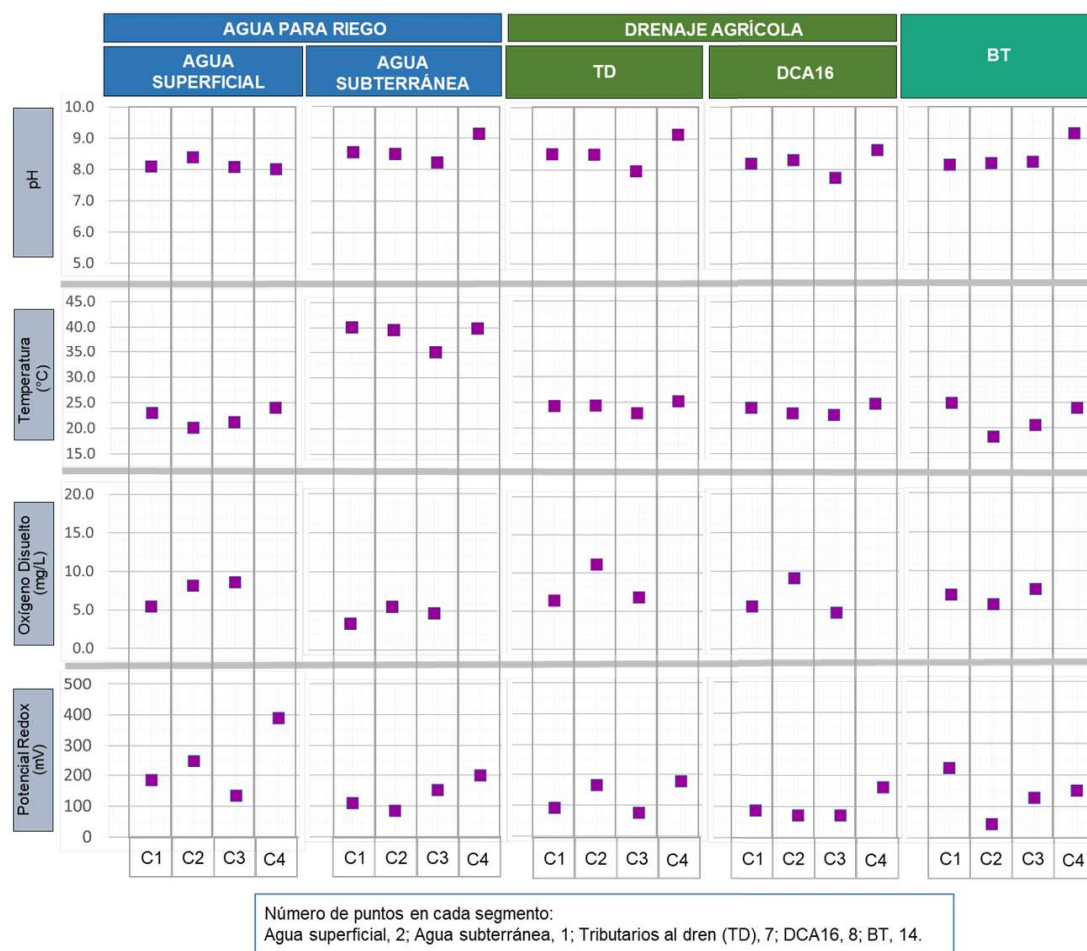


Figura 4.3. Representación espacial/temporal de los valores de los parámetros de campo: pH, Temperatura, OD y ORP en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas.

Los valores de **Salinidad**, **CE** y **SDT** (Figura 4.4) conservaron la misma tendencia entre los diferentes segmentos evaluados, y con correspondencia a cada tipo de agua. La salinidad y la CE están relacionadas ya que a mayor cantidad de iones disueltos aumentan los valores de ambas (CAWB, n.d.), Folleto informativo 3.1.3. Es así como la BT mostró los valores más altos, seguidos del drenaje agrícola, con más sales en los TD que en el DCA16 y al final el agua para riego.

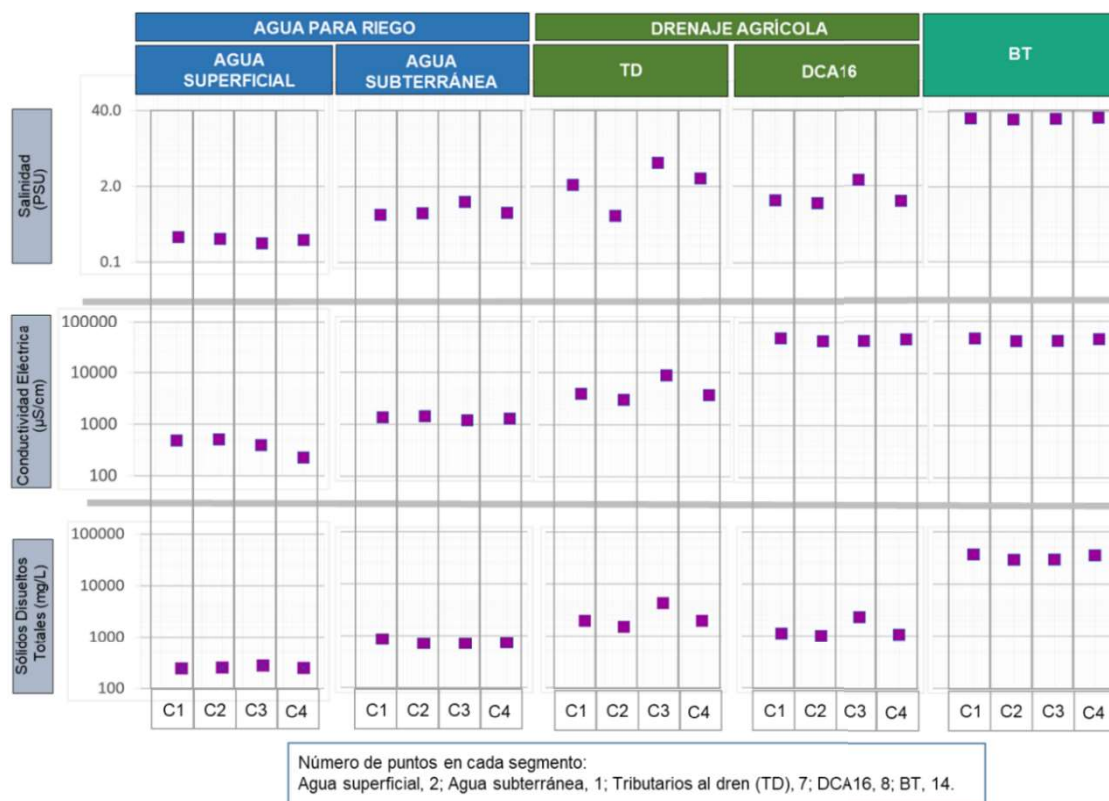


Figura 4.4. Representación espacial/temporal de los valores de los parámetros de campo Salinidad, CE y SD en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas.

B) Aniones

Los valores más altos de HCO_3^- y CO_3^{2-} se observaron en el agua de drenaje agrícola, mayor concentración en el curso del DCA16, mientras que el agua para riego mostró los valores más bajos, siendo el de menores concentraciones el agua subterránea (Figura 4.5).

La concentración del ion Cl^- está en relación directa con el origen cada segmento de agua evaluado. Para este parámetro, su evolución muestra perfectamente como este ión aumenta en proporción al origen de agua analizado. (Figura 4.5).

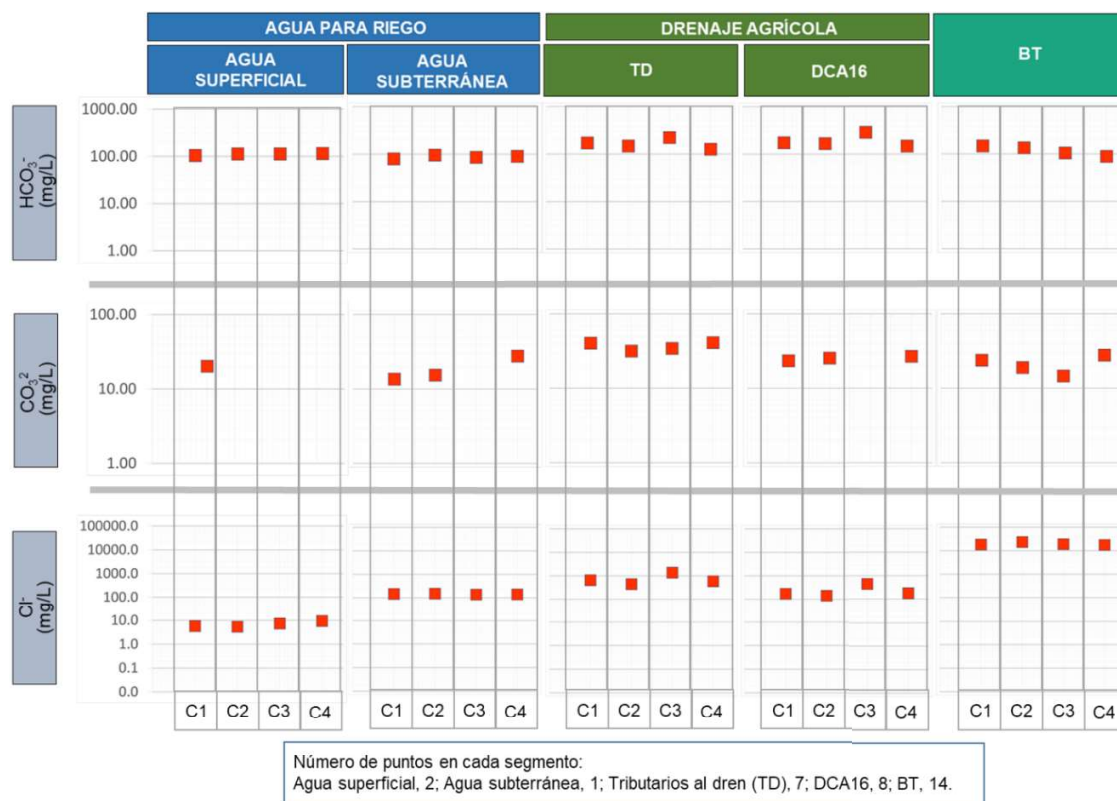


Figura 4.5. Representación espacial/temporal de las concentraciones de HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas

Al igual que el ión Cl^- , los valores promedio determinados de SO_4^{2-} (Figura 4.6), se encontraron en un rango de valores de acuerdo con el origen cada segmento de agua, mostrando la evolución ascendente de este parámetro desde el agua para riego hasta la BT.

Las concentraciones más altas de NO_3^- se dieron en el drenaje agrícola, en relación con su origen vinculado con los fertilizantes, seguidas de la BT y las más bajas en el agua para riego, observándose en el agua subterránea la posible influencia de la infiltración de este elemento al subsuelo (Figura 4.6). El NO_2^- , mostró correspondencia con el NO_3^- , con los valores más altos en el drenaje agrícola, ligera presencia en el agua superficial y casi inapreciable en el agua subterránea y la BT, en esta última se observa que el nitrógeno presente se encuentra más en su forma de NO_3^- .

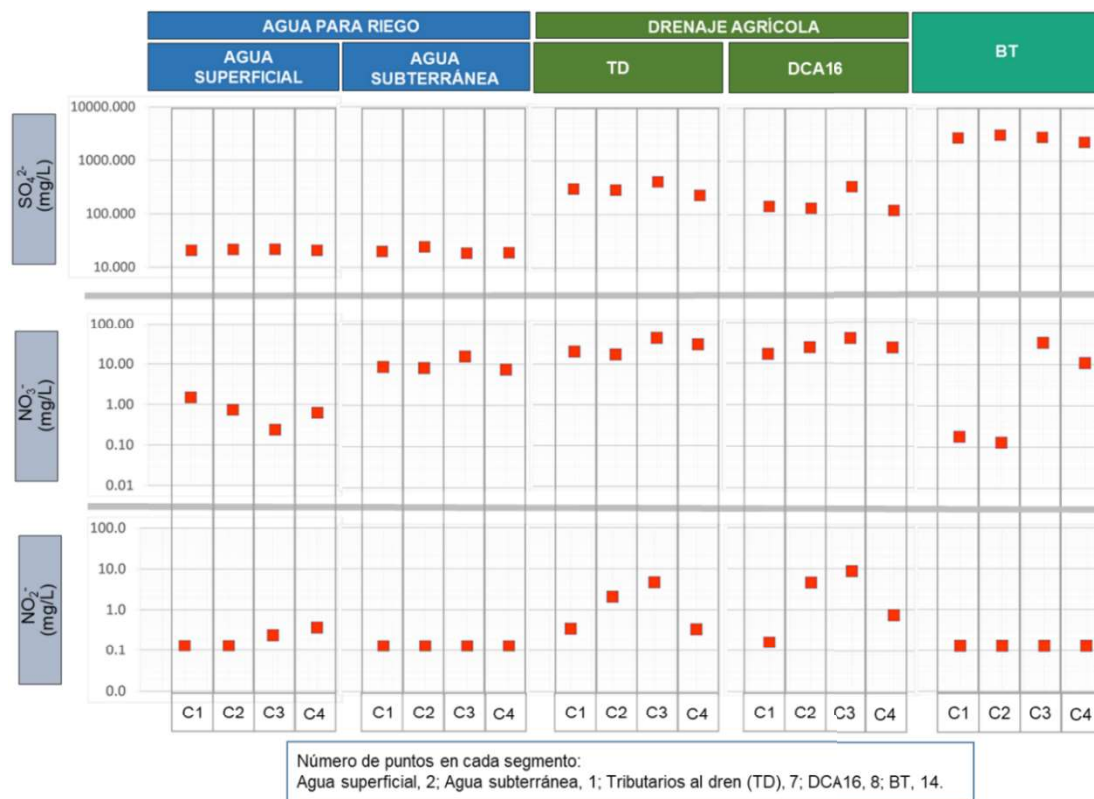


Figura 4.6. Representación espacial/temporal de las concentraciones de NO_2^- , NO_3^- y SO_4^{2-} en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas

El PO_4^{3-} como era de esperarse por su origen agrícola, mostro los valores más altos en el drenaje agrícola, con las mayores concentraciones en los puntos del DCA16. En el resto de los segmentos, tanto el agua para riego como la BT mostraron concentraciones apenas cuantificables. (Figura 4.7).

La evolución del ión Br^- y F^- se comportaron según la calidad del agua muestreada, con las mayores concentraciones en la BT, seguidos del agua de drenaje agrícola, siendo valores más altos en los aportes TD (Figura 4.7). Los valores más bajos se presentaron en el agua para riego.

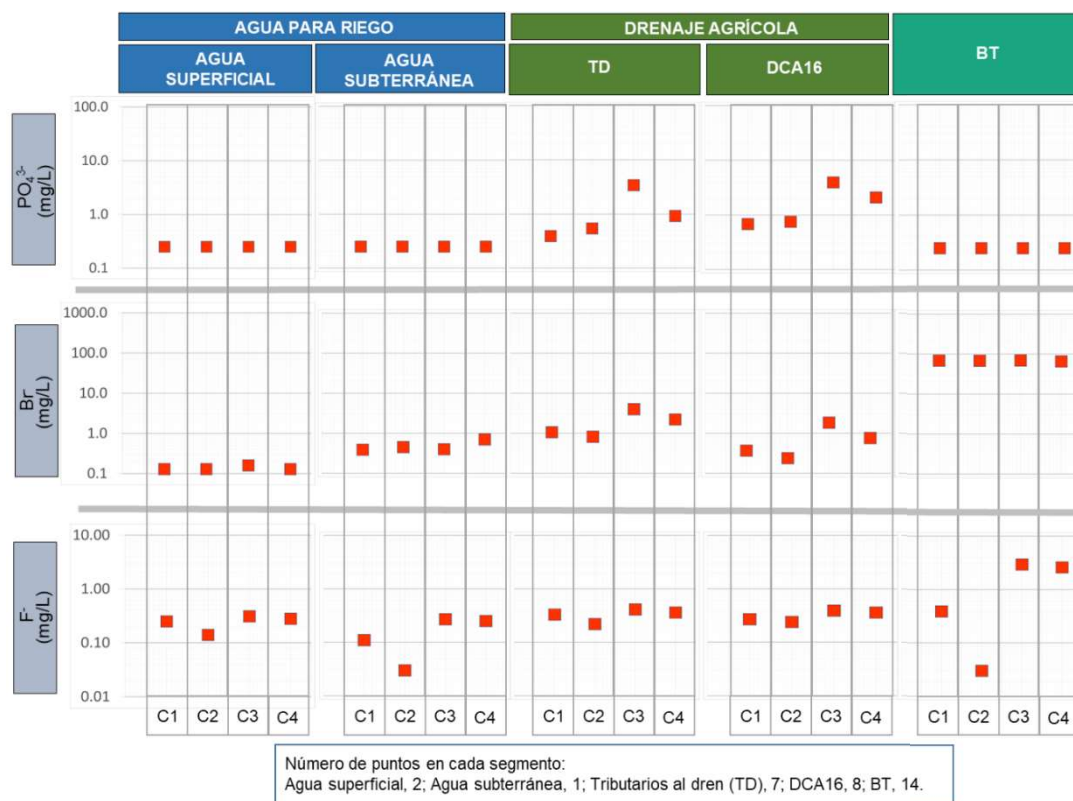


Figura 4.7. Representación espacial/temporal de las concentraciones de F^- , Br^- y PO_4^{3-} en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas

C) Cationes

Los cuatro cationes evaluados, Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} y K^+ (Figura 4.8), mostraron las más altas concentraciones en el sistema costero BT, Na^+ y Mg^{2+} con concentraciones de $\approx 1,000$ mg/L y K^+ y Ca^{2+} concentraciones de ≈ 300 mg/L, seguidas del drenaje agrícola, siendo los aportes TD los que tuvieron valores más altos en comparación con los puntos del DCA16. Los valores más bajos se presentaron en el agua para riego, siendo las concentraciones más bajas de Na^+ y K^+ en el agua superficial y Mg^{2+} y Ca^{2+} en el agua subterránea.

En el caso del Mg^{2+} y Ca^{2+} , según la dinámica del riego, si se comparan las entradas al hidrosistema evaluado (agua de riego) con las salidas (drenaje agrícola) se aprecia un aumento de concentración con un incremento de entre seis y diez veces su contenido. Estas cantidades presentes en el drenaje agrícola puede deberse a los residuos de este elemento contenidos en el suelo y arrastrados mediante el proceso de riego y drenaje, ya que se han encontrado concentraciones hasta de 45 mg/L de Mg^{2+} y de 14,000 de Ca^{2+} en los suelos agrícolas del área de estudio provenientes de fertilizantes (Rangel-Medina et al., 2013).

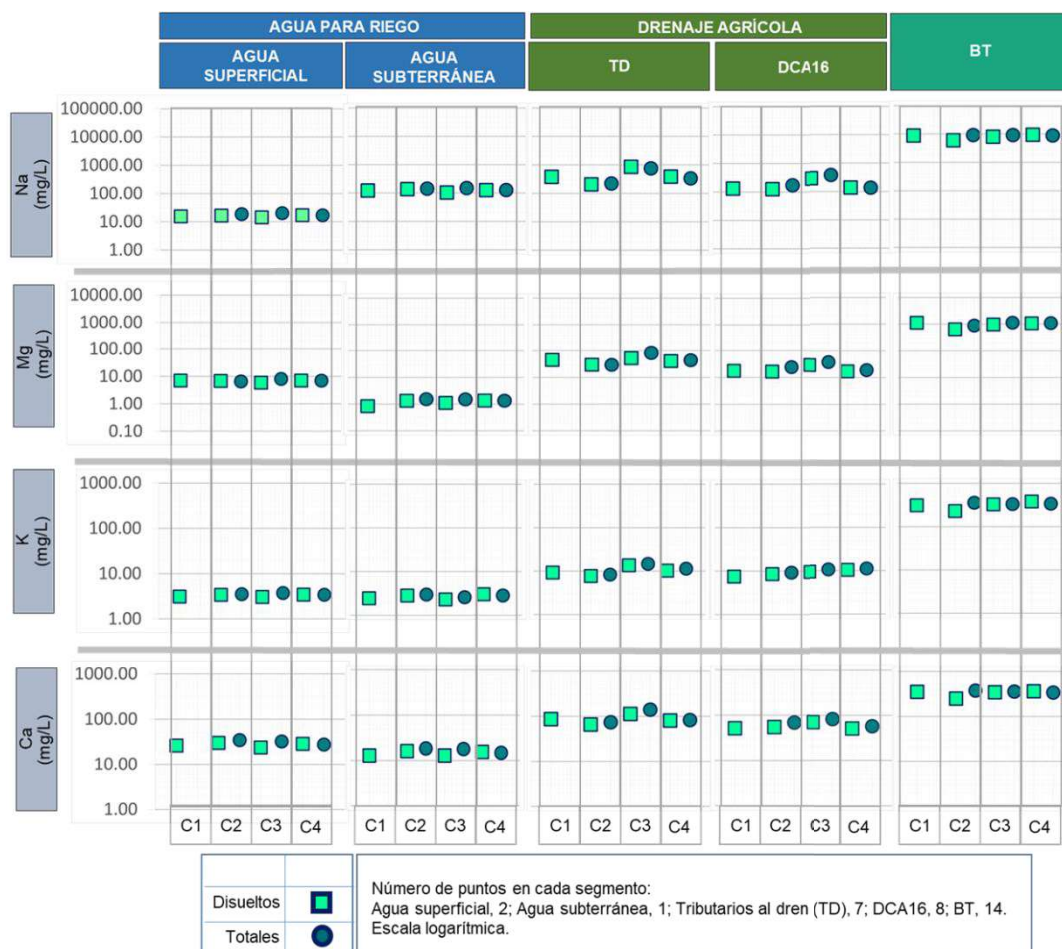


Figura 4.8. Representación espacial/temporal de las concentraciones de Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} y K^+ (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas

Únicamente para el caso de los cationes y aniones mayoritarios, la evolución en la composición del agua en función de la dinámica de riego se puede apreciar en los diagramas de Piper y Stiff (Figuras 4.9 y 4.10). En el diagrama de Piper se observó que el tipo o familia de agua varía de cálcica (agua para riego) a sódica potásica (BT), y de bicarbonatada (agua para riego) a clorurada (BT) y en algunos puntos del drenaje agrícola se apreció la familia sulfatada. Así también, se aprecia que el agua cambia de una composición bicarbonato magnésica, pasando por una mezcla mixta y termina en la BT como un agua clorurada sódica.

Con los diagramas de Stiff presentados (Figura 4.10), se observa el aumento de la concentración de los iones a medida que el agua fluye por el dren hasta la desembocadura en la BT.

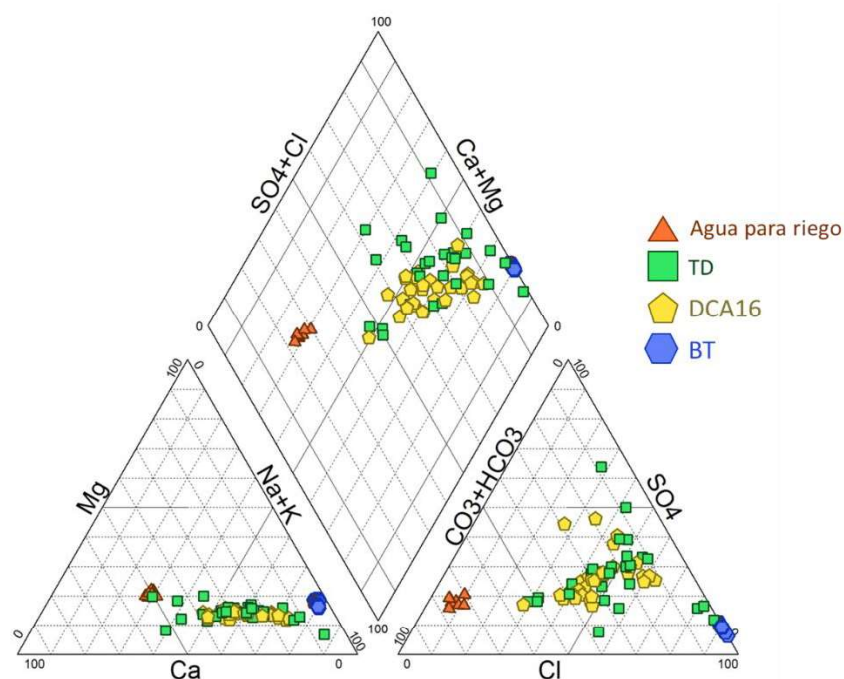


Figura 4.9. Diagrama de Piper con los diferentes segmentos de agua

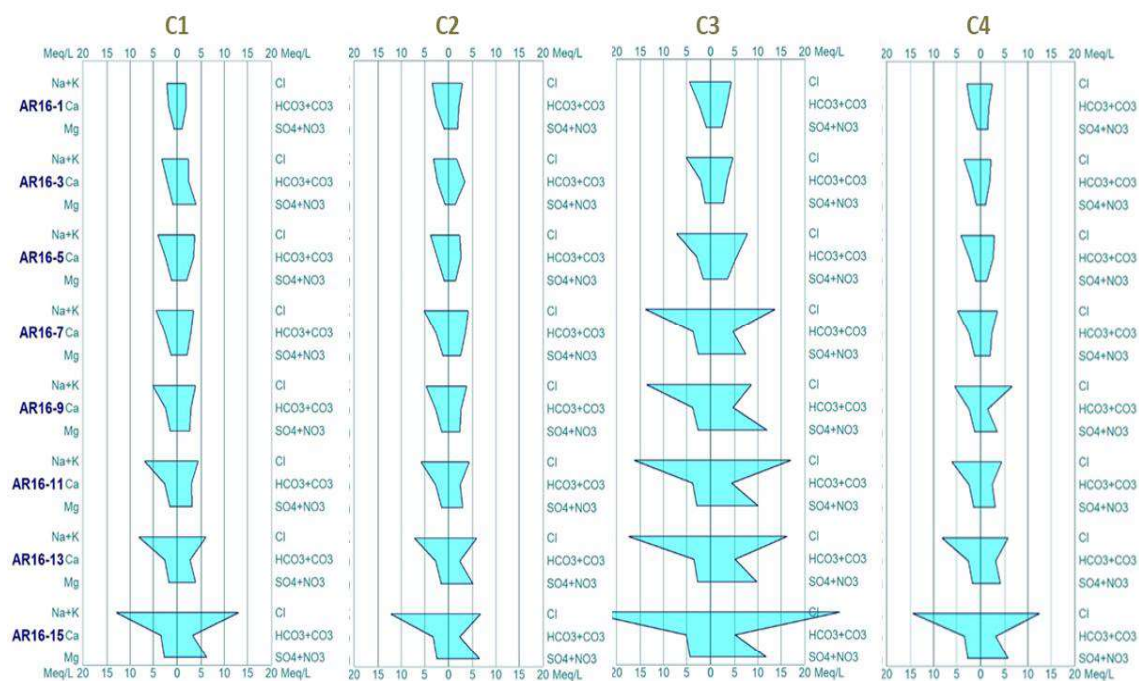


Figura 4.10. Diagramas de Stiff de las muestras del DCA16 correspondiente a las cuatro campañas de muestreo

D) EMPT

Todos los EMPT se encontraron en los diferentes segmentos de agua, incluso en el agua para riego, mostrando que tanto el agua superficial como subterránea contienen EMPT antes de involucrarse con la actividad agrícola. Todos los elementos sufren incremento de concentración con respecto al agua para riego, manifestando la influencia de la actividad agrícola en la concentración de EMPT presentes en el escurrimiento de excedencia de riego

Para el As, Cd, Pb, Ni y Cu, la evolución de concentración siempre fue menor en la BT, en concentraciones apenas detectables, contrario al drenaje agrícola, segmento que mostró las más altas concentraciones, mostrando valores mayores a los del agua para riego, finalmente se diluye en la masa de agua de la BT, observándose que la descarga del dren no influye en las concentraciones de este grupo de elementos en la bahía (Figuras 4.11 y 4.12).

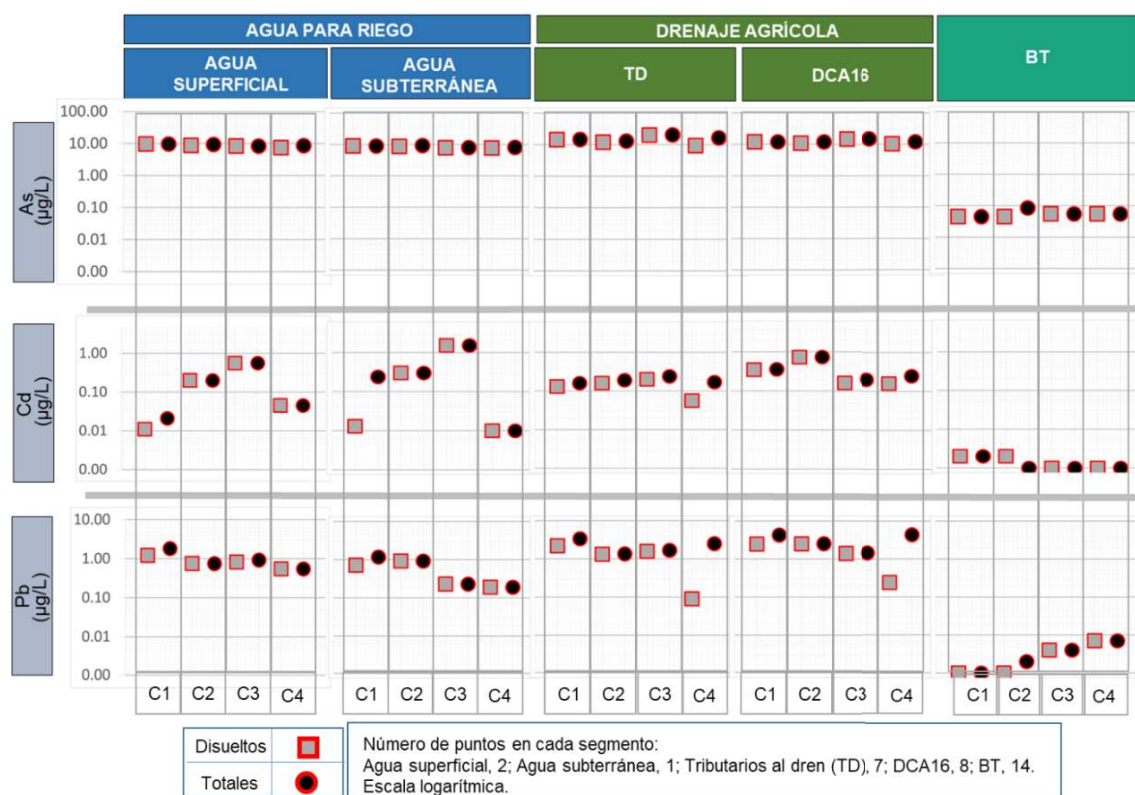


Figura 4.11. Representación espacial/temporal de las concentraciones de Pb, Cd y As (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas

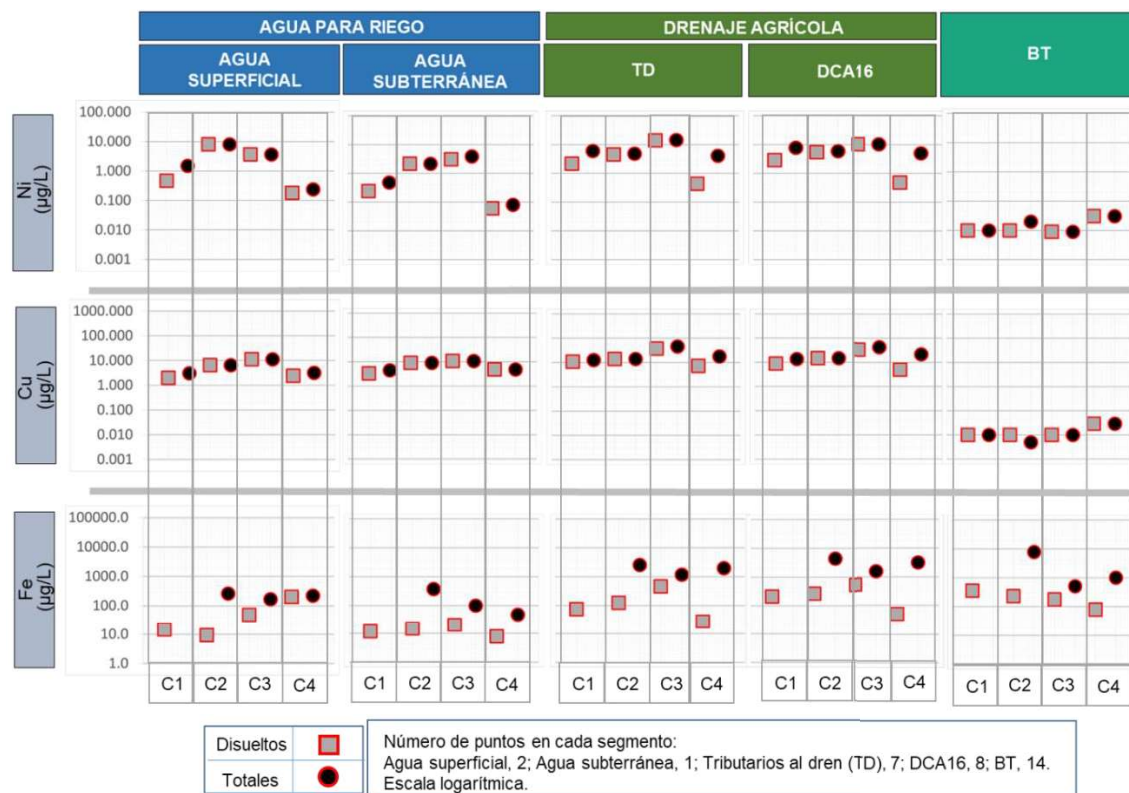


Figura 4.12. Representación espacial/temporal de las concentraciones de Fe, Cu y Ni (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas

La presencia de **Fe** fue más baja en el agua para riego, incrementándose en el drenaje agrícola, en mayor proporción en la mezcla (DCA16) que a la salida de los bloques de cultivo (TD). La BT mostró valores similares a la descarga del dren, se nota la influencia de la descarga en la presencia de Fe en la BT (Figura 4.12).

Para el **Mn y Zn** (Figura 4.13), su evolución entre el agua para riego y drenaje agrícola fue similar al del Fe, mientras que, en la BT, las concentraciones disminuyen considerablemente con valores incluso menores a las del agua de riego.

Para el **Cr y Hg**, el agua subterránea mostró las concentraciones más altas de todos los segmentos, mientras que el agua superficial mostró los valores más bajos, seguidos del drenaje agrícola con los valores más altos de los segmentos, pues las concentraciones en la BT mostraron concentraciones de Cr superior al agua superficial pero menor al drenaje agrícola, valores que no muestran influencia de la descarga del dren. En cuanto al Hg, el rango de valores entre los segmentos (exceptuando al agua subterránea) no observó

diferencias elevadas, pero si se logra apreciar que la evolución creciente del contenido de Hg va del agua para riego superficial, posterior el drenaje agrícola y al final la BT con las mayores concentraciones, observándose la influencia de la descarga del dren.

Para estos dos elementos, el drenaje agrícola sufre incremento de concentración debido a la posible influencia del proceso agrícola como tal y/o la influencia del agua subterránea, ya que aunque la proporción de riego es 70% con agua superficial y 30% agua subterránea, está última prácticamente se usa sobre todo al principio del ciclo de cultivo con el fin de lavar los suelos (disminuir salinidad), sin embargo, podría permanecer en este la presencia de Cr y Hg.

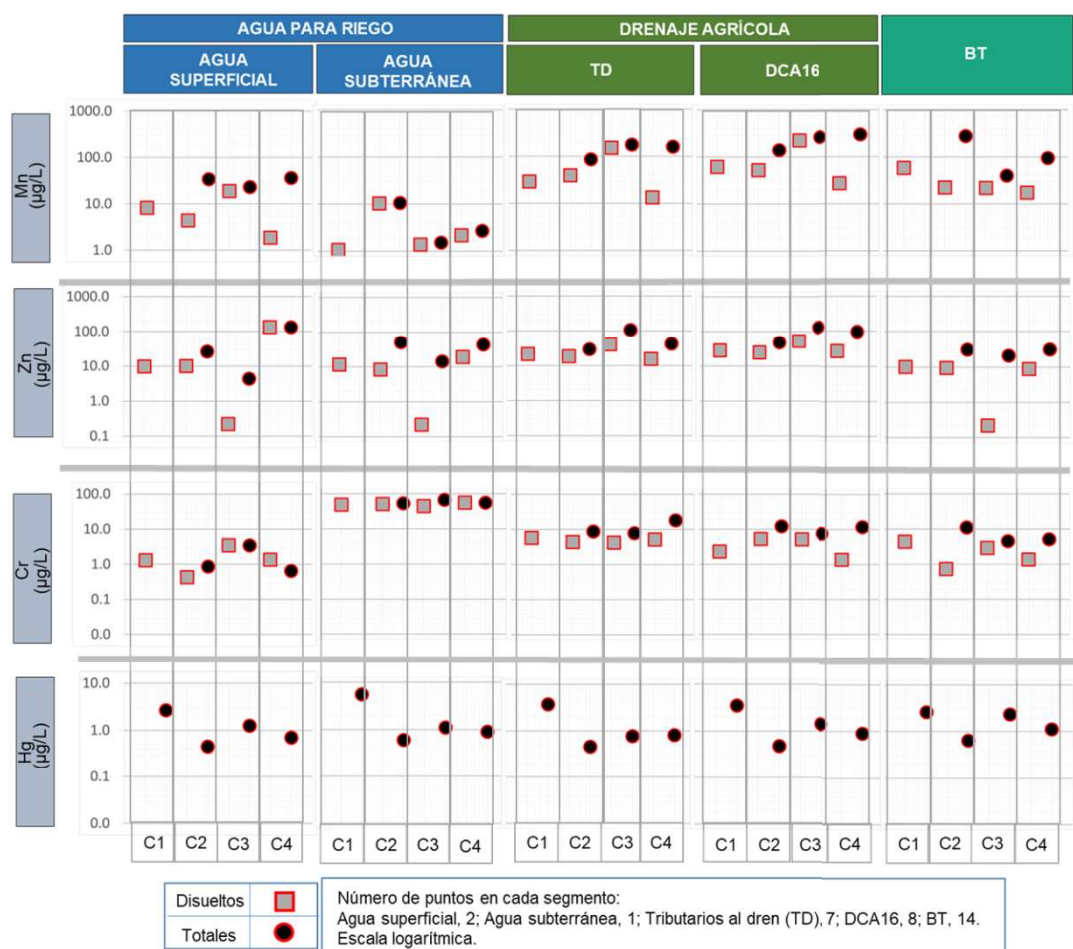


Figura 4.13. Representación espacial/temporal de las concentraciones de los cationes Hg, Cr, Zn y Mn (disuelto y total) en los diferentes segmentos de muestras de agua y campañas

Para observar de una manera general la evolución de los EMPT en los segmentos de agua que intervienen en la dinámica de riego se estimó el porcentaje de enriquecimiento de cada EMPT. Para ello, se consideraron los valores promedio generales de la concentración de la fracción total (cuatro campañas) de cada EMPT. El valor de “Entrada” es el promedio del agua superficial y subterránea y el valor de “Salida” corresponde al último punto de mezcla en el DCA16 que es el punto AR-16-15 (desembocadura a la BT). La Figura 4.14 (escala logarítmica) muestra estos valores de entrada/salida de EMPT cuantificados en el agua de riego y agua de drenaje, y las concentraciones medidas en la BT.

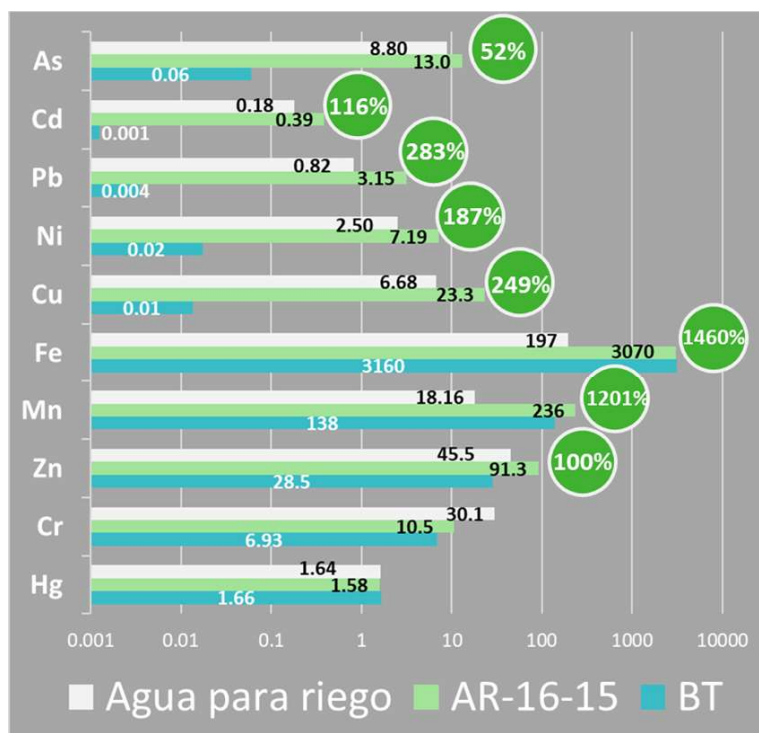


Figura 4.14. Concentración de EMPT (fracción disuelta) en la entrada/salida de los flujos de agua implicados en el riego agrícola (segmentos agua riego, drenaje y BT)

En la figura 4.14, los círculos verdes indican el porcentaje de aumento de EMPT una vez realizado el riego y vertido como excedente de drenaje agrícola. Se observa que el aumento de concentraciones de EMPT antes y después del riego fue desde un 50 hasta 1460%, en el orden siguiente:

Fe (1460%) > Mn (1201%) > Pb (283%) > Cu (249%) > Ni (187%) > Cd (116%) > Zn (100%) > As (52%)

El Cr y Hg no observaron incremento de concentración aparente en el agua (entrada/salida); ya que como se había remarcado, el agua subterránea resultó con concentraciones muy por encima del resto de los segmentos, sin embargo, aunque no se aprecia incremento de concentración como en el resto de los elementos, se aprecia la persistencia de estos en el drenaje agrícola.

Posteriormente, el agua del DCA16 se descarga en la BT; en donde los factores como el cambio de medio acuático (de agua dulce a agua salada), la masa de agua (dilución), y el intercambio por corrientes, entre otros; hacen que las concentraciones en la fracción disuelta disminuyan significativamente, sobre todo porque las partículas suspendidas, se precipitan en el fondo de la bahía (sedimentos). Es por ello por lo que las concentraciones de EMPT en la fracción disuelta del agua en la BT son casi imperceptibles.

Con la información del epígrafe anterior y la del Anexo I se identificaron puntos máximos y atípicos que, en el caso de puntos tributarios, son el TD-2, TD-6, TD-8, TD-10 y TD-14 con las más altas concentraciones de EMPT (Figura 4.15).

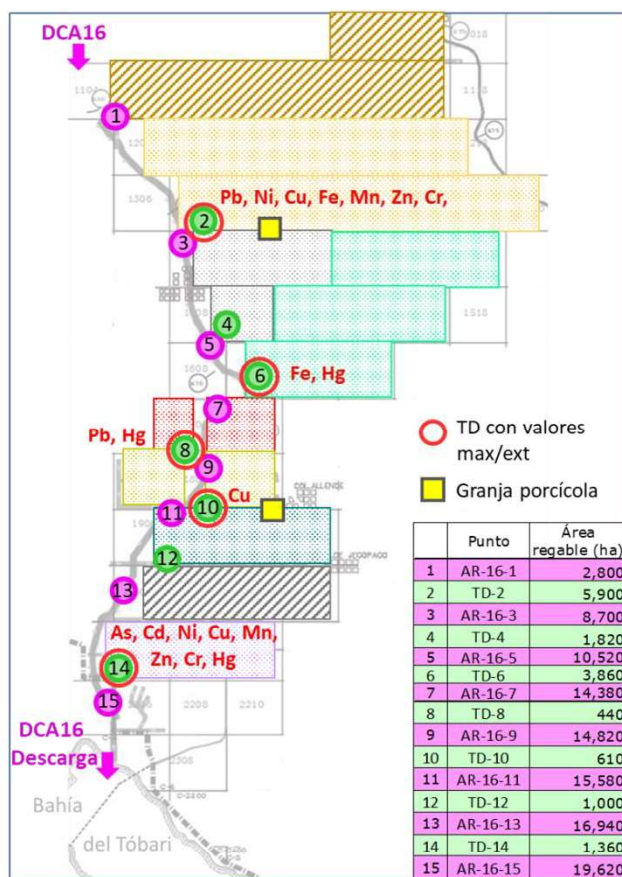


Figura 4.15. EMPT con valores máximos y atípicos en los puntos de muestreo TD.

La información obtenida, coincide con eventos observados en campo en los momentos de tomas de muestra, en donde se identificaron dos granjas porcícolas que descargan sus residuos sin previo tratamiento a los TD-2 y TD-10. Varios autores reportan que los insumos empleados en la crianza de ganado porcino y las excreciones de estos contienen EMPT, tales como Cd, Cu (Moral et al., 2008; F. Zhang et al., 2012; Y. J. Zhang et al., 2018), As (Z. Feng et al., 2018; F. Zhang et al., 2012), Zn, Cr, Ni, Pb (Z. Feng et al., 2018; Moral et al., 2008), Mn y Pb (Moral et al., 2008).

En el caso del TD-6 y TD-8, es imperativo verificar que otros factores además de la agricultura están liberando EMPT, ya que en estos dos puntos se detectaron las concentraciones más elevadas de Hg. Además, el TD-8 corresponde al tributario de aporte de drenaje con la menor área potencialmente regable/drenada.

El punto TD-14, refleja la interacción con el ambiente costero (Figura 4.16), ya que en este punto las condiciones están fuertemente influenciadas por la salinidad, factor que influye en la disponibilidad y movilidad de EMPT (J. J. Liu et al., 2019).



Figura 4.16. Localización del punto TD-14 influenciado por el sistema costero

(Imagen de Google Earth)

En cuanto a la BT, durante las cuatro campañas de muestreo los valores máximos de cinco los EMPT (Fe, Mn, Zn, Cr y Hg) se distribuyeron en el 70% de los puntos. La Figura 4.17 presenta la localización de los puntos muestreados y su cercanía con las posibles fuentes de aportación. La tabla de la figura resume los puntos en los que se encontraron los máximos de EMPT, señalando en negrilla el punto de muestreo con el valor máximo extraordinario y entre corchete se señala la campaña de muestreo a la que corresponde dicho valor máximo.

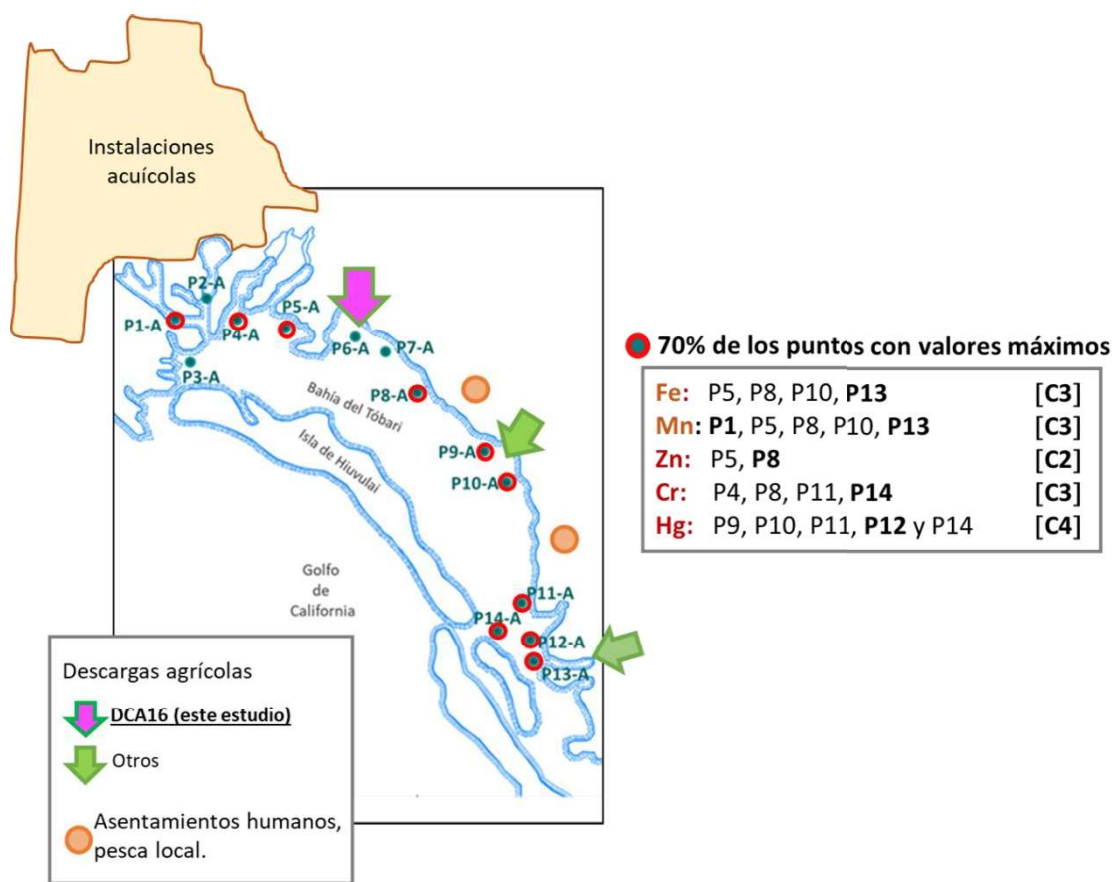


Figura 4.17. Localización de los puntos muestreados en la BT, indicando posibles influencias de aportes y EMPT con valores máximos por punto.

Como ya se comentó en el capítulo de antecedentes, varios EMPT pueden ser aportados al suelo vía fertilizantes químicos. Se señalaron los tipos de fertilizantes y la cantidad estimada de contenido de EMPT en su composición (Tabla 1.6, apartado 1.2.2.1) así como los fertilizantes empleados en los cultivos del DR041 (Tabla 2.1, apartado 2.1.4). Otra fuente de aporte es el propio suelo, y como antecedente se proporcionaron valores de algunos EMPT en los suelos del VY, demostrando la presencia de estos en la zona de estudio (apartado 2.3.2, Tabla 2.4).

El aumento de concentración de EMPT entre el agua de riego y el drenaje agrícola, se debería al transporte mediante escorrentía (Jarsjö et al., 2020; Naveedullah et al., 2013; Wei et al., 2019) y/o por infiltración a través de lavado de suelos (Basta y McGowen, 2004; Denaix et al., 2001). Algunos valores reportados sobre concentraciones de EMPT aportados al suelo mediante la fertilización se muestra en la Tabla 4.32.

Tabla 4.32. EMPT adicionados a los suelos por la aplicación de fertilizantes (kg/ha/año)

	As	Cd	Cr	Ni	Pb	Zn
China	0.001	0.003	0.027	0.006	0.002	0.084
Europa	0.001	0.002	0.047	0.004	0.013	0.065
California	0.004	0.006	0.020	0.005	0.13	0.04
Promedio	0.002	0.004	0.032	0.005	0.05	0.06

Fuente: Azzi, (2016)

Tomando el promedio de las aportaciones reportadas en la Tabla 4.32, y la información ya referida en el Capítulo I de Antecedentes, se puede tener una aproximación teórica de los EMPT aportados vía fertilización al drenaje agrícola de la SDCA16 (19,600 ha), teniéndose un aporte probable de los siguientes EMPT: As, 39.2, Cd, 78.4, Cr, 627, Ni, 98, Pb, 980, Zn, 1176; kg/SDCA16/año; los cuales se mueven con el agua del DCA16 y, finalmente, forman parte del sistema costero de la BT (agua y sedimentos superficiales).

Sin embargo, en la BT, la presencia de EMPT no sólo está influenciada por la actividad agrícola; también se incluye la actividad acuícola. Se ha demostrado que la presencia de Hg, Cu y Zn están asociados al desarrollo del camarón (León-Cañedo et al., 2019) junto con el Mn, y que el enriquecimiento de estos elementos en agua y sedimentos se debe a los insumos empleados en la industria del camarón (Lacerda et al., 2011; Lacerda L.D. et al., 2006; León-Cañedo et al., 2017), siendo importante señalar que en todas las granjas existentes en el país utilizan porcentajes del 91 al 100% de estos productos con EMPT (Lyle-Fritch et al., 2006).

Por otro lado, en la BT hay que tener presente la dinámica de la mezcla de la masa de agua, dominada por vientos y mareas. Los vientos predominantes en el periodo otoño – primavera (periodo en el que fueron tomados los muestreos) son predominantes del noroeste; estos vientos ayudan a que la masa de agua se desplace de la boca norte hacia la boca sur y se produzca una mezcla. En cuanto a las mareas, en la BT el nivel del agua sube y baja dos veces durante el día; lo cual también influye en la mezcla de los elementos presentes en el agua. El comportamiento de la hidrodinámica de la BT podría entonces explicar el que las concentraciones altas o máximas que pudieran corresponder a la influencia de la descarga del DCA16 no se presentaron en los puntos de sus inmediaciones, sino en los puntos dirección a la boca sur.

4.1.3.2. Evolución temporal

El resultado del análisis de la variabilidad temporal por medio de la estadística comparativa entre las campañas del inicio del ciclo agrícola (IC, C1 vs C3)) y las campañas de fin de ciclo agrícola (FC, C2 vs C4) se muestra en la Tabla 4.33. En el caso del DCA16, los parámetros CE, Cl^- y NO_3^- se comportaron de forma similar ($p > 0.05$) entre las campañas del FC (C2 y C4). Mientras que entre campañas de inicio de ciclo agrícola IC (C1 y C3) se presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$). Se señalan en negrillas únicamente los EMPT con $p > 0.05$ (campañas estadísticamente pertenecientes a una misma población).

En el caso de los EMPT, en la Tabla 4.33, se observa que en el DCA16 únicamente el As mostró comportamiento similar para los dos grupos de campañas (fracción total y disuelta), mientras que para el resto de los elementos las pruebas de agrupación mostraron para IC y FC (total y disuelta) diferencias entre sí en un 60 y 70% de los pares, ($p < 0.05$).

El caso del As es muy probable que su comportamiento se deba al origen natural del mismo, por lo que no depende de la dinámica del ciclo agrícola. En el resto de EMPT, las diferencias significativas entre los pares de campañas demuestran que su comportamiento está afectado por la dinámica del ciclo de cultivo, reflejada en las condiciones en el momento de la toma de muestra, principalmente el caudal de riego/drenaje agrícola (superficie regada) y los insumos agrícolas que se pudieron haber suministrado, cuya cantidad y tipo de aplicación depende de la extensión del cultivo, las condiciones del suelo, el tipo de semilla sembrada, las condiciones climatológicas de la temporada y/o las situaciones de emergencia por brotes de plagas.

En la BT, el ión Cl^- mostró comportamiento similar en ambas temporalidades, lo cual indica que la presencia de este elemento no está afectada por la dinámica de riego del DR041 y/o la temporalidad (IC y FC). Mientras que los EMPT que pudieron evaluarse, mostraron que sus concentraciones en el sistema costero, al igual que en el drenaje agrícola, sí están influenciados por la dinámica del riego.

Tabla 4.33. Resultados del análisis estadístico de comparación entre campañas de muestreo en el DCA16 y la BT. Matriz agua

	DCA16			
	IC (C1 vs C3)		FC (C2 v C4)	
	Disuelto	Total	Disuelto	Total
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0.013	NA	0.686	NA
Cl⁻ (mg/L)	0.024	NA	0.443	NA
NO₃⁻ (mg/L)	0.000	NA	0.495	NA
As	0.166	0.140	0.444	0.860
Cd	0.007	0.976	0.013	0.007
Pb	0.020	0.004	0.000	0.007
Ni	0.001	0.429	0.001	0.343
Cu	0.068	0.031	0.000	0.030
Fe	0.005	SP	0.012	0.194
Mn	0.007	SP	0.094	0.002
Zn	0.095	SP	0.486	0.007
Cr	0.010	SP	SP*	0.873
Hg	SP	0.092	SP	0.006
% de EMPT $p > 0.05$	33	40	50	40
	BT			
Cl⁻ (mg/L)	0.667	NA	0.909	NA
Fe	0.176	SP	0.719	0.036
Mn	0.001	SP	0.288	0.280
Zn	SP*	SP	0.800	0.205
Cr	SP*	SP	SP*	0.057
Hg	SP	0.023	SP	0.000
% de EMPT $p > 0.05$	20	-	60	60
Unidades de los EMPT: $\mu\text{g}/\text{L}$ En negrita se señalan los parámetros con base en los cuales las campañas de muestreo son estadísticamente pertenecientes a una misma población. NA: No Aplica SP: Sin prueba. Sólo el Hg contó con su determinación en la fracción total en todas las campañas, el resto de los elementos únicamente en la C1, por lo cual no pudo realizarse la evaluación C1 Vs C3. Por el contrario, el Hg no contó con determinación de concentración en la fracción disuelta en ninguna campaña. SP*: Sin prueba. Los resultados de todos los puntos en alguna de las campañas se encontraron por <LD (mismo valor) por lo que no pudo realizarse la prueba de igualdad.				

4.1.4. Medición de caudal y estimación de la carga contaminante de EMPT

4.1.4.1. Medición de caudal de drenaje agrícola

La medición de caudal se estableció para cada punto de toma de muestra a lo largo del DCA16 desde su inicio hasta el punto más cercano a la desembocadura de este en la BT, siendo 7 puntos tributarios (TD) y ocho puntos de mezcla (DCA16). Sin embargo, las

condiciones en campo al momento de la realización de las actividades no permitieron la medición de caudal en algunos de los puntos establecidos (en su mayoría fueron los puntos TD), ya que sus tirantes de agua fueron insuficientes para permitir el acceso del equipo de medición.

En el caso de los puntos en el DCA16, la medición de caudal se llevó a cabo de manera más regular. Fue la C4 cuando se logró el menor número de caudales medidos (se presentaron las condiciones más desfavorables, con lluvias extraordinarias, afectando la mayoría de los caminos vehiculares de acceso a los puntos de medición) y en la C2 cuando se midió un mayor número de puntos (12 puntos) y sólo en el primer punto (inicio del DCA16) no se efectuó la medición.

La Tabla 4.34 presenta los resultados de las mediciones realizadas durante las cuatro campañas de muestreo. En esta tabla se observa que los valores de caudal medidos en los TD son mucho menores que en los puntos del dren (AR-16), excepto en el AR-16-1, que es el inicio del dren DCA16.

Se observó que en general, los valores medidos en los TD son proporcionales a las áreas potencialmente regadas/drenadas. En los valores medidos en el DCA16, se aprecia una tendencia en el aumento de caudal conforme se acerca más a la BT, pues corresponde a la acumulación de agua drenada por todos los tributarios más la suma de otros posibles aportes (granjas porcinas y viviendas principalmente).

Con base en las mediciones obtenidas, se observa que los caudales mayores se presentaron en el último riego del ciclo del cultivo (C2 y C4) y menores en el momento del primer riego (C1 y C3). Este comportamiento de los escurrimientos ha sido también verificado por (Beman, 2014) y (Beman et al., 2005) quienes señalan que las descargas se realizan en pulsos con picos a principios de marzo y abril (C2 y C4) y a fines de noviembre (C1 y C3), con caudales de $2 \text{ m}^3/\text{s}$ en eventos de irrigación, valor similar a los obtenidos en las campañas C1 y C3 (2.17 y $1.63 \text{ m}^3/\text{s}$) y menor al obtenido en las campañas C2 y C4 (3.15 y $2.54 \text{ m}^3/\text{s}$).

Tabla 4.34. Caudales de drenaje agrícola medidos en los TD y a lo largo del DCA16 durante las cuatro campañas

Punto de muestreo	Área potencialmente regada/drenada ha	Aforos (m ³ /s)							
		C1		C2		C3		C4	
		TD	DCA16	TD	DCA16	TD	DCA16	TD	DCA16
AR-16-1	2,800		0.19	-	-		0.15		-
TD-2	5,900	-		0.42		0.20		-	
AR-16-3	8,700		0.95		1.19		0.25		-
TD-4	1,820	Sin datos							
AR-16-5	10,520		0.73		1.24		0.35		-
TD-6	3,860	-		0.64		-		-	
AR-16-7	14,380		1.40		1.87		0.61		1.70
TD-8	440	-		0.07		-		-	-
AR-16-9	14,820		1.25		1.83		0.82		1.38
TD-10	610	-		0.10		-		-	-
AR-16-11	15,580		1.02		2.30		1.41		1.52
TD-12	1,000	-		0.27		-		-	-
AR-16-13	16,940		1.52		2.93	-			2.72
TD-14	1,360	-		-	-	-		-	-
AR-16-15	19,620		2.17		3.15		1.63		2.54

Para estimar un caudal de drenaje agrícola representativo para un día típico de riego, se tomaron los datos de la C2, ya que contó con el mayor número de mediciones y además resultó representar el mayor caudal de descarga en la BT (3.15 m³/s). El caudal medido se supuso para un riego homogéneo en toda el área de estudio, considerando seis horas de riego por día. La Tabla 4.35 resume los valores de caudal establecidos para la estimación de carga contaminante de EMPT.

En esta tabla se aprecia claramente, si se analizan los caudales en el DCA16, como este caudal va incrementándose a medida que se suman las hectáreas de riego, iniciando con un valor de 25,704 m³/día que representaría el drenaje de una superficie de 8,700 ha, hasta alcanzar los 68,040 m³/día (0.068 hm³/día) en el punto final de descarga del DCA16 en la BT y que corresponde a un área drenada de 19,620 ha.

Tabla 4.35. Valores de caudal de drenaje agrícola en un día típico de riego en los diferentes puntos establecidos en el SDCA16

Punto de muestreo		Medición de caudal	Estimación de drenaje agrícola	
		m ³ /s	m ³ /día de riego	
			TD	DCA16
1	AR-16-1	-		-
2	TD-2	0.42	9,072	
3	AR-16-3	1.19		25,704
4	TD-4	-	-	
5	AR-16-5	1.24		26,784
6	TD-6	0.64	13,824	
7	AR-16-7	1.87		40,392
8	TD-8	0.07	1,512	
9	AR-16-9	1.83		39,528
10	TD-10	0.10	2160	
11	AR-16-11	2.30		49,680
12	TD-12	0.27	5746	
13	AR-16-13	2.93		63,288
14	TD-14	0.07	1,512	
15	AR-16-15	3.15		68,083

De acuerdo con el balance hídrico en la dinámica de riego del DR041 realizado por (Almazán-Benítez, 2019), el volumen de agua drenada para la misma superficie de influencia del DCA16 en un día típico de riego del mismo periodo correspondería, aproximadamente, a 0.46 hm³/día, bajo el supuesto que toda el área se encuentre en proceso de riego. Con esta información, se puede deducir que, al momento de la toma de las muestras, el riego en el área de la SDCA16 se estaría realizando en un 15% de toda la superficie contemplada.

Este hecho se pudo observar en campo ya que el nivel del agua en los tributarios que aportan al DCA16 se encontraba muy bajo al momento de toma de muestra y medición de caudal. Las Figuras 4.18 y 4.19 muestran el nivel de los escurrimientos al momento de toma de muestra/medición de caudal. En la Figura 4.19(a) se puede apreciar que días antes de realizar la campaña de muestreo, los riegos/drenajes fueron en volúmenes superiores a los encontrados al momento de toma de muestras y medición de caudal. Las flechas muestran las marcas de los niveles de agua en días anteriores de la campaña de muestreo.



Figura 4.18. Equipo de medición de caudal y nivel de escurrimiento



(a)



(b)

Figura 4.19. Nivel de escurrimiento en tributarios y DCA16 al momento de la toma de muestra

4.1.4.2. Estimación de la carga contaminante (CC) de EMPT

La CC se estimó para un día típico de riego, utilizando el valor de caudal de la C2 y las concentraciones totales de los 10 EMPT determinadas en la misma campaña de muestreo a largo del DCA16 y sus tributarios (TD), contemplando la superficie de hectáreas drenadas por punto de muestreo (Tabla 4.36). Los resultados de CC por punto medido en kg/día/ha se muestran en la Tabla 4.37.

Tabla 4.36. Valores de concentración total utilizados para la estimación de la CC de cada EMPT en día típico de riego en los diferentes puntos establecidos en el DCA16. Campaña C2

Punto de muestreo	Caudal	Área	Concentración de EMPT en kg/m ³								
	m ³ /d	ha	As	Cd	Pb	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr
AR-16-1	-	2,800	1.20E-05	9.40E-07	1.56E-06	3.81E-06	1.07E-05	2.99E-03	8.24E-05	2.64E-05	3.32E-06
TD-2	9,050	5,900	1.09E-05	1.20E-07	2.03E-06	4.37E-06	2.82E-05	3.44E-03	1.17E-04	4.72E-05	8.77E-06
AR-16-3	25,790	8,700	1.13E-05	1.83E-06	3.10E-06	6.16E-06	2.19E-05	6.01E-03	1.72E-04	8.82E-05	1.26E-05
TD-4	-	1,820	1.10E-05	1.00E-07	5.50E-07	1.80E-06	8.42E-06	1.19E-03	2.78E-05	2.76E-05	9.35E-06
AR-16-5	26,741	10,520	1.14E-05	7.80E-07	3.44E-06	3.91E-06	1.50E-05	4.39E-03	1.36E-04	5.15E-05	1.03E-05
TD-6	13,781	3,860	1.26E-05	1.40E-07	1.67E-06	3.66E-06	1.11E-05	4.37E-03	1.11E-04	2.53E-05	1.04E-05
AR-16-7	40,435	14,380	1.14E-05	2.20E-07	2.27E-06	5.74E-06	1.43E-05	3.30E-03	9.39E-05	3.24E-05	9.67E-06
TD-8	1,512	440	1.04E-05	1.20E-07	9.30E-07	7.43E-06	8.24E-06	1.46E-03	1.17E-04	2.07E-05	4.92E-06
AR-16-9	39,485	14,820	1.08E-05	3.90E-07	2.16E-06	6.13E-06	1.23E-05	3.83E-03	1.20E-04	3.94E-05	2.20E-05
TD-10	2,160	610	1.30E-05	2.00E-07	1.64E-06	4.21E-06	1.16E-05	2.88E-03	7.61E-05	2.37E-05	7.74E-06
AR-16-11	49,766	15,580	1.16E-05	8.20E-07	2.27E-06	5.50E-06	1.51E-05	5.34E-03	1.43E-04	4.59E-05	1.31E-05
TD-12	5,746	1,000	1.19E-05	9.00E-08	9.20E-07	2.26E-06	1.05E-05	7.93E-04	2.80E-05	2.11E-05	4.28E-06
AR-16-13	63,288	16,940	1.34E-05	6.30E-07	2.74E-06	4.71E-06	1.39E-05	1.36E-03	1.37E-04	4.65E-05	6.00E-06
TD-14	1,512	1,360	2.14E-05	5.50E-07	1.68E-06	9.81E-06	1.97E-05	3.91E-03	1.36E-04	4.28E-05	1.55E-05
AR-16-15	68,083	19,620	1.49E-05	3.20E-07	2.67E-06	1.08E-05	1.60E-05	8.61E-03	2.39E-04	4.99E-05	2.16E-05

Se consideraron un promedio de 6 horas para un día típico de riego

Tabla 4.37. Estimación de la CC de EMPT en cada punto de muestreo. Campaña C2

Punto	Carga contaminante determinada de EMPT (kg/día/ha)									
	As	Cd	Pb	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Hg
AR-16-1										
TD-2	1.7E-05	1.8E-07	3.1E-06	6.7E-06	4.3E-05	5.3E-03	1.8E-04	7.2E-05	1.3E-05	4.6E-07
AR-16-3	3.3E-05	5.4E-06	9.2E-06	1.8E-05	6.5E-05	1.8E-02	5.1E-04	2.6E-04	3.7E-05	8.9E-07
TD-4										
AR-16-5	2.9E-05	2.0E-06	8.7E-06	9.9E-06	3.8E-05	1.1E-02	3.5E-04	1.3E-04	2.6E-05	1.5E-06
TD-6	4.5E-05	5.0E-07	5.4E-06	1.3E-05	4.0E-05	1.6E-02	4.0E-04	9.0E-05	3.7E-05	1.8E-06
AR-16-7	3.2E-05	6.2E-07	6.4E-06	1.6E-05	4.0E-05	9.3E-03	2.6E-04	9.1E-05	2.7E-05	1.4E-06
TD-8	3.6E-05	4.1E-07	3.2E-06	2.6E-05	2.8E-05	5.0E-03	4.0E-04	7.1E-05	1.7E-05	1.4E-06
AR-16-9	2.9E-05	1.0E-06	5.8E-06	1.6E-05	3.3E-05	1.0E-02	3.2E-04	1.0E-04	5.9E-05	1.3E-06
TD-10	4.6E-05	7.1E-07	5.8E-06	1.5E-05	4.1E-05	1.0E-02	2.7E-04	8.4E-05	2.7E-05	1.8E-06
AR-16-11	3.7E-05	2.6E-06	7.3E-06	1.8E-05	4.8E-05	1.7E-02	4.6E-04	1.5E-04	4.2E-05	1.3E-06
TD-12	6.8E-05	5.2E-07	5.3E-06	1.3E-05	6.0E-05	4.6E-03	1.6E-04	1.2E-04	2.5E-05	2.9E-06
AR-16-13	5.0E-05	2.4E-06	1.0E-05	1.8E-05	5.2E-05	5.1E-03	5.1E-04	1.7E-04	2.2E-05	1.9E-06
TD-14	2.4E-05	6.1E-07	1.9E-06	1.1E-05	2.2E-05	4.3E-03	1.5E-04	4.8E-05	1.7E-05	6.7E-07
AR-16-15	5.2E-05	1.1E-06	9.3E-06	3.7E-05	5.6E-05	3.0E-02	8.3E-04	1.7E-04	7.5E-05	2.4E-06

AR-16-1 y TD-4 sin valores; no se contó con información de caudal para la estimación de CC

La Tabla 4.37 resume los valores estimados de CC por ha regada/drenada; en donde se puede apreciar que algunas de las CC más altas por ha provienen de las superficies regadas/drenadas más pequeñas; es decir, se observa que la CC no es proporcional a la superficie de influencia de cada punto, si no de otros factores como la influencia de la aplicación de insumos agrícolas y/o la calidad del suelo de ciertos bloques de cultivo. Tal es el caso de:

- TD-6 (3,860 ha) con los valores de CC de As, Fe y Cr por encima de la CC del siguiente punto de mezcla en el dren, AR-16-7 (14,380 ha de superficie acumulada);
- TD-8 (440 ha), con CC de As, Ni y Mn por encima del valor de CC del siguiente punto de mezcla en el dren, AR-16-9 (14,820 ha de superficie acumulada);
- TD-10 (610 ha) con CC de As por encima del valor de CC del siguiente punto de mezcla en el dren, AR-16-11 (15,580 ha de superficie acumuladas)
- TD-12 (1,000 ha) con CC de As, Cu, Cr y Hg por encima de la CC del siguiente punto de mezcla en el dren, AR-16-13 (16,940 ha de superficie acumuladas)
- encima de las concentraciones en el último punto del dren AR-16-15 y descarga a la BT (19,620 ha acumuladas, toda el área de influencia de la SDCA16).

La estimación de CC con base en la concentración total de los 10 EMPT en función del área drenada acumulada a lo largo del DCA16 se representa en la Figura 4.21, en donde se puede observar cual es el comportamiento de la CC a lo largo del DCA16 y finalmente, en el último punto (AR-16-15) que representa la desembocadura del dren a la BT (recuadro rojo). Con estos resultados obtenidos se puede clasificar los EMPT en función de la CC que se descarga en la BT, misma que se presenta a continuación y en la Figura 4.20:

Fe (586 kg/día) > Mn (16.3 kg/día) > Zn (3.4 kg/día) > Cr (1.47 kg/día) > Cu (1.09 kg/día) > As (1.01 kg/día) > Ni (0.74 kg/día) > Pb (0.18 kg/día) > Hg (0.05 kg/día) > Cd (0.02 kg/día)

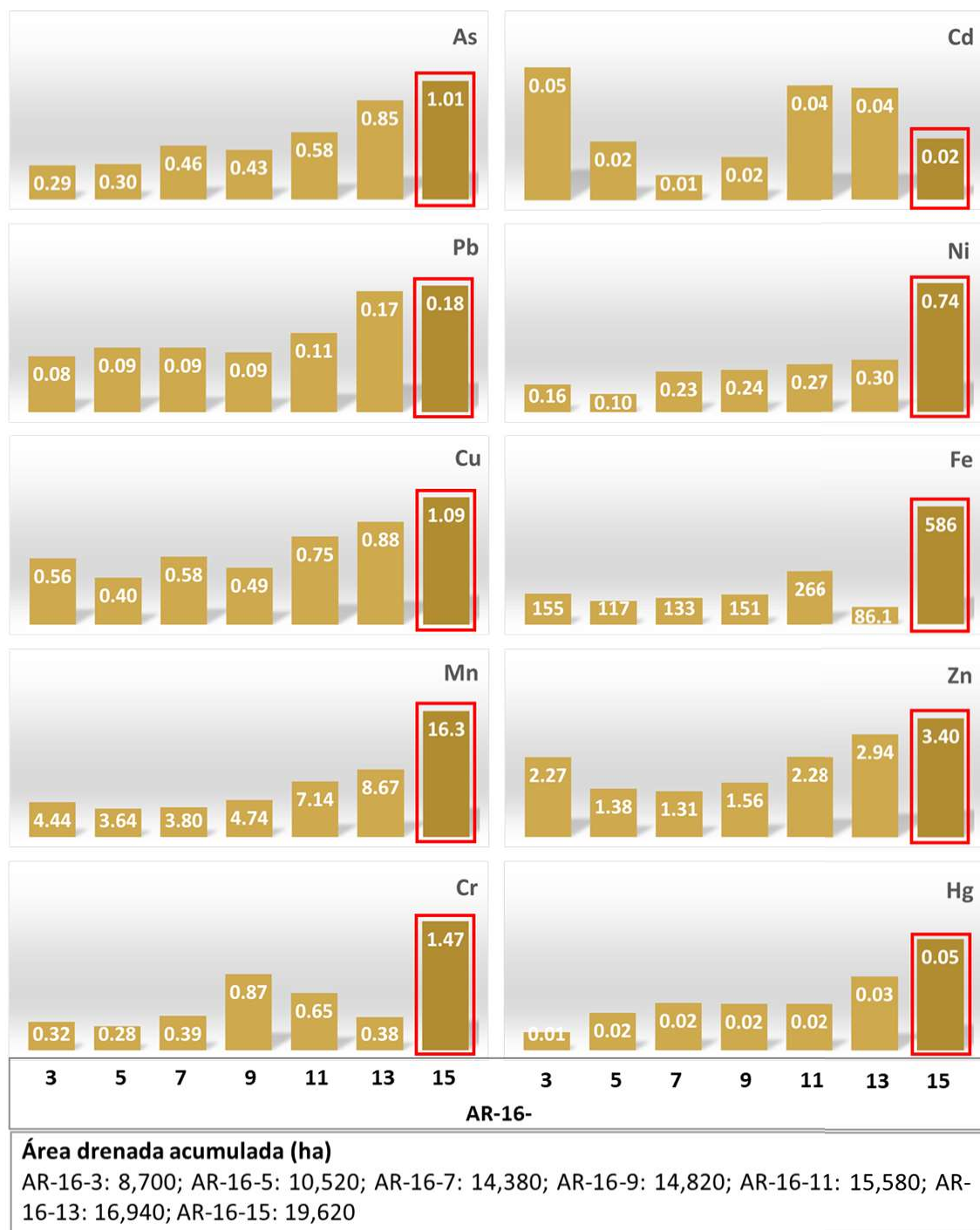


Figura 4.20. CC acumulada a lo largo del DCA16 y descarga a la BT (kg/día)

En el Apartado 4.1.3, sobre la evolución espacial de la calidad del agua, se esquematizó el balance de masa de los EMPT entre el agua para riego (antes de la irrigación) y el drenaje agrícola, para observar cualitativamente si la dinámica de los cultivos (aplicación de insumos agrícolas y riego) incide en la concentración de EMPT detectados en el drenaje agrícola. En dicho balance, considerando el último punto medido del SDCA16, el cual representa la descarga a la BT y con el promedio de concentración de las cuatro campañas, se pudo observar que el 80% de los EMPT sufren un incremento de concentración como se observa en la Figura 4.21:

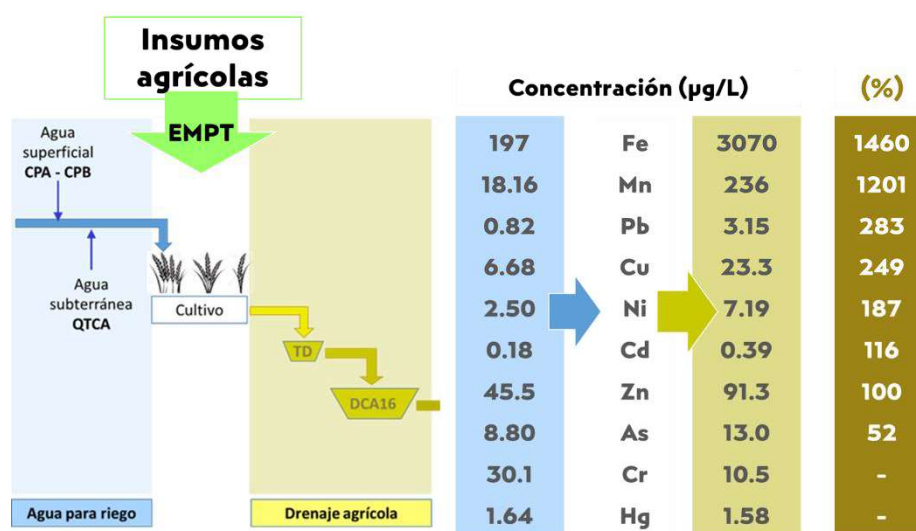


Figura 4.21. Incremento de concentración de EMPT en el drenaje agrícola con respecto al agua para riego

Con excepción del Cr y Hg, que no mostraron incremento de concentración debido a que las concentraciones de estos dos elementos en el agua para riego, antes de involucrarse con la dinámica agrícola, ya mostraban altos valores. Para el resto de los EMPT, es evidente que la dinámica del riego y las prácticas agrícolas que la acompañan controlan la presencia de los EMPT en el agua.

Estas concentraciones, estimadas como carga contaminante de EMPT resultaron para un día de riego en la SDCA16 (19,620 ha) como sigue (kg/día/SDCA16):

Fe (586) > Mn (16.3) > Zn (3.4) > Cr (1.47) > Cu (1.09) > As (1.01) > Ni (0.74) > Pb (0.18) > Hg (0.05) > Cd (0.02)

Sin embargo, como se resaltó en el Apartado 4.1.4.1 (Medición de caudal de drenaje agrícola), y según el balance hídrico en la dinámica de riego del DR041 realizado por Almazán-Benítez (2019), el volumen de agua medido como drenaje agrícola de la SDCA16, indicó que, al momento de la toma de las muestras, el caudal drenado correspondería a un aproximado al 15% de la superficie cultivada. Por lo que una estimación suponiendo un riego al 100% resultaría en una carga contaminante mayor y que multiplicada por los cuatro riegos recomendados, daría como resultado los valores expuestos en la Tabla 4.38. Los valores teóricos dados en esta tabla se comparan con algunos datos encontrados en la literatura para otras regiones del mundo.

Tabla 4.38. CC estimada bajo medición de caudal, CC teórica y comparación con otras regiones del mundo

EMPT	Carga contaminante						
	Este estudio			Otras regiones del mundo			
	Estimada con caudal medido*	Estimada con caudal teórico**	Estimación para un ciclo de cultivo***	Líbano ¹	Francia ²	Promedio Europa ³	Brasil ⁴
	g/ha		g/ha/año				
Fe	29.9	199	797				
Mn	0.83	5.56	22.2				
Zn	0.18	1.17	4.69	138	2344	9.9-26.8	
Cr	0.07	0.50	2.00		146		
Cu	0.06	0.37	1.48	18.6	697		45.5
As	0.05	0.34	1.37		32.6		
Ni	0.04	0.25	1.01		66.8		
Pb	0.01	0.06	0.24	3.9	205		
Hg	0.003	0.02	0.08		1.5		
Cd	0.001	0.01	0.04	0.9	6.1		
*Supuesto que sólo un 15% del área considerada estaba en proceso de irrigación **Estimación considerando un riego de la SDCA16 del 100% ***Multiplicación de la Carga estimada con caudal teórico por cuatro riegos que contempla el ciclo de cultivo de trigo otoño/invierno.							

Como se observa en la Tabla 4.38 los valores estimados para la zona de estudio/muestreo, resultaron menores a los de otras regiones a nivel mundial, los cuales fueron valorados bajo diversas condiciones, que a continuación se exponen, por lo que sólo se puede interpretar esta comparación a modo ilustrativo.

En el Líbano ¹ Azzi, (2016), estima los valores de la aportación de EMPT a suelos arcillosos y con una salinidad elevada vía fertilización. En estos suelos se cultiva papa, trigo y cebolla y se utilizan en promedio 1800, 450 y 750 kg/ha/año de fertilizantes, respectivamente. Los resultados obtenidos fueron los siguientes: 6 g Cd/ha/año, 26 g Pb/ha/año, 922 g Zn/ha/año y 124 g Cu/ha/año. De esta estimación, lo correspondiente únicamente al cultivo de trigo son los valores expresados en la Tabla 4.38.

En Francia ² Belon et al., (2012), estimaron para una hectárea los siguientes valores de EMPT: 32.6 g As/ha/año, 6.1 g Cd/ha/año, 1.5 g Hg/ha/año, 146 g Cr/ha/año, 66.8 g Ni/ha/año, 205 g Pb/ha/año, 2344 g Zn/ha/año y 697 g Cu/ha/año. Los principales cultivos son trigo (blando y duro), maíz, soya, cebada, girasol, y colza, siendo el primer productor europeo de trigo blando y el segundo productor europeo de trigo duro y girasol (Eurostat, 2021).

En los estudios de ³ Keller y Schulín (2003); y ⁴ Lacerda et al. (2006) no se señalan en qué condiciones se efectuaron dichas estimaciones.

Como conclusión; con respecto a la carga contaminante de EMPT, en este trabajo se destacan dos aspectos fundamentales:

- El uso de fertilizantes en el VY parece ser mucho menor con respecto a otras regiones del mundo, como se puede comprobar para el cultivo del trigo, ya que por ejemplo en el Líbano se utilizan de 450 kg/ha/año (Azzi, 2016) contra 297 kg/ha/año (ciclo de cultivo) en el VY (Lares-Orozco et al., 2016). Faltaría considerar el aporte de EMPT por los insumos empleados como plaguicidas, pero de ello no se dispone de información.
- El tipo de riego utilizado es en un 96% por gravedad contra un 4% modernizado (por ejemplo, goteo, micro-aspersión y aspersión), y se utiliza un volumen excesivo de agua, cuya eficiencia de riego ha sido estimada en un 34.1%, es decir, que de cada 1,000 litros de agua para riego, el cultivo aprovecha únicamente 341 litros (Olmedo-Vázquez, 2017). Estos dos factores, condicionan la concentración de EMPT contenidos en el drenaje agrícola de la SDCA16 ya que la CC resulta menor con respecto a la literatura comparada. Ello denota que las concentraciones observadas reflejan un factor de dilución gracias al excedente de

agua y no reflejan realmente las concentraciones de EMPT liberadas por los insumos agrícolas.

4.1.5. Evaluación de la calidad del agua para uso y consumo humano

Con base en los valores de la esperanza matemática de los diferentes parámetros y las concentraciones de los iones analizados en las cuatro campañas de muestreo se llevó a cabo una evaluación de la calidad del agua para: a) su uso y consumo humano; b) riego agrícola; y c) protección a la vida acuática.

4.1.5.1. Evaluación de la calidad del agua para consumo humano

Como resultado de la comparación de los resultados obtenidos en el agua superficial y subterránea con base en la (NOM-127-SSA1-1994, 2000). El agua subterránea sobrepasó en algunas campañas los límites recomendados del pH para consumo humano (tiende a ser un agua alcalina), Fe, Hg y Cr. El agua superficial únicamente superó el valor recomendado de Hg en una campaña de muestreo (Tabla 4.39).

Como se mencionó anteriormente, es de suma importancia la revisión de los límites máximos permisibles para uso y consumo humano. En consecuencia, se observa que tanto el agua superficial como la subterránea sobrepasaron en la C1 el valor límite para el Hg. Aunque los límites fueron únicamente rebasados en una campaña de muestreo, en general el valor encontrado en el resto de las campañas se encuentra justo en dicho límite. Se ha demostrado que la ingesta de este EMPT tiene efectos tóxicos en el organismo (Rodríguez y Mayero-Franco, 2000; OMS, 2021).

Tabla 4.39. Evaluación de calidad del agua para uso y consumo humano con base en la NOM-127-SSA-1994

Parámetro	Agua superficial CPA- CPB				Agua subterránea POZO QTCA				NOM-127-SSA-1994
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	
Alcalinidad	105	120	112	88.0	88.0	104	88.0	120	500
pH	8.10	8.39	8.08	8.01	8.55	8.49	8.22	9.13	6.5 - 8.5
Cl	5.75	5.38	7.4	9.32	146	150	137	139	250
F	0.25	0.14	0.31	0.28	0.11	0.03	0.27	0.25	1.5
Na	15.5	16.5	14.4	17.0	123	137	104	127	200
SO ₄	20.8	21.6	21.7	20.8	20.0	24.3	18.5	18.8	400

NO₃	1.50	0.74	0.24	0.63	8.67	8.13	15.48	7.46	43
SDT	241	252	274	247	851	711	710	726	1000
As	0.010	0.009	0.008	0.009	0.009	0.009	0.008	0.008	0.025
Cd	0.00002	0.0002	0.001	0.00005	0.0002	0.0003	0.002	0.0001	0.005
Pb	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.0002	0.0002	0.01
Cu	0.003	0.006	0.011	0.003	0.005	0.009	0.011	0.005	2.00
Fe	SD	0.264	0.169	0.223	SD	0.377	0.099	0.048	0.30
Mn	SD	0.034	0.023	0.037	SD	0.011	0.002	0.003	0.15
Zn	SD	0.026	0.004	0.135	SD	0.050	0.014	0.043	5.00
Cr	SD	0.001	0.003	0.001	SD	0.053	0.067	0.056	0.05
Hg	0.003	0.0005	0.001	0.001	0.006	0.001	0.001	0.001	0.001

Unidades en mg/L, excepto pH y alcalinidad en mg CaCO₃ /L. Todas las concentraciones de los EMPT corresponden a la fracción total.

Se señalan en rojo valores que superan el LMP

4.1.5.2. Evaluación de la calidad del agua para riego

De acuerdo con la LFD (2016), en la evaluación de calidad del agua para riego, se comprobó que los SDT provenientes del agua del pozo, en todas las campañas, superaron al valor límite establecido, así como el pH en la campaña C4 (Tabla 4.40).

Tabla 4.40. Evaluación de calidad del agua para riego agrícola con base en la Ley Federal de Derechos (2016)

Parámetro	Agua superficial, CPA- CPB				Agua subterránea, POZO QTCA				LFD (2016)
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	
pH	8.10	8.39	8.08	8.01	8.55	8.49	8.22	9.13	6.0 - 9.0
Cl	5.75	5.38	7.40	9.32	146	150	137	139	150
F	0.25	0.14	0.31	0.28	0.11	0.03	0.27	0.25	1.0
SO₄	20.8	21.6	21.7	20.8	20.0	24.3	18.5	18.8	250
SDT	241	252	274	247	851	711	710	726	500
As	0.010	0.009	0.008	0.007	0.009	0.009	0.008	0.008	0.1
Cd	0.00001	0.00002	0.001	0.00005	0.0002	0.0003	0.002	0.00001	0.01
Pb	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.0002	0.0002	0.50
Ni	0.00005	0.008	0.004	0.0002	0.0002	0.002	0.003	0.0001	0.20
Cu	0.002	0.006	0.011	0.003	0.003	0.009	0.011	0.005	0.20
Fe	0.015	0.009	0.049	0.202	0.012	0.015	0.021	0.008	5.0
Mn	0.008	0.004	0.019	0.002	0.001	0.010	0.001	0.002	0.20
Zn	0.010	0.010	0.0002	0.135	0.011	0.008	0.0002	0.019	2.0
Cr (T)	SD	0.001	0.003	0.001	SD	0.053	0.067	0.056	0.1
Hg	-	-	-	-	-	-	-	-	NA

Unidades en mg/L, excepto pH. Cr expresado en fracción total, el resto de EMPT fracción disuelta. SD, Sin Dato, NA, No aplica. Se señalan en rojo valores que superan el criterio.

La evaluación basada en la clasificación de Wilcox y en la del Laboratorio de Salinidad del Departamento de Agricultura de los EE. UU. (Palacios y Aceves, 1970) se muestra en la Figura 4.22 donde claramente se comprueban ambas clasificaciones.

La clasificación de Wilcox relaciona la CE con el porcentaje de sodio respecto al total de cationes (que mide el peligro de sodificación del suelo). De acuerdo con esta clasificación, el 100% de las muestras procedentes de los canales CPA y CPB son de excelente a buena calidad, mientras que las muestras de agua subterránea tuvieron una calidad entre admisible y dudosa, debido, fundamentalmente, al alto contenido de sodio (Figura 4.22a).

Con base en el diagrama del Laboratorio de Salinidad de EE. UU., que tiene en cuenta los valores de CE y RAS (relación de absorción de sodio, que indica el peligro de sodificar el suelo), el agua superficial se caracteriza por ser de la clase C2 S1 y únicamente una muestra pertenece a la clase C1 S1. La clase C1 se caracteriza por ser agua de baja salinidad, apta para el riego en todos los casos y pueden existir problemas sólo en suelos de muy baja permeabilidad, y la C2 por un agua de salinidad media, apta para el riego y que, en ciertos casos, podrían necesitarse volúmenes de agua en exceso y utilizar cultivos tolerantes a la salinidad. La clase S1 corresponde a un agua con bajo contenido en Na, que es un agua apta para el riego en la mayoría de los casos; sin embargo, pueden presentarse problemas con cultivos muy sensibles a este ión (Figura 4.22b).

En el caso del agua subterránea, ésta pertenece mayoritariamente a la clase C3 S2 y una muestra a la clase C2 S2. La clase C3 describe un agua de salinidad alta que se emplea para el riego de suelos con buen drenaje, y utilizando volúmenes de agua en exceso para lavar el suelo y con cultivos muy tolerantes a la salinidad, y la clase S2 se caracteriza por ser un agua con contenido medio en Na y, por lo tanto, con cierto peligro de acumulación de Na en el suelo, especialmente en suelos de textura fina (arcillosos y franco-arcillosos) y de baja permeabilidad. Deben vigilarse las condiciones físicas del suelo y especialmente el nivel de Na intercambiable del suelo, corrigiendo en caso necesario (Figura 4.22b).

Esta clasificación del agua de riego justifica, en parte, los grandes volúmenes que se emplean en el DR para evitar la salinización y sodificación del suelo que puede provocar una reducción en el crecimiento de las plantas (Cortés-Jiménez, 2008).

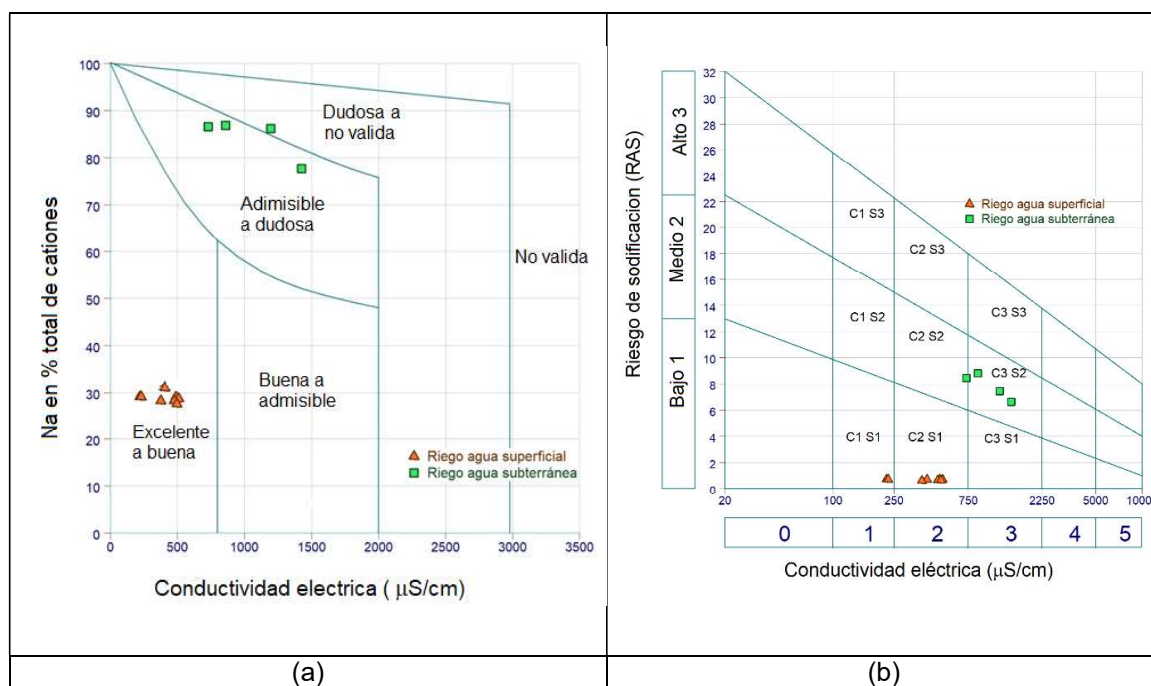


Figura 4.22. Clasificación del agua para riego con base en a) diagrama de Wilcox y b) Diagrama del Laboratorio de Salinidad de EE. UU. (Diagrama de Riverside)

4.1.5.3. Evaluación de la calidad del agua para protección de vida acuática

Se evaluó la calidad del agua de la BT y del DCA16; dado que todo el volumen de agua transportado en este dren se descarga en la BT. Se consideró la evaluación de la calidad de estos dos segmentos conforme con los valores recomendados para la protección de vida acuática proporcionados por los Lineamientos de Calidad del Agua para Protección de la Vida Acuática: Aguas costeras y estuarios de la Ley Federal de Derechos (LFD, 2016), Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales 2016 (Tabla 4.41)

Tanto en el agua que entra a la BT, y en la masa de agua que ésta contiene, se detectaron varios parámetros, así como iones que superan los límites recomendados para protección de vida acuática. El pH, Cd y Zn se encontraron por encima de los valores recomendados en una campaña de muestreo de cada segmento de agua; pH en la C4 para la BT, Cd en la C3 y Zn en la C4 para el DCA16. El Cr se presentó en un valor más alto que el recomendado tanto en el DCA16 como en la BT en la C2. En el DCA16, con excepción de la C3, el Ni y el Cu se encontraron por arriba de los valores límite en todas las

campañas de muestreo. Finalmente, Fe y Mn, en general ambos EMPT superaron los límites recomendados tanto en el DCA16 como en la BT.

El ión F⁻ superó el valor límite en el DCA16 en la C3 y en la BT en las campañas C3 y C4, cuyos valores se encontraron cinco veces más altos que el recomendado para la protección de vida acuática.

Tabla 4.41. Evaluación de calidad del agua para protección de vida acuática con base en la Ley Federal de Derechos (2016) para aguas costeras y estuarios

Parámetro	DCA16 (AR-16-15)				BT				LFD (2016)
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	
pH	8.18	8.69	8.00	8.15	8.16	8.21	8.25	9.16	6.0 - 9.0
OD	6.30	9.93	4.87	SD	6.92	5.70	7.63	SD	5
T (°C)	25.3	24.5	23.2	25.2	24.9	18.2	20.5	23.9	CN + 1.5
F	0.26	0.26	0.61	0.40	0.39	0.03	2.96	2.60	0.5
As	0.0150	0.0130	0.0230	0.0125	0.00005	0.00005	0.0001	0.0001	0.04
Cd	0.0002	0.0002	0.0003	0.0001	0.000002	0.000002	0.000001	0.000001	0.0002
Pb	0.0031	0.0027	0.0021	0.0002	0.000001	0.000001	0.000004	0.000007	0.01
Ni	0.0049	0.0095	0.0259	0.0005	0.00001	0.00001	0.000009	0.00003	0.002
Cu	0.0114	0.0160	0.1060	0.0104	0.00001	0.00001	0.00001	0.00003	0.01
Fe	0.3010	0.3331	0.6010	0.0389	0.3550	0.2310	0.1760	0.0783	0.05
Mn	0.0764	0.0328	0.1160	0.0074	0.0580	0.0222	0.0217	0.0173	0.02
Zn	0.0106	0.0110	0.0002	0.0948	0.0101	0.0095	0.0002	0.0089	0.02
Cr	SD	0.022	0.0037	0.0074	SD	0.0111	0.0045	0.0052	0.01

Unidades en mg/L, excepto en donde se indique otra. SD, Sin Dato; C.N, Condiciones Naturales. Cr expresado en fracción total, el resto de EMPT fracción disuelta. Sólo el valor de OD (LFD 2016) es establecido como mínimo aceptable. Se señalan en rojo valores que superan el criterio

4.2. CARACTERIZACIÓN DE LA MATRIZ SEDIMENTOS

4.2.1. Tamaño y textura de los sedimentos

El análisis granulométrico de los sedimentos superficiales de la BT, se realizó a partir de 14 muestras recolectadas en los mismos puntos de la toma de muestras de la matriz agua. Para este propósito se consideraron únicamente dos campañas de muestreo, C1 y C2, correspondientes al inicio y fin de ciclo agrícola 2017-2018 (IC y FC).

La Tabla 4.42 presenta la distribución general del tamaño de partícula y la Tabla 4.43 resume la subclasificación textural (indicando intervalo de porcentaje obtenido en cada subclase). La distribución de los grupos texturales por punto se presenta en la Figura

4.23. El rango de valores siguió la misma tendencia en ambas campañas: arenas > limos > arcillas.

Tabla 4.42. Distribución de tamaño de partícula de los sedimentos de la BT (%)

	C1				C2			
%	Media	DS	Max	Min	Media	DS	Max	Min
Arenas	69	17.6	97	34	68	23.5	95	29
Limos	29	16.8	62	3	30	22.6	67	4
Arcillas	2	0.79	0	0	2	1.02	4	0.5

Tabla 4.43. Clasificación textural de los sedimentos de la BT

Clase	Subclase	C1	C2
Arenas	Arena fina	11 - 58%	8 - 58%
	Arena muy fina	2 - 35%	1 - 38%
	Arena mediana	1 - 57%	5 - 36%
	Arena gruesa	1 - 6%	2 - 8%
	Arena muy gruesa	4 - 5%	8 - 9%
Limos	Limo muy grueso	1 - 28%	1 - 29%
	Limo grueso	1 - 16%	1 - 19%
	Limo mediano	1 - 10%	1 - 9%
	Limo fino	1 - 7%	1 - 6%
	Limo muy fino	1 - 4%	1 - 4%
Arcillas		1 - 3%	1 - 2%

Según la distribución de los grupos texturales entre los sedimentos de los 14 puntos, únicamente los puntos P3, P4, P10 y P11 tuvieron el mismo comportamiento en ambas campañas, P4 con contenido más fino (limo arenoso) y los otros tres puntos, contenido más grueso (arena). En el resto de los puntos, el orden de abundancia de las diferentes categorías texturales cambió entre cada campaña de muestreo. Por ejemplo, para el P5, en la C1 la composición del sedimento presentó características de Arena limosa, mientras que, en la C2, fue más fino, Limo arenoso. Para el P6, de manera inversa que en el P5, en la C1 su textura fue más fina, categorizándose como Limo arenoso y en la C2, textura ligeramente menos fina, Arena limosa (Figura 4.23.).

Esta granulometría indica que los sedimentos han sido arrastrados mediante las escorrentías, debido a que los sedimentos más gruesos se depositan con la fuerza de corrientes (IMTA, 2014; Stephen, 2018). De igual manera, este tamaño de grano también puede deberse al aporte de partículas de conchas fragmentadas, cuyo material también puede contener EMPT en su composición (Demina et al., 2009; Osuna-Mascaro et al., 2015; Szefer & Szefer, 1990).

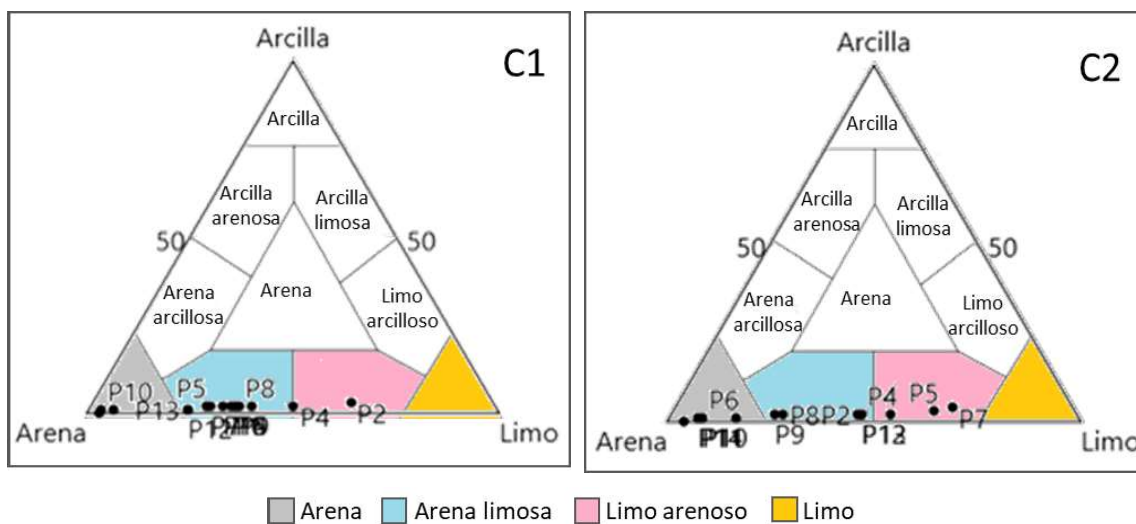


Figura 4.23. Distribución de grupos texturales de los sedimentos de la BT (C1 y C2).

Esta información permitirá apreciar que el comportamiento de las partículas es diferente entre el IC y el FC; y que el tamaño de partícula influye en el contenido EMPT, como se verá más adelante en el Apartado 4.2.7 (Análisis de correlación concentración de EMPT Vs tamaño de partícula).

4.2.2. Contenido de carbonato cálcico

La medición de los carbonatos en los sedimentos se realizó para las campañas C1 y C2. La Figura 4.24 muestra los porcentajes obtenidos en los sedimentos de los 14 puntos muestreados en la BT.

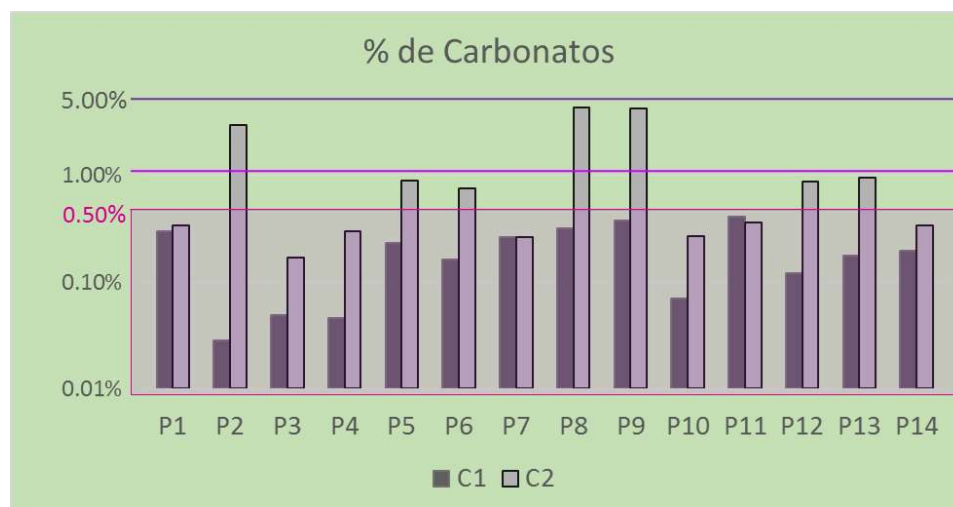


Figura 4.24. Porcentaje de carbonato cálcico en los sedimentos de la BT

En general, los sedimentos de los 14 puntos muestreados mostraron un contenido de carbonato cálcico menor al 1% en las dos campañas evaluadas (C1 y C2). En la C1, en todos los puntos el porcentaje medido fue menor al 0.5%. Mientras que, en la C2, el contenido fue más variado: el 50% de los puntos con porcentaje menor al 0.5%, el 30% de los puntos valores cercanos a 1% y únicamente el 20% los puntos tuvieron contenido entre 4 y 5% de carbono cálcico. Estos últimos puntos con el mayor porcentaje medido fueron el P2, P8 y P9; los cuales dentro de su composición textural fueron los únicos con contenido de máxima granulometría (arena muy gruesa). El hecho de que los más altos porcentajes de carbonato cálcico estén presentes en estos puntos puede deberse a depósitos bioquímicos (esqueletos de microorganismos y moluscos) (Ponce y Gambaudo, 2005).

En el Apartado 4.2.7 (Análisis de correlación concentración de EMPT Vs contenido de carbonato) se identificará si la concentración de EMPT es proporcional al contenido de carbonatos en los sedimentos.

4.2.3. EMPT en los sedimentos

4.2.3.1. Rasgos generales

El resumen de los resultados obtenidos en el proceso de ES se detalla en la Figura 4.25 y la Tabla 4.44. La Figura 4.25 muestra el porcentaje de abundancia relativa obtenida en cada una de las cuatro fracciones de la ES con respecto a la concentración total (suma

de las cuatro fracciones). Se presentan los 10 EMPT considerados en este estudio, en cada uno de los 14 puntos evaluados en la BT (mismos sitios de toma de muestra de la matriz agua). El porcentaje mostrado corresponde al promedio de las cuatro campañas evaluadas.

La Tabla 4.44 presenta el resumen de la estadística descriptiva correspondiente a las concentraciones resultantes de las fracciones FI y FII (FBM) y Total (promedio de los 14 puntos). Con base en que en estas fracciones se encuentran las concentraciones de interés; las dos primeras para conocer la presencia de material biodisponible y movilizable y la tercera (total), para evaluar la calidad de los sedimentos. Para la fracción total, la tabla incluye su respectivo diagrama de cajas (box-plot), en los cuales ayudan a observar la dispersión de datos.

Los datos completos se pueden consultar en el Anexo III, donde se detallan los valores determinados en cada uno de los 14 puntos en las cuatro fracciones de la ES para cada campaña de muestreo.

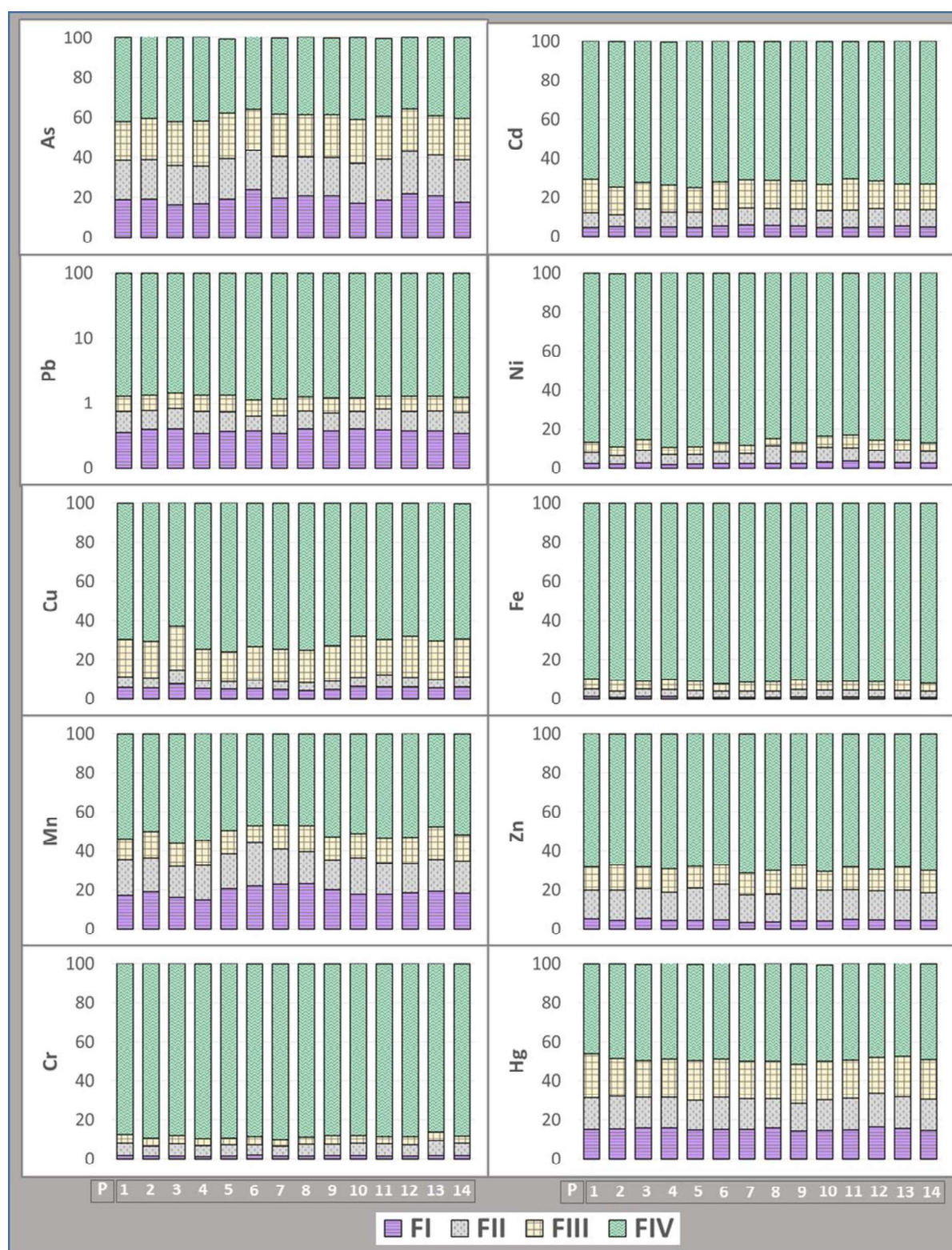
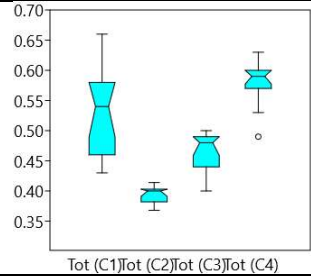


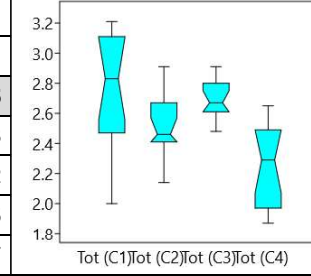
Figura 4.25. Porcentaje (%) de abundancia de EMPT en sedimentos de la BT. Proceso ES

Tabla 4.44. Resumen de la estadística descriptiva y diagramas de caja para los EMPT evaluados en los sedimentos de la BT (mg/kg)

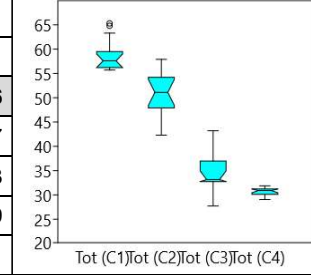
As (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	0.11	0.07	0.10	0.11	0.10	0.07	0.10	0.12	0.54	0.39	0.47	0.58
±DS	0.05	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.07	0.01	0.03	0.04
CV	43.3	10.4	12.3	8.36	19.9	12.7	14.7	7.54	13.8	3.67	6.84	6.24
Máx	0.21	0.08	0.12	0.12	0.13	0.09	0.12	0.14	0.66	0.41	0.50	0.63
Mín	0.07	0.05	0.08	0.09	0.07	0.06	0.08	0.11	0.43	0.37	0.40	0.49



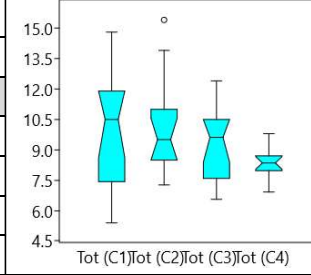
Cd (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	0.07	0.16	0.11	0.17	0.19	0.30	0.20	0.16	2.76	2.53	2.68	2.25
±DS	0.02	0.03	0.02	0.02	0.05	0.06	0.03	0.01	0.37	0.21	0.12	0.28
CV	24.4	16.1	18.5	13.7	25.6	19.1	15.3	4.43	13.4	8.43	4.43	12.2
Máx	0.10	0.19	0.14	0.21	0.25	0.41	0.25	0.17	3.21	2.91	2.91	2.65
Mín	0.05	0.09	0.08	0.14	0.11	0.14	0.14	0.15	2.00	2.14	2.48	1.87



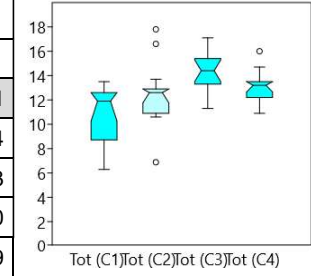
Pb (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	0.12	0.15	0.19	0.14	0.14	0.17	0.12	0.16	58.8	50.7	35.6	30.6
±DS	0.01	0.03	0.01	0.01	0.02	0.01	0.04	0.02	3.38	4.82	3.62	0.87
CV	7.4	17.1	4.13	7.55	12.4	6.23	31.3	14.0	5.7	9.51	10.6	2.83
Máx	0.13	0.18	0.20	0.16	0.17	0.20	0.17	0.18	65.3	57.9	43.2	31.9
Mín	0.10	0.11	0.18	0.12	0.12	0.15	0.03	0.11	55.7	42.3	27.7	29.1



Ni (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	0.25	0.24	0.26	0.15	0.64	0.58	0.61	0.38	9.70	10.1	9.25	8.37
±DS	0.04	0.04	0.04	0.01	0.60	0.12	0.06	0.03	2.96	2.42	1.84	0.78
CV	14.1	14.9	14.2	8.70	93.9	21.1	10.7	7.67	30.5	24.0	20.3	9.3
Máx	0.32	0.29	0.33	0.17	2.70	0.82	0.68	0.44	14.8	15.4	12.4	9.80
Mín	0.18	0.19	0.20	0.13	0.42	0.37	0.46	0.34	5.41	7.28	6.57	6.93

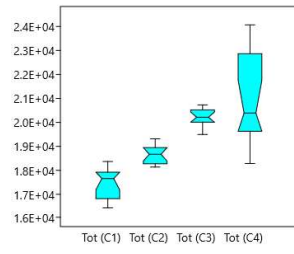


Cu (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	0.44	0.39	0.91	1.00	0.43	0.77	0.60	0.58	10.7	12.3	14.3	13.1
±DS	0.05	0.05	0.22	0.16	0.05	0.18	0.10	0.18	2.48	2.65	1.61	1.24
CV	11.4	12.7	23.0	15.9	11.0	23.4	17.7	31.4	23.2	21.5	11.3	9.43
Máx	0.53	0.47	1.30	1.35	0.52	1.09	0.82	0.97	13.5	17.8	17.1	16.0
Mín	0.36	0.31	0.48	0.70	0.36	0.47	0.44	0.36	6.29	6.88	11.3	10.9

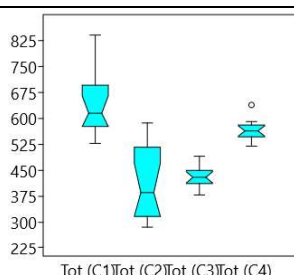


(Continuación)

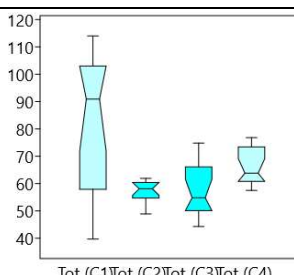
Fe (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	152	138	191	207	679	586	636	692	17386	18625	20095	21021
±DS	82.6	52.6	45.1	25.6	69.9	131	37.6	78.7	631	406	348	1919
CV	54.4	38.1	22.0	12.4	10.3	22.3	5.90	11.4	3.63	2.18	1.72	9.13
Máx	324	246	275	247	745	682	670	888	18367	19313	20728	24067
Mín	51.3	64.2	125	167	483	207	542	551	16385	18137	19494	18283



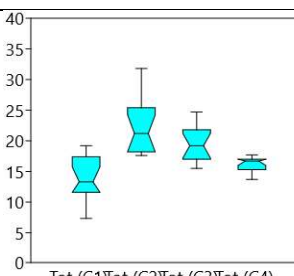
Mn (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	106	113	75.3	93	87.8	91.5	61.1	110	641	416	418	564
±DS	43.2	46.3	24.0	11.7	28.5	36.4	12.6	20.9	93.1	104	30.4	29.9
CV	40.9	41.1	31.7	12.6	32.5	39.8	19.8	19.0	14.5	25.1	7.06	5.30
Máx	186	199	128	113	146	176	90.7	152	841	587	491	639
Mín	52.1	59.5	54.5	76.3	56.0	54.8	48.3	77.7	528	286	379	520



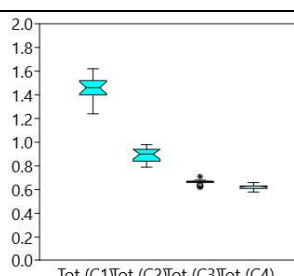
Zn (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	3.19	3.02	2.66	2.36	11.0	7.98	8.80	11.9	82.2	57.0	57.4	65.9
±DS	1.08	0.54	0.29	0.23	3.60	1.03	1.86	1.45	26.2	3.96	9.9	6.76
CV	33.9	17.9	10.9	9.66	32.8	12.9	21.2	12.2	31.8	6.95	17.3	10.3
Máx	6.14	4.15	3.06	2.83	18.3	9.54	13.3	14.5	114	61.9	74.8	76.8
Mín	2.10	2.20	2.23	2.08	6.10	5.95	6.21	10.2	39.7	48.9	44.3	57.5



Cr (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	0.19	0.21	0.33	0.39	0.29	1.29	1.54	1.21	13.8	22.4	19.9	16.2
±DS	0.02	0.05	0.02	0.04	0.04	0.25	0.24	0.08	3.65	4.84	2.99	1.17
CV	11.7	25.9	6.76	11.0	15.2	19.5	15.8	6.48	26.5	21.6	15.1	7.20
Máx	0.23	0.30	0.37	0.43	0.36	1.77	1.81	1.36	19.2	31.8	24.7	17.7
Mín	0.16	0.15	0.29	0.30	0.20	0.81	0.80	1.07	7.3	17.6	15.5	13.7



Hg (mg/kg)												
	FI				FII				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Prom	0.13	0.16	0.12	0.10	0.16	0.16	0.12	0.10	1.45	0.89	0.67	0.62
±DS	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.03	0.01	0.004	0.10	0.06	0.02	0.02
CV	12.3	6.11	11.4	5.36	14.3	15.5	4.38	4.17	6.72	6.52	3.37	3.58
Máx	0.16	0.18	0.13	0.11	0.22	0.20	0.12	0.11	1.62	0.98	0.71	0.66
Mín	0.11	0.15	0.08	0.09	0.14	0.12	0.11	0.1	1.24	0.79	0.62	0.58



De acuerdo con la Figura 4.25 y la Tabla 4.44, y tomando en cuenta las cuatro fracciones involucradas en el proceso de ES, el gradiente de concentración fue el siguiente:

Fe > Mn > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb > Cd = Hg > As	FI
Fe > Mn > Zn > Cr > Cu > Ni > Cd > Pb > Hg > As	FII
Fe > Mn > Zn > Cu > Cr > Ni > Cd > Pb > Hg > As	FIII
Fe > Mn > Zn > Cu > Cr > Ni > Cd > Pb > Hg > As	FIV
Fe > Mn > Zn > Pb > Cr > Ni > Cu > Cd > Hg > As	Total

Se observa que de los 10 EMPT evaluados el Fe, Mn, Zn, Hg y As siguieron la misma tendencia en las cuatro fracciones de la ES. Fe, Mn, y Zn, siempre se denotan como los EMPT de máxima abundancia y Hg y As con la mínima. Los EMPT restantes mostraron similitud de valores de concentración para las cuatro fracciones, pero intercambiándose entre ellos en las diferentes fracciones.

Cabe resaltar que el Pb, debido a su alto contenido en la fracción residual (FIV), en la suma de fracciones (fracción total), se situó entre los elementos con mayor presencia en los sedimentos, después el Zn.

4.2.3.2. Contenido de los EMPT en la fracción total

El **As** durante las cuatro campañas de muestreo fluctuó (valor promedio) desde 0.39 hasta 0.58 mg/kg, en las campañas C2 y C4, respectivamente (Tabla 4.44). Los valores máximos se presentaron en los puntos P5, P7, P10, P11 y P12; alcanzando concentraciones hasta de 0.66 mg/kg (P12, C1, que se muestran como valores atípicos en el diagrama de cajas) (Anexo III).

La concentración promedio de **Cd** varió entre 2.25 y 2.76 mg/kg, campañas C4 y C1, respectivamente (Tabla 4.43). Los valores máximos se detectaron en P2, P6, P13 y P14; alcanzando concentraciones de hasta de 3.21 mg/kg (P14, C1) (Anexo III).

El intervalo de valores promedio de **Pb** estuvo comprendido entre 30.6 y 58.8 mg/kg, campañas C4 y C1, respectivamente (Tabla 4.44). En los puntos P1, P9, P7 y P14 se dieron los valores máximos, hasta de 65.3 mg/kg (P9, C1, identificado como valor atípico en el diagrama de cajas) (Anexo III).

El **Ni** se estimó en un rango de concentración total promedio entre 8.37 y 10.1 mg/kg, en las campañas C4 y C2, respectivamente (Tabla 4.44). Los valores máximos se presentaron en el P2, P5, P7, P8 y P14, con un máximo extraordinario de 15.4 mg/kg (P7, C2 como valor atípico en el diagrama de cajas) (Anexo III).

El **Cu** medido en su concentración total presentó valores entre 10.7 y 14.3 mg/kg, para las campañas C1 y C3, respectivamente (Tabla 4.44). En los puntos P1, P2, P4, P5, P7 y P8 se dieron los valores máximos, hasta de 17.8 mg/kg (P7, C2) (Anexo III).

De los EMPT que se identificaron con los valores más altos, el **Fe** varió entre 17,386 y 21,021 mg/kg, en las campañas C1 y C4, respectivamente (Tabla 4.44). Los puntos con los valores más altos fueron P4, P6 y P7. Este último punto con un máximo extraordinario de 24067 mg/kg (P7, C4; Anexo III). En el caso del **Mn**, este mostró un valor promedio entre 416 y 641 mg/kg, campañas C2 y C1, respectivamente (Tabla 4.44). Los valores máximos se alcanzaron en los puntos P2, P4, P6, P10 y P14, con un máximo extraordinario de 841 mg/kg (P10, C1), (Anexo III).

El rango de valores de concentración total del **Zn** varió entre 57.0 y 82.2 mg/kg, en las campañas C3 y C1, respectivamente (Tabla 4.44). Los valores más altos se presentaron en P5 y P7, alcanzando un valor máximo extraordinario de 114 mg/kg (P5, C1), (Anexo III).

La medición de **Cr** como concentración total resultó entre 13.8 y 22.4 mg/kg, en las campañas C1 y C2, respectivamente (Tabla 4.44). Los valores máximos se presentaron en los puntos P3, P6, P7 y P14 (Anexo III).

La concentración total de **Hg** estuvo entre 0.62 y 1.45 mg/kg, campañas C4 y C1, respectivamente. Los valores máximos se presentaron en los puntos P3, P4, P8, P10, P11 y P12, alcanzando un valor máximo extraordinario de 0.71 mg/kg (P8, C3) (Anexo III).

Se pueden comparar estos resultados obtenidos de concentración total con otros estudios realizados tomando en cuenta los EMPT analizados en común como son los de García-

Hernández et al., (2015), M. E. Jara-Marini et al., (2013b) y V. Vargas-González, (2018) (Tabla 4.45). En el caso del estudio de (García-Hernández et al., 2015), sólo se analizó el Hg, reportando una concentración por debajo del LD (no se indica el valor de LD). Sin embargo, se consideró de importancia incluir este dato en la comparación de concentraciones obtenidas en diferentes temporalidades.

Tabla 4.45. Tabla comparativa entre diferentes estudios con base en los valores de EMPT como fracción total

EMPT	(M. E. Jara-Marini et al., 2013b) ¹		(García-Hernández et al., 2015) ²		(V. Vargas-González, 2018) ³		Este estudio, 2022 ⁴	
Periodo de evaluación	Junio (a) y noviembre (b) 2009		Agosto (c) 2012		Noviembre y diciembre 2011 (b)		Noviembre 2017 Diciembre 2018 (b) Marzo 2018 y 2019 (d)	
	n=12		n= SD		n=16		n=14	
	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min
Cd	6.53 (a)	1.59 (b)	SD		2.81	0.02	3.21 (b)	1.87 (d)
Pb	91.81 (b)	40.8 (a)	SD		29.1	0.07	65.3 (b)	27.7 (d)
Ni	SD	SD	SD		20.6	0.035	15.4 (d)	5.41 (b)
Cu	81.81 (b)	11.42 (a)	SD		22.3	0.50	17.8 (d)	6.29 (b)
Fe	SD	SD	SD		43400	7100	24067 (d)	16385 (b)
Mn	SD	SD	SD		1424	217	841 (b)	286 (b)
Zn	144 (b)	34.5 (b)	SD		84.9	15.2	114 (b)	39.7 (b)
Hg	1.34 (a)	0.23 (b)	< LD		SD	SD	1.62 (b)	0.58 (d)
Valores en mg/kg; n: número de puntos muestreados. SD: sin dato (no fue considerado en la evaluación el autor). La tabla indica el valor máximo y mínimo determinado entre los puntos muestreados (n) en cada temporalidad. Las temporalidades de muestreo se indican de la letra “a” a la letra “d”. Cada valor indica la temporalidad en la que fue extraída la muestra. Para Vargas se toman ambos periodos (nov/dic) como noviembre (b) ya que los datos que presenta corresponden al promedio de ambas temporalidades para cada punto. Para homogenizar temporadas se hizo lo mismo para este estudio tomando también noviembre-diciembre como una sola temporalidad (b).								
¹ Digestión total en microondas MARS-X (CEM Co). Se agregaron 4 mL de HF, 4 mL de HNO3 y 1 mL de HCl a 0.3 g (±0,003) de sedimento, seguido de calentamiento de la mezcla a 175 °C (15 min) y a 200 °C (1 min). Enfriamiento. Adición de 25 mL de una solución de H3BO3 al 4% p/v. Calentamiento de mezcla a 165 °C (15 min). Enfriamiento. Transferencia de la solución se transfirió a botellas de polietileno para su análisis. Cd, Cu, Pb y Zn mediante espectrofotómetro de absorción atómica de llama (Varian, Mulgrave, Australia, SpectrAA-240-FS). El Hg se analizó usando un sistema de vapor frío (Varian, VGA77). considerando 12 puntos en la BT, distribuidos en la cercanía con el borde continental y la barra Isla Huivulai.								
² Digestión total en microondas MARS-X (tres etapas). Método núm. 3052 (u.s. epa 1996). Periodo de evaluación: agosto 2012. No indica número de muestras.								
³ Digestión total, determinada mediante espectrofotometría, métodos USEPA 79-020, 3050A y 3050B (USEPA, 1979; 1986). Muestras tomadas en 16 puntos a lo largo de la BT cercanos al continente. Periodo de evaluación noviembre 2011-diciembre 2012.								

⁴ Concentración Total, suma del proceso de ES, método implementado por (M. Jara-Marini, 2017b) .Descrito en la sección 3.5.2. de este documento.

El gradiente de concentración entre los diferentes estudios denota similitud de comportamiento (comparando mismos EMPT evaluados por todos los autores); la mayor concentración corresponde al Zn y la menor concentración al Cd y Hg; los valores de Pb, Cu y Ni, intermedios a los dos elementos ya mencionados.

Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Ni > Cd > Hg	Este estudio
Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Cd > Hg	(V. Vargas-González, 2018)Vargas
Zn > Pb > Cu > Cd > Hg	(M. E. Jara-Marini et al., 2013b)

Tomando en cuenta la dinámica del riego, dada la importancia de observar si las concentraciones de EMPT en los sedimentos esta influenciada por el drenaje agrícola del DR041, se puede detallar aún más sobre la información disponible. Los valores máximos de Pb, Cu y Zn fueron los dados por (M. E. Jara-Marini et al., 2013b) los cuales corresponden a las muestras tomadas en noviembre (similar a este trabajo), resaltando posible influencia de las descargas agrícolas. Sin embargo, la concentración máxima de Cd dada por este mismo autor, corresponde al periodo de junio, en donde no hay cultivos de maíz ni trigo, por lo que las descargas agrícolas son prácticamente nulas. Respecto a la información de (V. Vargas-González, 2018), los valores reportados también corresponden a muestreos realizados en una temporalidad similar a la de este estudio. Y el resultado obtenido (García-Hernández et al., 2015) en la determinación de Hg, análisis realizado en muestras obtenidas en temporalidad de menores cultivos en el DR, en donde los aportes de drenaje agrícola a la BT son casi nulos.

4.2.3.3. Contenido de los EMPT como FBM

En la Figura 4.25 y Tabla 4.44 se exponen los valores del porcentaje obtenido en cada una de las fracciones resultantes del proceso de ES correspondientes a la fracción biodisponible (FI) y fracción móvil (FII). Con esta información; el gradiente de abundancia de los EMPT como FMB fue el siguiente:

FI	As = Mn > Hg > Cd = Cu > Zn > Ni > Cr > Fe > Pb
FII	As > Mn > Hg > Zn > Cd > Ni = Cr > Cu > Fe > Pb

Se observa así, que la FBM de los EMPT no depende de la cantidad presente como concentración total (Tabla 4.44), como es el caso del Fe, cuyas concentraciones en los sedimentos evaluados estuvieron por encima de los 17,000 mg/kg (fracción total), pero el porcentaje FBM representó sólo el 4% de ese total. Por el contrario, el As, cuya concentración total fue la más baja de todos los EMPT evaluados, alrededor de 0.50 mg/kg, pero el 40% resultó como FBM.

De acuerdo con el porcentaje de abundancia de la FBM, los EMPT se asociaron en tres grupos: a) entre 16 y 20% (As, Mn y Hg); b) entre 5 y 15% (Zn, Cd, Cu) y c) menor a 5% (Ni, Cr, Fe y Pb), como se expone en la Figura 4.26.

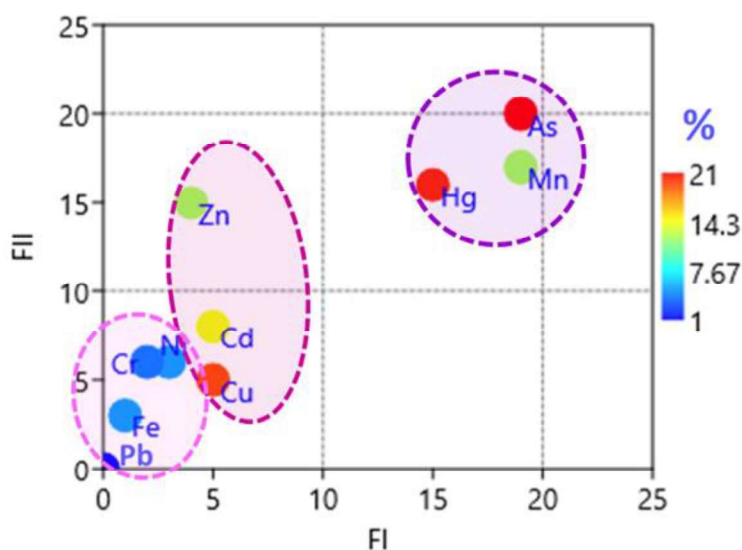


Figura 4.26. Porcentaje de EMPT como material biodisponible y movilizable en los sedimentos de la BT

(Figura elaborado con PAST.4®)

La Figura 4.27 detalla los porcentajes de la FBM con respecto a la fracción total en cada uno de los EMPT evaluados. El orden de porcentajes se muestra de mayor a menor. En la figura, la letra A corresponde a la concentración total (mg/kg) y la letra B al %FBM. Cada campaña de muestreo está representada por un color, y se señala para cada una el punto que presentó el máximo % FBM.

En general, se observa que la FBM no es proporcional al contenido total, ya que en únicamente cinco eventos el %FBM más alto correspondió a las concentraciones totales más altas, y este fue el caso del As en la C1 y C2 (P12 y P11); Ni en la C1 (P8); Cu en la C4 (P1) y Mn en la C1 (P14). En el resto de los casos, se aprecia que los %FBM más altos se encontraron más proporcionales a valores inferiores al promedio de concentraciones (promedio de 14 puntos, 4 campañas de muestreo).

Un caso más específico de observa claramente con el Fe, cuyas concentraciones totales fueron $< 20,000$ mg/kg, y la FBM correspondió apenas al 6% de esta cifra, mientras que, por le contrario, el As y Hg, elementos con el más bajo contenido de ETMP como fracción total (> 2 mg/kg) su %FBM de ese total representó entre 15 y 20%.

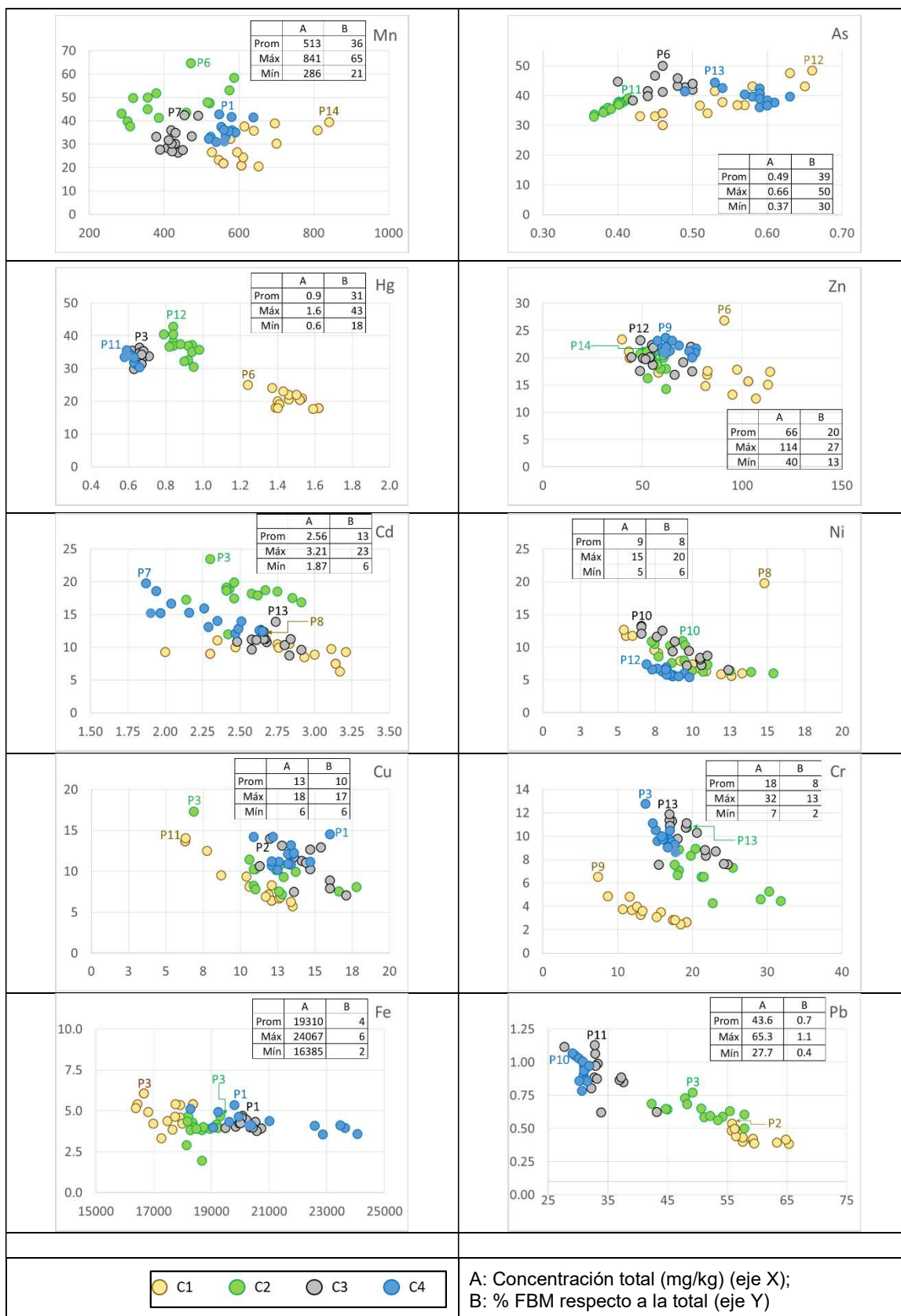


Figura 4.27. Relación del % de FBM respecto al contenido total de EMPT

En cuanto a la comparación de la concentración de los EMPT como FBM con otros estudios realizados, pocos estudios han reportado valores de FBM en sedimentos de la BT. Para comparar los valores encontrados en la misma zona de estudio se contó con resultados publicados por otros tres autores (M. E. Jara-Marini et al., 2013a; Molina-García, 2013; V. Vargas-González, 2018). La Tabla 4.46 resume los datos reportados y los obtenidos en este estudio.

Tabla 4.46. Tabla comparativa entre diferentes estudios con base en los valores de EMPT como FBM (FI y FII)

Autor	(M. E. Jara-Marini et al., 2013a) ¹		(Molina-García, 2013) ²		(M. E. Jara-Marini et al., 2020) ³		Este estudio, 2022 ⁴	
Periodo de muestreo	Junio (a) y Noviembre (b) 2009		Agosto 2011 (c), Febrero (d), Mayo (e) y Octubre (f) 2012				Noviembre 2017 (b) Diciembre 2018 (g) Marzo 2018 – 2019 (h)	
n =	24		48		32		56	
EMPT	Max	Min			Max	Min	Max	Min
Cd	0.39 (b)	0.31 (a)	SD	SD	0.87 (f)	0.62 (c)	0.46 (h)	0.26 (b)
Pb	0.81 (a)	0.65 (b)	SD	SD	0.93 (d)	0.73 (e)	0.32 (h)	0.26 (b)
Cu	5.70 (a)	2.70 (b)	SD	SD	11.35 (d)	4.37 (e)	1.58 (h)	0.87 (b)
Zn	13.9 (a)	13.4 (b)	SD	SD	25.8 (d)	10.07 (e)	14.27 (h)	11.0 (h)
Hg	0.11 (a)	0.10 (b)	0.33 (f)	0.07 (d)	SD	SD	0.32 (h)	0.21 (h)
Valores en mg/kg; n: número de puntos muestreados. SD: sin dato (no fue considerado en la evaluación). La tabla muestra los valores máximos y mínimos del promedio resultante de todos los puntos muestreados en cada evento (temporalidad), las cuales se señalan con letras de la “a” a la “h”. Cada valor presentado en la tabla indica la temporalidad en la que fue determinada.								
^{1,2,3} Extracción Secuencial, metodología Huerta-Díaz y Morse (1990), descrita en Jara 2013 (organismos) . Los extractos a granel, reactivos y de pirita se analizaron para Cd, Cu, Pb y Zn utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica de llama (VARIAN, SpectrAA 240-FS). El mercurio se analizó utilizando un sistema de vapor frío (VARIAN, VGA-77). FBM considerada fracción reactiva + pirita. Muestras de 12 (1,2) y 8 (3) puntos en la BT, distribuidos en la cercanía con el borde continental y la barra Isla Huivulai.								
⁴ Extracción Secuencial, suma de las fracciones FI + FII método empleado por (M. Jara-Marini, 2017b) .Descrito en la sección 3.5.2. de este documento. Muestras de 14 puntos en la BT, distribuidos en la cercanía con el borde continental y la barra Isla Huivulai.								

El gradiente de concentración como FBM de los EMPT comparados mostró el siguiente comportamiento:

Zn > Cu > Cd > Pb = Hg	Este estudio
Zn > Cu > Pb > Cd > Hg	(M. E. Jara-Marini et al., 2013b)
Zn > Cu > Pb > Cd	(M. E. Jara-Marini et al., 2020)
Hg	(Molina-García, 2013)

Al igual que la comparación de fracción total con otros resultados reportados, en esta Tabla 4.46 se detallan los resultados indicando la temporalidad de muestreos, para observar si hay influencia del drenaje agrícola. Se observa que para la concentración total (Tabla 4.45) la mayoría de los valores máximos resultaron en la evaluación de noviembre, mientras que las concentraciones máximas determinadas como FBM se presentaron en las otras temporalidades reportadas (febrero, marzo y junio). Este hecho confirma que la FBM contenida en los sedimentos de la BT no es proporcional al contenido total de los EMPT y más bien influenciados por reacciones de la hidrodinámica de la BT.

4.2.4. Evolución espacial y temporal de los EMPT en la matriz sedimentos

4.2.4.1. Evolución espacial

La Figura 4.28 muestra los valores máximos de los diferentes EMPT detectados en cada uno de los puntos evaluados (información proporcionada anteriormente en la descripción de cada EMPT). Cada punto se señala en un círculo de color, el cual representa la cantidad de EMPT con más alta concentración en el mismo punto; la escala va de color verde (presencia de un sólo EMPT) hasta el color marrón (hasta siete EMPT con valor máximo en un mismo punto). Así mismo, la figura indica el gradiente de concentración de cada EMPT en cada punto, resaltando con “negrillas”, el valor de máxima concentración entre los puntos señalados.

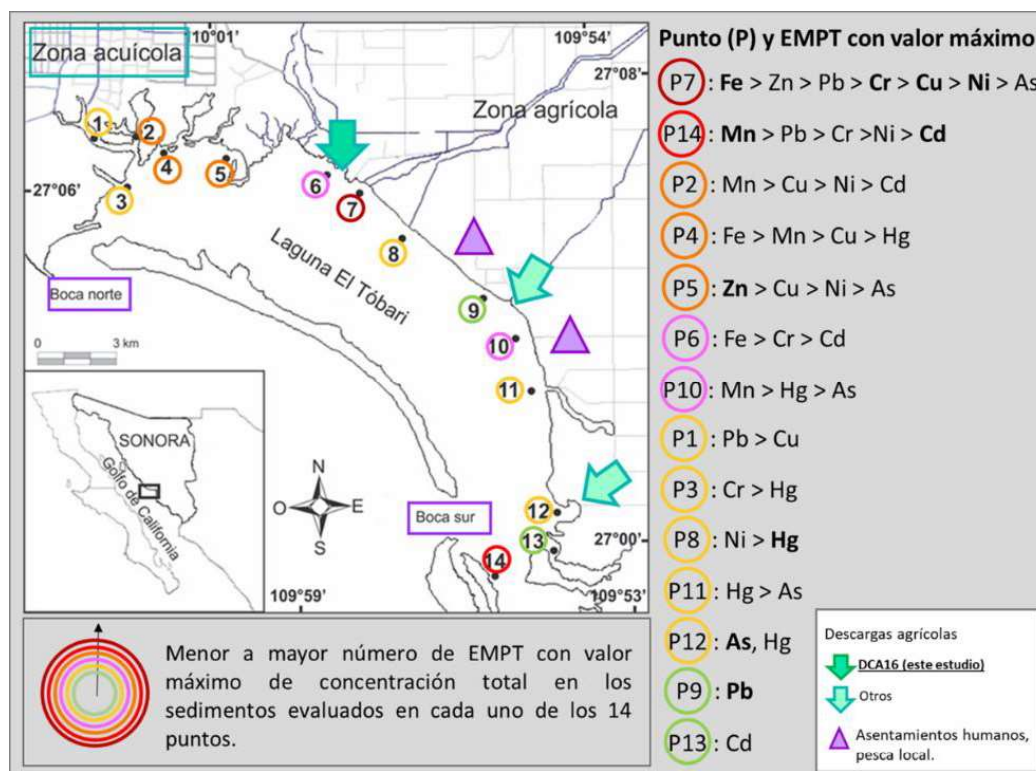


Figura 4.28. Puntos de muestreo con las más altas concentraciones totales de EMPT en sedimentos de la BT

De acuerdo con la figura anterior, es el punto P7 en donde se presentaron las más altas concentraciones totales de diversos EMPT: Fe, Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, y As, siendo los primeros cuatro EMPT de este grupo con las concentraciones máximas medidas entre los 14 puntos analizados. Este comportamiento muestra que el drenaje agrícola vertido mediante el DCA16 contiene la mayoría de los EMPT evaluados en este trabajo, en concentración y forma, de tal manera que permanecen en el sistema costero de la BT adheridos a los sedimentos superficiales.

En el punto P14, ubicado en la cercanía con la boca sur, se detectaron cinco EMPT con alto valor de concentración total (Mn, Pb, Cr, Ni, y Cd), siendo el Mn y Cd los máximos de entre todos los puntos.

En P2, P4 y P5 se observaron cuatro EMPT con valores máximos de concentración total; siendo elementos comunes Cu, Ni y Mn, además de Cd, Fe, Hg, Zn y As. El Zn en el P5 presentó la concentración máxima de todos los puntos evaluados. Se remarca que estos tres puntos están situados en las inmediaciones de las granjas de camarón.

En los puntos restantes (P1, P3, P6 y P8 al P13); la presencia de ETMP con altas concentraciones en un mismo punto fue entre uno y tres elementos. Sin embargo, en este grupo de puntos es en donde fueron más frecuentes las altas concentraciones de As y Hg; con el más alto valor de Hg y Pb en los puntos P8 y P9.

En cuanto a la FBM, especialmente, los puntos con los contenidos más altos de concentración total no corresponden a los mismos puntos con el mayor %FBM. Por lo que se puede decir que, en los sedimentos de la BT, el contenido de EMPT biodisponible y movilizable no tiene correlación con la cantidad determinada como fracción total. La Figura 4.29 muestra las concentraciones más altas de cada EMPT en su FBM (promedio de cuatro campañas de muestreo) en cada uno de los 14 puntos evaluados.

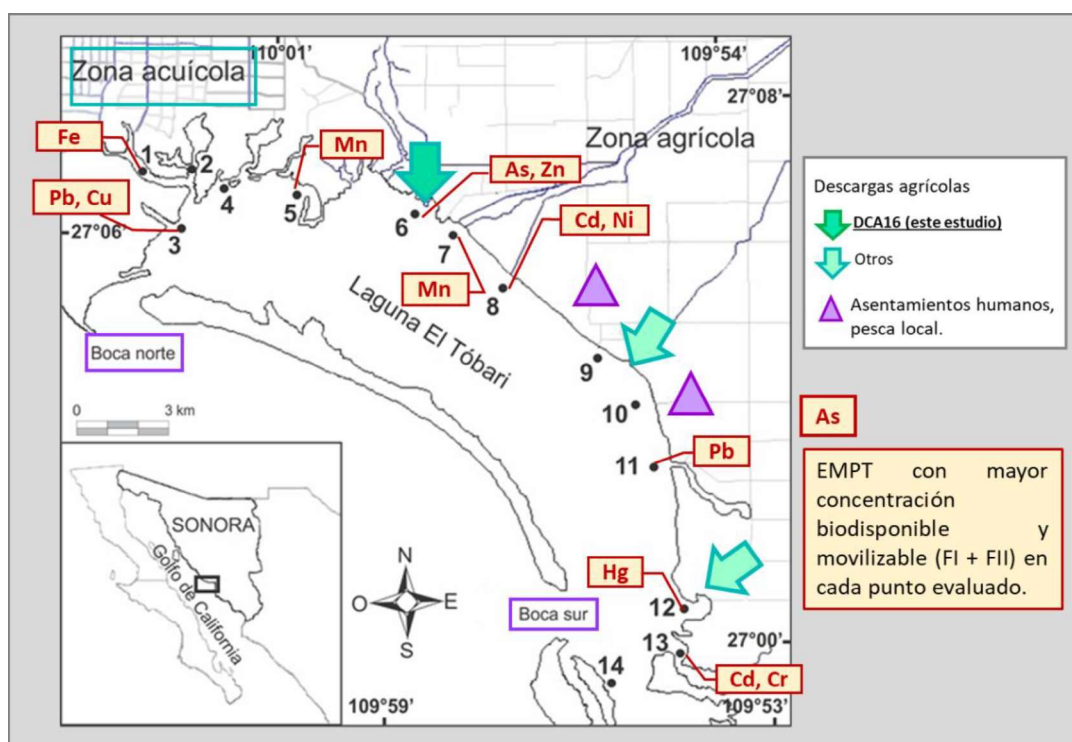


Figura 4.29. Puntos muestreados con las más altas concentraciones de EMPT en su FBM en sedimentos de la BT

De acuerdo con la Figura 4.28, la distribución espacial de los EMPT con mayor porcentaje FBM se presentó bajo la siguiente zonificación:

- Zona de granjas camaronícolas: Fe (P1), Pb (P3) y Mn (P5).
- Zona de granjas camaronícolas (P1) y asentamientos humanos/actividad pesca local (P11): Pb.
- Zona descargas agrícolas:
 - DCA16: As y Zn (P6), Mn (P7) y Cd y Ni (P8).
 - Descarga en la boca sur: Hg (P12), Cd y Cr (P13).

4.2.4.2. Evolución temporal

Una vez conocida la concentración de EMPT en los sedimentos superficiales de la BT y el porcentaje de abundancia en cada una de las fracciones para cada campaña de muestreo se puede estudiar la evolución temporal de los EMPT. La Figura 4.30 muestra esta evolución, con respecto a los valores máximos y mínimos determinados en las fracciones de interés; FI, FII y Total durante las cuatro campañas de muestreo. El valor de concentración expresado para cada campaña de muestreo corresponde al promedio de los 14 puntos evaluados.

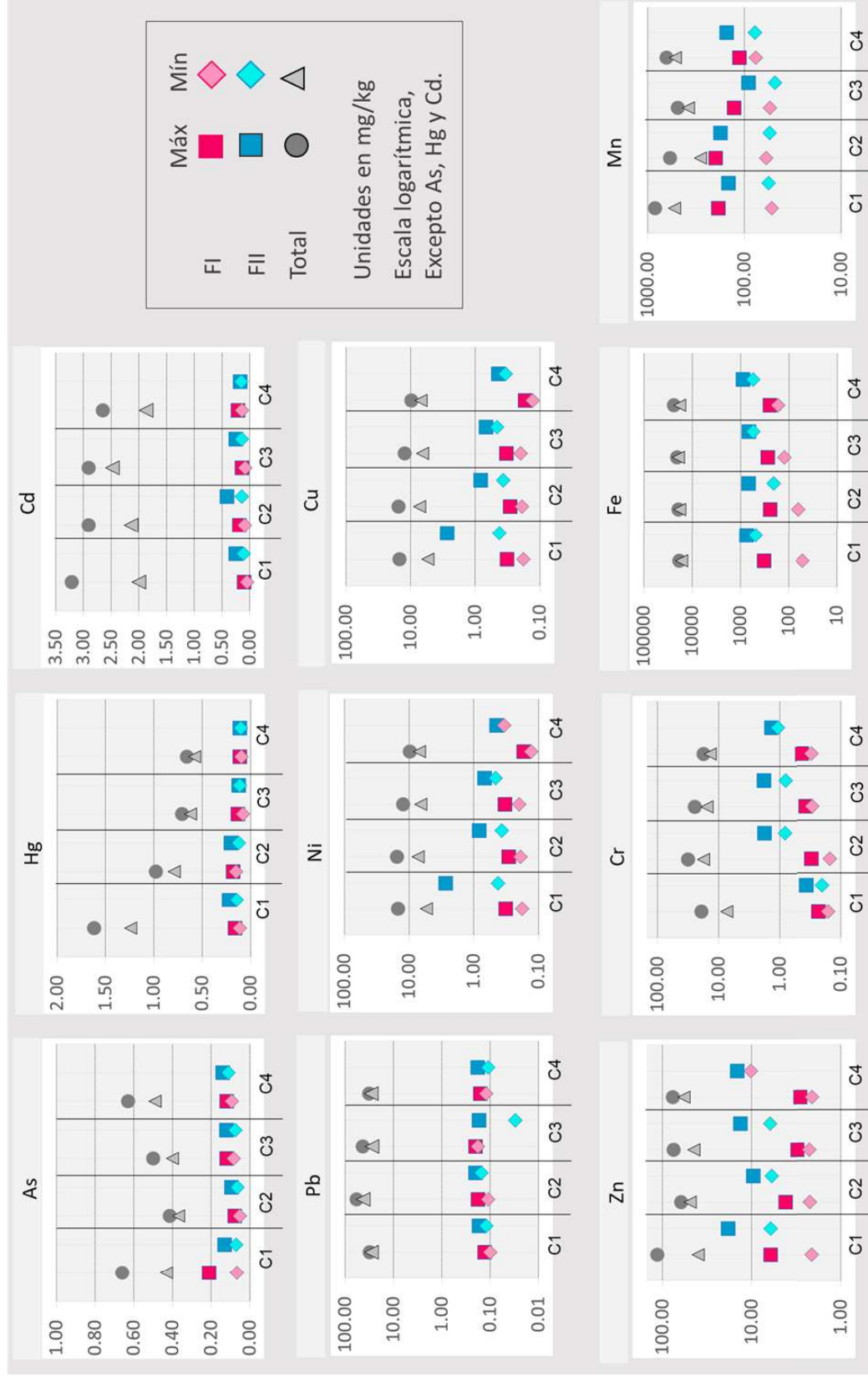


Figura 4.30. Valores máximos y mínimos (promedio de los 14 puntos) de las concentraciones de EMPT en la FI, FII y Total por campaña

En esta figura se aprecia que As, Hg, Cd, Zn y Mn presentaron un valor de fracción total máxima en la C1; mientras que la fracción total mínima se observó en diferentes temporalidades: en la C2 para el As y Zn, en la C3 para el Mn y en la C4 para el Hg y Cd.

La concentración máxima total de Ni, Cu y Cr, se identificó en la C2; y la concentración total mínima en la C4. En el caso del Fe, la máxima concentración total se observó en la C4 y la concentración total mínima en la C1.

En cuanto a la FBM (FI y FII), éstas siguieron la tendencia de comportamiento de la concentración total. Es decir, y tomando como ejemplo el As; su máxima concentración total se observó en la C1 y de igual manera el máximo contenido de las fracciones FI y FII también se observaron en la C1, y la concentración máxima total más baja se presentó en la C2, lo mismo para FI y FII.

Hay que resaltar que, con excepción del Mn, el comportamiento de las FI y FII de los EMPT, la fracción movilizable (FII) fue mayor que la biodisponible (FI), siendo más notorio para el Ni, Cu, Zn, Cr y Fe.

Por otro lado, y como resultado del análisis estadístico de comparación entre campañas IC y FC (campañas C1 y C3 y C2 y C4, respectivamente), se observó que, para la concentración total, el 30 y 20% de los pares evaluados no tuvieron diferencias significativas entre campañas de IC y FC, y para la FBM, el 10 y 20% (Tabla 4.47). En esta tabla se aprecia que, para las campañas del IC, el Cd, Ni, Cr (total) y Fe (FBM), pueden asumirse como pares, es decir identifican campañas de muestreo que estadísticamente pertenecen a una misma población para el Ni, Cu, (total), Mn y Cr (FBM). De los 10 EMPT evaluados, únicamente el Ni en su concentración total muestra que su presencia en los sedimentos de la BT no tiene influencia de la dinámica del DR041, no así en su FBM. En la tabla se señalan en negrillas únicamente los EMPT con $p > 0.05$ (campañas que estadísticamente pueden considerarse que pertenecen a la misma población).

Tabla 4.47. Resultados del análisis estadístico de comparación entre campañas de muestreo con base en la concentración de EMPT en sedimentos

EMPT	Valor de <i>p</i>			
	IC (C1 vs C3)		FC (C2 vs C4)	
	Total	FBM	Total	FBM
As	0.006	0.003	0.000	0.000
Cd	0.506	0.01	0.006	0.000
Pb	0.000	0.001	0.000	0.015
Ni	0.516	0.002	0.195	0.000
Cu	0.000	0.000	0.340	0.000
Fe	0.000	0.616	0.000	0.000
Mn	0.000	0.018	0.000	0.654
Zn	0.000	0.048	0.000	0.000
Cr	0.502	0.000	0.006	0.137
Hg	0.000	0.000	0.000	0.000
% de EMPT $p > 0.05$	30%	10%	20%	20%
Valores de EMPT mg/kg En negrita se señalan los parámetros con base en los cuales las campañas de muestreo pertenecen estadísticamente a la misma población.				

Por lo anterior, de manera general, se puede apreciar que no hay un patrón de comportamiento en las concentraciones de elementos en las temporalidades señaladas (IC y FC). Cada campaña está influenciada por las condiciones al momento de la toma de la muestra, principalmente el área regada ya que ésta es proporcional al volumen de drenaje agrícola, lo que a su vez interviene en un mayor o menor arrastre de partículas (en donde están contenidos los EMPT). Aunque hay un calendario oficial de riego establecido por la administración del DR041, no existe un control del momento preciso en que cada usuario va a llevarlo a cabo, como resultado, es muy poco probable que el número de bloques regados sea el mismo.

Sumado a la influencia del riego, un factor adicional es el suministro de ciertos insumos agrícolas que se aplican al suelo antes y/o al momento del riego. No debe perderse de vista que la presencia de ciertos EMPT provienen, fundamentalmente, de los residuos de los agroquímicos utilizados. Así mismo, tampoco se tiene control de aplicación de los insumos agrícolas, pues aun cuando se tienen las guías recomendadas, cada usuario utiliza los insumos según su experiencia e intereses, y de acuerdo con el cultivo que produzca. Además, hay cambios en las prácticas debido a las condiciones climatológicas de cada temporalidad, eventos de plaga o incluso por cambio de una nueva semilla a sembrar.

Tampoco hay un control en las descargas que se suman al DCA16 (ajenas a las de los cultivos), tales como descargas de las granjas porcícolas, acuícolas, domiciliarias y otras no identificadas.

Con base en lo anterior, se estableció que las cuatro campañas de muestreo son diferentes entre sí, por lo que las evaluaciones correspondientes se presentan por campaña de muestreo.

4.2.5. Evaluación de la calidad de los sedimentos

La Tabla 4.48 muestra las concentraciones totales determinadas vs los valores guías indicados por los lineamientos de calidad para la protección de la vida acuática (EPA, 2006, CCME, 2001) y los valores establecidos para evaluar el Riesgo Ecológico Potencial (REP) con base en TEL y PEL (Buzzi y Marcovecchio, 2018; T. C. Cruz et al., 2020; Tian et al., 2020). Los valores de concentración total evaluados fueron el promedio general (promedio de 14 puntos, cuatro campañas), el máximo y el mínimo.

El As, Ni, Cu, Zn y Cr, no superaron ninguno de los valores guía. Para el resto de EMPT, se indica en color rojo las concentraciones que sobrepasaron alguno de los valores recomendados, indicando con una letra en superíndice a cuál valor guía corresponde.

Tabla 4.48. Comparación de la concentración total de EMPT en los sedimentos de la BT con valores guía (valores en mg/kg)

EMPT	Concentración total			Lineamientos de calidad			REP	
	Promedio	Máx	Mín	A	B	C	D	E
				EPA, 2006*	CCME, 2001*	CCME, 2001**	TEL	PEL
As	0.5	0.66	0.37	9.8	5.9	7.24	7.24	41.6
Ni	9.4	15.4	5.41	22.7	N.A.	N.A.	15.9	42.8
Cu	12.6	17.8	6.29	31.6	35.7	18.7	18.7	108
Zn	65.6	114	39.7	121	123	124	124	271
Cr	18.1	31.8	17.7	43.4	37.3	52.3	52.3	160
Cd	2.56 ^{ABCD}	3.21 ^{ABCD}	1.87 ^{ABCD}	0.99	0.6	0.7	0.68	4.22
Pb	43.9 ^{ABCD}	65.3 ^{ABCD}	27.3	35.8	35.0	30.2	30.2	112
Fe	19,282	24,067 ^A	16,385	20000	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Mn	510 ^A	841 ^A	286	460	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Hg	0.91 ^{ABCDE}	1.62 ^{ABCDE}	0.58 ^{ABCDE}	0.18	0.17	0.13	0.13	0.7
*Agua dulce ** Medio marino N.A. no aplica								

De acuerdo con los lineamientos de calidad para protección de vida acuática (columnas A, B y C), el Cd y Hg estuvieron por encima de los tres valores comparados (agua dulce y medio marino), incluso con el valor mínimo de concentración determinado, y tomando en cuenta el valor promedio de toda la evaluación, los valores superaron hasta 3.7 y 7 veces los recomendados, respectivamente. El Pb fue superior a los tres valores comparados únicamente tomando en cuenta los valores promedio y máximo; el valor mínimo determinado se encontró por debajo de éstos. Para el Fe y Mn, sólo existe un valor comparativo recomendado; para estos elementos, el valor guía dado fue superado por el Fe únicamente respecto al valor máximo determinado, mientras que el Mn superó el valor guía con las concentraciones máxima y promedio. Ninguno de estos elementos superó la recomendación con los valores mínimos.

Como resultado de la evaluación del REP, cuyo criterio establece que, si las concentraciones son menores al valor TEL, raramente ocurrirán efectos biológicos adversos, contrario al valor PEL que advierte la probabilidad de efectos adversos con frecuencia. Este caso aplicaría al Hg cuya concentración supera el valor recomendado PEL. Las concentraciones entre los valores de TEL y PEL, indican la ocurrencia ocasional de efectos adversos en el sistema lagunar costero BT, siendo el Cd y Pb, los EMPT que quedan incluidos en esta categoría.

Con lo anterior, se pone en evidencia que de los 10 EMPT evaluados, el Cd, Pb, Hg, Fe, Mn y Hg están poniendo en riesgo la vida acuática del sistema lagunar costero BT mediante su presencia en los sedimentos, afectando la vida acuática, y poniendo en riesgo potencial de efectos adversos frecuentes a la BT mediante el Cd, Pb y Hg.

4.2.6. Evaluación del nivel de contaminación de los sedimentos

4.2.6.1. A partir de la concentración total

En la Figura 4.31 se presentan los niveles de enriquecimiento (FE), geoacumulación (Igeo) y carga contaminante (ICC), calculados en los puntos muestreados (P1 a P14) en las cuatro campañas de muestreo.

A) Factor de enriquecimiento (FE)

De los 10 EMPT evaluados, únicamente el As, Ni y Cr presentaron en todos los puntos durante las cuatro campañas de muestreo el mismo nivel de enriquecimiento, el cual fue el más bajo de la clasificación. De acuerdo con Glasby y Szefer (1997); nivel de $FE \leq 1$, indica que el EMPT presente en los sedimentos se debe principalmente a la incorporación de material litogénico (origen natural). Bajo esta condición, estos tres EMPT presentes en los sedimentos de la BT se atribuyen al origen geogénico y por consiguiente, se considera que la contaminación por dichos elementos se considera de mínima a deficiente.

El resto de los elementos, en algunos puntos (hasta el 79% de éstos) y en al menos una campaña de muestreo mostraron dos niveles, tal es el caso del Cu, Mn y Zn, que en su mayoría los índices presentaron nivel 1. Sin embargo, hubo puntos en algunas campañas con categoría nivel 2 (Figura 4.31). El Cu que se observa en el área de FE nivel 2 corresponde a uno de los puntos muestreados (C2), y en el resto de los puntos para esa y las demás campañas, el Cu mostró un comportamiento de FE nivel 1. El Mn, también se observa en este nivel, y corresponde al 64% de los puntos (C2). El Zn aparece también en el nivel 2 en las campañas C1, C2 y C3, representando al 79, 7 y 21% de los puntos evaluados.

Situación similar para el Pb, Cd y Hg, porque el Pb presentó niveles 2 y 3 (tendencia a un enriquecimiento significativo) y el Cd y Hg, mostraron niveles 4 y 5 (tendencia a un enriquecimiento extremadamente alto). El Pb situado en el campo de FE nivel 3, corresponde al 100% de los puntos evaluados en la C1 y al 43% de los puntos en la C2. Mientras que en el campo del FE nivel 5, se encuentra ocasionalmente al Cd y Hg; el Cd con más visibilidad en las cuatro campañas, correspondiendo al 93, 57, 71 y 7% de los puntos, para la C1, C2, C3 y C4, respectivamente. Finalmente, el Hg que únicamente se situó en este nivel en la C2 con una representación del 21% de los puntos evaluados (Figura 4.31).

Se concluye que Cu, Mn, Zn, Pb, Cd y Fe cuyo nivel $FE > 1$, indican contaminación antropogénica (Lim et al., 2006; Mil-Homens et al., 2016); siendo el Hg y Cd los EMPT con niveles más altos valores de factor de enriquecimiento de la clasificación establecida.

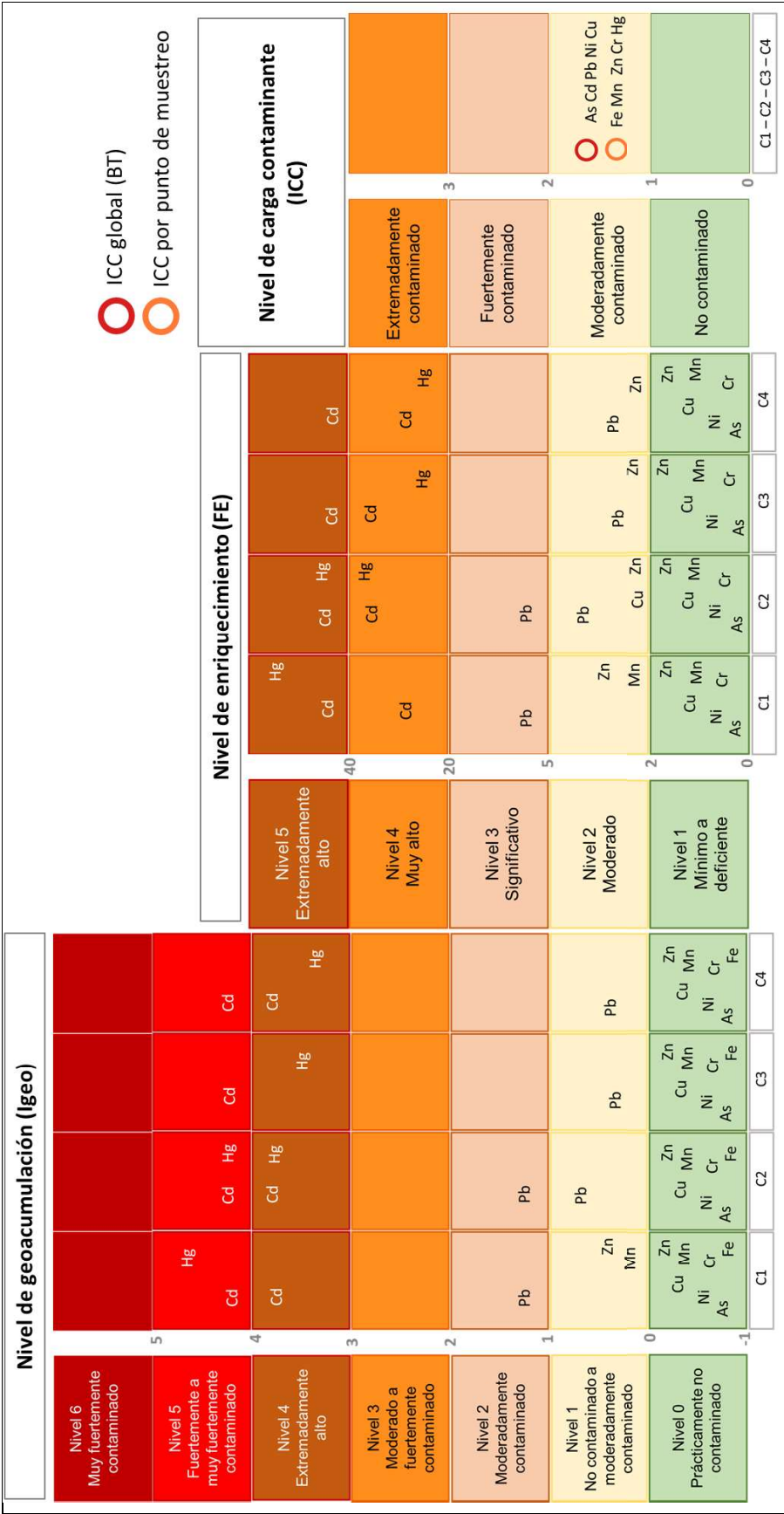


Figura 4.31. Nivel de contaminación de los sedimentos de la BT (FE, Igeo, ICC) con base en el valor promedio de EMPT (fracción total) en cada campaña.

B) Índice de geoacumulación (Igeo)

El 50% de los elementos evaluados: As, Ni, Fe, Cr y Cu, se clasificaron con el nivel más bajo (nivel 0) de contaminación durante las cuatro campañas (100% de los puntos evaluados, Figura 4.31).

Similar al FE, algunos EMPT en ocasiones presentaron dos niveles de contaminación, es decir, debido a la concentración de éstos en algunos puntos evaluados, el cálculo de Igeo resultó con diferente valor según campañas de muestreo. La Figura 4.31 presenta con detalle estos eventos. En el caso del Zn y Mn, que en su mayoría estuvieron evaluados como nivel 0, pero mostraron en algunos casos nivel 1, que corresponde al 14 y 71% de los puntos evaluados, respectivamente; para ambos en la C1.

En el caso del Pb, resultó mayormente como nivel 1, pero en la C2, también calificó como nivel 2 en el 43% de los puntos evaluados, denotando que este elemento tiende a presentar contaminación moderada.

El Cd y Hg se encontraron como niveles 4 y 5; en el caso del Cd, mostró nivel 5 en las cuatro campañas de muestreo, con una representación del 21, 43, 100 y 64% de los puntos evaluados para la C1, C2, C3 y C4, respectivamente. En cuanto al Hg, en la C1 el 100% de los puntos se calificó con este nivel, y en la C2, aunque con una representación muy pequeña (un sólo punto evaluado), pero como indicador de que la contaminación por este elemento tiende a incrementar.

Se demuestra que estos elementos representan una fuerte contaminación para el sistema lagunar costero BT, sobre todo por Cd, que resultó clasificado como nivel 5 en todas las campañas de muestreo, mientras que el Hg únicamente en dos campañas (C1 y C2).

Un nivel Igeo > 1, sugiere que los EMPT se derivan de actividades antropogénicas, de lo contrario, la presencia de éstos es producto de la meteorización natural (Venkatramanan et al., 2018). Siguiendo el criterio mencionado, de los 10 EMPT evaluados, el Pb, Cd y Hg presente en los sedimentos de la BT provienen de fuentes antropogénicas, con niveles de contaminación “Fuertemente y muy fuertemente contaminado”.

Se contó con dos estudios previos a este trabajo sobre estos mismos índices, reportándose los siguientes valores:

A) FE

- M. E. Jara-Marini et al., (2013b); quienes, para el Cu, al igual que en este trabajo, reportó FE nivel 1; para el Cd, Pb, Zn y Hg niveles más bajos que los estimados en el presente, siendo para el Cd nivel 3 Vs nivel 5, Pb, nivel 1 Vs nivel 2 y 3; y Zn, nivel 1 Vs 2, tomando en cuenta que en este estudio el Zn en algunas campañas, ciertos puntos de muestreo fueron clasificados con un FE nivel 2.
- V. Vargas-González, (2018), reportó para el Cd, Pb, Zn, Ni, y Cu nivel 1, siendo similares a este trabajo el Ni y Cu; y el resto mostraron FE con niveles inferiores al presente.

B) Igeo

- Se dispuso únicamente con los valores reportados por (M. E. Jara-Marini et al., 2013b), con niveles Igeo de 3 para el Cd y Hg, Vs nivel 4 y 5 en este trabajo y nivel 0, para el Pb, Zn y Cu, Vs nivel 1 y 2; en este estudio para Pb y Zn; teniendo únicamente similitud de comportamiento con el Cu entre ambos estudios.

Con referencia a la estimación de los índices, es importante señalar que en uno de los estudios se utilizó como elemento normalizador el Al (M. E. Jara-Marini et al., 2013b), y en el otro el Fe (V. Vargas-González, 2018); y con respecto a los valores de fondo, se emplearon diferentes criterios (valores de la corteza terrestre en el caso de (M. E. Jara-Marini et al., 2013b) y valores de una laguna prístina en el caso de (V. Vargas-González, 2018). Esto podría ser la razón de la diferencia de valores obtenidos, así mismo la influencia de la temporalidad del muestreo, las técnicas de análisis y las condiciones de la zona de estudio en el momento de toma de muestras, principalmente.

De esta comparación, se resume que los elementos que a lo largo del tiempo han mantenido un nivel estable de contaminación han sido el Cu, Ni y Mn; el Cu expresado como FE e Igeo, y el Ni y Mn únicamente como FE. Mientras que el Cd, Pb, Hg y Zn han presentado fluctuaciones en los niveles de contaminación; según la línea del tiempo de los datos existentes, cuyas muestras han sido analizadas en 2009 por M. E. Jara-Marini et al., (2013b); en el año 2011 por V. Vargas-González, (2018) y en el periodo 2017-2019 en este

estudio; observando un comportamiento de contaminación como sigue: 2017-2019 > 2009 > 2011. Es decir, en el último periodo evaluado se ha observado la mayor contaminación.

Es posible que el sistema lagunar costero BT regule periódicamente la contaminación por EMPT vía sedimentos, así como también es probable que exista un enriquecimiento progresivo de algunos EMPT, como se observa con el Cd, Pb y Hg. En consecuencia, se pretende que este estudio sea considerado como la línea base para establecer un monitoreo permanente que permita identificar un patrón de comportamiento de los EMPT en el sistema costero BT

C) Índice de carga contaminante (ICC)

En la Figura 4.31 se muestra la representación del nivel ICC por punto de muestreo, y los valores de ICC para cada EMPT. El ICC para cada EMPT presentó un intervalo de valores entre 1.25 y 1.86, mientras que el ICC global, estimado para toda la BT mostró valores mínimo y máximo de 1.61 y 1.96, respectivamente; estando ambos valores por encima de la evaluación por punto. Estas evaluaciones (individual y global) indicaron una carga contaminante “Moderada” (valor entre 1 y 2).

El criterio dado por Tomlinson et al., (1980), considera que un $ICC > 1$ representa contaminación progresiva por EMPT con influencia antropogénica. Bajo este criterio es muy probable que la presencia los elementos evaluados en los sedimentos de la BT provenga de las actividades realizadas en sus inmediaciones (agricultura, acuacultura, pesca), y que están afectando ya de forma progresiva al sistema lagunar costero. Con base en que los ICC máximos determinados son cercanos a valores de dos, y que de acuerdo con lo definido por Tomlinson et al., (1980), la contaminación por EMPT es progresiva, y existe la posibilidad de que en un futuro la carga contaminante en la BT por estos elementos se encuentre en el siguiente nivel: “Fuertemente contaminado”.

4.2.6.2. A partir del fraccionamiento de la ES

A) FCI

Los resultados de FCI se representan en la Figura 4.32 (a). Se observa que el 70% de los EMPT evaluados: Cd, Pb, Ni, Cu, Fe, Zn y Cr, se clasificaron en un 100% como elementos

que representan “Peligro de baja contaminación”, ya que todos los valores determinados (14 puntos, cuatro campañas) resultaron $FCI < 1$.

En los tres elementos restantes, As, Mn y Hg; el resultado de los FCI determinados estuvo en un rango entre 1 y 3.13, es decir que eventualmente estos elementos mostraron más de un nivel de contaminación, fluctuando entre clasificación “Peligro de baja contaminación”, “Contaminación moderada” hasta “Contaminación considerable”. Este comportamiento se detalla en la Figura 4.32 (a); en donde se aprecia que el As, se simboliza en el campo de FC más bajo y el siguiente nivel (FCI entre 1 y 3), representado en el primer caso, con sólo un evento evaluado (un punto en una campaña de muestreo), por lo que su comportamiento, para el resto de los eventos, se observó mayoritariamente como “Contaminación moderada”.

El Mn fue el elemento cuyo comportamiento del FCI fue más variable; mostrando la más baja clasificación “Peligro de baja contaminación” ($FCI < 1$) en el 100% de la C1, el 80% de las evaluaciones en las campañas C3 y C4, siendo el porcentaje restante de las evaluaciones en esta misma campaña calificadas como “Contaminación moderada” al igual que en el 93% de las evaluaciones en la C2, campaña con los más altos valores de factor de contaminación, incluso presentando un evento de contaminación considerable ($FCI > 3$); aunque únicamente fue un valor. Se señala de importancia porque representa “una alerta”, ya que muestra que, eventualmente en un futuro, este elemento podría elevar su factor de contaminación.

Finalmente, el Hg presentó $FCI < 1$ en el 100% de evaluaciones de la campaña C1 y en el 14% de los puntos en la C4; el resto de los eventos de esta última campaña y el 100% de la C3 y C4, los valores FCI fueron entre 1 y 3; mostrando que este elemento se comporta mayormente como un elemento de “Contaminación moderada”.

B) FCG

La evaluación individual reflejó que únicamente el As, Mn y Hg fueron los EMPT que tienen mayor efecto de contaminación. En consecuencia, estos EMPT representan un posible riesgo en el sistema lagunar BT y la biota acuática. Sin embargo, en la evaluación global, FCG (considerando todos los elementos en un mismo punto), se identificó que la presencia conjunta de los 10 EMPT evaluados, puede llegar a presentar un estado de “Contaminación

moderada” (Figura 4.32b), clasificación observada en la C2 y C3. En la C2, el 86% de los puntos sobrepasaron las 6 unidades de FCG (máximo y mínimo de 8.17 y 6.32, respectivamente); y en la C3, únicamente el 20% (FCG entre 6.06 y 6.47).

El FCG, al ser una evaluación agrupada, permite representar los puntos en donde se han observado los valores descritos, siendo los puntos P5, P6 y P7 los sitios que presentaron valores FCG entre 6 y 8 en las dos campañas que mostraron un comportamiento de contaminación moderada (C2 y C3). Esos puntos son relevantes porque son los puntos inmediatos a la descarga del DCA16, lo que sugiere que el DCA16 interviene en la acumulación de sedimentos y fijación de EMPT, que pueden impactar negativamente a toda la BT (Figura 4.32b).

A modo de resumen, y considerando la fracción total, se puede destacar que, con base en los índices FE e Igeo, se identificaron los mismos EMPT como indicadores de mayor contaminación, siendo estos Cd y Hg, y en un nivel más bajo el Pb; mientras que Cu, Mn, Zn, Ni y As se identifican como no contaminantes. En el caso del ICC, todos los EMPT están incluidos en el nivel de contaminación moderada, tanto de forma individual (por punto de muestreo) como global (por toda la BT).

Si se considera la FBM, los EMPT con mayor nivel de contaminación son As, Hg y Mn, que son los mismos elementos que tienen un mayor porcentaje de esta FBM (Apartado 4.2.3.3).

4.2.7. Relación entre las características de los sedimentos y presencia de EMPT

El análisis de correlación entre las características de los sedimentos y las concentraciones de EMPT determinadas se expone en las Tablas 4.49 a la 4.52. El primer par de tablas corresponde a los resultados de la evaluación en las campañas C1 y C2 en su fracción total y el segundo par a las mismas campañas, pero tomando en cuenta la FBM. Se identifican en recuadros de color los valores de correlación ($p > 0.05$): verde para la fracción total y naranja para la FBM; y en todas las tablas se señala en negrillas los valores de las correlaciones más significativas (mayor a $p > 0.5$).

Tabla 4.49. Matriz de correlación entre la fracción total de EMPT en los sedimentos y sus características (C1)

	As	Cd	Pb	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Hg	%Arenas	%Limos	%Arcillas
Cd	0.482												
Pb	0.398	0.351											
Ni	-0.304	0.114	0.040										
Cu	0.061	0.442	0.142	0.763									
Fe	-0.270	0.056	-0.068	0.755	0.797								
Mn	0.600	0.620	0.542	-0.062	0.452	0.149							
Zn	-0.000	0.410	0.161	0.727	0.972	0.839	0.488						
Cr	-0.323	0.005	-0.542	-0.407	-0.540	-0.351	-0.310	-0.496					
Hg	-0.542	-0.541	-0.149	0.139	-0.173	0.283	-0.212	-0.067	0.228				
%Arenas	0.271	-0.000	-0.142	-0.799	-0.710	-0.743	0.036	-0.720	0.529	-0.129			
%Limos	-0.229	0.072	-0.026	0.738	0.684	0.652	-0.140	0.608	-0.520	-0.018	-0.845		
%Arcillas	-0.006	0.129	-0.252	0.147	0.189	0.070	-0.197	0.031	-0.176	-0.236	-0.046	0.573	
%Carbonatos	0.187	-0.031	0.079	0.340	0.198	0.163	0.176	0.163	-0.367	0.016	0.055	-0.024	0.042

En negrillas las correlaciones más significativas

Tabla 4.50. Matriz de correlación entre la fracción total de EMPT en los sedimentos y sus características (C2)

	As	Cd	Pb	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Hg	%Arenas	%Limos	%Arcillas
Cd	0.459												
Pb	-0.025	0.224											
Ni	0.375	-0.202	-0.301										
Cu	0.439	-0.046	-0.194	0.765									
Fe	0.319	0.039	-0.437	0.761	0.752								
Mn	0.062	0.033	-0.474	0.372	0.606	0.562							
Zn	-0.279	-0.077	0.175	0.090	0.186	0.031	0.063						
Cr	0.326	-0.169	-0.421	0.883	0.838	0.929	0.520	0.188					
Hg	-0.153	-0.200	0.146	0.006	0.121	-0.289	0.123	0.323	-0.119				
%Arenas	-0.257	-0.134	0.454	-0.673	-0.759	-0.916	-0.778	-0.070	0.051				
%Limos	0.162	0.114	-0.623	0.442	0.556	0.824	0.741	-0.092	0.665	-0.102	-0.892		
%Arcillas	0.273	0.088	0.135	0.671	0.653	0.505	0.358	0.316	0.620	0.082	-0.570	0.136	
%Carbonatos	-0.057	0.295	-0.221	-0.245	0.079	0.006	0.278	-0.373	-0.140	0.118	-0.159	0.253	-0.104

En negrillas las correlaciones más significativas

Tabla 4.51. Matriz de correlación entre la FBM de EMPT en los sedimentos y sus características (C1)

	As	Cd	Pb	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Hg	%Arenas	%Limos	%Arcillas
Cd	0.607												
Pb	-0.393	-0.142											
Ni	0.045	0.316	-0.138										
Cu	-0.257	-0.083	0.351	-0.117									
Fe	-0.579	-0.644	0.137	-0.354	0.054								
Mn	0.386	0.275	-0.037	0.182	-0.244	-0.842							
Zn	0.260	0.019	-0.027	-0.071	-0.512	-0.250	0.428						
Cr	-0.297	-0.716	-0.273	0.173	-0.088	0.468	-0.223	-0.201					
Hg	0.076	-0.122	-0.193	0.336	-0.249	0.137	-0.297	0.284	0.217				
%Arenas	0.081	-0.009	-0.194	-0.199	0.310	0.031	-0.059	-0.580	0.211	-0.458			
%Limos	-0.086	-0.032	0.246	0.122	0.030	-0.103	0.029	0.479	-0.295	0.565	-0.845		
%Arcillas	-0.031	-0.064	0.174	-0.085	0.540	-0.155	-0.026	0.007	-0.245	0.340	-0.046	0.573	
%Carbonatos	0.180	-0.047	-0.322	0.492	0.029	-0.442	0.437	-0.003	0.422	0.089	0.055	-0.024	0.042

En negrillas las correlaciones más significativas

Tabla 4.52. Matriz de correlación entre la FBM de EMPT en los sedimentos y sus características (C2)

	As	Cd	Pb	Ni	Cu	Fe	Mn	Zn	Cr	Hg	%Arenas	%Limos	%Arcillas
Cd	0.378												
Pb	-0.289	0.572											
Ni	0.252	0.478	0.306										
Cu	-0.048	-0.495	-0.166	0.113									
Fe	0.136	0.624	0.110	0.349	-0.272								
Mn	0.040	-0.355	-0.078	-0.327	0.196	-0.689							
Zn	-0.480	-0.541	-0.264	-0.175	0.002	-0.241	-0.098						
Cr	0.383	0.400	0.252	0.072	-0.188	0.368	-0.193	-0.385					
Hg	-0.415	-0.309	0.275	-0.304	0.173	-0.227	0.118	0.143	0.317				
%Arenas	-0.236	0.110	0.363	0.179	-0.014	-0.007	-0.571	0.254	-0.019	0.342			
%Limos	0.152	-0.150	-0.410	-0.360	-0.208	-0.027	0.561	-0.025	0.066	-0.167	-0.892		
%Arcillas	0.246	0.033	-0.053	0.262	0.407	0.062	0.235	-0.510	-0.084	-0.453	-0.570	0.136	
%Carbonatos	0.013	-0.314	-0.384	-0.416	-0.224	-0.561	0.392	0.043	-0.523	-0.260	-0.159	0.253	-0.104

En negrillas las correlaciones más significativas

La correlación entre EMPT se presentó más fuerte con respecto al contenido total. En la campaña C1 (Tabla 4.49), se observó afinidad entre el As y Mn; a su vez, el Mn con Cd y Pb, el Zn con Ni, Cu y Fe. En la C2 (Tabla 4.49), el Mn estuvo más correlacionado con Cu, Fe y Cr; y el Cr a su vez con el Fe, Cu y Ni. Ambas campañas mostraron alta correlación entre el Cu –Fe y estos dos elementos a su vez con el Ni.

En cuanto a la textura de los sedimentos, en la C1 (Tabla 4.49) los limos mostraron un valor de correlación importante con el Ni, Cu, Fe y Zn, y únicamente las arenas con el Cr; mientras que en la C2 (Tabla 4.50), los limos continuaron correlacionados con el Cu y Fe, además del Mn y Cr; siendo en esta campaña en donde la fracción más fina (arcillas) también mostró afinidad con el Ni y el Cu.

Como resumen, se observa que, con la fracción total, los EMPT que muestran una correlación mayor con más de un elemento entre sí son el Mn, Cu y Fe, seguidos del Ni, Zn y Cr; cuyos elementos están asociados con los limos y arcillas de los sedimentos.

La asociación de EMPT con relación a la FBM, se observó únicamente con el Cd, mostrando correlación con el As en la C1 (Tabla 4.51) y con el Pb y Fe en la C2 (Tabla 4.52). En relación con la textura, los limos mostraron mayor correlación con el Hg (C1) y Mn (C2).

En ambas fracciones se pudo observar al Mn asociado con la textura fina de los sedimentos (limos). Esta relación se debe a la fuerte afinidad entre las fracciones finas y los óxidos de Mn (Satapathy et al., 2019).

La relación de EMPT y el carbonato cálcico, en las dos fracciones evaluadas se observaron correlaciones con varios de los EMPT ($p > 0.05$), pero debido a su valor de correlación no se asumen como relaciones fuertes. Ello sugiere que los carbonatos no interfieren en la fijación de EMPT en los sedimentos de la BT.

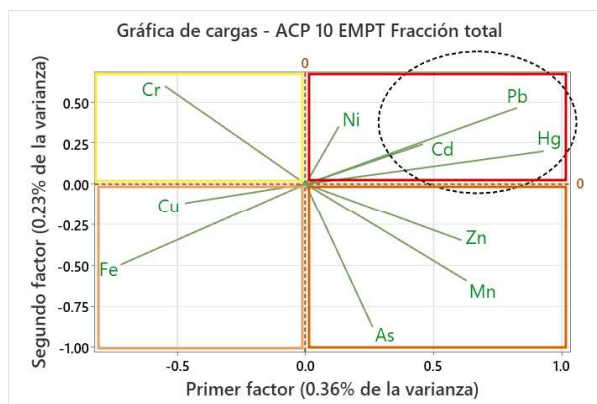
4.2.8. Análisis de componentes principales

El resultado del análisis por componentes principales (ACP) es resumido por la Tabla 4.53 (a) para la fracción total y 4.53 (b) para la FBM. Las tablas corresponden a los tres primeros factores que, de acuerdo con el análisis, mostraron valor propio > 1 , con una explicación de varianza acumulada del 0.77% en la fracción total y del 0.69% para la FBM. La representación biplot de los pesos respectivos para ambos análisis se muestra en la Figura 4.33 (a) y (b).

Tabla 4.53. Resultado ACP

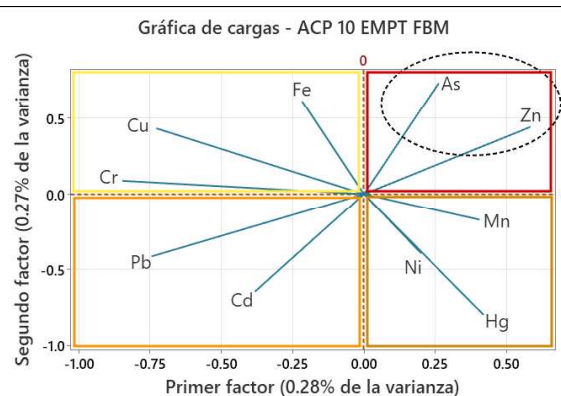
Variable	Factor1	Factor2	Factor3
As	0.261	-0.874	-0.043
Cd	0.459	0.243	0.334
Pb	0.826	0.464	-0.038
Ni	0.130	0.351	0.783
Cu	-0.472	-0.117	0.748
Fe	-0.723	-0.496	0.229
Mn	0.629	-0.593	0.199
Zn	0.609	-0.347	0.586
Cr	-0.550	0.597	0.257
Hg	0.930	0.200	-0.037
Varianza	3.6584	2.2888	1.7904
% Var	0.366	0.229	0.179

Figura 4.33. Biplot de cargas del ACP



(a) Concentración total

Variable	Factor1	Factor2	Factor3
As	0.263	0.731	-0.263
Cd	-0.384	-0.646	-0.302
Pb	-0.746	-0.413	-0.088
Ni	0.201	-0.393	0.244
Cu	-0.729	0.430	-0.262
Fe	-0.218	0.611	0.534
Mn	0.406	-0.171	-0.792
Zn	0.585	0.440	-0.334
Cr	-0.848	0.088	-0.254
Hg	0.420	-0.799	0.154
Varianza	2.7952	2.7042	1.4084
% Var	0.280	0.270	0.141



(b) FBM

Para la fracción total, de acuerdo con la tabla de pesos y el diagrama biplot, se observa el ajuste del análisis para separar a los EMPT de fuerte procedencia antropogénica de los de baja o nula procedencia antropogénica. En efecto, el ACP permite agrupar a los EMPT en concordancia con los índices de contaminación estimados, ya que, para el Factor 1, los EMPT de mayor peso son Cd, Pb y Hg; siendo estos tres elementos los que, con base en FE e Igeo, obtuvieron un mayor índice de contaminación, indicando presencia y contaminación extrema vía actividad antropogénica. El Factor 2, está representado por el As con el mayor peso y el Factor 3 reflejaría los aportes de naturaleza geogénica, ya que los EMPT con mayor peso son el Ni, Cu y Zn que han sido ya identificados como no contaminantes.

Con relación a la FBM, son As, Zn, Mn y Hg los elementos de mayor peso para el Factor 1, presentando como característica común que son los elementos con mayor porcentaje de

FBM con respecto al total, y como extremo contrario para este mismo Factor 1 se identifica el Pb que es el elemento de menor biodisponibilidad y movilidad; por lo tanto, el Factor 1 representaría la movilidad y biodisponibilidad de los EMPT. Además, el Factor 2 esta otra vez relacionado con el As y, con signo negativo, con el Hg, y el Factor 3 con el Fe y, con signo negativo con el Mn.

4.3. CARACTERIZACIÓN DE LA MATRIZ ORGANISMOS

4.3.1. Contenido de EMPT en tres organismos acuáticos

La Tabla 4.54 muestra el contenido de EMPT determinado en tejido comestible de los tres organismos seleccionados: dos especies de bivalvos, almeja china *Chione gnidia* (CG) y almeja pata de mula *Anadara tuberculosa* (AT) y un espécimen de pez, lisa adulta *Mugil cephalus* (MC). Los resultados por campaña de muestreo corresponden al promedio de la digestión de los diferentes lotes de 10 especímenes.

De acuerdo con el rango de concentraciones medias (Tabla 4.54), se pudieron observar cuatro grupos de EMPT: el Fe, con concentraciones hasta > 2000 mg/kg; seguido del Zn, con concentraciones entre 40 y 350 mg/kg; a continuación, el Mn y Cu con concentraciones $\approx$ 10 y 100 mg/kg, y finalmente el grupo con el mayor número de EMPT, que incluye al As, Cd, Pb, Ni, Cr y Hg con concentraciones < 5 mg/kg. De forma resumida, el gradiente de concentraciones fue:

Fe > Zn > Mn > Cu > Hg > Cr > Ni > Pb > Cd > As

Tabla 4.54. Concentración de EMPT en tejido comestible de tres organismos acuáticos de la BT (mg/kg) (D.E. Desviación estándar)

	As				Cd				Pb				Ni				Cu			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
CG Prom (Almeja ch)	0.87	0.59	0.56	0.39	0.80	0.72	0.55	0.49	1.14	1.56	1.47	0.84	1.04	0.90	1.56	1.70	18.0	20.1	18.2	23.8
DE	0.15	0.02	0.06	0.04	0.09	0.06	0.02	0.02	0.08	0.23	0.08	0.15	0.19	0.13	0.22	0.26	1.43	2.63	0.79	1.55
AT prom (Almeja p.m.)	0.87	0.59	0.52	0.42	1.18	1.07	0.79	0.64	1.24	1.82	1.43	1.04	1.29	1.01	1.79	1.82	21.0	30.9	32.6	34.0
DE	0.10	0.02	0.04	0.07	0.04	0.08	0.07	0.07	0.05	0.16	0.12	0.07	0.06	0.09	0.11	0.29	1.73	2.42	2.86	4.43
MC Prom (Lisa)	0.73	0.61	0.65	0.71	1.04	1.01	0.95	0.89	1.15	1.29	1.33	1.12	0.89	0.99	1.67	1.71	16.5	33.8	64.5	7.22
DE	0.01	0.014	0.05	0.083	0.08	0.04	0.032	0.02	0.07	0.17	0.06	0.09	0.09	0.12	0.12	0.13	1.58	2.98	6.15	0.94
	Fe				Mn				Zn				Cr				Hg			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
CG Prom (Almeja ch)	160	279	253	369	8.55	10.0	11.1	8.40	63.3	47.1	97.0	91.5	1.22	1.09	1.99	1.04	1.30	1.56	4.11	1.82
DE	33.8	109	42.1	22.0	2.87	1.64	1.86	0.76	12.44	9.34	7.73	5.178	0.16	0.09	0.21	0.12	0.20	0.23	0.33	0.20
AT prom (Almeja p.m.)	1905	1050	2282	1389	82.5	59.6	102	103	65.5	234	89.9	92.3	1.63	1.06	2.26	1.65	1.75	1.82	3.84	2.37
DE	412	94.9	248	100	27.1	4.49	26.0	16.1	7.47	35.7	9.34	7.01	0.09	0.09	0.20	0.18	0.14	0.16	0.37	0.28
MC Prom (Lisa)	966	320	393	931	74.4	20.9	47.8	36.6	72.4	42.1	335	106	0.65	0.97	1.13	1.81	0.92	1.29	2.59	2.14
DE	189	228	34.3	92.8	24.36	7.29	5.69	2.36	15.4	5.19	35.3	6.09	0.08	0.14	0.16	0.17	0.12	0.17	0.41	0.31

Se contó con información de dos trabajos publicados previamente (M. E. Jara-Marini et al., 2013a, 2020; V. Vargas-González, 2018), cuyos resultados reportados se resumen en la Tabla 4.55 y se comparan con los del presente estudio.

Tabla 4.55. Comparación de concentraciones de EMPT en organismos de la BT reportadas por varios autores

Autor		(M. E. Jara-Marini et al., 2013a) ¹		(Molina-García, 2013) ²		(V. Vargas-González, 2018) ³		(M. E. Jara-Marini et al., 2020) ⁴		Este trabajo, 2022 ⁵	
Periodo de muestreo		Junio (a) y noviembre (b) 2009		Agosto 2011 (c) Febrero (d), mayo (e) y octubre (f) 2012		Noviembre y diciembre 2011 (b)		Agosto 2011 (c) Febrero (d), Mayo (e) y Octubre (f) 2012		Noviembre 2017, diciembre 2018 (b) Marzo 2018 y 2019 (g)	
CG (almeja ch.)	EMPT	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín	Máx	Mín
	Cd	0.83 (b)	0.33 (b)	SD	SD	1.07	< 0.02	0.56 (f)	0.42 (c)	0.80 (b)	0.49 (g)
	Pb	4.70 (b)	1.79 (a)	SD	SD	1.44	< 0.08	2.46 (f)	1.14 (c)	1.56 (g)	0.84 (g)
	Cu	19.6 (a)	4.41 (b)	SD	SD	8.97	< 0.02	25.3 (f)	4.41 (c)	23.8 (g)	18.0 (b)
	Zn	179 (a)	36.6 (b)	SD	SD	14.5	8.24	127 (f)	86.4 (c)	97.0 (b)	47.1 (g)
	Hg	0.77 (a)	0.32 (a,b)	2.63 (c)	1.11 (e)	SD	SD	SD	SD	4.11 (g)	1.30 (b)
	Ni					2.88	< 0.04			1.70 (g)	0.90 (g)
	Mn					8.05	< 0.04			11.1 (b)	8.40 (g)
	Fe					237	9.15			369 (g)	160 (b)
AT (almeja p.m.)	Cd	0.84 (a)	0.36 (b)	SD	SD	SD	SD	0.67 (c)	0.45 (f)	1.18 (b)	0.64 (g)
	Pb	4.18 (a)	2.38 (b)	SD	SD	SD	SD	2.63 (e)	0.99 (c)	1.82 (g)	1.04 (g)
	Cu	4.60 (a)	2.42 (b)	SD	SD	SD	SD	12.0 (d)	4.92 (c)	32.6 (b)	21.0 (b)
	Zn	61.3 (a)	35.5 (b)	SD	SD	SD	SD	135 (e)	102 (d)	234 (g)	65.5 (b)
	Hg	0.24 (a)	0.14 (b)	SD	SD	SD	SD	SD	SD	3.84 (b)	1.75 (b)
MC (lisa)	Cd	SD	SD	SD	SD	SD	SD	1.07 (c)	0.62 (e)	1.04 (b)	0.89 (g)
	Pb	SD	SD	SD	SD	SD	SD	1.62 (c)	1.07 (d)	1.33 (b)	1.12 (g)
	Cu	SD	SD	SD	SD	SD	SD	13.8 (d)	5.23(e)	64.5 (b)	7.22 (g)
	Zn	SD	SD	SD	SD	SD	SD	111 (e)	83.8 (c)	335 (b)	42.1 (g)
	Hg	SD	SD	4.02 (d)	1.40 (f)	SD	SD	SD	SD	2.59 (b)	0.92 (b)

Valores en mg/kg. SD: sin dato (no fue considerado en la evaluación el autor). La tabla indica el valor máximo y mínimo promedio determinado entre lotes muestreados por temporalidad. Las temporalidades de muestreo se indican de la letra "a" a la letra "g". Cada valor indica la temporalidad en la que fue extraída la muestra. Para Vargas se toman ambos periodos (nov/dic) como noviembre (b) ya que los datos que presenta corresponden de estas dos temporalidades, para homogenizar temporadas se hizo lo mismo para este estudio tomando también noviembre-diciembre como una sola temporalidad (b).

¹ Digestión por sistema de microondas (MARS-X): se agregaron 5 mL de HNO ₃ concentrado a 0,30 ± 0,003 g de tejido y se calentaron a 100 °C durante 5 min, a 120 °C por 5 min, y a 140 °C por 10 min. Los extractos reactivos se analizaron para Cu y Zn mediante llama, Cd y Pb mediante horno de grafito (Modelo GTA 110), acoplado a espectrofotómetro de absorción atómica (Varian, Modelo SpectrAA-240-FS). n= 28 (CG); 16 (AT) y 28 (MC).
² Digestión en HNO ₃ concentrado usando el sistema de microondas MARS-X (Jara Marini et al. 2009). El Pb se determinó con espectrofotómetro de absorción atómica en horno de grafito (VARIAN, GTA-120). Cd, Cu y Zn se midieron con un espectrofotómetro de absorción atómica de horno de llama y el Hg se analizó con un espectrofotómetro de absorción atómica por generador de vapor frío. n = 15 (CG y AT)
³ Digestión por vía húmeda, método empleado por Jara-Marini, (2017). Cuantificación de EMPT en espectrofotómetro de absorción atómica (Varian Modelo SpectrAA-240 FS); Cu, Fe, Mn, Ni y Zn se analizaron por flama aire-acetileno, Cd y Pb por horno de grafito, Cr por flama aire-óxido nitroso y Hg por generador de vapor frío.

El gradiente de concentraciones para el espécimen CG entre los valores comparados mostró el siguiente comportamiento:

CG	
Fe > Zn > Cu > Mn > Hg > Ni > Pb > Cd	Este estudio
Fe > Zn > Cu > Mn > Ni > Pb > Cd	(V. Vargas-González, 2018)
Zn > Cu > Pb > Cd > Hg	(M. E. Jara-Marini et al., 2013a)
Zn > Cu > Pb > Cd	(M. E. Jara-Marini et al., 2020)
AT	
Zn > Cu > Hg > Pb > Cd	Este estudio
Zn > Cu > Pb > Cd > Hg	(M. E. Jara-Marini et al., 2013a)
Zn > Cu > Pb > Cd	(M. E. Jara-Marini et al., 2020)
MC	
Zn > Cu > Pb > Hg > Cd	Este estudio
Zn > Cu > Pb > Cd	(M. E. Jara-Marini et al., 2013a)

Entre los valores de los cuatro trabajos comparados y los tres especímenes evaluados, se observa la misma tendencia para el Cu y Cd, con concentraciones menores a las del Zn y Pb, respectivamente. El Mn > Ni y ambos elementos menores al Cu, así como mayores al Pb y Cd entre los dos autores que presentaron estos elementos (V. Vargas-González, 2018) y este trabajo. En los valores dados por (M. E. Jara-Marini et al., 2013a) el Hg fue menor al Cd y Pb y este estudio, por el contrario, fue superior.

Con más detalle, observando si la dinámica de los cultivos influye en la concentración de EMPT presente en los organismos, puede notarse que muy pocos valores máximos se dan para el periodo de junio (no cultivos/no descargas), por lo que es muy probable que las

descargas y su contenido de EMPT influya en la interacción sistema costero – organismos acuáticos.

En cuanto a los valores de concentraciones reportadas, de manera general se observa que entre los periodos evaluados, los EMPT retenidos en los diferentes organismos seleccionados, han mostrado concentraciones cada vez mayores en la línea de tiempo, lo cual supone que los organismos además de la exposición a los EMPT por sus hábitos alimenticios, tienen adicionalmente una fuerte exposición a la materia en suspensión, ya que en el caso de los sedimentos, se observaron fluctuaciones entre las concentraciones determinadas en los diferentes periodos, creciendo y decreciendo probablemente en función de la hidrodinámica de la BT, provocando la movilidad de los EMPT en los compartimentos de la columna de agua, exponiendo a los organismos presentes en la BT.

4.3.2. Evaluación temporal

Al aplicar la prueba estadística de comparación de medias (ANOVA) para verificar si el comportamiento de las concentraciones en los tres organismos evaluados está influenciado por la dinámica del riego de los cultivos, los resultados que mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$) solo corresponden al 30% de los pares comparados (Tabla 4.56). Se señalan en negrillas únicamente los EMPT con $p > 0.05$ (campañas estadísticamente pertenecientes a una misma población).

Tabla 4.56. Resultados del análisis estadístico de comparación entre campañas de muestreo.
Matriz organismos

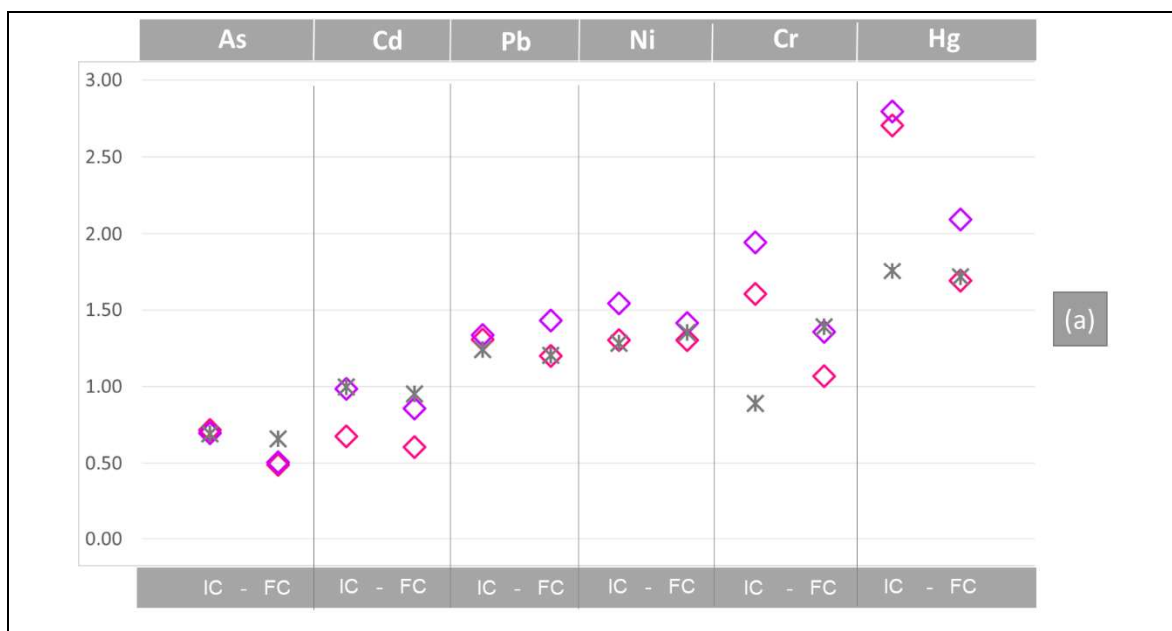
EMPT	Valor de p	
	IC (C1 vs C3)	FC (C3 vs C4)
As	0.02	0.47
Cd	0.20	0.18
Pb	0.01	0.03
Ni	0.01	0.00
Cu	0.28	0.50
Fe	0.97	0.42
Mn	0.97	0.58
Zn	0.32	0.72
Cr	0.23	0.19
Hg	0.01	0.07
% de EMPT $p > 0.05$	60	70
Valores de EMPT en mg/kg En negrita se señalan los parámetros con base en los cuales las campañas de muestreo son estadísticamente pertenecientes a una misma población.		

Con lo anterior, se asume una igualdad de condiciones al IC y FC, por lo que, en las siguientes evaluaciones, se consideraron estos dos periodos, que corresponden al promedio de valores de las campañas C1 y C3, y de las campañas C2 y C4.

La representación de la evolución temporal de los EMPT en los organismos se muestra en la Figura 4.34, con base en el valor promedio de las dos campañas de inicio de ciclo C1-C3; y en el valor promedio de las dos campañas de fin de ciclo C2-C4 (la sección b muestra los datos en escala logarítmica). En la misma figura se observa que el As, Cd, Mn y Hg mostraron siempre mayor contenido en los tres organismos al IC, mientras que para el resto de los elementos fue variable.

El gradiente de concentración para el Fe, Mn, Pb y Ni, fue similar en ambas temporalidades: AT > MC > CG. Para el resto de los EMPT, los valores más altos de concentración se intercambian principalmente entre AT y MC.

De los tres organismos, es el espécimen MC en el que se identificaron un mayor número de EMPT con las más altas concentraciones: Ni, Pb, Fe, Mn y Hg (IC y FC); Cu y Zn (FC) y Cr (IC).



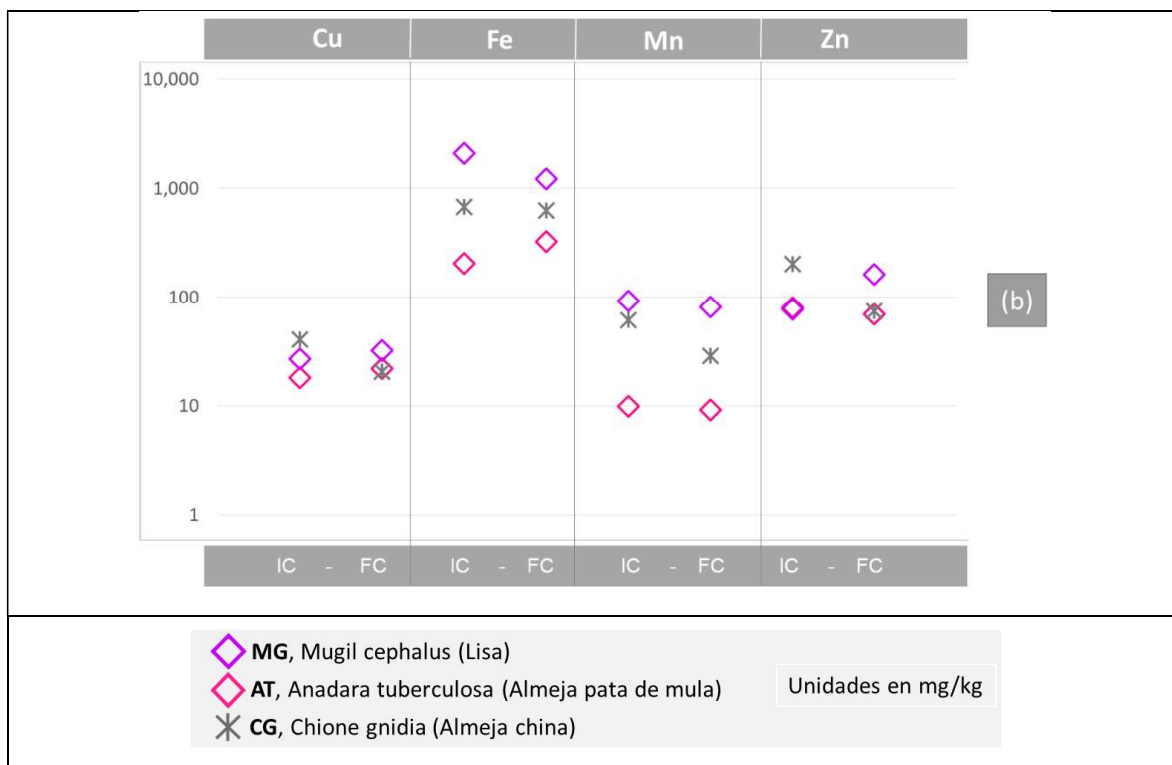


Figura 4.34. Concentración de EMPT en tejido comestible en tres organismos acuáticos de la BT al IC y FC.

4.3.3. Evaluación de la bioacumulación en organismos

La Tabla 4.56 evidencia los valores de acumulación de EMPT en los tres organismos evaluados con base al valor promedio de las dos campañas de inicio de ciclo, IC (C1 y C3), así como de las dos campañas de fin de ciclo, FC (C2 y C4).

4.3.4.1. Acumulación de EMPT en los organismos por exposición a la matriz agua (FBC)

En la Tabla 4.57 (a) se observa que el factor de acumulación (FBC) se comportó igual entre IC y FC para cada EMPT, con excepción del **Ni** que fue único elemento que mostró un nivel FBC diferente entre las temporalidades evaluadas, siendo para el IC un FBC alto y moderado en el FC. Este hecho se observó en los tres organismos.

El Cu fue el único EMPT clasificado con un FBC muy alto, seguido del Cd, Pb y Ni, que clasificaron con FBC alto; el Ni únicamente en la temporalidad IC, ya que, para el FC, mostró categoría moderado. El resto de los elementos (As, Fe, Mn, Zn, Cr y Hg) se identificaron

con un FBC de nivel bajo; siendo el Cr el elemento que exhibió los más bajos valores de esta categoría.

En cuanto al Cu, es un metal esencial para todos los organismos marinos, pero puede ser tóxico en concentraciones elevadas. En bivalvos, puede afectar actividad celular implicada en su inmunidad (Haberkorn et al., 2014). En los peces, se ha documentado que altas concentraciones inhibe el nacimiento de los peces, lo que reduce la cantidad de estos en los sistemas acuáticos (Y. J. Zhang et al., 2018).

Con relación al riesgo poblacional por exposición al Cu presente en los organismos, de acuerdo con (Beek et al., 2000), un FBC muy alto en un organismo además del riesgo de bioacumulación, presenta también peligro de biomagnificación, tal fue el caso del Cu. Según (Mcgeer et al., 2003), no hay evidencia de que el Cu se biomagnifique en los sistemas acuáticos, aunque parece transferirse a través de las cadenas alimentarias.

En cuanto al Cd, Pb y Ni, mostraron FBC alto (Ni, solo en una temporalidad), en esta categoría el riesgo de biomagnificación y envenenamiento secundario se vuelve importante (Beek et al., 2000).

Tabla 4.57. Niveles de acumulación de EMPT en tres organismos acuáticos de la BT

	As		Cd		Pb		Ni		Cu		Fe		Mn		Zn		Cr		Hg	
	IC	FC	IC	FC	IC	FC	IC	FC	IC	FC	IC	FC	IC	FC	IC	FC	IC	FC	IC	FC
(a) FBC (agua)																				
CG	14.30	7.00	450	605	522	267	137	51.0	1810	2195	0.41	0.07	0.25	0.0	3.73	2.17	0.55	0.41	1.10	1.94
AT	13.90	7.21	657	855	534	318	162	55.5	2680	3245	4.12	0.27	2.30	0.44	3.61	5.09	0.67	0.52	1.14	2.41
MC	13.80	9.43	663	950	496	268	135	52.9	4050	2051	1.34	0.14	1.52	0.15	9.47	2.31	0.31	0.53	0.72	1.97
Nivel FBC	I		III		III		III	II	IV		I		I		I		I		I	
(b) FABS (sedimentos fracción total)																				
CG	1.42	1.01	0.25	0.25	0.03	0.03	0.14	0.14	1.45*	1.73*	0.01	0.02	0.02	0.02	1.15*	1.13*	0.10	0.06	2.55	2.24
AT	1.38	1.04	0.36	0.36	0.03	0.04	0.16	0.15	2.14	2.56	0.11	0.06	0.17	0.17	1.11*	2.65	0.12	0.07	2.64	2.77
MC	1.37	1.36	0.37	0.40	0.03	0.03	0.14	0.15	3.24	1.61*	0.04	0.03	0.12	0.06	2.92	1.21*	0.05	0.07	1.66*	2.27
Nivel FABS	MiC		DC		DC		DC		MiC*		DC		DC		MiC*		DC		MaC	
(c) FABSM (sedimentos fracción BM)																				
CG	3.48	2.62	2.43	1.53	4.65	3.92	1.48	1.95*	15.27	16.05	0.25*	0.40*	0.06	0.05	6.27	5.48	1.36*	0.69	10.35	6.39
AT	3.38	2.71	3.54	2.17	4.76	4.67	1.75	2.12	22.60	23.73	2.50	1.50	0.55	0.40	6.08	12.90	1.64*	0.88	10.69	7.92
MC	3.35	3.54	3.58	2.41	4.42	3.94	1.46	2.02	34.16	15.00	0.81*	0.77*	0.37	0.14	15.94	5.86	0.75	0.90	6.71	6.49
Nivel FABSM	MaC		MaC		MaC		MiC*		MaC		DC*		DC		MaC		MiC*		DC	

Nivel FBC: I – Bajo; II – Moderado; III – Alto; IV – Muy Alto

Nivel FABS/FABSM: DC – Desconcentrador; MiC – Microconcentrador; MaC – Macroconcentrador

4.3.4.2. Acumulación de EMPT en los organismos por exposición a la matriz sedimentos. Concentración total (FABS)

En la Tabla 4.57 (b) se observa que en el 70% de los EMPT (As, Cd, Pb, Ni, Fe, Mn y Cr), los niveles FABS resultantes se comportan de manera similar entre las temporalidades evaluadas y los tres organismos utilizados, mientras que en el 30% restante (Cu, Zn y Hg) se observó diferente nivel de FABS entre los organismos y la temporalidad.

Los tres especímenes resultaron microconcentradores (MiC) de As y desconcentradores (DC) de Cd, Pb, Ni, Fe, Mn y Cr. Para los otros EMPT, hubo variabilidad en la capacidad de concentración entre las temporalidades evaluadas y los organismos. Por ejemplo, los especímenes CG y AT (ambos moluscos) resultaron macroconcentradores (MaC) de Hg en ambas temporalidades; mientras que el pez MC únicamente en la temporalidad de FC, ya que para las campañas de IC se comportó como MiC.

Con respecto al Cu, el espécimen molusco AT mostró capacidad de MaC en ambas temporalidades, el espécimen pez MC sólo al IC, mientras que para el FC se observó como MiC, al igual que el espécimen molusco CG en ambas temporalidades.

El Zn tuvo la categoría, mayormente, como MiC, mostrando este comportamiento la especie molusco CG tanto en IC como FC, al igual que el molusco AT en las campañas de muestreo al IC, y el espécimen pez MC al FC; para estos dos especímenes, en las temporalidades restantes el comportamiento con respecto al Zn fue MaC.

4.3.4.3. Acumulación de EMPT en los organismos por exposición a la matriz sedimentos en su FBM (FABSM)

Los valores de FABSM resultantes son similares entre temporalidades y entre los organismos para la mayoría de los EMPT evaluados (70%), de forma semejante a lo que fue el factor de FABS. Como resultado a destacar, hay que señalar que los tres organismos resultaron Macroconcentradores (MaC) para el As, Cd, Pb, Cu, Zn y Hg en ambas temporalidades.

Se observa que el contenido de EMPT obtenido de la FBM es más difícil de eliminar por los organismos que el obtenido mediante la fracción total ya que, en este caso, sólo el Mn se

mantiene como un elemento que los organismos son capaces de desconcentrar, con nivel DC frente a la fracción total, así como a la FMB; mientras que Fe y Cr, tienen un nivel DC frente a la fracción total y MiC/MaC en al menos un organismo frente a la FBM. Los tres organismos mostraron nivel DC para el Cd, Pb y Ni frente a la fracción total, pero MaC frente a la FBM.

4.3.4. Comparativo de los EMPT entre matrices agua-sedimento-organismos

Para observar la relación entre la concentración de los EMPT determinada en los tres organismos y en las otras dos matrices evaluadas (agua de la BT con base en la concentración total y sedimentos en su fracción total y FBM), con las cuales los organismos tienen contacto se representaron dichas concentraciones en las Figuras 4.35 y 4.36 para las temporalidades IC y FC.

La Figura 4.35 muestra a los EMPT cuya concentración en los organismos resultó por encima de la fracción total y FBM determinada en los sedimentos (mg/kg). Además, en este grupo de elementos, las concentraciones en la columna de agua fueron ≤ 0.03 mg/L. El orden de elementos se presenta según el contenido de EMPT en la matriz agua (ordenados en forma creciente): Cu, As, Hg, y Zn.

La Figura 4.36 se basa en los EMPT cuya concentración en los tres organismos fue menor a la fracción total de los sedimentos. El orden de este grupo de elementos se presenta también según la concentración determinada en la matriz agua (de menor a mayor) siendo el Cd, Pb, Ni, Cr cuyo contenido de EMPT fue entre no detectado y 0.008 mg/L, Mn entre 0.04 y 0.19 mg/L y Fe, con contenidos entre 0.51 y 4.5 mg/L. Se resalta que, en este grupo de elementos, también coincide que los EMPT con menor concentración en la matriz agua, son los mismos elementos que los organismos presentan en cantidades superiores a la FBM.

De acuerdo con esta comparación, es de resaltar que entre las concentraciones encontradas en los organismos y en la matriz agua no es posible observar una tendencia en el comportamiento entre los EMPT presentes en la columna de agua y los organismos. En efecto, los valores más altos mostrados de FBC (Cu, Pb y Cd) en los tres organismos, se estimaron para concentraciones ≈ 0.000005 mg/L, mientras que, ante concentraciones

mayores a esta, tal es el caso del As y Hg (0.0007 y 0.0008 mg/L) el FBC fue bajo, de igual manera para el Fe y Mn en la columna de agua las concentraciones se encontraron en un rango entre 0.18 y 4.5 mg/L.

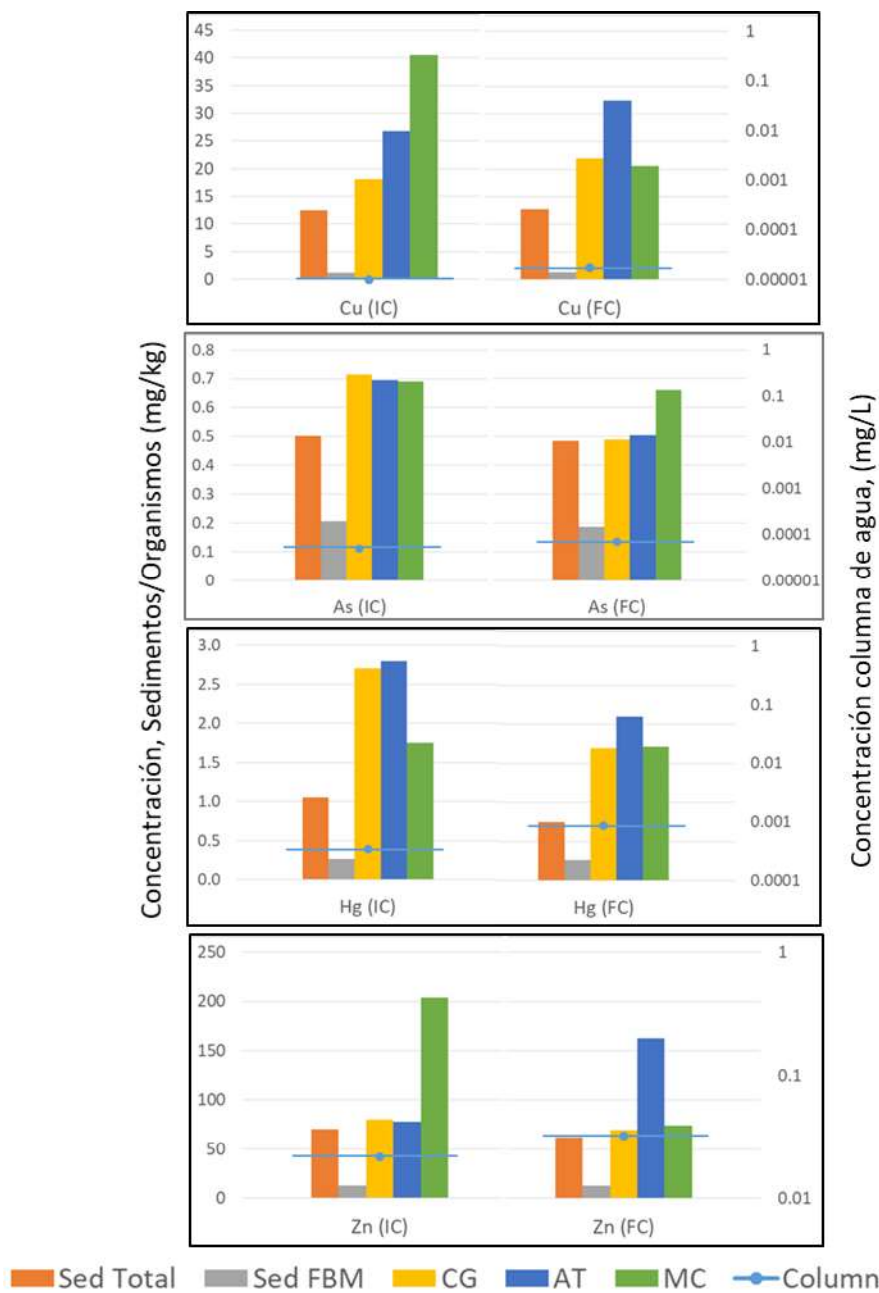


Figura 4.35. Relación de concentración de Cu, As, Hg y Zn entre el medio acuático de la BT (agua y sedimentos) y los organismos

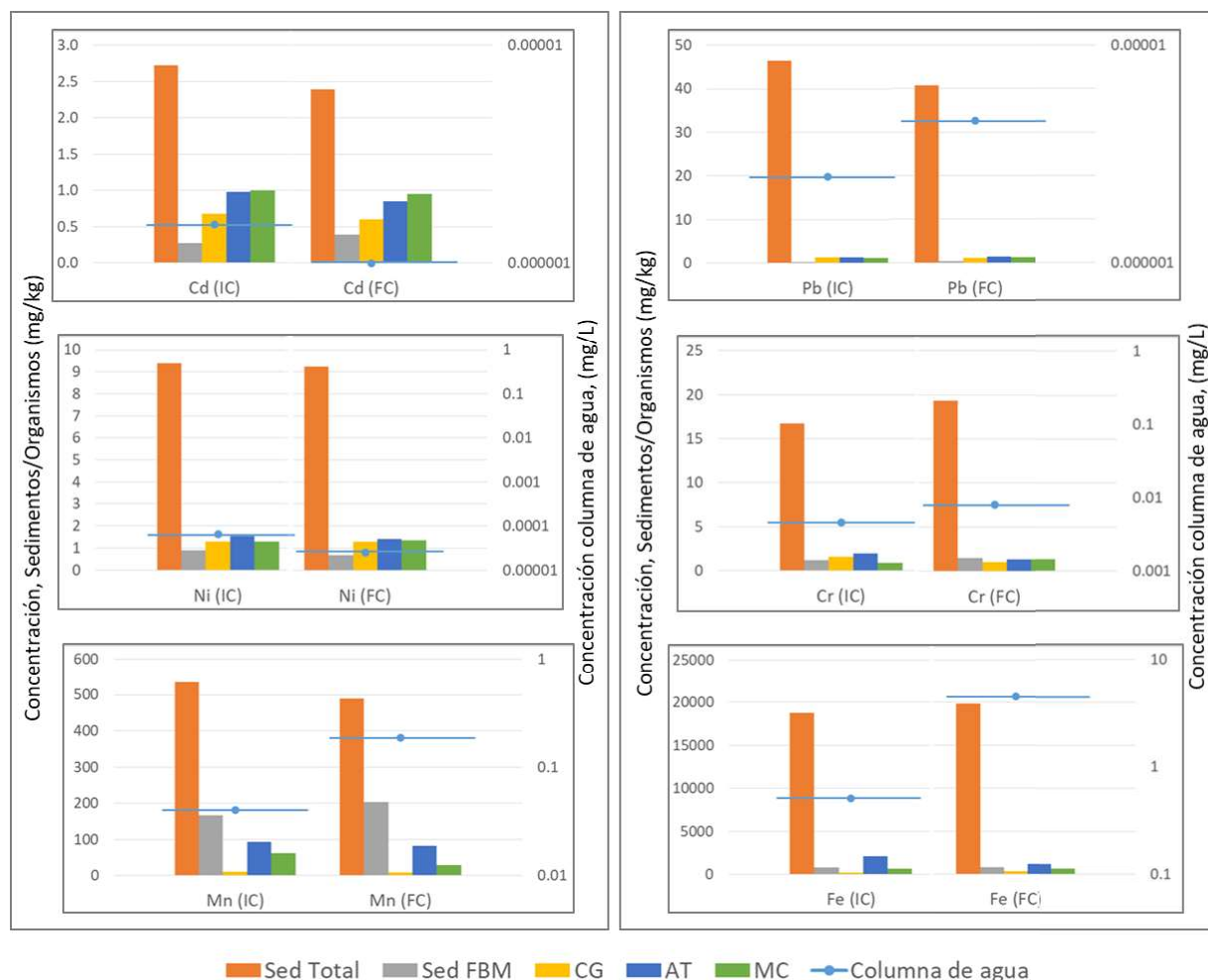


Figura 4.36. Relación de concentración de Cd, Pb, Ni, Cr, Mn y Fe entre el medio acuático de la BT (agua y sedimentos) y los organismos

En esta evaluación también se observa que aquellos organismos que presentaron mayor contenido de EMPT, correspondientes al As, Cu, Hg y Zn, coinciden con sedimentos (en fracción total y FBM) que tienen menor capacidad de liberar el contenido capturado comportándose como macroconcentradores (MaC) de estos elementos. Además de los EMPT mencionados, hay que incluir al Cd y Pb, para los cuales los tres organismos en ambas temporalidades mostraron capacidad de MaC. En efecto, la concentración de estos elementos en los organismos superó las concentraciones en la FBM. Finalmente, en este grupo de MaC, se observó al Ni y al Fe que, en al menos un organismo de los tres evaluados superó las concentraciones de la FBM. Así el Ni fue un elemento que los tres organismos mostraron en mayor contenido que la FBM y el Fe fue con el espécimen almeja AT, que mostro con capacidad de macroconcentración de este elemento para el IC. Adicionalmente,

si se consideran los sedimentos en su fracción total, se observa que el contenido de Cu, As, Hg y Zn es mucho mayor en los organismos que en esta fracción total, mostrando que ninguno de los tres organismos evaluados es capaz de desconcentrar las concentraciones asimiladas.

De la interacción de los organismos con la columna de agua y los sedimentos, se aprecia que los tres especímenes evaluados están absorbiendo los 10 EMPT. Ello refleja la influencia de la concentración detectada en las matrices agua y sedimentos, principalmente del **Hg, Pb, y Cd**, los cuales ya denotaron advertencia de riesgo por consumo de agua (Hg), y riesgo para la biota acuática vía sedimentos. Estos tres especímenes mostraron concentraciones por encima de los límites permisibles para su ingesta de **Pb**, y adicionalmente, el pez (MC) también supera los límites de **Cd y Hg**.

Comparando las concentraciones detectadas en los tejidos comestibles y los sedimentos (ambas como digestión total) se observa que los tres organismos tienen igual o mayor contenido de **Zn > Cu > Hg > As**; mientras que, contrastando con la FBM, además de este grupo de elementos, también mostraron mayor concentración de **Ni, Pb y Cd**.

Al evaluar a los organismos en su exposición a la matriz agua (Tabla 4.57), hay varios EMPT (Fe, Mn, Zn, Cr, As y Hg) que presentan un nivel más bajo de FBC (I), observándose qué, de este grupo de elementos, únicamente el As muestra correspondencia entre la concentración determinada en la columna de agua (<LD) y los organismos. Es decir, este comportamiento sugiere que la concentración retenida en el organismo es proporcional a la concentración en la matriz agua. Por el contrario, los organismos presentan niveles más altos de acumulación de EMPT de Ni, Pb, Cd y Cu, con FBC III y IV, **siendo el Cu nivel IV (muy alto)**, y de acuerdo con Beek et al. (2000), un FBC muy alto en un organismo además del riesgo de bioacumulación, presenta también peligro de biomagnificación. Según Mcgeer et al. (2003), no hay evidencia de que el Cu se biomagnifique en los sistemas acuáticos, aunque parece transferirse a través de las cadenas alimenticias.

El Cu es un metal esencial para todos los organismos marinos, pero puede ser tóxico en concentraciones elevadas. La glándula digestiva es el sitio principal de acumulación de EMPT en los bivalvos, generando profundos efectos en su sistema digestivo, pudiendo

afectar las actividades de las células circulantes (hemocitos) implicados en la inmunidad de los bivalvos y la homeostasis general (Haberkorn et al., 2014).

En los peces, el Cu juega un papel esencial en su crecimiento, sin embargo, se ha documentado que altas concentraciones inhibe el nacimiento de los peces, lo que reduce la cantidad de estos en los sistemas acuáticos (Zhang et al., 2018), además la inhibición del crecimiento de los peces es un efecto observado de la exposición crónica al Cu disuelto ($<4.6 \mu\text{g/L}$) (Don Xavier et al., 2019; Zebral et al., 2018).

En los seres humanos, el Cu se ha estudiado únicamente como un nutriente esencial, enfocándose más en su deficiencia que en su exceso (Uauy et al., 2008; Victorava y Feoktistova, 2018). Sin embargo, se ha demostrado la existencia de enfermedades “raras” asociadas con altas exposiciones de Cu, tal es el caso del síndrome de Huppke–Brendel y Mendik, o las enfermedades de Menkes y Wilson, todas ellas tienen manifestaciones hepáticas y neuropatías (Victorava y Feoktistova, 2018). Es probable que el que se preste menor atención a estos eventos es porque estas enfermedades se presentan con muy poca frecuencia. La enfermedad de Wilson, por ejemplo, tiene una prevalencia que se sitúa entre 10 y 30 casos por cada millón de habitantes (Moreira y López, 2010).

También se ha documentado que el exceso de Cu puede tener influencia en enfermedades como Alzheimer y Parkinson (Victorava y Feoktistova, 2018). Otro ejemplo de toxicidad crónica por Cu incluye la cirrosis infantil, como un caso documentado en India (condición extremadamente rara) (Uauy et al., 2008). Algunos investigadores sugieren que el desafío es desarrollar biomarcadores que predigan el riesgo de la población de reservas elevadas de cobre hepático y, por lo tanto, la posibilidad de enfermedad en una población (Uauy et al., 2008; Victorava y Feoktistova, 2018).

Ihunwo et al. (2020) estimaron la probabilidad de impacto negativo en la salud en relación con el consumo de MC (pez Lisa). Determinaron Cu en tejido comestible de MC proveniente del afluente Woji del río Sambeiro, Nigeria, encontrando una concentración promedio 33.0 mg/kg . Valor con el cual estimaron el riesgo por ingesta en menores y adultos mediante el cociente de peligro objetivo (THQ, Target Hazard Quotient) y el índice de peligro (HI, Hazard Index) bajo los siguientes supuestos: ingesta diaria $19.5 \times 10^{-3} \text{ kg/persona/día}$, dosis ingesta de referencia por persona 0.04 mg/kg . Rango de edad de menores entre 6 y 17 años, peso

promedio de 51 y 45 kg (niño, niña) y de adultos, edades varias, con pesos promedio de 64 y 62 kg (hombre, mujer) y una esperanza de vida promedio de 55 años, encontrando que con estos valores que existe un riesgo muy alto para la salud de adultos y niños, demostrando que este pez (MC) no es apto para consumo humano.

En el presente estudio la concentración promedio determinada en tejido comestible de MC fue de 30.5 mg/kg, considerando este valor y los supuestos empleadas por Ihunwo et al. (2020), el resultado de riesgo sería similar. Además, ciertas poblaciones locales consumen mucho más pescado por día/semana que el individuo promedio, como las colonias de pescadores, considerando este hecho y tomando en cuenta un valor de ingesta diaria mayor de 25×10^{-3} kg/persona/día, reportados por Hauser-Davis et al. (2016) para el sureste de Brasil o por Mwakalapa et al., (2019) para las costas de Tanzania y una esperanza de vida de 75 años para México (INEGI, 2019), el riesgo seguiría siendo muy alto.

En cuanto al Cd, Pb y Ni, mostraron FBC III (Alto), en esta categoría el riesgo de biomagnificación y envenenamiento secundario también se vuelve importante (Beek et al., 2000).

En la Tabla 1.9 (Capítulo 1, Apartado 1.2.4, Toxicidad de los EMPT en los seres humanos) se resumen los efectos tóxicos de los EMPT sobre los órganos, y sus principales rutas de exposición, la cual es en gran parte por ingestión mediante la dieta. El Cd y el Pb no tienen ningún uso fisiológico conocido, de modo que cualquier cantidad presente en el cuerpo humano debe considerarse “contaminación” (Goldman y Shafer, 2013). El Ni, aunque si tiene funcionalidad en el cuerpo humano, es otro elemento que afecta negativamente la salud humana (Teijon-Riviera y Garrido-Pertierra, 2006).

Estudios epidemiológicos han demostrado que Cd, Pb y Ni son elementos carcinógenos humanos. Sin embargo, cabe señalar que la mayoría de estos los estudios fueron retrospectivos en humanos ocupacionalmente expuestos a compuestos de estos elementos (Nordberg et al., 2007).

Los productos del mar, en general, también pueden generar efectos cancerígenos y otros efectos adversos para la salud humana debido a la biomagnificación de EMPT a lo largo del tiempo. En efecto, las personas que consumen con mucha frecuencia moluscos con una

alta acumulación de uno o más de estos EMPT podrían estar expuestas a riesgos para la salud sólo o en conjunto con el tiempo (Stankovic et al., 2012).

El Cu, Cd y Pb, con valores de **FBC muy alto y alto factor**, y la acumulación de estos tres EMPT juntos, que generan mezclas complejas en el medio ambiente, ha dado lugar a que sean una fuente de preocupación en muchos ecosistemas marinos, **considerándose a estos elementos como peligrosos prioritarios por su gran persistencia, bioacumulación y toxicidad**. Por esto, diferentes agencias a nivel mundial han identificado al Cu, Cd y Pb como los tres contaminantes prioritarios en evaluaciones costeras, tal es caso de la Comisión París-Oslo (OSPAR Commission) en su programa “Estudio Integral sobre Aportes Fluviales y Descargas Directas”; la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades (ATSDR) y la legislación de aguas en España (García-Navarro et al., 2017).

Para finalizar y el resumen de la Tabla 4.57, se puede señalar que la evaluación de los organismos frente a su exposición a la concentración total de los sedimentos difiere de la evaluación frente a la matriz agua, en donde el Fe, Mn, Zn, Cr, As y Hg mostraron el nivel más bajo de FBC, significando un riesgo bajo (casi nulo). Este patrón, valorado como FABS, se mantiene ante el Fe, Mn y Cr, indicando que los tres organismos tienen la capacidad de eliminar los excedentes de estos EMPT, calificándose como desconcentradores (DC); no así para el Zn, As y Hg en donde los niveles de acumulación por sedimentos (total) muestran niveles de micro y macroconcentración (MiC y MaC). Es decir, los organismos muestran dificultad de eliminación del exceso de EMPT (MiC) y, en algunos casos, su capacidad de eliminación está rebasada (MaC).

Un comportamiento contrario es observado para el Ni, Pb, y Cd, que frente a la matriz agua mostraron altos niveles de FBC, y frente a los sedimentos (total), mostraron la capacidad de eliminar los excesos de estos EMPT, siendo organismos DC. Probablemente este comportamiento es proporcional a la cantidad presente de estos elementos en los sedimentos, ya que más del 90% de esos EMPT se encontraron en la fracción residual. Además, otro factor que influyó en este comportamiento es que esta fracción residual se encuentra adherida principalmente a las fracciones más finas de los sedimentos, siendo que la composición de éstos mostró un contenido mayormente de grano grueso (arenas, ≈ 70%). Finalmente, para el Cu se observó nivel de FABS de MiC y MaC con mayor afinidad

a la acumulación frente a la columna de agua, posiblemente debido a que su proporción como FIV (residual) correspondió a un 65% del total.

En cuanto a la FBM, los organismos presentaron concentraciones más altas para un mayor número de EMPT: **Zn, Cu, Hg, As, Ni, Pb y Cd**, con excepción del Ni, en donde los tres organismos se calificaron como MiC. Mientras que para el resto de EMPT, se asumen como **MaC**. El Fe, a pesar de sus altas concentraciones, su baja biodisponibilidad y movilidad, fluctúa entre DC y MaC; debido a las condiciones y reacciones dentro del sistema y los hábitos de los organismos. El Mn es el único EMPT que se mantiene sin riesgo de acumulación ante las tres formas de exposición ya que, frente a la FBM, también sigue mostrándose como de fácil eliminación, por lo que los organismos son DC frente al Mn.

4.3.4. Evaluación de la calidad de los organismos

La Tabla 4.58 muestra la comparación de las concentraciones obtenidas en los tres especímenes (IC y FC) y las referencias de calidad para el consumo de alimentos. Los valores de concentración que sobrepasan los límites recomendados se identifican para el Cd, Pb y Hg, elementos para los cuales los organismos han sido identificados como macroconcentradores. El Cd, en los especímenes de moluscos bivalvos (CG, AT), no supera ninguno de los valores de referencia. Sin embargo, los valores medidos en el pez AT son muy cercanos a los valores límite dados por la UE. En el caso del Pb, los dos moluscos superan la normatividad mexicana y se encuentran ligeramente por debajo de la directriz europea, mientras que el organismo MC excede los tres valores de referencia en 2 a 4 veces los valores indicados. Para el caso del Hg, también el espécimen MC supera los valores de referencia de la UE, y en la forma estimada como metilmercurio, se encontró por debajo de la normatividad mexicana.

Con la evaluación de calidad para el consumo de estos organismos, se observa que los habitantes están expuestos al Cd, Pb y Hg vía ingesta de una o las tres especies analizadas.

Tabla 4.58. Evaluación del contenido de EMPT en los organismos para consumo humano (mg/kg)

EMPT	Organismo							Límites permisibles		
		CG (Almeja Ch)		AT (Almeja p.m)		MC (pez lisa)		NOM 242	UE	CODEX
		IC	FC	IC	FC	IC	FC			
As	Moluscos	0.72	0.49	0.70	0.51			80	NA	NA
	Peces					0.69	0.66	NA	NA	NA
Cd	Moluscos	0.68	0.61	0.99	0.86			2.0	1.0	2.0
	Peces					1.00	0.95	0.5	0.1	NA
Pb	Moluscos	1.31	1.20	1.34	1.43			1.0	1.5	NA
	Peces					1.24	1.21	0.5	0.4	0.3
Hg	Moluscos	2.71	1.69	2.80	2.10			NA	NA	NA
	Peces					1.76	1.72	NA	1.0	NA
Metilmercurio	Moluscos	0.27	0.17	0.28	0.21			NA		
	Peces					0.18	0.17	0.5	NA	NA

NA: No Aplica

4.4. COMPORTAMIENTO DE LOS EMPT EN LAS DIFERENTES MATRICES AMBIENTALES

Se presenta una tabla general en donde se observa el comportamiento de los EMPT frente a las diferentes matrices ambientales (Tabla 4.59).

Se puede detallar que, en la dinámica de riego, como entrada/salida (agua para riego/drenaje agrícola), los EMPT se encontraron principalmente en dos grupos. Un primer grupo en donde los EMPT entran y salen mayormente como disueltos: Cu, As, Ni, Pb, y Cd (con porcentaje $\approx 70\%$) y una vez descargados en la BT, su presencia fue casi imperceptible (concentraciones $<LD$). Sin embargo, se pudo notar que, en contraparte, el 30% que llega a la bahía como materia suspendida. Este hecho jugó un papel importante en la concentración presente en los sedimentos, ya que el gradiente de concentración que presentó este grupo en la columna de agua tuvo notorias variaciones en los sedimentos. En particular el Pb y el Cd, fueron elementos que presentaron las concentraciones más bajas en la matriz agua, pero no en la concentración total de los sedimentos.

En el segundo grupo, el Cr y Mn entran mayormente disueltos, y el Fe y Zn mayormente suspendidos, pero los cuatro elementos salen con mayor presencia en la materia suspendida y así permanecen en la BT. Este segundo grupo de elementos, que además corresponden a las concentraciones más altas en el gradiente de concentración, tiene correspondencia con su presencia en los sedimentos, conservando su gradiente de

concentración puesto que, como ya se argumentó en el Capítulo 1, se sabe que más del 90% de la carga de estos EMPT en los sistemas acuáticos está relacionada con las partículas en suspensión. Adicionalmente, en este grupo de elementos, se presentó la primera alerta de riesgo para la población, ya que el **Fe y Cr** se encontraron por encima de los valores señalados como permisibles para agua de uso y consumo humano, junto con el **Hg** (elemento que sólo contó con análisis total, por lo tanto, no fue posible estimar su porcentaje suspendido). Por otro lado, el **Fe, Cr y Mn** se identifican como elementos de riesgo para la protección de la vida acuática del sistema lagunar costero BT.

Tabla 4.59. Comportamiento de los EMPT frente a las diferentes matrices ambientales

		EMPT														
		Fe	Mn	Zn	Cr/Cr	Cu	As	Ni	Hg	Pb	Cd					
MATRIZ AGUA (µg/L)	Riego	CPA-CPB	264	36.5	135	3.46	11.4	9.74	8.04	2.65	1.83	0.56				
	Drenaje agrícola	POZO QTCA	377	10.7	50.1	66.9	10.9	9.26	3.88	5.5	1.18	0.47				
		TD	535	152	40.5	18.2	37.8	20.1	13.8	-	2.19	0.2				
		DCA16	601	116	94.8	21.6	106	23	25.9	-	3.13	0.28				
	BT		355	58	10.1	11.1	0.029	0.055	0.031	-	0.007	0.002				
MATRIZ SEDIMENTOS (mg/kg)	Total (FI+FII+FIII+FIV)	Conc.	21021	641	82.2	22.4	14.3	0.58	10.1	1.45*	58.8	2.76				
		FE	-	N1	N2	N1	N2	N1	N1	N4	N5	N3	N4	N5		
		Igeo	N0	N0	N1	N0	N0	N0	N0	N0	N4	N6	N1	N2	N4	N5
		ICC	Nivel de contaminación BT Moderada													
	FBM	Conc.	899	205	14.3	1.87	1.58	0.23	0.89	0.32	0.32	0.32	0.46			
		% (FMB/Total)	4.3	36	19	7.6	10	40	8.3	29	0.67	13				
		FCI	B	B	M	C	B	B	B	M	B	B	B	B		
		FCG	Nivel de contaminación BT Moderada													
	MATRIZ ORGANISMOS (mg/kg)	CG	324	10	80	1.7	22	0.71	1.3	2.7	1.3	0.68				
		AT	2094	32	163	1.9	92	0.70	1.5	2.8	1.4	0.99				
MC		680	61	204	1.4	41	0.69	1.4	1.76	1.24	1.00					
FBC		I	I	I	I	IV	I	II, III	I	III	III					
FABS		DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC	DC				
FABSM		DC, MiC, MaC			DC	DC, MiC	DC	DC	DC	DC	DC	DC				
Matriz Agua	Mayormente Disuelto	CPA-CPB, POZO QTCA		Superan valores Consumo		DCA16, BT		Superan valores Protección vida acuática								
Matriz Agua		Mayormente Hg, sin comparación														
Matriz Sedimentos		Superan LC, TEL, PEL *														
Nivel de contaminación	FE	N1	Minimo	N2	Moderado	N4	Muy alto									
	Igeo	N0	No contaminado	N1	No contaminado - moderado	N4	Extremadamente									
	FCI	B	Baja	M	Moderada	C	Considerable									
Matriz organismos		Superan valores consumo humano														
Bioacumulación	Exposición a la matriz agua		IV		Riesgo de biomagnificación/ el organismo no puede eliminarlo											
	Exposición a la matriz sedimentos		MaC													

*Basada en los valores medios de los cuatro muestreos

En los sedimentos, el comportamiento de Fe y Mn como fracción total mostró valores de concentración que, en afinidad con la columna de agua, también representan riesgo para la vida acuática del sistema lagunar. El Pb y Cd, como se acaba de señalar en párrafos anteriores; se presentaron apenas en un 30% como materia particulada en la columna de agua. Sin embargo, este porcentaje es suficiente para interactuar con los sedimentos, resultando concentraciones que también implican riesgo para la vida acuática de la BT, además de un riesgo ecológico potencial con probabilidad de ocurrencia de **efectos biológicos adversos ocasionales (Pb y Cd) y en el caso del Hg frecuentes**.

Estos tres EMPT, ahora bajo estimación de contaminación por enriquecimiento de EMPT con base en valores de fondo geoquímico, demostraron que sus concentraciones han incrementado por una fuerte influencia antropogénica, cuyos valores además de evidenciar que se está poniendo en riesgo a los seres vivos, a su vez, tienen de manera general **en estado de muy alto a extremadamente contaminado al sistema lagunar BT (FE, lgeo), denotando una contaminación moderadamente progresiva (ICC)**.

Siguiendo con detalle la Tabla 4.59, ahora enfatizando en la FBM, se observa que las concentraciones más altas como suma de las FI y FII, y con respecto a la concentración total, mostraron que los EMPT más altamente biodisponibles y movilizables fueron el **As (40%) > Mn (36%) > Hg (29%)**. Como se observa en la evaluación de contaminación, estos tres elementos fluctúan en niveles de contaminación de bajo a moderado (As, Hg) y hasta considerable (Mn). Mientras que el resto de los elementos con más bajo porcentaje como FBM se mantienen como elementos que representan baja contaminación. Como evaluación global, el estado ecológico de la BT influenciado por la FBM también muestra una contaminación moderada, al igual que con la concentración total.

4.5. IDENTIFICACIÓN DE POSIBLES FUENTES DE APORTACIÓN DE EMPT

A modo de recapitulación, en este apartado se aborda la identificación de las posibles fuentes de aportación de los EMPT con base en lo expuesto previamente.

Como fuentes de aportación de EMPT al sistema de drenaje, se han podido identificar que el agua para riego, el suelo, los fertilizantes, los plaguicidas y las granjas porcícolas

son las principales fuentes de aportación. En el caso de la BT, el aporte de EMPT ocurre mediante la descarga del DCA16 (drenaje agrícola) y la posible aportación de la actividad camaronícola. La combinación de todas estas fuentes es el origen de los EMPT en agua, sedimentos y organismos en la BT. A continuación, se detallan las principales características de estas fuentes de aportación.

4.5.1. Aportes al sistema de drenaje

Agua de riego

Todos los EMPT evaluados fueron detectados en el agua para riego, es decir, antes de la interacción con la actividad agrícola, indicando una posible procedencia externa.

Suelo

El suelo puede contener EMPT derivados de fuentes antropogénicas y/o naturales. Ya se observó que la actividad agrícola es una fuente probable de la entrada de EMPT al drenaje agrícola, jugando el suelo un papel importante ya que gran parte de los EMPT se pueden adsorber en la fracción arcillosa y en la materia orgánica.

Existen datos que prueban la presencia de EMPT en suelos ubicados fuera de los límites de la zona agrícola (SGM, n.d.), en el DR041 (Meza Montenegro et al., 2012) y en una zona de muestreo del DCA16 (Jara-Marini, 2017a) (Tabla 2.4), incluyendo a los 10 elementos evaluados en este estudio. De los EMPT más notorios de la Tabla 2.4, se identifica al As, Fe, Mn, Pb, Zn y Cr, cuyas concentraciones en el suelo de la zona de estudio del DCA16 se presentan en concentraciones con valores inferiores o dentro del intervalo de las muestras de suelos reportados por el SGM (n.d.), que corresponden a muestras tomadas fuera del DR041. Estos aportes naturales, que serían fundamentalmente de forma particulada, tendrían un mayor peso en cuanto al origen de su presencia en los sedimentos de la BT.

En lo que se refiere a la presencia de algunos EMPT como el Hg, Pb, Fe y Zn en el agua para riego y el suelo agrícola, ya que no se puede asegurar con certeza de que su presencia se deba a origen natural, se puede señalar lo siguiente:

El Hg, de acuerdo con el Inventario Preliminar de Emisiones Atmosféricas de Hg en México (Acosta y Asociados, 2001) las principales fuentes de emisiones de Hg son la industria minera (principalmente extracción y refinado de oro), plantas de cal y procesos de generación de energía (con valores del 66.9, 15.7 y 7% respectivamente); siendo Baja California, Baja California Sur, Chihuahua, Coahuila, Durango, Nuevo León, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tamaulipas y Zacatecas los estados que más emisiones producen (Pai et al., 2000), ocupando el estado de Sonora el segundo lugar con 48.75 t (Maíz-Larralde, 2008), siendo a su vez, Sonora, el principal productor de oro a nivel nacional e internacional. La zona de estudio se encuentra expuesta a posible recepción de partículas de Hg provenientes de varias de las actividades mencionadas, a través de emisiones provenientes de la cuenca alta del río Yaqui y estados vecinos; pues el Hg, en su forma elemental, cuando está presente en la atmósfera, es extremadamente volátil y, en su forma gaseosa tiene una permanencia atmosférica que oscila entre tres meses y dos años, y como partícula hasta 30 días, tiempo suficiente para cruzar estados, o fronteras nacionales (CCA, 1997).

La presencia de otros elementos como el Pb, Fe y Zn puede deberse a una liberación al ambiente mediante emisiones de combustibles fósiles. Hay que tener presente que las dimensiones del DR041 requieren la utilización de variados equipos automotores para la realización de las prácticas agrícolas, desde sembradoras hasta aspersión de agroquímicos mediante avionetas.

Fertilizantes

La Tabla 2.1 muestra los fertilizantes empleados en la zona de muestreo; siendo principalmente 6 productos los cuales integran los cuatro principales grupos de fertilizantes: nitrogenados, sulfatados, fosfatados y mezclas. Para estos grupos de fertilizantes, en la Tabla 1.6 se muestran los 10 EMPT presentes y que han podido ser detectados en esta investigación. De manera general, se ha señalado que las mayores concentraciones de EMPT en los fertilizantes están relacionadas con la presencia de Cd, Cr, Pb, y Zn (Alloway, 2013); y en la Tabla 1.6 se aprecia que también se alcanzan altas concentraciones de Cu, Fe y Mn. Por lo tanto, los fertilizantes empleados son una fuente probable de Cd, Cr, Pb, Zn, Cu, Fe y Mn.

Plaguicidas

La Tabla 1.5 (Uso y/o actividades antropogénicas asociadas a diferentes EMPT), indica que 9 de los 10 EMPT evaluados (As, Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Zn, Cr, y Hg) están contenidos en plaguicidas. Las Tablas 2.2 y 2.3 resumen los plaguicidas más ampliamente empleados en la zona de estudio y de muestreo, comprendiendo 32 productos para el control del cultivo de maíz y trigo, de los cuales 23 de ellos están clasificados como Plaguicidas Altamente Peligrosos (PAP). En efecto, estos PAP tienen características de ser persistentes, bioacumulables o muy tóxicos, tal es el caso del glifosato, dimetoato, paratión metílico, metamidofós y metomilo, los cuales, incluso, ya están prohibidos en numerosos países (PAN, 2021). De este grupo, destaca al glifosato, insumo utilizado para controlar malezas. Campos (2003) analizó cuatro EMPT (As, Hg, Cr y Pb) en una de las marcas comerciales del ingrediente activo glifosato; encontrando los siguientes resultados (valores en mg/L): Pb (16.66), Cr (3.65), Hg (1.75), y As (0.26). Por otro lado, Defarge et al. (2018), detectaron cinco EMPT (As, Co, Cr, Ni y Pb) en 11 diferentes herbicidas cuyo ingrediente activo declarado también era glifosato. El orden de valores y máximo valor detectado fue (valores en mg/L): Cr (68) > As (52) > Ni (36) > Co (8) > Pb (4). Teniéndose así, una probable entrada de Cu, Ni, Pb, Zn, Cr, Hg y As en el drenaje agrícola por residuos de plaguicidas empleados en la zona.

Granjas porcícolas

Otro tipo de descargas que se pudieron observar (en plena esorrentía al momento de muestrear) corresponde a descargas de granjas de crianza de cerdos. Hay que remarcar que el municipio de Cajeme produce el 60% de la producción porcina estatal, este dato infiere que hay una cantidad importante de establecimientos para la realización de esta actividad y por consecuencia, un volumen de residuos considerable que se suma al drenaje agrícola.

Se han encontrado en las heces porcinas concentraciones de Cu de 151.11 mg/kg, 538.29 mg/kg de Zn, 10.64 mg/kg de Cr, 9.27 mg/kg de Ni, 1.56 mg/kg de As, 2.12 mg/kg de Pb y 0.27 mg/kg de Cd (China e India) (Feng et al., 2018); y se ha observado que únicamente el 10 y 20% del Cu y Zn, respectivamente es aprovechado por los cerdos, mientras que el resto es desechado mediante la excreción (Feng et al., 2018; Moral et al., 2008).

En el noreste de China (Zhang et al., 2012), determinaron el contenido de EMPT en diferentes insumos alimentarios en granjas de porcinas, así como en las respectivas heces de los cerdos alimentados. En alimento, el Cu tuvo un rango entre 2.3 y 1,137 mg/kg, el As 0.02–13.03 mg/kg y el Cd no detectable – 31.65 mg/kg; mientras en las heces se determinaron concentraciones de 642.1 mg/kg de Cu, 8.6 mg/kg de As y 15.1 mg/kg de Cd, lo cual refleja la presencia de estos elementos en los alimentos. En granjas porcinas del sureste de España (Moral et al., 2008) determinaron el contenido de Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni, y Pb en estiércol líquido de los cerdos en diferentes etapas de crecimiento (gestantes, lactantes, destetadas y finalizadas), encontrando concentraciones máximas para el Cu de 80 g/m³, 168 g/m³ de Fe, 35 g/m³ de Mn, 0.13 g/m³ de Cd, 1.55 g/m³ de Cr, 1.30 g/m³ de Ni. La concentración máxima de Zn en las muestras de cerdos destetados fue de 533 g/m³ de Zn; y la concentración máxima de Pb al igual en muestras de gestante y destetado, 0.72 g/m³.

En la zona de muestreo se pudo identificar que los aportes de dos tributarios (TD-2 y TD-10) al DCA16 mostraron valores máximos y/o extraordinarios de Cu, Zn, Mn, Pb, Ni, Cu, Fe, y Cr, con una posible asociación con descargas de granjas porcícolas, ya que durante los muestreos si se pudo observar la escorrentía de una granja porcícola. Por lo tanto, en este análisis, se asocia la posible influencia de EMPT derivados de la actividad porcícola, en asociación con el Cd, Cu y Zn, descritos en la literatura como los principales elementos aportados por esta actividad.

El enriquecimiento, provocado por todas estas fuentes de aportación, supone que estos elementos llegan a la BT a través del sistema de drenaje como carga contaminante, la cual tiene diferentes valores según el elemento a considerar. Con los resultados obtenidos se pudo establecer que el gradiente de carga contaminante, con base en la concentración total (disuelto más particulado) de mayor a menor aporte fue el siguiente:

Fe > Mn > Zn > Cr > Cu > As > Ni > Pb > Hg > Cd

Como ya se ha señalado los fertilizantes no aprovechados por los cultivos y residuos de plaguicidas aplicados para el control de malezas, aportan un gran número, y relativamente en elevadas concentraciones, de EMPT. Entre ellos, cabe destacar el Zn, Pb, Cr, Ni, Cd y As como ha sido identificado por Chen et al. (2019); Guan et al. (2018); Islam et al.

(2018); Li et al. (2020); Liu et al. (2019); Sarker et al. (2020); Wang et al. (2015) y Zhang et al. (2021). En el presente caso de estudio se ha podido comprobar que el enriquecimiento de EMPT a lo largo del DCAR16 se debe fundamentalmente a estos aportes por agroquímicos. Lo anterior es posible afirmarlo, pues con base en que la presencia de otras fuentes puntuales como granjas porcícolas e incluso cabría la posibilidad de incluir las emisiones de combustibles fósiles debido al movimiento de vehículos y maquinaria agrícola (Ashayeri & Keshavarzi, 2019; Chen et al., 2019; Guan et al., 2018; Liu et al., 2019; Sarker et al., 2020) no tendrían gran peso en comparación con el volumen de EMPT aportado por dichos agroquímicos.

Esta carga contaminante estimada se puede comparar con otras investigaciones, como por ejemplo los realizados en Europa, en donde para el Zn se ha estimado una carga contaminante en zonas agrícolas de 9.9-26.8 g Zn/año/ha (Keller & Schulin, 2003), que contrastada con el valor obtenido en el presente estudio de 4.8 g Zn/ha/ciclo de riego (considerado 6 horas de riego para cada ciclo de riego, siendo 4 ciclos de riego que se aplican durante una semana). Mientras que en Brasil (Lacerda et al., 2006) se estudió el Cu, obteniéndose un aporte de 45.5 g Cu/ha/año, y en el presente estudio este aporte fue menor, estimándose un valor de 1.5 g Cu/ha/ciclo de riego. Cabe señalar que estas comparaciones deben ser interpretadas con precaución pues no son ni los mismos cultivos, ni las mismas prácticas agrícolas de riego y fertilización.

Como resumen de los puntos anteriormente abordados, en la Tabla 4.60, se presenta un listado de los EMPT, y cuál sería su más probable fuente de aportación. Esta tabla ha sido construida, por el equipo de investigadores involucrados, con base en una escala de Likert de cuatro puntos (Likert, 1932), señalando con un valor de 3 a la fuente con mayor probabilidad de que sea el origen de la aportación y 0 a la fuente improbable.

Tabla 4.60. Posibles fuentes de aportación de EMPT al sistema de drenaje, cualificados con base en una escala de Likert de cuatro puntos (escala: 0 improbable, 1, poco probable a 3 muy probable)

EMTP	Fuente probable de EMPT				
	Agua para riego	Suelo	Fertilizantes	Plaguicidas	Granjas porcícolas
Fe	0	3	3	0	0
Mn	0	3	3	0	0
Pb	0	2	3	2	0
Cu	0	0	3	2	1
Ni	0	0	0	2	0
Cd	0	0	3	0	1
Zn	0	2	3	2	1
As	2	2	0	3	0
Cr	2	2	3	2	0
Hg	3	0	0	2	0
Suma	7	14	21	15	3
Proporción probable de aporte por fuente	0.12	0.23	0.35	0.25	0.05

Nota: estas proporciones de aporte también podrían ser obtenidas para cada elemento según los valores de esta tabla

4.5.2. Aportes en la BT

Granjas camaronícolas (aportes en la BT)

Como se ha remarcado en el documento, además del drenaje agrícola, se tienen importantes descargas de otra índole en la BT, señalando fuertemente a la actividad de la cultura del camarón. Destacando que, de las 15 regiones a lo largo de la costa del estado de Sonora dedicadas a esta actividad, los parques camaronícolas ubicados en la BT ocupan el tercer lugar en superficie destinada a la producción (infraestructura situada en los extremos norte y sur de la BT).

Esta industria, durante los periodos de actividad, realiza descargas en volúmenes importantes, alrededor de 1,285 hm³ por periodo de actividad de una de las granjas de mayor extensión; volumen de agua de recambio de los estanques. Esta situación se da principalmente aguas arriba de la boca norte, integrándose a la BT un porcentaje de esta descarga que aún no ha sido estimado (García-Hernández, 2004).

La literatura reporta que en las descargas procedentes de esta actividad se ha identificado la presencia de Pb, Cr, Cu, Hg, As, Cd, Mn, Zn, Fe y Ni (Aktaruzzaman et al., 2013; Hatje et al., 2016; Lacerda & Abrao, 1984; León-Cañedo et al., 2017; Natesan et al., 2014).

En la Tabla 1.8 se resume que los 10 EMPT evaluados en este trabajo han sido detectados en los insumos nutricionales del cultivo de camarón y en sus descargas. En esta investigación se observó que los puntos muestreados cercanos a la boca norte de la BT (aledaños a importantes complejos camaronícolas) mostraron concentraciones máximas de Zn y Cr, siendo el Zn uno de los EMPT que están estrechamente vinculado con este tipo de descargas. León-Cañedo et al. (2017) reportan concentraciones de Zn de 5080 ± 328 g/ha/año y de Cu de 598 ± 74 g/ha/año en descargas de esta naturaleza.

Otros aportes

Otras potenciales fuentes de aportación de EMPT a la BT se pueden suponer vía deposición atmosférica o por actividades desarrolladas en la propia bahía. Algunos autores han dado peso importante a la emisión de EMPT por emisiones vehiculares (hasta en un 17%), en donde se incluye la navegación marítima (Tabla 4.60). Si bien es cierto que la navegación en la BT es realizada mediante vehículos pequeños (lanchas de motor) utilizadas para la pesca, en el 2016 se desarrolló infraestructura de atracaderos para una capacidad de 350 embarcaciones. Bajo esta consideración se considera la posible emisión de As, Cd, Pb, Ni, Cu, Mn, Zn, Cr y Hg por navegación pesquera. Finalmente, en proporción menor, pero de importancia a remarcar, es que la presencia de Mn (estimado en un 9%) se debe por propia actividad marina (Wang et al., 2015; Lim, et al., 2006).

En el caso de los **sedimentos**, los agroquímicos aportarían estos elementos en aquella fracción particulada de los EMPT que se descarga a través del sistema de drenaje agrícola. De forma específica, sería el caso del Mn, Pb, Zn y Cr cuya presencia en la fracción particulada en este segmento de la matriz agua fue mayor al 50%. Algunos autores han estimado que el aporte proveniente de las prácticas agrícolas de estos elementos a los sedimentos varía del 28% al 14% por el uso de fertilizantes (Chen et al., 2019; Wang et al., 2015), por prácticas agrícolas en general del 27% (Li et al., 2020) y únicamente por el uso de plaguicidas del 5% (Sarker et al., 2020).

Adicionalmente, en este mismo sistema de drenaje se transportan partículas del suelo que son arrastradas por la escorrentía y flujo en los drenes. En estudios recientes efectuados en el CIAD (Jara-Marini, 2017a) en esta misma SCDCA16, donde se llevó a cabo un muestreo de suelo para determinar la presencia de EMPT, permiten comparar estos valores con los de las muestras de sedimentos (Tabla 4.61) con lo que es posible apreciar que existen concentraciones similares entre suelos (suelos que a su vez adsorben los EMPT aportados por los agroquímicos) y sedimentos en el caso del Cd, Ni, Cu, Mn y Zn, pero se observan valores más altos en los sedimentos para Pb, Fe, Zn y, ligeramente, Hg.

Tabla 4.61. Comparativo del contenido de EMPT en los suelos dentro la SDCA16 y sedimentos en la BT (mg/kg)

EMPT	CIAD (2017) Suelos		Este estudio Sedimentos	
	Máx	Mín	Máx	Mín
As	0.47	0.46	0.58	0.39
Cd	3.95	2.39	2.76	2.25
Pb	4.68	4.43	58.8	30.6
Ni	20.0	17.3	10.1	8.37
Cu	24.1	18.8	14.3	10.7
Fe	18,640	16,610	21,021	17,386
Mn	661	588	641	416
Zn	53.4	51.7	82.2	57.0
Cr	34.4	29.4	22.4	13.8
Hg	0.86	0.80	1.45	0.62

La Tabla 4.62 presenta un resumen de las diferentes fuentes de aportación de EMPT en sedimentos costeros, los cuales pueden encontrarse presentes también en la columna de agua, es decir, en todo el sistema costero de la BT.

Tabla 4.62. Potenciales fuentes de aportación de EMPT en sedimentos de sistemas costeros

Fuente de aportación	Descargas y emisión de residuos de	EMPT aportado
Prácticas agrícolas	Fertilizantes ^{2,4,5,6,10,11} ; drenaje agrícola ³ , plaguicidas ^{4,5,6,8,10}	As ^{10,11} , Cd ^{5,8,10,11} , Pb ^{8,10} , Ni ^{4,10} , Cu ^{2,3,10,11} , Mn ¹¹ , Zn ^{2,3,5,6,10,11} , Cr ^{2,5,10} , Hg ^{6,10,11}
Combinación de descargas	Drenaje mezclado de agua industrial, agrícola y urbanas ^{1,7,11} , y adicionalmente actividades piscícolas ¹	As ^{1,11} , Cd ⁷ , Pb ⁷ , Ni ⁷ , Cu ¹¹ , Mn ¹¹ , Zn ⁷ , Cr ¹¹ , Hg ¹
Industria	Descargas y residuos de la industria de: teñido e impresión ^{2,5} ; minera ^{3,11} ; química ^{5,6} ; metales (aleaciones, galvanoplastia ^{5,9,11} , fundición ⁶), papel ⁵ ; plástico ⁹ ; electrónica ⁶	As ^{2,3,5,6} , Cd ^{2,5,9} , Pb ^{2,5,6,9} , Ni ^{3,5,6,9,11} , Cu ^{5,8,9} , Fe ⁵ , Mn ⁵ , Zn ^{5,9} , Cr ^{3,6,9} , Hg ^{8,9}
Emisión por combustibles fósiles	Emisión vehicular y tráfico ^{1,3} ; motores de maquinaria y equipos agrícolas ³ ; navegación-transportación marítima ^{6,8} ; escapes industriales ²	As ⁸ , Cd ¹ , Pb ³ , Ni ⁸ , Cu ⁶ , Mn ⁶ , Zn ^{1,3} , Cr ⁸ , Hg ²
Actividades comerciales⁹		Zn y Cr ⁹

1) Ashayeri y Keshavarzi (2019). 2) Chen et al., (2019). 3) Guan et al., (2018). 4) Islam et al., (2018). 5) Li et al., (2020). 6) Liu et al., (2019). 7) Nguyen et al., (2020). 8) Sarker et al., (2020). 9) Vu et al., (2017). 10) Zhang et al., (2021), 11). Wang et al., (2015).

En comparación con estudios realizados en otras regiones del mundo en estuarios y zonas costeras cabe señalar que:

- Wang et al. (2015) identificaron que los aportes de EMPT a los sedimentos del estuario del río Yangtze (China) en un 26% provienen directamente de los fertilizantes agrícolas, y en un 13% se atribuye a la mezcla de aguas residuales con drenaje agrícola. El Cu contribuyó en un 65.9%, estando presente tanto en aguas residuales como en fertilizantes. El Cd de origen agrícola contribuye con el 50.9% de este rubro. El Mn se relacionó con el 16.7% del total del aporte por fertilización.
- Guan et al. (2018) determinaron que los aportes y enriquecimiento de Cu y Zn en el Corredor Hexi (China), están relacionados directamente con las actividades agrícolas, dado que, en el área de estudio, la agricultura es la principal fuente de ingresos, por lo que se invierte en productos agrícolas como fertilizantes, pesticidas y estiércol animal para obtener un mejor rendimiento.
- Chen et al. (2019) estimaron que el 75% de los EMPT en los sedimentos del Lago Tai (China) proviene de actividades humanas, siendo el 27.85% producto de fertilizantes agrícolas, principalmente ligado a la presencia de Cr, Cu, y Zn.

- Li et al. (2020) calcularon las contribuciones porcentuales de EMPT en el sistema del río-lago Tai, delta del río Yangtze (China), determinando que el 27.3% proviene de actividades agrícolas, principalmente de Cr, Cd y Zn identificando que el Zn es componente de algunos fungicidas y el Cr está contenido en los fertilizantes fosfatados.

Las condiciones dadas para este estudio no permitieron cuantificar una aproximación de porcentaje de aportación, ya que los alcances se basaron en la identificación de las posibles fuentes de aportación. Según lo determinado por otros autores, el mayor peso se observa para las actividades agrícolas; y considerando la interpretación dada en la Tabla 4.58, se puede asumir que un 60% de los EMPT cuantificados en el curso del DCA16 está relacionado con las actividades agrícolas.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos y de su discusión, se pudo extraer las siguientes conclusiones que se enlistan a continuación:

1. La hipótesis que se planteó en esta investigación se pudo comprobar, dado que la evaluación del contenido de EMPT en agua, sedimentos y organismos del hidrosistema lagunar costero Bahía del Tóbari permitió establecer las fuentes probables de aportación, su biodisponibilidad y el riesgo ecológico existente en el propio hidrosistema.
2. Esta investigación propuso el primer análisis multicomponente para la evaluación y aporte probable de EMPT en el hidrosistema BT, ya que hasta el momento el análisis del agua que descarga a la BT mediante drenaje agrícola tanto en lo referente a su caudal como a la carga contaminante que transporta no había sido considerada.
3. La “SDCA16”, permitió obtener información suficiente para caracterizar la matriz agua en el marco de la dinámica de riego del DR041 y su descarga a la BT durante dos periodos de riego del ciclo de cultivo de trigo. Además, se llevó a cabo la evaluación integral del comportamiento de EMPT en los compartimentos del sistema costero: agua, sedimentos y organismos durante los mismos periodos de tiempo. Tales condiciones permiten considerar a la SDCA16 como un área representativa, y cuyos resultados obtenidos se pueden utilizar para estimaciones a nivel de distrito de riego y/o utilizarlas como valores de referencia/comparativos para otras áreas agrícolas a nivel nacional e internacional.
4. La dinámica del riego y las prácticas agrícolas controlan la presencia de los EMPT en el agua. Las concentraciones de los EMPT en el agua antes y después del riego mostraron incrementos importantes, demostrando que los insumos agrícolas empleados son fuentes de aportación de estos. También es de

- considerar como otra fuente de aportación, aunque en mucho menor peso, la actividad porcícola que existe en el DR041.
5. Las dosis de agroquímicos utilizadas en el DR041 muestran que el empleo de estos es menor a las utilizadas en otras regiones del mundo, lo que implica, comparativamente, que se genere una menor carga contaminante generada. Al mismo tiempo, el volumen excesivo de agua empleada para el riego (con el objetivo de controlar la salinidad de suelo) no refleja la CC liberada por los insumos agrícolas, al producirse un importante proceso de dilución.
 6. Una vez se produce la descarga del DCA16 a la BT, no todos los EMPT son detectables en la columna de agua de la laguna, pero si en los sedimentos de manera abundante, quedando movilizables y biodisponibles al grado de poner en riesgo la biota acuática.
 7. Esta investigación pone de manifiesto que el sistema lagunar BT muestra un deterioro por contaminación progresiva principalmente por Pb, Cd y Hg, debido a los niveles determinados de enriquecimiento y geoacumulación en los sedimentos. Para todo la BT, el conjunto de EMPT en los sedimentos representa una contaminación moderada.
 8. Este trabajo pone en evidencia que la vida acuática del sistema lagunar costero se encuentra en riesgo ecológico potencial de efectos adversos frecuentes debido a la presencia del Cd, Pb y Hg en los sedimentos del sistema.
 9. En cuanto a los organismos, este estudio que los tres organismos investigados pueden ser utilizados como biomonitores de Cu, Zn, Hg, Pb, As y Cd, pues todos mostraron ser macro concentradores de estos elementos. Además, el espécimen AT también puede emplearse para monitorear el Ni, Cr y Fe, elementos frente a los cuales también se observó comportamiento macroconcentrador.
 10. Con respecto a la fuente probable de EMPT, en la BT, otra fuente probable considerada vía antropogénica, resultante de descargas de la actividad camaronícola, actividad desarrollada en el área de muestreo, en donde las muestras analizadas ubicadas en la cercanía de las granjas de camarón mostraron altas concentraciones de elementos fuertemente asociados a esta actividad.
 11. La evaluación de calidad del agua superficial y subterránea destinada a la población está directamente afectada por la presencia de Fe, Cr y Hg. Por ingesta

de las especies acuáticas comestibles analizadas, la población se expone al Cd, Pb y Hg.

12. Esta tesis proporciona valiosa información de índole ambiental y social, para que las autoridades de los diferentes niveles administrativos, tomadores de decisiones y actores de la economía local puedan tomar acciones que permitan, si bien, no revertir los problemas ambientales existentes, mitigarlos en lo posible y construir modelos que no afecten el entorno ni mucho menos pongan en riesgo a la población.

5.2. Recomendaciones

a) En el ámbito de las investigaciones futuras

1. Es necesario el muestreo a la par de cada riego efectuado, por lo que se recomendaría usar el presente modelo de monitoreo para evaluar un ciclo completo de cultivo y comparar resultados.
2. Se debería incluir el muestreo de las descargas de la actividad camaronícola y porcícola para su caracterización y evaluación.
3. Habría que incluir en los análisis de muestras de agua, la fracción de los sólidos en suspensión como un factor a estudiar y que incide en las características de los sedimentos de la BT.
4. Caracterizar los sedimentos desde el punto de vista mineralógico y de los procesos de sorción que pueden afectar a los EMPT.
5. Estimar el balance de masas de los EMPT.

b) En el ámbito social

Ya que uno de los objetivos de este trabajo es permear los resultados obtenidos a las autoridades correspondientes, tomadores de decisiones y a los diversos actores base de la economía local para que estén informados y puedan establecer estrategias de monitoreo y evaluación, así como posibles medidas de mitigación; se extienden las recomendaciones siguientes:

1. Se recomienda a la CEA y/o OOMAPAS prestar atención a la calidad del agua superficial y subterránea en su aptitud para consumo humano, en lo que al contenido de EMPT se refiere.
2. Se recomienda al DR041 continuar con un consumo responsable de insumos agrícolas, disminuyendo en lo posible o eliminando el uso de ingredientes activos del glifosato para el control de la maleza; e idealmente, no combatir el crecimiento natural del mangle. También se propone poner en marcha un sitio óptimo para la disposición de envases vacíos de los fertilizantes y plaguicidas utilizados. Y finalmente, estar al pendiente de los reportes generados por la PAN internacional, sobre las sustancias que ponen en riesgo el ambiente y la salud humana, ya que

varias de las formulaciones declaradas como peligrosas ya prohibidas en varias partes del mundo, se siguen distribuyendo y empleando en México. Es de vital importancia conocerlas y buscar alternativas.

3. De igual manera, al DR041, se le recomienda utilizar los valores de CC estimados en esta investigación para que, con su inventario de agua efectiva utilizada y potencialmente drenada, monitoree la CC global que se vierte en toda la costa del sur de Sonora.
4. A las autoridades de salud, monitorear la calidad de los productos comestibles costeros y alertar a la población para reducir la ingesta, de tal manera que no se produzca “envenamamiento secundario” por biomagnificación de EMPT.
5. A la industria porcícola y camaronícola, y autoridades relacionadas con estas actividades, se recomienda monitorear la calidad de los insumos empleados en el crecimiento de los especímenes, así como buscar alternativas de alimentación que cumplan con nutrientes y requerimientos apropiados. También es necesario un m monitoreo de la calidad del agua que se vierte en la región costera y, si es necesario, realizar un pretratamiento para el control de EMPT que pueden estar siendo descargados a la BT y/o zonas costeras en general.
6. A quien corresponda, monitorear los niveles de Hg en el ambiente en general, aire, suelo y agua, para poder determinar con más precisión la fuente más probable que está afectando el entorno del hidrosistema complejo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, F. J. (2007). *Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. En Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. Editores: Óscar Sánchez, Mónica Herzig, Eduardo Peters, Roberto Márquez-Huitzil y Luis Zambrano. Instituto Nacional de Ecología INECC México, D.F. México. Consultado el 20/03/2017.* <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/533/tecnicas.pdf>
- Abdallah, M. A. M. (2017). Chemical speciation and contamination assessment of Pb and V by sequential extraction in surface sediment off Nile Delta, Egypt. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(1), 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2012.06.001>
- Abrantes, K., & Sheaves, M. (2008). Incorporation of terrestrial wetland material into aquatic food webs in a tropical estuarine wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80(3), 401–412. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.009>
- Acosta, J. A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., & Martínez-Martínez, S. (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318–1324. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.046>
- Acosta-Vargas, B. (2015). *Valoración de factores que influyen en la composición geoquímica de los sedimentos marinos del sistema costero Guaymas-Empalme, Sonora.*
- Acquavella, J. F., Alexander, B. H., Mandel, J. S., Gustin, C., Baker, B., & Chapman, P. (2004). Glyphosate biomonitoring for farmers and their families: Results from the farm family exposure study. *Environmental Health Perspectives*, 112(3), 321–326. <https://doi.org/10.1289/ehp.6667>
- Addams, C. L. (2004). *WATER RESOURCE POLICY EVALUATION USING A COMBINED HYDROLOGIC-ECONOMIC-AGRONOMIC MODELING FRAMEWORK: YAQUI VALLEY, SONORA, MEXICO.*
- Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Second Edition* (L. Springer Science+Business Media, Ed.). <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>
- Aguilar-Apodaca, M. G., Ortiz-Campa, M. J., Meza-Montenegro, M. M., Félix-Fuentes, A., Cantú-Soto, E. U., Balderas-Cortés, J. J., & Mondaca-Fernández, I. (2010). Estudio de la calidad química del agua de abastecimiento de la comunidad yaqui de Pótam,

- Río Yaqui, Sonora. In *Memorias del VIII Congreso Mexicano de Toxicología* (p. 61). Instituto Tecnológico de Sonora. Sociedad Mexicana de Toxicología, A.C. Cuerpo Académico de Ambiente y Salud .
- Ahrens, T. D., Beman, Harrison, J. A., Jewett, P. K., & Matson, P. A. (2008). A synthesis of nitrogen transformations and transfers from land to the sea in the yaqui valley agricultural region of northwest mexico. *Water Resources Research*, 45(7). <https://doi.org/10.1029/2007WR006661>
- Aktaruzzaman, M., Hossain, M., Fakhruddin, A., & Jamal, M. (2013). Water and bottom sediments quality of brackish water shrimp farms in Kaligang Upazila, Satkira, Bangladesh. *Journal of Soil and Environment (Pakistan)*, 32(1), 29–35.
- Alarcón, M., Leal, L., Benavides, A., & Domínguez, R. (2013). *Arsénico en agua. Presencia, cuantificación analítica y mitigación* (S. C. Centro de Investigaciones en Materiales Avanzados, Ed.).
- Alghamdi, B. A., el Mannoubi, I., & Zabin, S. A. (2019). Heavy metals' contamination in sediments of Wadi Al-Aqiq water reservoir dam at Al-Baha region, KSA: Their identification and assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 25(4), 793–818. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1451746>
- Ali, H., Khan, E., & Ilahi, I. (2019). Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
- Allen, P. A. (1997). *Earth Surface Processes*. Oxford: Blackwell Science.
- Alloway, B. (2013). *Heavy metals in soils, trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*.
- Almazán-Benítez, B. (2019). *Análisis del balance de masa de nitrógeno y fósforo en el distrito de riego del río Yaqui (Sonora) y su relación con la calidad del agua subterránea y de la Bahía del Tóbari*.
- Alonso Castillo, M. L., Sánchez Trujillo, I., Vereda Alonso, E., García de Torres, A., & Cano Pavón, J. M. (2013). Bioavailability of heavy metals in water and sediments from a typical Mediterranean Bay (Málaga Bay, Region of Andalucía, Southern Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 76(1–2), 427–434. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.031>
- Alves, R. I. S., Sampaio, C. F., Nadal, M., Schuhmacher, M., Domingo, J. L., & Segura-Muñoz, S. I. (2014). Metal concentrations in surface water and sediments from Pardo

- River, Brazil: Human health risks. *Environmental Research*, 133, 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.05.012>
- Annibaldi, A., Illuminati, S., Truzzi, C., Libani, G., & Scarponi, G. (2015). Pb, Cu and Cd distribution in five estuary systems of Marche, central Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 96(1–2), 441–449. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.008>
- Ansari, T. M., Marr, I. L., & Tariq, N. (2004). Heavy metals in marine pollution perspective. A mini review. *Journal of Applied Sciences*, 4(1), 1–20.
- ANSES. (n.d.). *Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail. L'Observatoire des Résidus des pesticides. Consultado el 30/03/2017.*
- APHA-AWWA-WEF. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (A. W. W. A. W. E. F. American Public Health Association, Ed.; 21st Edition).
- Arche, A. (2010). *Sedimentología del proceso físico a la cuenca sedimentaria* (Alfredo Arche, Ed.). Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- Arriaga-Cabrera, L., Vázquez-Domínguez, E., González-Cano, J., Jiménez-Rosenberg, R., & Muñoz-López, E. (1998). *Regiones prioritarias marinas de México* (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ed.).
- Arroyo, A. J., & Bracamontes, J. (2006). El desarrollo regional en el estado fronterizo de Sonora, México. In *Estudios Fronterizos* (Vol. 7).
- Ashayeri, N., & Keshavarzi, B. (2019). Geochemical characteristics, partitioning, quantitative source apportionment, and ecological and health risk of heavy metals in sediments and water: A case study in Shadegan Wetland, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110495>
- ASTDR. (2005). *Zinc*.
- ASTDR. (2007). *Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades. Resúmenes de Salud Pública - Plomo (Lead)*. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html
- Aubertot, J.-N., Barbier, J.-M., Carpentier, A., Gril, J.-J., Guichard, L., Lucas, P., Savary, S., Savini, I., & Voltz, M. (2005). *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. Rapport d'expertise scientifique collective*.

- Ayala-Mora, R. (2012). *Optimización y estandarización de un método basado en dispersión de matriz en fase sólida para el análisis de plaguicidas organoclorados en leche materna*.
- Ayora-Cañada, M. (n.d.). *Análisis de Aguas. Apuntes de química analítica ambiental*.
- Azzi, V. (2016). *Les apports des métaux traces par les fertilisants chimiques phosphatés dans les sols Libanais: Investigation sur leur devenir et leur transfert*. Université Paul Sabatier - Toulouse III - Université Libanaise.
- Balmori, A., Morales, A. R., & Serrato, P. J. (2012). *La fauna acompañante de la pesca ribereña de camarón en el golfo de California (Sonora y Sinaloa). Informe elaborado por INAPESCA, CRIP-Guaymas y CIBNOR Unidad Guaymas. Guaymas, Sonora, México*.
- Baltas, H., Sirin, M., Dalgic, G., Bayrak, E. Y., & Akdeniz, A. (2017). Assessment of metal concentrations (Cu, Zn, and Pb) in seawater, sediment and biota samples in the coastal area of Eastern Black Sea, Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 475–482. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.059>
- Barats, A., Renac, C., Orani, A. M., Durrieu, G., saint Martin, H., Esteller, M. V., & Garrido Hoyos, S. E. (2020). Tracing source and mobility of arsenic and trace elements in a hydrosystem impacted by past mining activities (Morelos state, Mexico). *Science of the Total Environment*, 712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135565>
- Barbalace. (2002). *Periodic table of elements*. <http://environmentalchemistry.com/yogi/periodic>
- Barbieri, M. (2016). The Importance of Enrichment Factor (EF) and Geoaccumulation Index (Igeo) to Evaluate the Soil Contamination. *Journal of Geology & Geophysics*, 5(1). <https://doi.org/10.4172/2381-8719.1000237>
- Barrera-Bassols, N., & Floriani, N. (2017). *Saberes locales, paisajes y territorios rurales en América Latina* (Editorial Universidad del CAuca, Ed.).
- Baršienė, J., Rybakovas, A., Garnaga, G., & Andreikėnaitė, L. (2012). Environmental genotoxicity and cytotoxicity studies in mussels before and after an oil spill at the marine oil terminal in the Baltic Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(4), 2067–2078. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2100-0>
- Bartual-Sánchez, J., & Berenguer-Sublis, M. (1984). *Pesticidas: clasificación y riesgos principales. Nota Técnica de Prevención (NTP) 143. Ministerio de trabajo y asuntos sociales España. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo*.

- Basta, N. T., & McGowen, S. L. (2004). Evaluation of chemical immobilization treatments for reducing heavy metal transport in a smelter-contaminated soil. *Environmental Pollution*, 127(1), 73–82. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00250-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00250-1)
- Bautista-Olivas, A. L., Mendoza-Cariño, M., Cesar-Rodriguez, J., Colado-Amador, C. E., Robles-Zazueta, C. A., & Meling-López, A. E. (2018, September 1). Above-ground biomass and carbon sequestration in mangroves in the arid area of the northwest of Mexico: Bah a del T bari y estero El Sargento, Sonora. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 24(3), 387–403. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.02.020>
- Bautista-Zuñiga, F. (1999). *Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados: Vol. V. 1* (M. Y. M. Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán, Ed.).
- Beek, B., Böhring, S., Bruckmann, U., Franke, C., Jöhncke, U., & Studinger, G. (2000). The Assessment of Bioaccumulation. In *The Handbook of Environmental Chemistry: Vol. Vol 2 Part J* (Beek, B). Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Beldowski, J., Miotk, M., Beldowska, M., & Pempkowiak, J. (2014). Total, methyl and organic mercury in sediments of the Southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 87(1), 388–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.001>
- Belon, E., Boisson, M., Deportes, I. Z., Eglin, T. K., Feix, I., Bispo, A. O., Galsomies, L., Leblond, S., & Guellier, C. R. (2012). An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 439, 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.011>
- Beman. (2014). Activity, Abundance, and Diversity of Nitrifying Archaea and Denitrifying Bacteria in Sediments of a Subtropical Estuary: Bahía del Tóbari, Mexico. *Estuaries and Coasts*, 37(6), 1343–1352. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9716-y>
- Beman, Arrigo, K., & Matson, P. (2005). Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature Vol 434* , 211–214.
- Beman, & Francis, C. A. (2006). Diversity of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in the sediments of a hypernutrified subtropical estuary: Bahía del Tóbari, Mexico. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(12), 7767–7777. <https://doi.org/10.1128/AEM.00946-06>
- Bhuyan, M. S., & Islam, M. S. (2017). To cite this article: Md. Simul Bhuyan, Md. Shafiquil Islam. A Critical Review of Heavy Metal Pollution and Its Effects in Bangladesh.

- Environmental and Energy Economics*, 2(1), 12–25.
<https://doi.org/10.11648/j.eee.20170201.12>
- Bhuyan, Md. S., Bakar, M. A., Rashed-Un-Nabi, Md., Senapathi, V., Chung, S. Y., & Islam, Md. S. (2019). Monitoring and assessment of heavy metal contamination in surface water and sediment of the Old Brahmaputra River, Bangladesh. *Applied Water Science*, 9(5). <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1004-y>
- Bini, C., & Wahsha, M. (2014). Potentially harmful elements and human health. In *PHEs, Environment and Human Health: Potentially Harmful Elements in the Environment and the Impact on Human Health* (pp. 401–463). Springer Netherlands.
https://doi.org/10.1007/978-94-017-8965-3_11
- Birch, G. F. (2017). Assessment of human-induced change and biological risk posed by contaminants in estuarine/harbour sediments: Sydney Harbour/estuary (Australia). *Marine Pollution Bulletin*, 116(1–2), 234–248.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.013>
- Birch, G., & Taylor, S. (1999). Source of heavy metals in sediments of the Port Jackson estuary, Australia. *The Science of the Total Environment*, 227, 123138.
- BirdLife International. (n.d.). *Important Bird Areas factsheet: Sistema Tóbari*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 28/06/2019.
- Blott, & Pye. (2001). *GRADISTAT*.
- Borbón-Duarte, C. (2020). *TLCAN y T-MEC en el Valle del Yaqui, Sonora: efectos sobre la producción de maíz*.
- Botwe, B. O., Nyarko, E., & Lens, P. N. L. (2018). Settling fluxes and ecotoxicological risk assessment of fine sedimentary metals in Tema Harbour (Ghana). *Marine Pollution Bulletin*, 126, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.001>
- Bowman, B., & Russel, R. (2001). *Present knowledge in nutrition* (B. Bowman & R. Russel, Eds.; 8TH ed.). International Life Sciences Institute.
- Bradl, H. B. (2005). Sources and origins of heavy metals. In Elsevier Ltd. (Ed.), *Heavy Metals in the environment*. .
- Briki, M., Ji, H., Li, C., Ding, H., & Gao, Y. (2015). Characterization, distribution, and risk assessment of heavy metals in agricultural soil and products around mining and smelting areas of Hezhang, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(12), 1–21. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4951-2>

- Bryan, G. W., Langston, W. J., & Langston, J. (1992). Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. In *Environmental Pollution* (Vol. 76).
- Bundschuh, J., Litter, M. I., Parvez, F., Román-Ross, G., Nicolli, H. B., Jean, J. S., Liu, C. W., López, D., Armienta, M. A., Guilherme, L. R. G., Cuevas, A. G., Cornejo, L., Cumbal, L., & Toujaguez, R. (2012). One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment*, 429, 2–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.024>
- Buzzi, N. S., & Marcovecchio, J. E. (2018). Heavy metal concentrations in sediments and in mussels from Argentinean coastal environments, South America. *Environmental Earth Sciences*, 77(8). <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7496-1>
- Buzzi, N. S., Oliva, A. L., Arias, A. H., & Marcovecchio, J. E. (2017). Assessment of trace metal accumulation in native mussels (*Brachidontes rodriguezii*) from a South American temperate estuary. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(18), 15781–15793. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9237-5>
- Cabrera-Muro, H. (1975). Origen y transporte de sedimentos en estuarios. *Ciencias Marinas*, 2(1), 106–114. <https://doi.org/10.7773/cm.v2i1.264>
- Calmano, W., Hong, J., & Förstner, U. (1993). Binding and Mobilization of Heavy Metals in Contaminated Sediments Affected by pH and Redox Potential. *Water Science & Technology*, 28(8–9), 223–335. <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0622>
- Calvet, R. (2003). *Le sol: propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces* (D. France Agricole, Ed.).
- Cámara-Durán, O. A. (1994). Impacto de la agricultura bajo siego sobre la calidad del agua: caso del valle del Yaqui, Sonora. *Ingeniería Hidráulica En México, Vol. IX, Núm 3*, 57–71.
- Campos, V. (2003). Trace elements in pesticides. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34(9–10), 1261–1268. <https://doi.org/10.1081/CSS-120020442>
- Cantu-Soto, E. U., Meza-Montenegro, M. M., Valenzuela-Quintanar, A. I., Félix-Fuentes, A., Grajeda-Cota, P., Balderas-Cortes, J. J., Osorio-Rosas, C. L., Acuña-García, G., & Aguilar-Apodaca, M. G. (2011). Residues of organochlorine pesticides in soils from the southern Sonora, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87(5), 556–560. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0353-5>

- Caporale, A. G., & Violante, A. (2016). Chemical Processes Affecting the Mobility of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. In *Current Pollution Reports* (Vol. 2, Issue 1, pp. 15–27). Springer. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0024-y>
- Carman, C. M., Li, X. D., Zhang, G., Wai, O. W. H., & Li, Y. S. (2007). Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Environmental Pollution*, 147(2), 311–323. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.028>
- Carmona, R., Arce, N., Ayala, L., Mendoza, A., & Hernández, M. (2015). Importancia del noroeste de México para la migración e invernación de las aves playeras. *Revista Biodiversitas - CONABIO*.
- Carpentier, S., Moilleron, R., Beltran, C., Hervé, D., & Thévenot, D. (2002). Quality of dredged material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants. *The Science of the Total Environment*, 299, 57–72. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00278-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00278-4)
- Carvalho, P., & Fowler, S. (1993). An experimental study on the bioaccumulation and turnover of polonium - 210 and lead -210. *Marine Shrimp. Mar Ecol Prog Ser*, 102, 125–133.
- CAWB. (n.d.). *The California Waterboards*. Folleto Informativo 3.1.4.0 (PH). Folleto Informativo 3.1.3.0 (CE/Salinidad).
- CCME. (2001). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. <https://ccme.ca/en/resources/sediment>
- CDC. (n.d.). *Iron. Diet and micronutrients*. Centers for Disease Control and Prevention. Recuperado el 02/07/2021. Retrieved March 29, 2022, from <https://www.cdc.gov/breastfeeding/breastfeeding-special-circumstances/diet-and-micronutrients/iron.html>
- CDI. (2009). *Consulta a los pueblos indígenas de la zona costera del Golfo de California referente al Ordenamiento Ecológico Marino*. <http://www.cdi.gob.mx>
- Chapman, V. (1975). *Mangrove biogeography*. In: G.E. Walsh, S.C. Snedaker y H.T. Teas, eds. *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves Vol.1*. Universidad de Florida. Gainesville. p:3-22.
- Chen, J., Bouchez, J., Gaillardet, J., Louvat, P., & Chen, J. (2014). Behaviors of major and trace elements during single flood event in the Seine River, France ScienceDirect Behaviors of major and trace elements during single flood event in the Seine River,

- France. *Procedia Earth and Planetary Science*, 10, 343–348.
<https://doi.org/10.1016/j.proeps.2014.08.034>
- Chen, L., Qu, G., Sun, X., Zhang, S., Wang, L., Sang, N., Du, Y., Liu, J., & Liu, S. (2013). Characterization of the Interaction between Cadmium and Chlorpyrifos with Integrative Techniques in Incurring Synergistic Hepatotoxicity. *PLoS ONE*, 8(3).
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059553>
- Chen, R., Chen, H., Song, L., Yao, Z., Meng, F., & Teng, Y. (2019). Characterization and source apportionment of heavy metals in the sediments of Lake Tai (China) and its surrounding soils. *Science of the Total Environment*, 694.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133819>
- Chester, R. (2000). *Marine Geochemistry*. (Blackwell Science, Ed.; 2^a. Edition).
- Choi, H. G., Moon, H. B., Choi, M., Yu, J., & Kim, S. S. (2010). Mussel watch program for organic contaminants along the Korean coast, 2001–2007. *Environmental Monitoring and Assessment*, 169(1–4), 473–485. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1190-4>
- Christensen, B. (1982). Management and utilization of mangroves in Asia and the Pacific. FAO. In Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.), *Environment paper 3*. (pp. 1–160).
- CIBIOGEM. (n.d.). *Maíz. Comisión Intersecretarial de Bioseguridad de los Organismos Genéticamente Modificados (CIBIOGEM)*. Retrieved April 5, 2017, from <https://conacyt.mx/cibiogem/maiz>
- Cintrón, G., & Schaeffer-Novelli, Y. (1983). *Introducción a la ecología del manglar* (U. : O. R. de C. y T. de la U. para A. L. y el C. Montevideo, Ed.).
- Colín-Rangel, G. (2007). *Ficha informativa de los humedales de Ramsar (FIR) - Sitio::Sistema lagunar Agiabampo -Bacorehuis - Río Fuerte Antiguo*.
- CONAGUA. (2012). *Programa Hídrico Regional Visión 2030. Región Hidrológico-Administrativa II Noroeste. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA)*.
- CONAGUA. (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Valle del Yaqui (2640), Estado de Sonora*.
- Corami, F., Morabito, E., Gambaro, A., Cescon, P., Libralato, G., Picone, M., Ghirardini, A. V., & Barbante, C. (2020). Geospeciation, toxicological evaluation, and hazard assessment of trace elements in superficial and deep sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(13), 15565–15583.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-07784-7>

- Cortés-Jiménez, J. M. (2008). *Parámetros de calidad del agua procedente del acuífero del Valle del Yaqui, Sonora, e índices de riesgo asociados a su uso agrícola en suelos arcillosos*.
- COSAES. (2014). *Seguimiento a los cultivos de camarón del Estado de Sonora. Informe Final Ciclo 2014*.
- Costa, B. G. B., Soares, T. M., Torres, R. F., & Lacerda, L. D. (2013). Mercury distribution in a mangrove tidal creek affected by intensive shrimp farming. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(5), 537–541. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0957-4>
- Crompton, T. R. (Thomas R. (2007). *Toxicants in aqueous ecosystems: a guide for the analytical and environmental chemist*. Springer.
- Cruz, C., Delgado, C., & Muñoz, M. (2000). Observaciones oceanográficas en la laguna el Tóbari, Sonora. *Resúmenes Del XII Congreso Nacional de Oceanografía*.
- Cruz, T. C., Nayak, G. N., Tiwari, A. K., & Nasnodkar, M. R. (2020). Assessment of metal pollution and bioaccumulation of metals by edible bivalve *Polymesoda erosa* in the Zuari Estuary, west coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, 158. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111415>
- Cruz-Guzmán, M. (2007). *La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales*. . Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla.
- Cruz-Medina, I., & García-Páez, F. (2008). Modelación de los escurrimientos del río Yaqui. *Terra Latinoamericana Vol 26 Núm 2*, 146–152.
- Curl, L., & Curl, K. (2012). *Panorama de la Cuenca del río Yaqui*. InterAmerican Institute for Global Change Research. Recuperada de <http://aquasec.org/wrpg/wp-content/uploads/2012/10/YaquiFactSheet-SpanishFINAL.pdf>Yaqui.
- Custodio, E., & Llamas, M. (1996). *Hidrología subterránea. Tomo I* (Editorial OMEGA, Ed.; Segunda Edición).
- da Silva, C. P., da Silveira, E. L., & de Campos, S. X. (2017). Environmental pollution by heavy metals in the São João River basin, southern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 76(16). <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6890-4>
- Dallinger, R. (1993). *Strategies of metal detoxification in terrestrial invertebrates*. In: *Ecotoxicology of metals in invertebrates* (eds: Dallinger, R. y Rainbow, P. S.). Lewis Publisher, Boca Raton, FL. (pp. 246–332).
- Dang, V. M., Joseph, S., Van, H. T., Mai, T. L. A., Duong, T. M. H., Weldon, S., Munroe, P., Mitchell, D., & Taherymoosavi, S. (2019). Immobilization of heavy metals in

- contaminated soil after mining activity by using biochar and other industrial by-products: the significant role of minerals on the biochar surfaces. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 40(24), 3200–3215. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1468487>
- Daulton, T. L., Little, B. J., Jones-Meehan, J., Blom, D. A., & Allard, L. F. (2007). Microbial reduction of chromium from the hexavalent to divalent state. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71(3), 556–565. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2006.10.007>
- de Paula Filho, F. J., Marins, R. V., de Lacerda, L. D., Aguiar, J. E., & Peres, T. F. (2015). Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE/Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 91(2), 424–428. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.022>
- Defarge, N., Spiroux de Vendômois, J., & Séralini, G. E. (2018). Toxicity of formulants and heavy metals in glyphosate-based herbicides and other pesticides. *Toxicology Reports*, 5, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.025>
- del Río-Salas, M., Durazo-Martínez, A., & Jara-Marini, M. (2016). La acuicultura y su impacto en la zona costera del golfo de California. *Revista de Ciencias Biológicas y de La Salud. Universidad de Sonora. Vol. XVIII, Núm 3.*, 37–46. <http://biotecnica.unison.mx>
- Delgado-Alvarez, C., Ruelas-Inzunza, J., Escobar-Sánchez, O., Covantes-Rosales, R., Pineda-Pérez, I. B., Osuna-Martínez, C. C., Aguilar-Júarez, M., Osuna-López, J. I., Voltolina, D., & Frías-Espericueta, M. G. (2019). Metal Concentrations in Age-Groups of the Clam, *Megapitaria squalida*, from a Coastal Lagoon in Mexico: A Human Health Risk Assessment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103(6), 822–827. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02723-w>
- Demina, L. L., Galkin, S. v., & Shumilin, E. (2009). Bioaccumulation of some trace elements in the biota of hydrothermal fields of the Guaymas Basin (Gulf of California). *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana. Vol. 61, Núm. 1*, 1, 31–45.
- Denaix, L., Semlali, R. M., & Douay, F. (2001). Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition. *Environmental Pollution*, 113, 29–38. www.elsevier.com/locate/envpol
- Devallois, V. (2009). *Transfers et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux*.
- Dias, H. Q., & Nayak, G. N. (2016). Geochemistry and bioavailability of mudflats and mangrove sediments and their effect on bioaccumulation in selected organisms

- within a tropical (Zuari) estuary, Goa, India. *Marine Pollution Bulletin*, 105(1), 227–236. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.026>
- Díaz de Alba, M. I. (2013). *Avances en el control de la contaminación por metales: nuevas metodologías de análisis y especiación metálica en sistemas acuáticos. Estudios en la Bahía de Algeciras.*
- Díaz, P. (2013). *El trigo mexicano viene del sur de Sonora. Nota publicada en el periódico “El Economista” Versión online, 14 de agosto de 2013.* <https://www.eleconomista.com.mx/opinion/El-trigo-mexicano-viene-del-sur-de-Sonora-20130814-0008.html>
- DIGAOHM. (n.d.). *Dirección General Adjunta de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología.* Información General Del Puerto Yávaros. Consultado El 18/12/2017. Retrieved March 30, 2022, from <https://digaohm.semarn.gob.mx/cuestionarios/cnarioYavaros.pdf>
- Ding, S., Chen, M., Gong, M., Fan, X., Qin, B., Xu, H., Gao, S. S., Jin, Z., Tsang, D. C. W., & Zhang, C. (2018). Internal phosphorus loading from sediments causes seasonal nitrogen limitation for harmful algal blooms. *Science of the Total Environment*, 625, 872–884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.348>
- DOF. (2001). *Aviso mediante el cual se informa al público en general que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales ha concluido la elaboración del Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Islas del Golfo de California, así mismo se da a conocer el Resumen del Programa de Manejo respectivo, el plano de localización y zonificación de dicha área. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 17/04/2001.*
- Domínguez-Sánchez, L. (2010). Descripción del sistema ambiental y señalamiento de la problemática ambiental, detectada en el área de influencia del campo pesquero El Paredón Colorado y El Paredoncito, Bahía del Tóbari, Municipio de Benito Juárez, Sonora, para el establecimiento de infraestructura pesquera. *Revista Sistemas Ambientales*, 3(2), 18–61.
- Don Xavier, N. D., Bijoy Nandan, S., Jayachandran, P. R., Anu, P. R., Midhun, A. M., & Mohan, D. (2019). Chronic effects of copper and zinc on the fish, *Etroplus suratensis* (Bloch, 1790) by continuous flow through (CFT) bioassay. *Marine Environmental Research*, 143, 141–157. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.11.002>

- DR041. (n.d.). *Consejo de Administración del Distrito de riego del río Yaqui S. de R.L de IP. y C.V (DR041)*. Retrieved August 18, 2017, from <http://www.drnyaqui.org.mx/directorio.html>
- Drahota, P., Raus, K., Rychlíková, E., & Rohovec, J. (2017). Bioaccessibility of As, Cu, Pb, and Zn in mine waste, urban soil, and road dust in the historical mining village of Kaňk, Czech Republic. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(4), 1495–1512. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9999-1>
- Drasch, G., Horvart, M., & Stoeppler, M. (2004). Mercury. In E. Merian, M. Anke, M. Ihnat, & M. Stoeppler (Eds.), *Elements and Their Compounds in the Environment*. (2nd edn, pp. 931–1005). Wiley-VCH. <https://doi.org/10.1002/9783527619634>
- du Laing, G., de Vos, R., Vandecasteele, B., Lesage, E., Tack, F. M. G., & Verloo, M. G. (2008). Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77(4), 589–602. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.10.017>
- Dugger, D. (1990). Shrimp farming in Mexico yesterday, today, and tomorrow. *Aquaculture Magazine*. [http://www.shrimpnews.com/FreeReportsFolder/HistoryFolder/HistoryMexico/YesterdayTodayTomorrowDurwoodDugger\(1990\).html](http://www.shrimpnews.com/FreeReportsFolder/HistoryFolder/HistoryMexico/YesterdayTodayTomorrowDurwoodDugger(1990).html)
- Dumer-Gutiérrez, J. (2010). *Distribución de metales pesados suspendidos y disueltos en aguas del sistema lagunar el Tóbari, en el estado de Sonora*. Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui.
- Ebadi, A. G., & Hisoriev, H. (2018). Ecological assessment of heavy metals in sediments of the Farahabad region (Iran). *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(3), 1033–1039. <https://doi.org/10.15244/pjoes/76792>
- Eddleston, M., Street, J. M., Self, I., Thompson, A., King, T., Williams, N., Naredo, G., Dissanayake, K., Yu, L. M., Worek, F., John, H., Smith, S., Thiermann, H., Harris, J. B., & Eddie Clutton, R. (2012). A role for solvents in the toxicity of agricultural organophosphorus pesticides. *Toxicology*, 294(2–3), 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2012.02.005>
- EFSA. (2012). EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); Scientific Opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. *European Food Safety Authority Journal*, 10((12):2985), 1–241. <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2012.2985>

- Egorova, K. S., & Ananikov, V. P. (2017). Toxicity of Metal Compounds: Knowledge and Myths. *Organometallics*, 36(21), 4071–4090. <https://doi.org/10.1021/acs.organomet.7b00605>
- ENR. (n.d.). Environment and Natural Resources (ENR). Government of the Northwest Territories (GNWT). Yellowknife, Canada. In *Oxidation-Reduction Potential (ORP)*. Retrieved April 7, 2021, from https://www.enr.gov.nt.ca/sites/enr/files/oxidation-reduction_potential.pdf
- EPA. (n.d.). *Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA en español)*. Glosario Ambiental En Español. Retrieved April 13, 2020, from <https://espanol.epa.gov/espanol/terminos-t>
- EPA. (2006). *Freshwater sediment screening benchmarks. Hierarchy for selection of freshwater sediment benchmarks*. United States Environmental Protection Agency (EPA). <https://www.epa.gov/risk/freshwater-sediment-screening-benchmarks>
- Escobar, Jairo. (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar*. United Nations. Economic Commission for Latin America and the Caribbean, CEPAL. División de Recursos Naturales e Infraestructura.
- Escofet, A., & Bravo-Peña, L. C. (2007). Overcoming environmental deterioration through defensive expenditures: Field evidence from Bahía del Tóbari (Sonora, México) and implications for coastal impact assessment. *Journal of Environmental Management*, 84(3), 266–273. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.005>
- Esmailzadeh, M., Mahmoudpour, E., Haghighat, S., Esmailzadeh, S., Aliani, H., & Yazdanfar, N. (2021). Contamination and ecological risk assessment of trace elements in sediments of the Anzali Wetland, Northern Iran. *Water Science and Technology*, 84(9), 2578–2590. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.455>
- Eurostat. (2021). *L'agriculture française en quelques chiffres. Représentation permanente de la France Aupres de l'Union Européenne, Cifras publicadas por Eurostat, l'office statistique de l'Union européenne*. <https://ue.delegfrance.org/l-agriculture-francaise-en-3038>
- FAO, & IFA. (2000). *Estrategias en materia de fertilizantes* (Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación & Asociación internacional de la industria de fertilizantes, Eds.).
- Farreras, S. F. (2006). *Hidrodinámica de lagunas costeras*.

- Feng, C., Guo, X., Yin, S., Tian, C., Li, Y., & Shen, Z. (2017). Heavy metal partitioning of suspended particulate matter–water and sediment–water in the Yangtze Estuary. *Chemosphere*, 185, 717–725. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.075>
- Feng, Z., Zhu, H., Deng, Q., He, Y., Li, J., Yin, J., Gao, F., Huang, R., & Li, T. (2018). Environmental pollution induced by heavy metal(loid)s from pig farming. *Environmental Earth Sciences*, 77(3). <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7300-2>
- Fernández-Luqueño, F., López-Valdez, F., Gamero-Melo, P., Luna-Suárez, S., Nadia Aguilera-González, E., Martínez, A. I., del Socorro García-Guillermo, M., Hernández-Martínez, G., Herrera-Mendoza, R., Antonio Álvarez-Garza, M., & Rubí Pérez-Velázquez, I. (2013). *Heavy metal pollution in drinking water-a global risk for human health: A review*. 7(7), 567–584. <https://doi.org/10.5897/AJEST12.197>
- Figuerelo, J. E., & Dávila, M. M. (2004). *Química física del ambiente y de los procesos mediambientales* (S. A. Editorial Reverte, Ed.).
- Filgueiras, A. v., Lavilla, I., & Bendicho, C. (2002). Comparison of the standard SM&T sequential extraction method with small-scale ultrasound-assisted single extractions for metal partitioning in sediments. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 374(1), 103–108. <https://doi.org/10.1007/s00216-002-1427-3>
- FIRA. (2015). *Panorama agroalimentario - Maíz*.
- Font, G., Fernández, M., Ruiz, Ma. J., & Picó, Y. (2012). *Residuos de plaguicidas en alimentos. Colección Monografías. Serie Ciencias de los alimentos/nutrición. Editorial Díaz de Santos. Monografía de un capítulo del libro Toxicología alimentaria editado por Cameán y Repetto*.
- Frías-Espericueta, M. G., Aguilar-Juárez, M., Osuna-López, I., Abad-Rosales, S., Izaguirre-Fierro, G., & Voltolina, D. (2011). Metales y camaronicultura en México Los metales y la camaronicultura en México. *Hidrobiológica* (21) 3, 21(3), 217–228.
- Frías-Espericueta, M. G., Osuna-López, J. I., Delgado-Alvarez, C. G., Muy-Rangel, M. D., López-López, G., Izaguirre-Fierro, G., Jaimes-Bustamante, F., Zazueta-Padilla, H. M., Aguilar-Juárez, M., Rubio-Carrasco, W., & Voltolina, D. (2015). Changes in metal contents in shrimp cultured in NW Mexico (2000–2010). *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5). <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4494-6>
- García, M., Sánchez, F., Marín, R., Guzmán, H., Verdugo, N., Domínguez, E., Vargas, O., Panizzo, L., Sánchez, N., Gómez, J., & Cortés, G. (2001). El agua. In P. Leyva-Franco (Ed.), *El medio ambiente en colombia* (Segunda Edición). Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) Colombia.

- García-Gutiérrez, G. F. (2015). *Resistencia, trasvase y conflicto por el agua en Sonora: La oposición al acueducto independencia*.
- García-Hernández, J. (2004). *Diagnóstico del estado de salud de los ecosistemas del sur de Sonora. Proyecto financiado por la World Wildlife Fund (WWF)*.
- García-Hernández, J., Espinosa-Romero, M. J. , C. M. A., Leyva-García, G., Aguilera-Márquez, D., & Torre-Cosío, J. (2015). *Concentración de mercurio y plaguicidas organoclorados (POC) en tejido comestible de jaiba café Callinectes bellicosus de las costas de Sonora y Sinaloa, México. Ciencia Pesquera Número especial 23: 65-79. 65–79*.
- García-Hernández, J., Leyva-García, G., & Aguilera-Márquez, D. (2017). Los plaguicidas altamente peligrosos en el Valle del Yaqui, Sonora. In Fernando Bejarano González (Ed.), *Los plaguicidas altamente peligrosos en México* (Primera Edición, pp. 209–220). Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A. C. (RAPAM). <https://www.rapam.org/wp-content/uploads/2017/09/Libro-Plaguicidas-Final-14-agst-2017sin-portada.pdf>
- García-Navarro, J. A., Franco, L., & Romero, D. (2017). Differences in the accumulation and tissue distribution of Pb, Cd, and Cu in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) exposed to single, binary, and ternary metal mixtures. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(7), 6599–6610. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8349-7>
- García-Ordiales, E., Cienfuegos, P., Roqueñí, N., Covelli, S., Flor-Blanco, G., Fontolan, G., & Loredó, J. (2019). Historical accumulation of potentially toxic trace elements resulting from mining activities in estuarine salt marshes sediments of the Asturias coastline (northern Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4), 3115–3128. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0449-5>
- García-Rico, L., Tejeda-Valenzuela, L., Jara-Marini, M. E., & Gómez-Álvarez, A. (2011). Dissolved and particulate metals in water from Sonora Coast: A pristine zone of Gulf of California: Tals in water from Sonora Coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 176(1–4), 109–123. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1570-9>
- García-Vargas, A., Reyes-Navarrete, M., Alvarado-De la Peña, A., González-Valdez, L., Antuna, D., Vázquez-Alarcón, E., Esteban-Méndez, M., Quintos-Escalante, M., & Herrera-Benavides. (2012). Cloruros totales en el agua de abastecimiento. *Vidspura, Vol. 4 Núm. 1*, 20–21.

- Garrett, R. G. (2000). Natural sources of metals to the environment. *Human and Ecological Risk Assessment (HERA)*, 6(6), 945–963. <https://doi.org/10.1080/10807030091124383>
- Garrido-Hoyos, S., Aguilar-Chávez, A., Esteller-Alberich, V., Díaz-Delgado, C., Jara-Marini, M., Saldaña-Fabela, P., Gómez-Balandra, A., Pérez-Morales, R., Avilés-Flores, M., & Mejía-Astudillo, v. (2019). *Estimación y dispersión de contaminantes en el río Yaqui (Sonora, México): evaluación y riesgos ambientales*.
- Garrido-Hoyos, S., & González-Pérez, B. (2016). *Problemática y alternativas tecnológicas para la remoción de arsénico del agua para uso y consumo humano. Curso teórico impartido por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua para la Comisión Estatal de Baja California Sur en colaboración con Niparajá, A.C.*
- Giannuzzi, L. (2018). *Toxicología general y aplicada. Libros de Cátedra. Editorial de la Universidad Nacional de la Plata. La Plata, Buenos Aires Argentina*. <https://doi.org/10.35537/10915/71533>.
- Goldman, L., & Shafer, A. (2013). *Tratado de medicina interna: Vol. Vol 2* (S.A. Elsevier España, Ed.; 24ª Ed).
- González-Fierro, A., & Ponce-Vélez, G. (2018). Metal pollution in aquatic ecosystems: a case study on Sontecomapan coastal lagoon (State of Veracruz) considered as a reference of pristine ecosystems. In M. E. Castellanos-Páez, A. Esquivel Herrera, J. Aldeco-Ramírez, & M. Pagano (Eds.), *Ecology of the Sontecomapan Lagoon, Veracruz*. IRD Éditions.
- Gonzalez-Ruiz, L., González-Partida, E., Garduño-Monroy, V., Martínez, L., Pironon, J., Díaz-Carreño, E., Yáñez-Dávila, D., Romero-Rojas, W., & Romero-Rojas, M. (2015). Distribución de anomalías geotérmicas en México: una guía útil en la prospección geotérmica. *Revista Internacional de Investigación e Innovación Tecnológica*.
- Gouzy, A., & Ducos, G. (2008). *La connaissance des éléments traces métalliques : un défi pour la gestion de l'environnement*. <https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00961930>
- Goyer, R., Golub, M., Choudhury, H., Hughes, M., Kenyon, E., & Stifelman, M. (2004). *Issue Paper on the Human Health Effects of Metals*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency. Consultado el 10/07/2017. https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/human_health_effects.pdf

- Graedel, T. E. (1978). *Chemical Compounds in the Atmosphere*. Academic Press, New York.
- Grahmann, K., Verhulst, N., Palomino, L. M., Bischoff, W. A., Govaerts, B., & Buerkert, A. (2018). Ion exchange resin samplers to estimate nitrate leaching from a furrow irrigated wheat-maize cropping system under different tillage-straw systems. *Soil and Tillage Research*, 175, 91–100. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.013>
- Grembecka, M., & Szefer, P. (2016). Elemental trace analysis in studies of food products. In *Handbook of Trace Analysis: Fundamentals and Applications* (pp. 203–240). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-19614-5_9
- GS Ingeniería. (2008). *Manifestación de impacto ambiental, modalidad particular para la obra de dragado en la Bahía del Tóbari, municipio de Benito Juárez, Sonora. Proyecto para CONAPESCA-SAGARPA*.
- Guan, J., Wang, J., Pan, H., Yang, C., Qu, J., Lu, N., & Yuan, X. (2018). Heavy metals in Yinma River sediment in a major Phaeozems zone, Northeast China: Distribution, chemical fraction, contamination assessment and source apportionment. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30197-z>
- Guan, Q., Cai, A., Wang, F., Wang, L., Wu, T., Pan, B., Song, N., Li, F., & Lu, M. (2016). Heavy metals in the riverbed surface sediment of the Yellow River, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), 24768–24780. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7712-z>
- Guan, Q., Wang, F., Xu, C., Pan, N., Lin, J., Zhao, R., Yang, Y., & Luo, H. (2018). Source apportionment of heavy metals in agricultural soil based on PMF: A case study in Hexi Corridor, northwest China. *Chemosphere*, 193, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.151>
- Gurung, B., Race, M., Fabbricino, M., Komínková, D., Libralato, G., Siciliano, A., & Guida, M. (2018). Assessment of metal pollution in the Lambro Creek (Italy). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 148, 754–762. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.041>
- Güven, D. E., & Akinci, G. (2013). Effect of sediment size on bioleaching of heavy metals from contaminated sediments of Izmir Inner Bay. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 25(9), 1784–1794. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60198-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60198-3)
- Haberkorn, H., Lambert, C., le Goïc, N., Quéré, C., Bruneau, A., Riso, R., Auffret, M., & Soudant, P. (2014). Cellular and biochemical responses of the oyster *Crassostrea*

- gigas to controlled exposures to metals and Alexandrium minutum. *Aquatic Toxicology*, 147, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.12.012>
- Hamdy, A., Abdel-Dayem, S., & Abu-Zeid, M. (1993). Saline water management for optimum crop production. *Agricultural Water Management*, 24, 189.
- Han, S., Zhang, Y., Masunaga, S., Zhou, S., & Naito, W. (2014). Relating metal bioavailability to risk assessment for aquatic species: Daliao River watershed, China. *Environmental Pollution*, 189, 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.023>
- Hatje, V., de Souza, M. M., Ribeiro, L. F., Eça, G. F., & Barros, F. (2016). Detection of environmental impacts of shrimp farming through multiple lines of evidence. *Environmental Pollution*, 219, 672–684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.056>
- Hauser-Davis, R. A., Bordon, I. C. A. C., Oliveira, T. F., & Ziolli, R. L. (2016). Metal bioaccumulation in edible target tissues of mullet (*Mugil liza*) from a tropical bay in Southeastern Brazil. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 36, 38–43. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.03.016>
- He, W., Guo, W., Qian, Y., Zhang, S., Ren, D., & Liu, S. (2015). Synergistic hepatotoxicity by cadmium and chlorpyrifos: Disordered hepatic lipid homeostasis. *Molecular Medicine Reports*, 12(1), 303–308. <https://doi.org/10.3892/mmr.2015.3381>
- Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (Third Edition). U. S. Geological Survey Water Supply Paper 2254.
- Hernández-Crespo, C., Martín, M., Ferrís, M., & Oñate, M. (2012). Measurement of Acid Volatile Sulphide and Simultaneously Extracted Metals in Sediment from Lake Albufera (Valencia, Spain). *Soil and Sediment Contamination*, 21(2), 176–191. <https://doi.org/10.1080/15320383.2012.649374>
- Hernández-García, M. G. (2018). *Entre mares y desiertos. Los pescadores ribereños de la costa de Sonora frente al riesgo y la crisis ambiental*. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Hou, D., He, J., Lü, C., Ren, L., Fan, Q., Wang, J., & Xie, Z. (2013). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 135–144. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.03.012>
- Hu, J., Zhou, S., Wu, P., & Qu, K. (2017). Assessment of the distribution, bioavailability and ecological risks of heavy metals in the lake water and surface sediments of the Caohai plateau wetland, China. *PLoS ONE*, 12(12). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189295>

- Huang, L., Rad, S., Xu, L., Gui, L., Song, X., Li, Y., Wu, Z., & Chen, Z. (2020). Heavy metals distribution, sources, and ecological risk assessment in Huixian Wetland, South China. *Water (Switzerland)*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/w12020431>
- IGME. (n.d.). *Composición química de las aguas subterráneas naturales. Libro 43. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España*. Retrieved April 16, 2020, from https://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/1_1.pdf
- Ihunwo, O. C., Dibofori-Orji, A. N., Olowo, C., & Ibezim-Ezeani, M. U. (2020). Distribution and risk assessment of some heavy metals in surface water, sediment and grey mullet (*Mugil cephalus*) from contaminated creek in Woji, southern Nigeria. *Marine Pollution Bulletin*, 154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111042>
- IMIP. (2010). *Anuario Estadístico Municipal de Cajeme Edición 2010. Dirección de Programación Presupuesto. Instituto Municipal de Investigación y Planeación Urbana de Cajeme (IMIP). Administración 2009-2012*.
- IMTA. (2014). *¿Cómo se produce el proceso de transporte de sedimentos en los ríos?* <https://www.iagua.es/noticias/mexico/imta/14/12/22/como-se-produce-proceso-transporte-sedimentos-lo-rios>
- Industria Acuícola. (2010). Producción de camarón en México. Vol 6. Núm 3. <https://issuu.com/industriaacuicola/docs/revista6.3>
- INE. (1985). *Generación del modelo para la protección y restauración ecológica en cuencas. Tomo 1. Clasificación AE 002071. Instituto Nacional de Ecología. Libros INE*.
- INEGI. (1993). *Estudio hidrológico del estado del estado de Sonora*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- INEGI. (2017). *Anuario estadístico y geográfico de Sonora 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. 62 p. www.inegi.org.mx
- INEGI. (2019). *Esperanza de vida. Cuéntame de México. Población*. <https://cuentame.inegi.org.mx/poblacion/esperanza.aspx?tema=P>
- INIFAP. (2011). *Agronomía del trigo en el sur de Sonora: Vol. Libro Técnico No. 6* (A. y P. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Centro de Investigación Regional del Noroeste, & Campo Experimental Norman E. Borlaug, Eds.).
- INIFAP. (2017). *Agenda Técnica Agrícola Sonora* (A. y P. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Ed.).
- Iqbal, Z., Abbas, F., Ibrahim, M., Qureshi, T. I., Gul, M., & Mahmood, A. (2020). Human health risk assessment of heavy metals in raw milk of buffalo feeding at wastewater-

- irrigated agricultural farms in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(23), 29567–29579. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09256-4>
- Islam, M. S., Hossain, M. B., Matin, A., & Islam Sarker, M. S. (2018). Assessment of heavy metal pollution, distribution and source apportionment in the sediment from Feni River estuary, Bangladesh. *Chemosphere*, 202, 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.077>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jara-Marini, M. (2017a). *Determinación de metales pesados en suelos agrícolas del DR041, elaborados en el Centro de Investigación de Alimentación y Desarrollo*.
- Jara-Marini, M. (2017b). *Proceso de extracción secuencial utilizado en los ensayos de laboratorio de Toxicología del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD) Unidad Hermosillo*.
- Jara-Marini, M. E., Molina-García, A., Martínez-Durazo, Á., & Páez-Osuna, F. (2020). Trace metal trophic transference and biomagnification in a semiarid coastal lagoon impacted by agriculture and shrimp aquaculture. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(5), 5323–5336. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06788-2>
- Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F., & Páez-Osuna, F. (2009). Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere*, 77(10), 1366–1373. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.09.025>
- Jara-Marini, M. E., Tapia-Alcaraz, J. N., Dumer-Gutiérrez, J. A., García-Rico, L., García-Hernández, J., & Páez-Osuna, F. (2013a). Comparative bioaccumulation of trace metals using six filter feeder organisms in a coastal lagoon ecosystem (of the central-east Gulf of California). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), 1071–1085. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2615-z>
- Jara-Marini, M. E., Tapia-Alcaraz, J. N., Dumer-Gutiérrez, J. A., García-Rico, L., García-Hernández, J., & Páez-Osuna, F. (2013b). Distribution and accumulation of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in the surface sediments of El Tobarí Lagoon, central-East Gulf of California: An ecosystem associated with agriculture and aquaculture activities. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48(14), 1842–1851. <https://doi.org/10.1080/10934529.2013.823341>

- Jarsjö, J., Andersson-Sköld, Y., Fröberg, M., Pietroni, J., Borgström, R., Löv, Å., & Kleja, D. B. (2020). Projecting impacts of climate change on metal mobilization at contaminated sites: Controls by the groundwater level. *Science of the Total Environment*, 712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135560>
- Jin, Z., Ding, S., Sun, Q., Gao, S., Fu, Z., Gong, M., Lin, J., Wang, D., & Wang, Y. (2019). High resolution spatiotemporal sampling as a tool for comprehensive assessment of zinc mobility and pollution in sediments of a eutrophic lake. *Journal of Hazardous Materials*, 364, 182–191. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.09.067>
- Jorgensen, S. (2016). *Ecotoxicology and Chemistry Applications in Environmental Management* (1st Edition). CRC Press.
- Kabata-Pendias. (2011). *Trace Elements in Soils and Plants* (CRC Press Taylor & Francis Group, Ed.; Cuarta Edición).
- Kabata-Pendias, A. (2004). Soil-plant transfer of trace elements - An environmental issue. *Geoderma*, 122(2-4 SPEC. ISS.), 143–149. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.004>
- Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). *Trace Elements from Soil to Human* (Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Ed.).
- Kabata-Pendias, A., & Pendias, H. (1999). *Biogeochemistry of trace elements* (W. (in P. Wyd Nauk PWN, Ed.; 2nd Ed).
- Kartal, Ş., Aydin, Z., & Tokalioğlu, Ş. (2006). Fractionation of metals in street sediment samples by using the BCR sequential extraction procedure and multivariate statistical elucidation of the data. *Journal of Hazardous Materials*, 132(1 SPEC. ISS.), 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.091>
- Katya, K., Lee, S., Yun, H., Dagoberto, S., Browdy, C. L., Vazquez-Anon, M., & Bai, S. C. (2016). Efficacy of inorganic and chelated trace minerals (Cu, Zn and Mn) premix sources in Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone) fed plant protein based diets. *Aquaculture*, 459, 117–123. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.03.033>
- Keller, A., & Schulin, R. (2003). Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes on arable and dairy farms. *European Journal of Agronomy*, 20(1–2), 181–198. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00075-3](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00075-3)
- Kim, B. S. M., Angeli, J. L. F., Ferreira, P. A. L., de Mahiques, M. M., & Figueira, R. C. L. (2018). Critical evaluation of different methods to calculate the Geoaccumulation Index for environmental studies: A new approach for Baixada Santista –

- Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 548–552. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.049>
- Kim, C. S., Anthony, T. L., Goldstein, D., & Rytuba, J. J. (2014). Windborne transport and surface enrichment of arsenic in semi-arid mining regions: Examples from the Mojave Desert, California. *Aeolian Research*, 14, 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.aeolia.2014.02.007>
- Kjerfve, B. (1986). Comparative oceanography of coastal lagoons. In *Estuarine Variability* (pp. 63–81). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-761890-6.50009-5>
- Kowalska, J. B., Mazurek, R., Gąsiorek, M., & Zaleski, T. (2018). Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(6), 2395–2420. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0106-z>
- Kumar, V., Sharma, A., Pandita, S., Bhardwaj, R., Thukral, A. K., & Cerda, A. (2020). A review of ecological risk assessment and associated health risks with heavy metals in sediment from India. In *International Journal of Sediment Research* (Vol. 35, Issue 5, pp. 516–526). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.03.012>
- Lacerda, L. D., & Abrao, J. J. (1984). Heavy metal accumulation by mangrove and salt marsh intertidal sediments. *Rev Bras Bot*, 7, 49–52.
- Lacerda, L. D., Soares, T. M., Costa, B. G. B., & Godoy, M. D. P. (2011). Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87(6), 657–661. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0399-4>
- Lacerda L.D., Santos J.A., & Madrid R.M. (2006). Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, 52(12), 1816–1823. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.09.019>
- Lahijanzadeh, A. R., Rouzbahani, M. M., Sabzalipour, S., & Nabavi, S. M. B. (2019). Ecological risk of potentially toxic elements (PTEs) in sediments, seawater, wastewater, and benthic macroinvertebrates, Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 377–389. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.030>
- Lankford, R. (1977). Coastal Lagoons of Mexico their origin and classification. In *Estuarine Processes* (pp. 182–215). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-751802-2.50022-9>
- Lares-Orozco, M. F., Robles-Morúa, A., Yopez, E. A., & Handler, R. M. (2016). Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a

- resource for the design of localized mitigation strategies. *Journal of Cleaner Production*, 127, 522–532. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.128>
- Laws, E. A. (2000). *Aquatic Pollution. An Introductory text* (Inc. N. Y. John Wiley & Sons, Ed.; 3rd Edition).
- Leal-Soto, S., Valenzuela-Quintanar, A., Gutiérrez-Coronado, M., Bermúdez-Almada, M., García-Hernández, J., Aldana-Madrid, M., Grajeda-cota, P., Silveira-Gramont, M., Meza-Montenegro, M., Palma-Durán, A., Leyva-García, G., Camarena-Gómez, B., & Valenzuela-Navarro, P. (2014). Residuos de plaguicidas organoclorados en suelos agrícolas. *Terra Latinoamericana Vol. 32, Núm. 1*.
- Lee, W. P., Payus, C., Ali, S. A. M., & Vun, L. W. (2017). Selected Heavy Metals in *Penaeus vannamei* (White Prawn) in Aquaculture Pond near Likas Lagoon, Sabah, Malaysia. *International Journal of Environmental Science and Development*, 8(7), 530–533. <https://doi.org/10.18178/ijesd.2017.8.7.1010>
- Leonard, E. M., Barcarolli, I., Silva, K. R., Wasielesky, W., Wood, C. M., & Bianchini, A. (2011). The effects of salinity on acute and chronic nickel toxicity and bioaccumulation in two euryhaline crustaceans: *Litopenaeus vannamei* and *Excirolana armata*. *Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology*, 154(4), 409–419. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2011.07.011>
- León-Cañedo, J. A., Alarcón-Silvas, S. G., Fierro-Sañudo, J. F., Mariscal-Lagarda, M. M., Díaz-Valdés, T., & Páez-Osuna, F. (2017). Assessment of environmental loads of Cu and Zn from intensive inland shrimp aquaculture. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(2). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5783-z>
- León-Cañedo, J. A., Alarcón-Silvas, S. G., Fierro-Sañudo, J. F., Rodríguez-Montes de Oca, G. A., Partida-Ruvalcaba, L., Díaz-Valdés, T., & Páez-Osuna, F. (2019). Mercury and other trace metals in lettuce (*Lactuca sativa*) grown with two low-salinity shrimp effluents: Accumulation and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 650, 2535–2544. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.003>
- Lesven, L. (2008). *Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique*. L'Université des Sciences et Technologies de Lille. Ecole doctorale des Sciences de la matière du Rayonnement et de l'Environnement.
- Li, Y., Chen, H., & Teng, Y. (2020). Source apportionment and source-oriented risk assessment of heavy metals in the sediments of an urban river-lake system. *Science of the Total Environment*, 737. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140310>

- Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T. J., Yuan, Z., & Huang, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 468–469, 843–853. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
- Lide, D. R., Baysinger, G., Berger, L. I., Goldberg, R. N., Kehiaian, H. v, Kuchitsu, K., Roth, D. L., & Zwillinger, D. (2005). *CRC Handbook of Chemistry and Physics. Internet version* (CRC Pres, Ed.; 85 Edición). <http://www.hbcpnetbase.com>
- Lim, D. I., Jung, H. S., Choi, J. Y., Yang, S., & Ahn, K. S. (2006). Geochemical compositions of river and shelf sediments in the Yellow Sea: Grain-size normalization and sediment provenance. *Continental Shelf Research*, 26(1), 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.10.001>
- Lions, J. (2004). *Etude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt: expérimentations, étude in situ et modélisations. Thèse de doctorat. École Nationale Supérieure des Mines de Paris. France 248p.*
- Liu, J. J., Diao, Z. H., Xu, X. R., & Xie, Q. (2019). Effects of dissolved oxygen, salinity, nitrogen and phosphorus on the release of heavy metals from coastal sediments. *Science of the Total Environment*, 666, 894–901. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.288>
- Liu, J., Yin, P., Chen, B., Gao, F., Song, H., & Li, M. (2016). Distribution and contamination assessment of heavy metals in surface sediments of the Luanhe River Estuary, northwest of the Bohai Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 633–639. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.020>
- Liu, R., Guo, L., Men, C., Wang, Q., Miao, Y., & Shen, Z. (2019). Spatial-temporal variation of heavy metals' sources in the surface sediments of the Yangtze River Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 138, 526–533. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.010>
- Livingstone, D. R. (1993). Review Biotechnology and Pollution Monitoring: Use of Molecular Biomarkers in the Aquatic Environment. In *J. Chem. Tech. Biotechnol* (Vol. 57).
- Lobell, D. B., Ortiz-Monasterio, J. I., Asner, G. P., Matson, P. A., Naylor, R. L., & Falcon, W. P. (2005). Analysis of wheat yield and climatic trends in Mexico. *Field Crops Research*, 94(2–3), 250–256. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2005.01.007>

- Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., & Muñoz Garcia, F. G. (2016). LOS RIESGOS DE LOS METALES PESADOS EN LA SALUD HUMANA Y ANIMAL. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145. [https://doi.org/10.18684/bsaa\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/bsaa(14)145-153)
- López-Calderón, M. (2012). *Áreas críticas para la conservación de Zostera marina en lagunas costeras del noroeste de México*.
- Lyle-Fritch, L. P., Romero-Beltrán, E., & Páez-Osuna, F. (2006). A survey on use of the chemical and biological products for shrimp farming in Sinaloa (NW Mexico). *Aquacultural Engineering*, 35(2), 135–146. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.09.006>
- Ma, Y., Qin, Y., Zheng, B., Zhao, Y., Zhang, L., Yang, C., Shi, Y., & Wen, Q. (2016). Three Gorges Reservoir: metal pollution in surface water and suspended particulate matter on different reservoir operation periods. *Environmental Earth Sciences*, 75(21). <https://doi.org/10.1007/s12665-016-6220-2>
- Maanan, M., Saddik, M., Maanan, M., Chaibi, M., Assobhei, O., & Zourarah, B. (2015). Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecological Indicators*, 48, 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.034>
- Macías-Zamora, J., Sánchez-Osorio, J., Ramírez-Álvarez, N., & García-Hernández, J. (2008). *Diagnóstico de contaminantes orgánicos persistentes (COP) en el Valle del Yaqui. Reporte final Número de registro INE/A1-006/2008*.
- Madeddu, R. (2005). *Estudio de la influencia del cadmio sobre el medioambiente y el organismo humano: Perspectivas experimentales, epidemiológicas y morfofuncionales en el hombre y en los animales de experimentación*.
- Maíz-Larralde, P. (2008). *Informe Final-Inventario Nacional de Liberaciones de Mercurio-México 2004. Reporte para el Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y REcursos Naturales. Revisión 2008*.
- Malsiu, A., Shehu, I., Stafilov, T., & Faiku, F. (2020). Assessment of Heavy Metal Concentrations with Fractionation Method in Sediments and Waters of the Badovci Lake (Kosovo). *Journal of Environmental and Public Health*, 2020. <https://doi.org/10.1155/2020/3098594>
- Malvandi, H. (2017). Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1–2), 547–553. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.035>

- Manahan, S. (2010). *Environmental Chemistry* (9th ed.). CRC Press Taylor & Francis Group.
- Marchand, C., Fernandez, J. M., & Moreton, B. (2016). Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Science of the Total Environment*, 562, 216–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.206>
- Márquez-Berber, S. R., Almaguer-Vargas, G., Schwentesius-Rindermann, R., & Ayala-Garay, A. V. (2014). *Situación, retos y tendencias para el desarrollo rural sustentable. Trigo en Sonora y su contexto nacional e internacional. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria (CEDRSSA). Cámara de Diputados, LXII Legislatura. México.*
- Martínez-Córdova, L. R., Martínez-Porchas, M., & Cortés-Jacinto, E. (2009). Camaronicultura mexicana y mundial: ¿Actividad sustentable o industria contaminante? *Rev. Int. Contam. Ambient*, 25(3), 181–196.
- Martínez-Durazo, A. (2013). *Evaluación del impacto de la actividad acuícola sobre la trama trófica de la laguna el Tóbari mediante isótopos estables C y N.*
- Martínez-Durazo, A., García-Hernández, J., Páez-Osuna, F., Soto-Jiménez, M. F., & Jara-Marini, M. E. (2019). The influence of anthropogenic organic matter and nutrient inputs on the food web structure in a coastal lagoon receiving agriculture and shrimp farming effluents. *Science of the Total Environment*, 664, 635–646. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.343>
- Martino, M., Turner, A., Nimmo, M., & Millward, G. E. (2002). Resuspension, reactivity and recycling of trace metals in the Mersey Estuary, UK. *Marine Chemistry*, 77, 171–186. www.elsevier.com/locate/marchem
- Masindi, V., & Muedi, K. L. (2018). Environmental Contamination by Heavy Metals. In *Heavy Metals*. InTech. <https://doi.org/10.5772/intechopen.76082>
- Maulvault, A. L., Anacleto, P., Barbosa, V., Sloth, J. J., Rasmussen, R. R., Tediosi, A., Fernandez-Tejedor, M., van den Heuvel, F. H. M., Kotterman, M., & Marques, A. (2015). Toxic elements and speciation in seafood samples from different contaminated sites in Europe. *Environmental Research*, 143, 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.09.016>
- Mazurek, R., Kowalska, J., Gąsiorek, M., Zadrożny, P., Józefowska, A., Zaleski, T., Kępa, W., Tymczuk, M., & Orłowska, K. (2017). Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of

- pollution. *Chemosphere*, 168, 839–850.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.126>
- Mccullough, E., Falcon, W. P., & Naylor, R. L. (2005). *Coping with Drought: An Analysis of Crisis Responses in the Yaqui Valley*.
- Mcgeer, J. C., Brix, K. v, Skeaff, J. M., Deforest, D. K., Brigham, S. I., Adams, W. J., & Green#, A. (2003). Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(5), 1017–1037.
- Medel Reyes, A. (2009). *Fisicoquímica de jales mineros y evaluación de biosólidos como propuesta de remediación*.
- Meinke, W., & Taylor, J. (1972). *Analytical chemistry: key to progress on national problems*. National Bureau of Standards Special Publications 351.
- Mejías, B., & Jerez, B. (2006). *Guía para la toma de muestras de residuos de plaguicidas. Agua, sedimento y suelo. Boletín por el Centro Regional de -Investigación Carillanca del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Ministerio de Agricultura, producto de Licitación 612-807-LE05 “Estudio de Metodologías para la Evaluación de Riesgo Ambiental de la Aplicación de Plaguicidas”, financiado por el Servicio Agrícola y Ganadero, SAG. Temuco, Chile*.
- Mekapogu, M., Nadimikeri, J., Madri, P. K., & Devi, S. (2018). A study on zinc speciation of Tungabhadra River sediments, Kurnool, south India: A tool in metal pollution monitoring. *International Journal of Sediment Research*, 33(4), 510–517.
<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2017.11.001>
- Mencías-Rodríguez, E., & Mayero-Franco, L. (2000). *Manual de toxicología básica* (Ediciones Díaz de Santos S. A., Ed.; Primera Edición).
- Méndez-Ramos, C. (2011). *Regionalización del Golfo de California con base en el ciclo anual de la concentración de clorofila- α* .
- Mendoza-Carranza, M., Sepúlveda-Lozada, A., Dias-Ferreira, C., & Geissen, V. (2016). Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico. *Environmental Pollution*, 210, 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.12.014>
- Metrohm. (2020). *Aplicación para determinación de bromuro en agua. Folleto informativo AN-I-014-2020-05*.

- https://www.metrohm.com/content/metrohm/es_mx/applications/application-notes/aa-i-001-100/an-i-014.html
- Meza, M. M., Kopplin, M. J., Burgess, J. L., & Gandolfi, A. J. (2004). Arsenic drinking water exposure and urinary excretion among adults in the Yaqui Valley, Sonora, Mexico. *Environmental Research*, 96(2), 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2003.08.010>
- Meza-Montenegro, M. M., Gandolfi, A. J., Santana-Alcántar, M. E., Klimecki, W. T., Aguilar-Apodaca, M. G., del Río-Salas, R., de la O-Villanueva, M., Gómez-Alvarez, A., Mendivil-Quijada, H., Valencia, M., & Meza-Figueroa, D. (2012). Metals in residential soils and cumulative risk assessment in Yaqui and Mayo agricultural valleys, northern Mexico. *Science of the Total Environment*, 433, 472–481. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.083>
- Meza-Montenegro, M. M., Kopplin, M. J., Burgess, J. L., & Jay Gandolfi, A. (2008). Urinary arsenic methylation profile in children exposed to low arsenic levels through drinking water. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 90(5), 957–970. <https://doi.org/10.1080/02772240701782140>
- Meza-Montenegro, M. M., Valenzuela-Quintanar, A. I., Balderas-Cortés, J. J., Yañez-Estrada, L., Gutiérrez-Coronado, M. L., Cuevas-Robles, A., & Gandolfi, A. J. (2013). Exposure assessment of organochlorine pesticides, arsenic, and lead in children from the major agricultural areas in Sonora, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64(3), 519–527. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9846-4>
- Mil-Homens, M., Vale, C., Naughton, F., Brito, P., Drago, T., Anes, B., Raimundo, J., Schmidt, S., & Caetano, M. (2016). Footprint of roman and modern mining activities in a sediment core from the southwestern Iberian Atlantic shelf. *Science of the Total Environment*, 571, 1211–1221. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.143>
- Minjares-Lugo, J. L., & Salmón-Castelo, R. F. (2009). Índice económico para el manejo interanual del agua: caso del Distrito de Riego 041 Río Yaqui, México. *Revista de Ingeniería Hidráulica En México*, XXIV(1), 41–54.
- Molina-García, A. (2013). *Bioacumulación, biomagnificación y transferencia estacionales de mercurio en la trama trófica del sistema lagunar El Tóbari, Sonora*. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD) Unidad Hermosillo.
- Molina-Roco, M., Escudey, M., Antilén, M., Arancibia-Miranda, N., & Manquían-Cerda, K. (2018). Distribution of contaminant trace metals inadvertently provided by

- phosphorus fertilisers: movement, chemical fractions and mass balances in contrasting acidic soils. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(6), 2491–2509. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0115-y>
- Moral, R., Perez-Murcia, M. D., Perez-Espinosa, A., Moreno-Caselles, J., Paredes, C., & Rufete, B. (2008). Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from South-eastern Spain. *Waste Management*, 28(2), 367–371. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.01.009>
- Moreira, V. F., & López, A. (2010). Enfermedad de Wilson ¿Qué es? información al paciente. *Revista Española de Enfermedades Digestivas*. Vol. 102, Núm. 1. Pp 55, 102.
- Morel, F., & Price, N. (2003). The biogeochemical cycles of trace metals in the oceans. *Science*, 300, 944–947. <https://doi.org/10.1126/science.1083545>.
- Moreno-Ramos, H. O., Herrera-Andrade, H. M., Cruz-Medina, R. I., & Turrent-Fernández, A. (2014). Estudio de la tecnología de producción de trigo por agrosistema, para señalar necesidades de información. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5, 1351–1363.
- Moreno-Villa E, Aldana-Madrid, M. L., Silveira-Gramont, M. I., Rodríguez-Olibarría, G., Valenzuela-Quintanar, A. I., & Meza-Montenegro, M. (2012). Análisis de piretroides en suelo y agua de zonas agrícolas y urbanas de los valles Yaqui y Mayo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Vol. 28. Núm. 4. Pp. 303-310. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental.*, 28(4), 303–310.
- Mullin, C. A., Fine, J. D., Reynolds, R. D., & Frazier, M. T. (2016). Toxicological Risks of Agrochemical Spray Adjuvants: Organosilicone Surfactants May Not Be Safe. *Frontiers in Public Health*, 4. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2016.00092>
- Munoz-Hernandez, A., Mayer, A. S., & Watkins, D. W. (2011). Integrated Hydrologic-Economic-Institutional Model of Environmental Flow Strategies for Rio Yaqui Basin, Sonora, Mexico. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 137(2), 227–237. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000108](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000108)
- Murrieta-Ruiz. (2014). Patrones de distribución de plaguicidas organoclorados en *Amphibalanus amphitrite* y *Megabalanus coccopoma* (Crustacea: Balanidae) en la zona centro y sur de la costa del estado de Sonora. División de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad de Sonora. Hermosillo, Son. México. In *Tesis de Licenciatura*.

- Mwakalapa, E. B., Simukoko, C. K., Mmochi, A. J., Mdegela, R. H., Berg, V., Bjorge Müller, M. H., Lyche, J. L., & Polder, A. (2019). Heavy metals in farmed and wild milkfish (*Chanos chanos*) and wild mullet (*Mugil cephalus*) along the coasts of Tanzania and associated health risk for humans and fish. *Chemosphere*, 224, 176–186. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.063>
- Nafziger, E. (n.d.). Corn. In C. and E. Sciences. U. of I. at U. C. College of Agricultural (Ed.), *Illinois Agronomy Handbook* (pp. 13–26). Retrieved May 29, 2021, from <http://extension.cropsciences.illinois.edu/handbook/>
- Naseem, S., Hamza, S., Nawaz-ul-Huda, S., Bashir, E., & ul-Haq, Q. (2014). Geochemistry of Cd in groundwater of Winder, Balochistan and suspected health problems. *Environmental Earth Sciences*, 71(4), 1683–1690. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2572-z>
- Nasnodkar, M. R., & Nayak, G. N. (2017). Chemical speciation and bio-availability of selected trace metals in the mudflat core sediments of the tropical estuaries, India. *Environmental Earth Sciences*, 76(21). <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7081-z>
- Natesan, U., Madan Kumar, M., & Deepthi, K. (2014). Mangrove sediments a sink for heavy metals? An assessment of Muthupet mangroves of Tamil Nadu, southeast coast of India. *Environmental Earth Sciences*, 72(4), 1255–1270. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3043-x>
- Navarro, M. L., Velázquez, G., Paz Gutiérrez, T. I., González, V., & Trenado, P. (2013). *Informe de los impactos provocados por la implementación del acueducto Independencia a cargo del gobierno del Estado de Sonora en el territorio Yaqui*.
- Naveedullah, Hashmi, M. Z., Yu, C., Shen, H., Duan, D., Shen, C., Lou, L., & Chen, Y. (2013). Risk assessment of heavy metals pollution in agricultural soils of siling reservoir watershed in Zhejiang province, China. *BioMed Research International*, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/590306>
- Naylor, R. L., Falcon, W. P., & Puente-González, A. (2001). *Policy reforms and Mexican agriculture: views from the Yaqui Valley*. www.cimmyt.org
- Newman, M. C. (2014). *Fundamentals of Ecotoxicology: The Science of Pollution* (4th ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b17658>
- Ngole-Jeme, V. M., & Fantke, P. (2017). Ecological and human health risks associated with abandoned gold mine tailings contaminated soil. *PLoS ONE*, 12(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172517>

- N'guessan, Y. M., Probst, J. L., Bur, T., & Probst, A. (2009). Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of the Total Environment*, 407(8), 2939–2952. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.047>
- Nobels, I., Spanoghe, P., Haesaert, G., Robbens, J., & Blust, R. (2011). Toxicity ranking and toxic mode of action evaluation of commonly used agricultural adjuvants on the basis of bacterial gene expression profiles. *PLoS ONE*, 6(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024139>
- Nollet, L. M. L., & Rathore, H. S. (2009). *Handbook of pesticides. Methods of pesticides residues analysis*. CRC Press Taylor & Francis Group.
- NOM-127-SSA1-1994. (2000). *MODIFICACION a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo human. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. DOF 20 de junio 2000*.
- Nordberg, G. F., Fowler, B. A., Nordberg, M., & Friberg, L. (2007). *Handbook on the Toxicology of Metals* (Tercera Edición). Elsevier Academic Press.
- Olmedo-Vázquez, V. (2017). *Determinación de indicadores de gestión en los módulos del distrito de riego No. 041, Río Yaqui (Sonora, México)*. Universidad de Córdoba - Escuela Superior de Ingeniería Agronómica y Montes.
- OMS. (1984). *Environmental Health Criteria 36. Fluorine and fluorides. World Health Organization - Organización Mundial de la Salud (OMS)*.
- OMS. (2003). *Zinc in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*.
- OMS. (2006). *Guías para la calidad del agua potable (recurso electrónico). Primer apéndice de la tercera edición. Volumen 1. Recomendaciones*.
- OMS. (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano. Cuarta Edición que incorpora la primera adenda (Guidelines for drinking water quality: fourth edition incorporating first addendum)*. Ginebra. Organización Mundial de la Salud. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO (Cuarta Edición).
- OMS. (2021). *Intoxicación por plomo y salud. Recuperado 02/12/2021*. <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health>
- Orabi, O., & Khalifa, M. M. (2020). Biota sediment accumulation and bioconcentration factors of trace metals in the snail *Melanoides tuberculata* from the agricultural drains

- of the Manzala Lagoon, Egypt. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(15), 17754–17761. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08200-w>
- Orani, A. M., Vassileva, E., Renac, C., Schmidt, S., Angelidis, M. O., Rozmaric, M., & Louw, D. (2019). First assessment on trace elements in sediment cores from Namibian coast and pollution sources evaluation. *Science of the Total Environment*, 669, 668–682. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.059>
- Orrantía-Urias, F. (2008). *Evaluación económica, social y ambiental del desempeño del Sistema de toma de agua directa del océano en el parque acuícola Los Mélagos, Sonora*.
- Osuna-López, J. I., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C., & Ortega-Romero, P. (1989). Metales pesados disueltos y particulados en el puerto de Mazatlán. *Anales Del Instituto de Ciencias Del Mar y Limnología Vol 16, Núm 2. Universidad Nacional Autónoma de México*, 307–320.
- Osuna-Mascaro, A., Cruz-Bustos, T., Marie, B., Checa, A. G., & Marin, F. (2015). Heavy metals in mollusc shells: A quick method for their detection. *Key Engineering Materials*, 672, 340–345. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.672.340>
- Ouali, N., Belabed, B. E., Zeghdoudi, F., & Rachedi, M. (2018). Assessment of metallic contamination in sediment and mullet fish (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) tissues from the East Algerian coast. *Journal of Water and Land Development*, 38(1), 115–126. <https://doi.org/10.2478/jwld-2018-0048>
- Páez-Osuna. (2001). *La interacción camaronicultura y medio ambiente*. In: Páez-Osuna, F. (ed.) *Camaronicultura y Medioambiente*. ICMYL-UNAM. PUAJ y Colegio de Sinaloa, pp. 15-21.
- Pai, P., Niemi, D., & Powers, B. (2000). A North American inventory of anthropogenic mercury emissions. *Fuel Processing Technology*, 65, 101–115. www.elsevier.com/locate/fuproc
- Palleiro-Suárez, L. (2016). *Influencia de la escorrentía rural sobre el aporte de metales pesados y sedimentos al sistema fluvial: Análisis a escala cuenca*.
- PAN. (2021). *Lista de plaguicidas altamente peligrosos de PAN internacional*. https://pan-international.org/wp-content/uploads/PAN_HHP_List-es.pdf
- Pedroza-González, E. (2014). *Manejo y distribución del agua en distritos de riego: breve introducción didáctica* (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Ed.). <http://hdl.handle.net/20.500.12013/1711>

- Peinado-Guevara, H., Green-Ruiz, C., Herrera-Barrientos, J., Escolero-Fuentes, A., Delgado-Rodríguez, O., Belmonte-Jiménez, S., & Ladrón de Guevara, M. (2011). Calidad y aptitud de uso agrícola y doméstico del agua del acuífero del río Sinaloa, porción costera. *Revista Hidrobiológica*, 63–76.
- Pelletier, E., Campbell, P., & Denizeau, F. (2004). *Écotoxicologie moléculaire Principes fondamentaux et perspectives de développement* (Presses de l'Université du Québec, Ed.).
- Peña de la Torre, I. (2008). *Manual de operación del distrito de riego del Valle del Yaqui*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. .
- Peña-Salamanca, E. J., Cantera K. J. R, & Muñoz, E. (2012). *Evaluación de la contaminación en ecosistemas acuáticos, un estudio de caso en la Laguna de Sonso, Cuenca alta del río Cuaca* (Programa Editorial de la Universidad del Valle., Ed.). Programa Editorial de la Universidad del Valle. Colección Ciencias Naturales y Exactas-Biología. [https://doi.org/Doi 10.25100/peu.82](https://doi.org/Doi%2010.25100/peu.82)
- Peng, J. feng, Song, Y. hui, Yuan, P., Cui, X. yu, & Qiu, G. lei. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 161, Issues 2–3, pp. 633–640). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061>
- Pignotti, E., Guerra, R., Covelli, S., Fabbri, E., & Dinelli, E. (2018). Sediment quality assessment in a coastal lagoon (Ravenna, NE Italy) based on SEM-AVS and sequential extraction procedure. *Science of the Total Environment*, 635, 216–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.093>
- Ponce, B., & Gambaudo, S. (2005). Carbonatos. In H. Nelson & R. Sarudianski (Eds.), *Minerales para la agricultura en Latinoamérica* (pp. 303–424). CEPS, Centro de Estudios para la Sustentabilidad.
- PROCOMAR. (2010). *Obra de dragado en bahía Jitzámuri, municipio de Ahome, Sinaloa, elaborado por "PROCOMAR, S.A de C.V" para la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA), SAGARPA*.
- Qiu, Y. W. (2015). Bioaccumulation of heavy metals both in wild and mariculture food chains in Daya Bay, South China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 163(PB), 7–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.036>
- Radomyski, A., Lei, K., Giubilato, E., Critto, A., Lin, C., & Marcomini, A. (2018). Bioaccumulation of trace metals in aquatic food web. A case study, Liaodong Bay, NE China. *Marine Pollution Bulletin*, 137, 555–565. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.002>

- Rainbow, P. S., Phillips, D. J. H., & Depledge, M. H. (1990). The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. A need for laboratory investigation of accumulation strategies. *Marine Pollution Bulletin*, 21(7), 321–324.
- Rajeshkumar, S., & Li, X. (2018). Bioaccumulation of heavy metals in fish species from the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Toxicology Reports*, 5, 288–295. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.01.007>
- Rangel-Medina, M., Gutiérrez-Heredia, R., & Grijalva-Noriega, F. (2005). Geoquímica de la salinidad y origen del agua subterránea en el acuífero del Valle del Yaqui, Sonora, México. Resumen. *V Congreso Nacional de Aguas Subterráneas. Asociación Geohidrológica Mexicana*, 113–114.
- Rangel-Medina, M., Monrreal-Saavedra, R., & Minjarez-Sosa, I. (2013). Hidrogeoquímica de la salinidad y origen del agua subterránea en el acuífero Valle del Yaqui, Sonora, México. In *El resto del abastecimiento de agua potable. Calidad del agua y su gestión*. Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de los Altos.
- RECORD. (2002). *Etat de l'art concernant la mesure des émissions et le traitement des métaux dans les fumées: Cas du cadmium, du mercure et du plomb, n°00-0220/1A*. www.record-net.org
- Reetz, H. F. (2016). *Fertilizers and their efficient use* (Primera Edición). International Fertilizer industry Association, IFA.
- Reimann, C., & Garrett, R. G. (2005). Geochemical background - Concept and reality. *Science of the Total Environment*, 350(1–3), 12–27. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.047>
- Remington, J., & Gennaro, A. (2003). *Remington Farmacia . Versión en español de "Remington: The science and practice of pharmacy, 20th"*. Traducido por Editorial Médica Panamericana, S. A. ISBN: 950-06-1867-2. Buenos Aires Argentina.
- Repetto-Jiménez, M. (1995). *Toxicología avanzada* (S. A. Editorial Díaz de Santos, Ed.).
- Repetto-Jiménez, Manuel., & Repetto-Kuhn, Guillermo. (2009). *Toxicología fundamental. Cuarta Edición*. Díaz de Santos.
- Rigola, M. (1989). *Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales* (Productica, Ed.).
- Riley, W. J., Ortiz-Monasterio, I., & Matson, P. A. (2001). Nitrogen leaching and soil nitrate, nitrite, and ammonium levels under irrigated wheat in Northern Mexico. In *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (Vol. 61).

- Rodgers, K. J., Hursthouse, A., & Cuthbert, S. (2015). The potential of sequential extraction in the characterisation and management of wastes from steel processing: A prospective review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(9), 11724–11755. <https://doi.org/10.3390/ijerph120911724>
- Rodrigues, E. T., Alpendurada, M. F., Ramos, F., & Pardal, M. Â. (2018). Environmental and human health risk indicators for agricultural pesticides in estuaries. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 150, 224–231. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.12.047>
- Rodríguez, L., Ruiz, E., Alonso-Azcárate, J., & Rincón, J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1106–1116. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.04.007>
- Rodríguez-Valencia, J., Crespo, D., & López-Camacho, M. (2010). *La camaronicultura y la sustentabilidad del golfo de California*. <http://www.wwf.org.mx>
- Rollin, C., & Quiot, F. (2006). *Eléments Traces Métalliques - Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude n° INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a*. <https://studylibfr.com/doc/726581/el%C3%A9ments-traces-m%C3%A9talliques---guide-m%C3%A9thodologique>
- Rosemond, A. D., Pringle, C. M., Ramfrez, A., & Paul, M. J. (2001). A test of top-down and bottom control in a detritus-based food web. *Ecology*, 82(8), 2279–2293.
- Ruiz-Fernández, A. C. , F. M. , H.-M. C. , G. B. , A. M. D. , R.-V. J. R. , & P.-O. F. . (2009). Trace Metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) Accumulation Recorded in the Intertidal Mudflat Sediments of Three Coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts*, 32(3), 551–564. DOI <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9150-3> <http://www.jstor.org/stable/40663563>. *Estuaries and Coast*, 32(3), 551–564. <http://www.jstor.org/stable/40663563>
- Ruiz-Ruiz, T. (2017). *Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del Estado de Sonora, México*.
- Rumisha, C., Mdegela, R. H., Kochzius, M., Leermakers, M., & Elskens, M. (2016). Trace metals in the giant tiger prawn *Penaeus monodon* and mangrove sediments of the Tanzania coast: Is there a risk to marine fauna and public health? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132, 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.05.028>

- SAGARPA. (2008). *Proyecto de norma oficial mexicana PROY-NOM-067- PESC-2007 pesca responsable en el embalse de la presa general Álvaro obregón "El oviachic" en el estado de sonora. Parte 1. Especificaciones para el aprovechamiento de los recursos pesqueros. SAGARHPA/Instituto de Acuacultura del Estado de Sonora O.P.D, en coordinación con SAGARPA/CONAPESCA. Referencia SAGARPA/14698.*
<https://cofemersimir.gob.mx/expediente/5754/mir/14698/anexo/562550>
- SAGARPA. (2017). *Planeación Agrícola Nacional 2017 - 2030. Maíz grano blanco y amarillo mexicano.*
- Saleem, M., Iqbal, J., & Shah, M. H. (2015). Geochemical speciation, anthropogenic contamination, risk assessment and source identification of selected metals in freshwater sediments - A case study from Mangla Lake, Pakistan. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management*, 4, 27–36.
<https://doi.org/10.1016/j.enmm.2015.02.002>
- Salomons, W., & Stigliani, W. (1995). *Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments Risk Assessment of Delayed and Non-Linear Responses*. Springer-Verlag.
- Sánchez-Carrillo, S., & Álvarez-Yépez, J. C. (2008). Viabilidad de los manglares artificiales como sistemas de tratamiento de los efluentes camaronícolas en Latinoamérica. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(1), 17–30.
- Sánchez-Ibarra, C., Bermúdez-García, D., Bezaury-Creel, J., Lasch-Thaler, C., Rodríguez-Dowdell, N., Cárdenas-Torres, N., Rojas-González, S., & Gondor, A. (2013). *Plan de acción para la conservación y aprovechamiento sustentable de la biodiversidad terrestre y marina de la región golfo de California y pacífico sudcaliforniano*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), The Nature Conservancy (TNC), Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, A.C.
- Santiago Rivas, S. (2007). *Contribución a la determinación de la fracción de metales traza ligados a las proteínas similares a las metalotioneínas en muestras de mejillón*.
<http://hdl.handle.net/10347/2311>
- Sañudo-Wilhelmy, S., & Flegal, A. R. (1996). *Trace Metal Concentrations in the Surf Zone and in Coastal Waters off Baja California, Mexico*.
- Sarkar, T., Alam, M. M., Parvin, N., Fardous, Z., Chowdhury, A. Z., Hossain, S., Haque, M. E., & Biswas, N. (2016). Assessment of heavy metals contamination and human

- health risk in shrimp collected from different farms and rivers at Khulna-Satkhira region, Bangladesh. *Toxicology Reports*, 3, 346–350. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2016.03.003>
- Sarker, K. K., Bristy, M. S., Alam, N., Baki, M. A., Shojib, F. H., Quraishi, S. B., & Khan, M. F. (2020). Ecological risk and source apportionment of heavy metals in surface water and sediments on Saint Martin's Island in the Bay of Bengal. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(25), 31827–31840. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09384-x>
- Satapathy, S., Panda, C. R., & Jena, B. S. (2019). Risk-based prediction of metal toxicity in sediment and impact on human health due to consumption of seafood (*Saccostrea cucullata*) found in two highly industrialised coastal estuarine regions of Eastern India: a food safety issue. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(5), 1967–1985. <https://doi.org/10.1007/s10653-019-00251-4>
- Schoups, G., Addams, C. L., Minjares, J. L., & Gorelick, S. M. (2006). Sustainable conjunctive water management in irrigated agriculture: Model formulation and application to the Yaqui Valley, Mexico. *Water Resources Research*, 42(10). <https://doi.org/10.1029/2006WR004922>
- SGM. (n.d.). *Geoquímica elaborada por del Servicio Geológico Mexicano. Carta G-12-3, Ciudad Obregón, Sonora, México*. Retrieved February 14, 2019, from <https://www.sgm.gob.mx/GeoInfoMexGobMx/>
- SGM. (2018). *Panorama Minero del Estado de Sonora*.
- Shah, S. L., & Attinag, A. (2005). effects of heavy metals accumulation on the 96-h Lc-50. Values in Tench (*Tinca tinca* L., 1758). *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*, 29, 139–144.
- Shaiek, M., Zaaboub, N., Ayas, D., Martins, V., & Romdhane, M. V. A. (2018). Crabs as Bioindicators of Trace Element Accumulation in Mediterranean Lagoon. *Journal of Sedimentary Environments*, 3(1), 1–11. <https://doi.org/10.12957/jse.2018>
- Sharma, S., & Singh, P. (2022). *Wetlands conservation: current challenges and future strategies* (Firts Ed). Jonh Wiley & Sons Ltd.
- SIAP-SAGARPA. (2017). *Servicio de información agroalimentaria. Información recuperada de las estadísticas*. http://infosiap.siap.gob.mx/anpecuario_siapx_gobmx/indexmpio.jsp.
- SIDUR. (2016). *Programa Regional de Ordenamiento Territorial*.

- Silveira-Gramont, M. I., Aldana-Madrid, M. L., Piri-Santana, J., Valenzuela-Quintanar, A. I., Jasa-Silveira, G., & Rodríguez-Olibarria, G. (2018). Plaguicidas agrícolas: Un marco de referencia para evaluar riesgos a la salud en comunidades rurales en el estado de sonora, México. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 34(1), 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.01.01>
- SINAT-SEMARNAT. (2003). *Sistema Nacional de Trámites (SINAT). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. Manifestación de Impacto Ambiental Modalidad Particular Del Proyecto "Escollera y Canal de Llamada Para La Zona Camaronera de La Atanasia, En Zona Federal Marítimo Terrestre y Terrenos Del Paque Acuícola La Atanasia, Municipio de Bacúm, Sonora. <http://sinat.semarnat.gob.mx/dgiraDocs/documentos/son/estudios/2003/26SO2003HD008.html>
- Soliman, N. F., Younis, A. M., & Elkady, E. M. (2019). An insight into fractionation, toxicity, mobility and source apportionment of metals in sediments from El Tamsah Lake, Suez Canal. *Chemosphere*, 222, 165–174. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.009>
- Solis-Tamayo, J. (2018). *Evaluación dirodinámica de la laguna de Tóbari*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Soto-Varela, F., Rodríguez-Blanco, M. L., Taboada-Castro, M. M., & Taboada-Castro, M. T. (2015). Metals discharged during different flow conditions from a mixed agricultural-forest catchment (NW Spain). *Hydrological Processes*, 29(6), 1644–1655. <https://doi.org/10.1002/hyp.10282>
- Sperling, M. von, Verbyla, M. E., & Oliveira, S. M. A. C. (2020). *Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data A Guide for Students, Researchers and Practitioners* (First Ed). IWA Publishing Alliance House. https://watermark.silverchair.com/wio9781780409320.pdf?token=AQECAHi208BE49Ooan9kKhW_Ercy7Dm3ZL_9Cf3qfKAc485ysgAAAnYwggJyBgkqhkiG9w0BBwaggJjMIICXwIBADCCAlGCSqGSIb3DQEHATAeBgIghkgBZQMEAS4wEQQMPEsIEC_ibvVOK0UPAgEQgIICKfaPLiAkj5Aha0NHdR6qy8ugAyKD16K_Y2fYlomZO4SjyfZAXAu_r1-3V-xFowdChwNL6T-N7PORcd734Qk_WJyVzJtwlZgb-AHmgFH5XDI9YsyVRO9aFAeAQMNpQr9Bd039UvG8e5PAf4EkkBjlqJsNhhAE1WB8-FQ0t9ufSHXE28UA0Nq7DwU2DkESEbIRx9-TDY7W00yVpu_AJ5-I_gSLpX8gnp6zrupHbaYvkgJlc-Tqf1nqFDCfAiB6o4hLqQXWh_uwEu6zjAiTDKf5unKjwfr2YIFssryzQlDs4XHKmCzqa

mlJKXwuL4ot4FkEH0qV-
zBMVJi6gqvc4DZQ1jTQoMbYO6lwpalT7SdEsiesTBvk1ilaiFL6_G8q_aThGaLb2dY
5F5vrtiY9bl5AldSbkhJ-9ecHsmHFrDDYzQs5TYTVPYkXnVVGzQM-
kVNrqh5uflzW1tbLxPUPsxr7plpOpDOZKvw_dzrLhuh8Ln1Uba59ymOwBsJla7LauZ
BdkOsvKNFEyGOf-
zKqbPq4sUkdGxQhmEYfW47S9drffeJKCBMxVzYsxXvCOKwAYFIgutGh9T_hco0h
pRuX8Qh_LeGjF4zhg33ApHf5O4uYKFs5LnzTLeT5Sd5Mi2UKCanHD3JNkygynuH
Hu9KeAiQjewnQbsLBx4001RssVTJQG4t0faExKXkFKbW9Hp-
G8n9GZmvCjqApszMwyaWolpi71YmkIsLD6BV_gU

- Stankovic, S., Jovic, M., Stankovic, A. R., & Katsikas, L. (2012). Heavy metals in seafood mussels. Risks for human health. In *Environmental Chemistry for a Sustainable World* (Vol. 1, pp. 311–373). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2442-6_9
- Stephen. (2018). *Seimentos y rocas sedimentarias*. <https://www.tulane.edu/~sanelson/eens1110/sedrx.htm>
- Sujitha, S. B., Jonathan, M. P., Auriolos-Gamboa, D., Campos Villegas, L. E., Bohórquez-Herrera, J., & Hernández-Camacho, C. J. (2019). Trace elements in marine organisms of Magdalena Bay, Pacific Coast of Mexico: Bioaccumulation in a pristine environment. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(3), 1075–1089. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0198-5>
- Sutherland, R. A., & Tack, F. M. G. (2002). Determination of Al, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in certified reference materials using the optimized BCR sequential extraction procedure. In *Analytica Chimica Acta* (Vol. 454).
- Szefer, P., & Szefer, K. (1990). Metals in molluscs and associated bottom sediments of the southern Baltic. *Helgoländer Meeresuntersuchungen (Helgoland Marine Research)*, 44(3–4), 411–424.
- Tacon, A. G. J. (2002). *Thematic Review of Feeds and Feed Management Practices in Shrimp Aquaculture. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. Work in Progress for Public Discussion. Published by the Consortium.*
- Takeno, N. (2005). *Atlas of Eh-pH diagrams Intercomparison of thermodynamic databases. Intercomparison of thermodynamic databases Geological Survey of Japan Open File Report No.419.*

- Tan, Q. G., Ke, C., & Wang, W. X. (2013). Rapid assessments of metal bioavailability in marine sediments using coelomic fluid of sipunculan worms. *Environmental Science and Technology*, 47(13), 7499–7505. <https://doi.org/10.1021/es401112d>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. In A. Luch & German Federal Institute for risk assessment (Eds.), *Molecular, clinical and environmental toxicology. Experientia Supplementum 101. Environmental Toxicology* (Vol. 3, pp. 113–164). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>
- Teijon-Riviera, J., & Garrido-Pertierra, A. (2006). *Fundamentos de bioquímica estructural* (Editorial TEBAR, Ed.; SEGunda Edición).
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *ANALYTICAL CHEMISTRY*, 51(7).
- Thanh-Nho, N., Strady, E., Nhu-Trang, T. T., David, F., & Marchand, C. (2018). Trace metals partitioning between particulate and dissolved phases along a tropical mangrove estuary (Can Gio, Vietnam). *Chemosphere*, 196, 311–322. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.189>
- thefishsite. (2013). *Importance, Optimisation of Trace Minerals in Shrimp/Fish Nutrition for Development of Immunity*. <https://thefishsite.com/articles/importance-optimisation-of-trace-minerals-in-shrimp-fish-nutrition-for-development-of-immunity>
- Tholkappian, M., Ravisankar, R., Chandrasekaran, A., Jebakumar, J. P. P., Kanagasabapathy, K. v., Prasad, M. V. R., & Satapathy, K. K. (2018). Assessing heavy metal toxicity in sediments of Chennai Coast of Tamil Nadu using Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Spectroscopy (EDXRF) with statistical approach. *Toxicology Reports*, 5, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2017.12.020>
- Thomann, R. v, Mahony, J. D., & Mueller, R. (1995). Steady-State model of biota sediment accumulation factor for metals in two marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(11), 1989–1998.
- Tian, K., Wu, Q., Liu, P., Hu, W., Huang, B., Shi, B., Zhou, Y., Kwon, B. O., Choi, K., Ryu, J., Seong Khim, J., & Wang, T. (2020). Ecological risk assessment of heavy metals in sediments and water from the coastal areas of the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Environment International*, 136. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105512>
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). *Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index*. 33, 566–575.

- Torres Guerrero, C. A., Gutiérrez Castorena, M. del C., Ortiz Solorio, C. A., & Gutiérrez Castorena, E. v. (2016). *Manejo agronómico de los Vertisoles en México: una revisión*. *Terra Latinoamericana*, Volumen 34, Núm 4. 457–466.
- UAM. (n.d.). *Sistema Lagunar Tóbari-Siaric*. Retrieved March 18, 2017, from <http://investigacion.izt.uam.mx/ocl/SONORA/tobari.doc>
- Uauy, R., Maass, A., & Araya, M. (2008). Estimating risk from copper excess in human populations. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 867–871. <https://academic.oup.com/ajcn/article-abstract/88/3/867S/4649180>
- UNAM. (n.d.). *Instituto de biología de la UNAM. Áreas de Importancia Para Las Aves*. Mapa Sensible Del Programa de Conservación de Aves Vulnerables y Sus Hábitat En México. Sociedad Para El Estudio y Conservación de Las Aves En México A.C. (CIPAMEX) Consultado El 08/09/2017. Retrieved March 30, 2022, from <http://www.ibiologia.unam.mx/cipamex/PROAVES.htm>
- UNEP-GESAMP. (1985). *Cadmium, lead and tin in the marine environment. UNEP Regional Seas Report and Studies No. 56 GESAMP Report and Studies*, 22: 1-62.
- U.S. EPA. (2001). *Methods for Collection, Storage and Manipulation of Sediments for Chemical and Toxicological Analyses: Technical Manual* (O. of water U.S. Environmental Protection Agency, Ed.).
- Ustaoglu, F., & Islam, M. S. (2020). Potential toxic elements in sediment of some rivers at Giresun, Northeast Turkey: A preliminary assessment for ecotoxicological status and health risk. *Ecological Indicators*, 113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106237>
- Valenzuela-Borbolla, A. (2013). *Sistemas de información geográfica de módulos del distrito de Riego 041, Río Yaqui*.
- Varanasi, U., Stein, J., Reichert, W., Tilbury, K., Krahn, M., & Chan SL. (1992). Chlorinated and aromatic hydrocarbons in bottom sediments, fish and marine mammals in US coastal waters: laboratory and field studies of metabolism and accumulation. In C. Walker & D. Livingstone (Eds.), *Persistent pollutants in marine ecosystem* (pp. 83–115). SETAC Special Publication. Oxford' Pergamon Press.
- Vargas-González, H. H., Arreola-Lizárraga, J. A., García-Hernández, J., Mendoza-Salgado, R. A., Zenteno-Savín, T., & Méndez-Rodríguez, L. C. (2017). Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiáridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 33(Special Issue 1), 7–22. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp02.01>

- Vargas-González, V. (2018). *Cambios en la biodisponibilidad de elementos traza asociados a procesos de eutrofización en sistemas lagunares del Golfo de California*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.
- Vega-Granillo, E. L., Cirett-Galán, S., de La Parra-Velasco, M. L., & Zavala-Juárez, R. (2011). *Hidrogeología de Sonora, México*, in Calmus, Thierry, ed., *Panorama de la geología de Sonora, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Boletín 118, cap. 8, p. 267–298, 12*.
- Venkatramanan, S., Chung, S. Y., Ramkumar, T., & Selvam, S. (2018). Ecological risk assessment of selected heavy metals in the surface sediments of three estuaries in the southeastern coast of India. *Environmental Earth Sciences*, 77(4). <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7294-9>
- Vicente-Martorell, J. J. (2010). *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de las costa suratlántica andaluza afectados por contaminación difusa*. Universidad de Cadiz.
- Vicente-Martorell, J. J., Galindo-Riaño, M. D., García-Vargas, M., & Granado-Castro, M. D. (2009). Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2–3), 823–836. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.106>
- Victorava, L. F., & Feoktistova, Y. C. (2018). El metabolismo del cobre. Sus consecuencias para la salud humana / Metabolism of copper. Its consequences for human health. *Mediplus Vol. 16 Núm.4*, 579–587.
- Villalobos, M., & Leckie, J. O. (2000). The role of carbonate in trace metal soil pollution. *Rev. Int. Contam. Ambient*, 16(4), 157–167.
- Vu, C. T., Lin, C., Shern, C. C., Yeh, G., Le, V. G., & Tran, H. T. (2017). Contamination, ecological risk and source apportionment of heavy metals in sediments and water of a contaminated river in Taiwan. *Ecological Indicators*, 82, 32–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.008>
- Wang, B., & Du, Y. (2013). Cadmium and its neurotoxic effects. In *Oxidative Medicine and Cellular Longevity*. <https://doi.org/10.1155/2013/898034>
- Wang, J., Liu, R., Wang, H., Yu, W., Xu, F., & Shen, Z. (2015). Identification and apportionment of hazardous elements in the sediments in the Yangtze River estuary. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(24), 20215–20225. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5642-9>

- Wedepohl, K. H. (1995). The composition of the continental crust*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(7), 1217–1232.
- Wei, L., Liu, Y., Routh, J., Tang, J., Liu, G., Liu, L., Luo, D., Li, H., & Zhang, H. (2019). Release of heavy metals and metalloids from two contaminated soils to surface runoff in southern China: A simulated-rainfall experiment. *Water (Switzerland)*, 11(7). <https://doi.org/10.3390/w11071339>
- Weinberg, J. (2010). *Introducción a la Contaminación por Mercurio para las ONG. Red Internacional de Eliminación de los Contaminantes Orgánicos (IPEN)*.
- WHSRN. (n.d.). *Bahía del Tóbari. Western Hemisphere shoebird reserve network. Consultado el 07/01/2018. Retrieved March 30, 2022, from .* https://whsrn.org/whsrn_sites/bahia-de-tobari/
- WMO - UNESCO. (2012). *International glossary of hydrology. Geneva, Switzerland. World Meteorological Organization - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (Vol. 385). <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000221862>
- Wu, H., Liu, J., Bi, X., Lin, G., Feng, C. C., Li, Z., Qi, F., Zheng, T., & Xie, L. (2017). Trace metals in sediments and benthic animals from aquaculture ponds near a mangrove wetland in Southern China. *Marine Pollution Bulletin*, 117(1–2), 486–491. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.026>
- WWF. (2005). *Diagnóstico de la pesca ribereña del estado de Sonora, México (2004). Reporte técnico Programa Golfo de California, World Wildlife Fund-México (WWF). Registro PGC-04-QR46-C29. San Carlos, Sonora, México. Editado por Rodríguez-Valencia, J., Rodarte-Harispuru, M., Cisneros-Mata, M.*
- Yin, S., Feng, C., Li, Y., Yin, L., & Shen, Z. (2015). Heavy metal pollution in the surface water of the Yangtze Estuary: A 5-year follow-up study. *Chemosphere*, 138, 718–725. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.07.060>
- Zahra, A., Hashmi, M. Z., Malik, R. N., & Ahmed, Z. (2014). Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah-Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan. *Science of the Total Environment*, 470–471, 925–933. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.017>
- Zapata-Soto, L. (2019). *Acumulación y distribución de metales en sedimentos de la laguna el Tóbari, Sonora, México. Trabajo recepcional en la modalidad de anteproyecto de tesina. Reporte de Estadía.*
- Zaragoza, J. (2019). Rendimiento y calidad de forraje de híbridos de maíz. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas Vol 10 Núm 1*, 101–111.

- Zarezadeh, R., Rezaee, P., Lak, R., Masoodi, M., & Ghorbani, M. (2017). Distribution and accumulation of heavy metals in sediments of the northern part of mangrove in hara biosphere reserve, Qeshm Island (Persian Gulf). *Soil and Water Research*, 12(2), 86–95. <https://doi.org/10.17221/16/2016-SWR>
- Zebral, Y. D., Anni, I. S. A., Afonso, S. B., Abril, S. I. M., Klein, R. D., & Bianchini, A. (2018). Effects of life-time exposure to waterborne copper on the somatotropic axis of the viviparous fish *Poecilia vivipara*. *Chemosphere*, 203, 410–417. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.202>
- Zhang, C., Yu, Z. gang, Zeng, G. ming, Jiang, M., Yang, Z. zhu, Cui, F., Zhu, M. ying, Shen, L. qing, & Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. In *Environment International* (Vol. 73, pp. 270–281). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010>
- Zhang, F., Li, Y., Yang, M., & Li, W. (2012). Content of heavy metals in animal feeds and manures from farms of different scales in Northeast China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(8), 2658–2668. <https://doi.org/10.3390/ijerph9082658>
- Zhang, H., Yin, A., Yang, X., Fan, M., Shao, S., Wu, J., Wu, P., Zhang, M., & Gao, C. (2021). Use of machine-learning and receptor models for prediction and source apportionment of heavy metals in coastal reclaimed soils. *Ecological Indicators*, 122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107233>
- Zhang, Y. J., Zhang, R. T., Sun, H. J., Chen, Q., Yu, X. D., Zhang, T., Yi, M., & Liu, J. X. (2018). Copper inhibits hatching of fish embryos via inducing reactive oxygen species and down-regulating Wnt signaling. *Aquatic Toxicology*, 205, 156–164. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.10.015>
- Zhang, Y., Lu, X., Wang, N., Xin, M., Geng, S., Jia, J., & Meng, Q. (2016). Heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and their potential human health risk in Bohai Bay, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(17), 17801–17810. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6948-y>
- Zhang, Z., Lu, Y., Li, H., Tu, Y., Liu, B., & Yang, Z. (2018). Assessment of heavy metal contamination, distribution and source identification in the sediments from the Zijiang River, China. *Science of the Total Environment*, 645, 235–243. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.026>
- Zhao, S., Feng, C., Wang, D., Liu, Y., & Shen, Z. (2013). Salinity increases the mobility of Cd, Cu, Mn, and Pb in the sediments of Yangtze Estuary: Relative role of sediments'

- properties and metal speciation. *Chemosphere*, 91(7), 977–984.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.001>
- Zhou, J., Ma, D., Pan, J., Nie, W., & Wu, K. (2008). Application of multivariate statistical approach to identify heavy metal sources in sediment and waters: A case study in Yangzhong, China. *Environmental Geology*, 54(2), 373–380.
<https://doi.org/10.1007/s00254-007-0824-5>
- zinprocorporation. (n.d.). *Cost-Efficient Growth*. Retrieved November 11, 2021, from <https://www.zinpro.com/species/aquaculture/#:~:text=Research%20has%20shown%20that%20fish,and%20development%2C%20immunity%20and%20reproduction>

Anexo I

Matriz Agua



- Parámetros in situ
 - Aniones
 - Cationes

PARÁMETROS DE CAMPO Agua para riego: Agua superficial (72% del área regado con el CPA, 28% con el CPB)

pH				T °C				OD mg/L				Redox mV			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
CPA	8.22	8.67	8.15	7.90	22.8	21.0	21.0	23.2	5.45	8.79	8.54	SD	209	290	133
CPB	7.96	8.11	8.00	8.11	23.2	19.2	21.3	24.7	5.40	7.50	8.64	SD	159	210	134
Prom	8.10	8.39	8.08	8.01	23.0	20.1	21.2	24.0	5.43	8.15	8.59	SD	184	250	134
±DS	0.18	0.40	0.11	0.15	0.28	1.27	0.21	1.06	0.035	0.91	0.07	SD	35.4	56.6	0.71

Salinidad PSU				CE µS/cm				SDT mg/L			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
CPA	0.23	0.24	0.20	0.24	474	497	375	228	237	258	265
CPB	0.31	0.25	0.21	0.23	489	512	405	221	244	246	283
Prom	0.27	0.25	0.21	0.24	482	505	390	225	241	252	274
±DS	0.057	0.007	0.007	0.007	10.6	10.6	21.2	4.95	4.95	8.49	12.73

Agua para riego: Agua subterránea

pH				T °C				OD mg/L				Redox mV			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Pozo QTCA	8.55	8.49	8.22	9.13	40.1	39.6	35.0	39.9	3.37	5.52	4.69	SD	109	84	151

Salinidad PSU				CE µS/cm				SDT mg/L			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Pozo QTCA	0.66	0.70	1.10	0.71	1362	1423	1194	1276	851	711	710

Drenaje de riego DR041
Tributarios al Dren (TD)

	pH				T °C				OD mg/L				Redox mV			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
TD-2	8.27	8.33	7.00	8.34	27.5	23.5	23.6	25.3	4.95	8.72	2.75	SD	115	81.5	105	117
TD-4	8.22	7.38	7.50	9.01	19.9	28.5	23.2	25.2	7.87	17.60	6.17	SD	110	163	92.8	146
TD-6	8.16	8.11	8.00	8.80	22.5	25.5	23.4	27.1	6.23	7.78	6.17	SD	129	165	74.7	175
TD-8	9.21	8.48	8.10	9.22	23.7	20.8	22.8	23.9	5.17	9.43	7.30	SD	51.9	251	76.5	202
TD-10	8.56	8.85	8.20	9.80	26.8	21.2	22.4	23.7	5.32	9.49	6.77	SD	104	186	78.5	149
TD-12	8.65	9.56	8.70	9.12	21.9	23.4	20.6	25.0	8.61	13.5	9.17	SD	71.0	111	53.8	215
TD-14	8.50	8.76	8.30	9.71	27.7	27.6	24.3	26.4	6.43	11.5	9.10	SD	56.3	195	42.2	237
Prom	8.51	8.50	7.97	9.14	24.3	24.4	22.9	25.2	6.37	11.1	6.78	SD	91.0	165	74.8	177
±DS	0.36	0.68	0.56	0.51	3.08	3.0	1.18	1.23	1.41	3.42	2.17		30.8	56	21.4	42.9
CV	4.23	7.97	7.01	5.54	12.7	12.2	5.15	4.86	22.1	30.7	32.1		33.8	33.8	28.7	24.2
Máx	9.21	9.56	8.70	9.80	27.7	28.5	24.3	27.1	8.61	17.6	9.17		129	251	105	237
Mín	8.16	7.38	7.00	8.34	19.9	20.8	20.6	23.7	4.95	7.78	2.75		51.9	82	42.2	117

Interpretación de valores

Máximo	Mínimo
Atípico superior	Atípico inferior
Intercuartil	Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio.

Tributarios al Dren (TD) (Continuación)

	Salinidad PSU				CE µS/cm				SDT mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
TD-2	0.41	0.64	1.19	0.63	849	1291	2266	644	425	645	1161	638
TD-4	0.87	0.77	0.79	0.43	1555	1540	1570	438	861	770	785	434
TD-6	0.91	1.30	4.93	1.29	1798	2530	8559	2510	900	1265	4410	1256
TD-8	0.75	0.96	2.16	0.99	1495	1880	4078	1004	747	941	2038	975
TD-10	2.07	1.46	3.31	1.05	3924	2804	6067	1078	1964	1402	3035	1028
TD-12	3.20	1.17	3.52	1.43	5879	2287	6424	1262	2940	1145	3213	1370
TD-14	6.76	4.90	19.3	13.4	11890	8733	30900	18900	5945	4383	15500	8130
Prom	2.14	0.64	5.03	2.75	3913	3009	8852	3691	1969	1507	4306	1976
±DS	2.26	0.77	6.45	4.71	3932	2580	10152	6739	1958	1296	5092	2733
CV	105	1.30	128	172	100	85.7	119	183	99.4	86.0	118	138
Máx	6.76	0.96	19.3	13.4	11890	8733	30900	18900	5945	4383	15500	8130
Mín	0.41	1.46	0.79	0.43	849	1291	1570	438	425	645	785	434

Interpretación de valores			
	Máximo		Mínimo
	Atípico superior		Atípico inferior
	Intercuartil		Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio.

DCA16

	pH				T °C				OD mg/L				Redox mV			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
AR16-1	8.70	8.39	7.70	8.80	26.5	24.7	22.6	27.3	7.51	10.7	6.48	SD	103	80.3	57.2	87
AR16-3	8.01	7.35	SD	8.47	24.3	23.7	22.7	23.3	3.45	9.67	2.60	SD	62.9	63.0	97.0	109
AR16-5	7.94	8.26	7.10	8.66	21.2	25.8	24.1	25.7	4.03	7.20	1.32	SD	99.1	198	98.6	160
AR16-7	7.99	8.08	7.70	8.76	22.9	24.7	22.6	25.9	4.23	6.58	5.11	SD	92.5	181	69.0	188
AR16-9	8.22	8.42	7.90	8.85	25.3	18.8	23.1	25.7	6.00	9.54	5.03	SD	80.5	255	70.3	163
AR16-11	8.22	8.61	7.80	9.10	25.1	19.7	23.6	24.9	6.19	8.84	5.82	SD	116	185	67.8	180
AR16-13	8.20	8.61	7.90	8.13	21.4	21.4	21.2	20.0	6.30	9.93	4.87	SD	90.8	135	60.8	225
AR16-15	8.18	8.69	8.00	8.15	25.3	24.5	23.2	25.2	5.66	9.98	5.71	SD	52.4	163	52.5	252
Prom	8.18	8.30	7.73	8.62	24.0	22.9	22.8	24.8	5.42	9.06	4.62		87.2	71.7	71.7	161
±DS	0.24	0.43	0.30	0.34	1.95	2.60	0.86	2.22	1.38	1.44	1.75		21.1	17.3	17.3	75
CV	2.91	5.23	3.86	3.97	8.14	11.4	3.75	8.97	25.5	15.9	38.0		24.2	24.1	24.1	46
Máx	8.70	8.69	8.00	9.10	26.5	25.8	24.1	27.3	7.51	10.7	6.48		116	98.6	98.6	252
Mín	7.94	7.35	7.10	8.13	21.2	18.8	21.2	20.0	3.45	6.58	1.32		52.4	52.5	52.5	8.7

Interpretación de valores

	Máximo	Mínimo
	Atípico superior	Atípico inferior
	Intercuartil	Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio.

DCA16 (Continuación)

	Salinidad PSU				CE $\mu\text{S/cm}$				SDT mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
AR16-1	0.51	0.65	0.92	0.62	1034	1305	1817	1246	517	652	908	622
AR16-3	0.71	0.67	1.10	0.72	1416	1334	2152	1717	709	667	1077	717
AR16-5	0.88	0.74	1.61	0.81	1735	1486	3085	1726	868	744	1544	809
AR16-7	0.94	0.96	2.65	0.92	1844	1894	4935	1943	922	946	2465	915
AR16-9	1.04	0.93	2.57	0.98	2010	1835	4800	2006	1020	916	2400	965
AR16-11	1.25	1.06	3.12	1.06	2432	2067	5769	2067	1217	1034	2881	1041
AR16-13	1.46	1.19	3.20	1.35	2804	2315	5878	2350	1400	1157	2940	1304
AR16-15	2.43	2.01	4.98	2.31	4557	3819	8919	4176	2278	1909	4455	2171
Prom	1.15	1.03	2.52	1.10	2229	2007	4669	2154	1116	1003	2334	1068
$\pm\text{DS}$	0.59	0.44	1.33	0.54	1090	814	2324	878	544	407	1160	492
CV	51.6	42.9	52.6	49.2	48.9	40.6	49.8	40.8	48.8	40.6	49.7	46.1
Máx	2.43	2.01	4.98	2.31	4557	3819	8919	4176	2278	1909	4455	2171
Mín	0.51	0.65	0.92	0.62	1034	1305	1817	1246	517	652	908	622

Máximo	Mínimo
Atípico superior	Atípico inferior
Intercuartil	Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio.

BAHIA TOBARI

	pH				T °C				OD mg/L				Redox mV			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1-A	7.50	8.72	8.14	8.94	24.8	19.6	19.7	21.4	2.1	5.88	7.29	SD	251	43.7	132	111
P2-A	7.70	8.00	8.09	9.28	24.2	18.9	20.0	22.1	5.9	5.57	7.40	SD	200	47.6	129	142
P3-A	7.08	8.36	8.06	8.95	24.0	16.4	20.3	21.5	2.3	5.84	7.18	SD	221	70.7	128	117
P4-A	7.78	7.95	8.20	9.57	24.8	18.4	20.2	22.7	7.7	5.44	7.70	SD	203	40.8	128	161
P5-A	8.18	8.36	8.17	9.80	24.7	18.2	18.9	23.9	5.9	5.59	8.27	SD	208	26.9	123	119
P6-A	8.26	8.45	8.46	9.33	25.5	21.3	20.2	24.1	7.8	4.79	7.80	SD	216	32.1	127	155
P7-A	8.44	7.92	8.38	8.90	25.5	19.4	20.5	25.4	8.6	5.14	7.78	SD	211	33.3	125	155
P8-A	8.59	8.21	8.26	9.30	24.9	18.3	20.8	25.9	9.5	5.32	7.66	SD	220	39.7	125	156
P9-A	8.52	8.03	8.31	9.58	24.6	18.3	21.0	25.3	8.4	5.20	7.68	SD	219	37.7	128	165
P10-A	8.43	8.26	8.20	8.90	26.0	18.1	20.9	25.7	5.7	5.75	7.71	SD	232	47.1	125	152
P11-A	8.51	8.13	8.25	8.90	25.3	17.8	21.4	25.3	8.0	5.92	7.45	SD	233	58.9	128	173
P12-A	8.13	8.41	8.27	8.90	24.7	17.8	21.0	24.7	8.4	5.97	7.68	SD	232	52.3	126	173
P13-A	8.48	8.23	8.30	8.98	24.5	15.9	20.6	24.7	7.9	7.02	7.62	SD	230	56.5	125	167
P14-A	8.66	7.96	8.44	8.90	24.7	16.1	21.1	22.2	8.7	6.30	7.59	SD	226	24.7	126	156
Prom	8.16	8.21	8.25	9.16	24.9	18.2	20.5	23.9	6.92	5.70	7.63		222	43.7	127	150
±DS	0.47	0.23	0.12	0.31	0.54	1.44	0.66	1.62	2.30	0.55	0.26		13.7	12.9	2.26	20.5
CV	5.80	2.83	1.46	3.43	2.16	7.90	3.20	6.79	13.6	9.63	3.42		6.20	29.6	1.78	13.6
Máx	8.66	8.72	8.46	9.80	26.0	21.3	21.4	25.9	19.5	7.02	8.27		251	70.7	132	173
Mín	7.08	7.92	8.06	8.90	24.0	15.9	18.9	21.4	12.1	4.79	7.18		200	24.7	123	111

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio.

BAHIA TOBARI (Continuación)

	Salinidad PSU				CE $\mu\text{S}/\text{cm}$				SDT mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1-A	35.4	33.74	33.0	35.0	53607	46740	45147	54330	41813	32320	32650	42377
P2-A	36.1	33.50	32.9	34.9	54601	47345	45280	SD	42589	33120	32550	SD
P3-A	33.8	33.52	32.7	35.0	52350	46201	45434	SD	40833	33140	32400	SD
P4-A	33.8	33.69	32.8	35.0	51382	47451	45370	SD	40078	32290	32470	SD
P5-A	26.8	32.04	31.6	34.9	41740	45286	42739	53290	32557	31830	31420	41566
P6-A	28.8	SD	30.2	28.7	44578	43521	42060	53290	34771	SD	30140	41566
P7-A	28.3	29.16	28.3	31.7	43910	42605	40021	48220	34250	29250	28460	37612
P8-A	30.5	29.57	28.6	29.8	46911	42472	40726	45960	36591	29620	28790	35849
P9-A	30.7	26.71	27.7	29.4	47169	39191	39722	45980	36792	27030	27880	35865
P10-A	27.6	27.13	27.8	28.6	43042	38925	39723	40030	33573	27410	28050	31224
P11-A	31.7	26.93	28.7	28.0	48610	38386	41125	40030	37916	27230	28740	31224
P12-A	26.6	24.91	28.8	29.4	41376	35832	41104	41120	32273	25380	28890	32073
P13-A	30.4	20.01	27.8	26.5	46707	28184	42548	37130	36431	20800	28160	28961
P14-A	28.5	29.96	27.2	31.1	44111	40739	42208	42640	34407	29960	22450	33260
Prom	30.6	29.3	29.9	31.29	47150	41634	42372	45638	36777	29183	29504	35598
$\pm\text{DS}$	3.13	4.13	2.25	3.10	4389	5343	2153	6035	3423	3592	2764	4707
CV	10.2	14.1	7.53	9.90	9.31	12.8	5.08	13.2	9.31	12.3	9.37	13.22
Máx	36.1	33.7	33.0	35.0	54601	47451	45434	54330	42589	33140	32650	42377
Mín	26.6	20.0	27.2	26.5	41376	28184	39722	37130	32273	20800	22450	28961

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio.

ANIONES MAYORITARIOS Agua para riego

Agua superficial											
HCO ₃ ⁻ mg/L				CO ₃ ²⁻ mg/L				Cl ⁻ mg/L			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
CPA	97.6	105	115	112		20.3		4.30	4.38	6.21	9.92
CPB	113	120	110	118				7.19	6.38	8.60	8.72
Prom	105	113	113	115		20.3		5.75	5.38	7.4	9.32
±DS	10.9	10.6	3.54	4.24		0.00		2.04	1.41	1.69	0.85
				SO ₄ ²⁻ mg/L				NO ₃ ⁻ mg/L			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
								19.6	21.0	18.3	20.5
								22.0	22.2	25.1	21.0
								20.8	21.6	21.7	20.8
								1.70	0.85	4.81	0.35
								1.08	0.54	0.16	0.49

F mg/L											
Br mg/L				PO ₄ ³⁻ mg/L				NO ₂ ⁻ mg/L			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
CPA								0.13	0.13	0.13	0.13
CPB								0.13	0.13	0.13	0.13
Prom								0.13	0.13	0.13	0.13
±DS								0.00	0.000	0.16	0.34

Agua subterránea											
HCO ₃ ⁻ mg/L				CO ₃ ²⁻ mg/L				Cl ⁻ mg/L			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
QTCA	79.7	95.6	85.9	90.3	13.6	15.4	27.6	146	150	137	139
								20.0	24.3	18.5	18.8
								8.67	8.13	15.48	7.46

F mg/L											
Br mg/L				PO ₄ ³⁻ mg/L				NO ₂ ⁻ mg/L			
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
Pozo QTCA	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13
								0.45	0.40	0.70	0.11
								0.03	0.27	0.25	0.25

Drenaje de riego DR041 Tributarios al Dren (TD)

	HCO ₃ ⁻ mg/L				CO ₃ ²⁻ mg/L				Cl ⁻ mg/L				SO ₄ ²⁻ mg/L				NO ₃ ⁻ mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
TD-2	120	162	150	169	NA	49.7	NA	23.5	38.7	60.2	149	62.2	32.7	50.1	72.7	48.0	6.04	26.5	23.3	38.0
TD-4	125	128	148	81.8	NA	NA	NA	22.2	123	116	127	48.3	80.1	88.0	23.4	34.0	8.68	7.69	39.5	16.9
TD-6	152	140	285	152	NA	NA	NA	33.3	129	415	920	189	112	671	711	161	23.04	23.0	42.9	33.3
TD-8	143	166	200	122	47.3	26.4	NA	40.8	88.3	146	332	143	73.3	135	258	111	30.68	11.4	41.7	26.4
TD-10	264	149	392	97.6	45.5	34.5	NA	58.2	281	405	643	181	231	328	375	141	24.67	22.7	92.6	46.4
TD-12	212	130	174	130	40.0	14.1	34.5	39.3	455	224	212	238	500	263	79	214	28.78	12.9	8.54	20.3
TD-14	180	161	215	130	29.2	33.9	NA	70.7	3443	1779	7313	3268	1072	475	1342	897	19.79	16.1	59.3	32.0
Prom	171	148	223	126	40.5	31.7	34.5	41.1	651	449	1385	590	300	287	409	229	20.2	17.2	44.0	30.5
±DS	52.1	15.7	87.9	29.8	8.15	13.0	0.00	17.8	1239	602	2630	1183	376	225	475	301	9.53	7.00	26.8	10.2
CV	30.5	10.6	39.3	23.7	20.1	40.9	0.00	43.2	190	134	190	201	125	78.4	116	131	47.1	40.7	60.9	33.5
Máx	264	166	392	169	47.3	49.7	34.5	70.7	3443	1179	7313	3268	1072	671	1342	897	30.7	26.5	92.6	46.4
Mín	120	128	148	81.8	29.2	14.1	34.5	22.2	38.7	60.2	127	48.3	32.7	50.1	23	34.0	6.04	7.69	8.54	16.9

Tributarios al Dren (TD) (Continuación)

	NO ₂ ⁻ mg/L				PO ₄ ³⁻ mg/L				Br mg/L				F mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
TD-2	0.54	7.99	24.7	0.95	1.21	2.25	13.4	2.17	0.13	0.13	0.13	0.32	0.05	0.20	0.36	0.32
TD-4	0.13	0.07	0.87	0.13	0.25	0.25	0.75	0.55	0.35	0.35	0.63	0.29	0.37	0.26	0.31	0.35
TD-6	0.13	2.88	0.62	0.13	0.25	0.25	0.82	0.76	0.28	0.61	3.69	0.88	0.20	0.27	0.56	0.35
TD-8	0.55	0.08	2.71	0.13	0.25	0.25	1.47	0.96	0.13	0.35	1.49	0.69	0.28	0.21	0.36	0.37
TD-10	0.86	0.13	3.50	0.79	0.25	0.25	6.54	0.85	0.71	0.50	1.92	0.74	0.39	0.17	0.35	0.36
TD-12	0.13	3.44	0.43	0.13	0.25	0.25	0.60	0.63	1.24	0.47	2.55	1.03	0.20	0.18	0.19	0.25
TD-14	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.51	4.59	3.34	17.1	11.57	0.12	0.26	0.75	0.55
Prom	0.35	2.10	4.71	0.34	0.39	0.54	3.40	0.92	1.06	0.82	4.01	2.22	0.33	0.22	0.41	0.36
±DS	0.30	2.97	8.91	0.36	0.36	0.76	4.92	0.57	1.61	1.12	5.87	4.13	0.27	0.041	0.18	0.091
CV	84.2	141	189	107	93.7	141	144	62.6	151	136	146	186	0.10	18.7	44.9	25.1
Máx	0.86	7.99	24.7	0.95	1.21	2.25	13.4	2.17	4.59	3.34	17.1	11.6	37.2	0.27	0.75	0.55

Min	0.13	0.07	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.51	0.13	0.13	0.63	0.29	0.39	0.17	0.19	0.25

Interpretación de valores		
Máximo		Mínimo
Atípico superior		Atípico inferior
Intercuartil		Promedio

DCA16

	HCO ₃ ⁻ mg/L				CO ₃ ²⁻ mg/L				Cl ⁻ mg/L				SO ₄ ²⁻ mg/L				NO ₃ ⁻ mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
AR16-1	118	139	215	108	23.5	20.3	NA	23.7	64.0	104	62.7	88.5	42.0	73.5	96.1	50.2	9.50	31.50	31.3	36.6
AR16-3	158	208		126	NA	NA	NA	19.8	84.5	130	84.5	78.0	191	51	91.3	53.3	8.82	24.81	56.4	0.50
AR16-5	213	163	338	165	NA	NA	NA	31.5	130	30.2	106	106	96.5	61.6	128	64.8	6.87	18.24	54.0	1.30
AR16-7	175	222	289	143	NA	NA	NA	30.2	123	151	487	126	99.1	106.6	340	95.5	19.75	22.09	35.0	6.62
AR16-9	176	161	289	86.4	NA	24.1	NA	19.9	142	136	308	235	119	107	555	141	13.50	17.6	37.0	38.3
AR16-11	185	157	277	152	NA	28.5	NA	45.1	162	155	607	160	137	125	470	126	33.83	24.7	31.3	33.2
AR16-13	169	146	314	199	NA	26.5	NA	22.3	216	213	576	208	180	244	439	170	19.51	20.6	43.0	39.6
AR16-15	201	143		196	NA	28.1	NA	22.4	462	239	976	445	285	296	535	249	24.34	35.73	45.3	41.7
Prom	174	167	287	147	23.5	25.5		26.9	173	143	445	181	144	133	332	119	17.0	24.4	41.7	24.7
±DS	28.8	30.8	41.5	39.8	0.00	3.38		8.57	126	60.7	276	120	74.4	89.2	199	68.2	9.17	6.36	9.75	18.4
CV	16.5	18.4	14.5	27.1	0.00	13.3		31.9	72.7	42.4	62.08	66.6	51.8	67.0	59.9	57.5	53.9	26.05	23.4	74.4
Máx	213	222	338	199	23.5	28.5		45.1	462	239	976	445	285	296	555	249	33.8	35.7	56.4	41.7
Mín	118	139	215	86.4	23.5	20.3		19.8	64.0	62.7	154	78.0	42.0	51.0	91.3	50.2	6.87	17.6	31.3	0.50

DCA16 (Continuación)

	NO ₂ ⁻ mg/L				PO ₄ ³⁻ mg/L				Br ⁻ mg/L				F ⁻ mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
AR16-1	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.95	0.67	0.13	0.13	0.13	0.72	0.40	0.28	0.24	0.30
AR16-3	0.34	2.94	0.13	0.65	1.67	2.74	9.63	5.36	0.13	0.13	0.71	0.38	0.27	0.20	0.34	0.32
AR16-5	0.13	4.76	23.6	1.50	1.22	1.15	7.97	3.21	0.35	0.15	1.20	0.55	0.24	0.23	0.30	0.37
AR16-7	0.13	16.44	7.02	2.50	0.81	0.83	2.09	2.51	0.29	0.28	2.03	0.65	0.28	0.26	0.39	0.36
AR16-9	0.13	2.56	12.4	0.72	0.73	0.25	1.99	1.85	0.37	0.13	1.82	0.64	0.26	0.22	0.36	0.36
AR16-11	0.13	9.82	12.4	0.13	0.25	0.25	2.01	1.35	0.13	0.13	2.15	0.73	0.27	0.23	0.40	0.35

AR16-13	0.13	0.13	0.13	9.37	0.13	0.25	0.25	0.13	0.25	0.25	0.95	0.51	0.27	2.18	0.92	0.29	0.24	0.41	0.36
AR16-15	0.13	0.13	0.13	4.72	0.13	0.25	0.25	0.13	0.25	0.25	0.85	1.05	0.73	3.95	1.78	0.26	0.26	0.61	0.40
Prom	0.16	4.61	8.72	8.72	0.74	0.68	0.75	0.75	0.75	0.75	2.09	0.37	0.24	1.85	0.76	0.27	0.24	0.39	0.36
±DS	0.07	5.79	7.70	7.70	0.86	0.54	0.88	0.88	0.88	0.88	1.58	0.31	0.21	1.04	0.45	0.02	0.02	0.10	0.022
CV	47.5	125	88.3	88.3	117	79.4	117	117	117	117	75.7	83.1	84.8	56.6	59.4	5.78	8.51	25.4	6.18
Máx	0.34	16.4	23.6	23.6	2.50	1.67	2.74	2.74	2.74	2.74	5.36	1.05	0.73	3.95	1.78	0.29	0.26	0.61	0.40
Mín	0.13	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.67	0.13	0.13	0.71	0.38	0.24	0.20	0.30	0.32

BAHIA TOBARI

	HCO ₃ ⁻ mg/L				CO ₃ ²⁻ mg/L				Cl ⁻ mg/L				SO ₄ ²⁻ mg/L				NO ₃ ⁻ mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1-A	157	107		95.1	NA	21.7	NA	24.0	20688	46220	24538	21268	3019	5995	3866	2267	0.28	0.13	30.2	0.13
P2-A	170	130	104	85.1	NA	NA	NA	30.2	22162	45283	20224	19307	3305	4796	3233	2186	0.13	0.13	36.3	0.13
P3-A	142	114	97	94.8	NA	16.1	NA	24.2	20479	47936	23668	21095	3152	4255	3383	2209	0.13	0.13	25.0	0.13
P4-A	135	111	102	64.6	NA	NA	NA	30.6	20646	34269	19151	20269	3024	5873	3068	2688	0.13	0.13	26.3	22.6
P5-A	142	133	106	63.9	NA	18.8	NA	38.2	15567	22097	20546	20451	2358	2937	3085	2731	0.13	0.13	31.5	0.13
P6-A	151	149	93	90.2	NA	23.0	14.5	33.6	19508	16219	20842	17288	3284	2544	3148	2350	0.73	0.13	31.4	22.1
P7-A	164	156	106	95.6	25.1	NA	15.2	23.2	17043	17416	19832	17857	2486	2420	2874	2412	0.13	0.13	42.6	0.13
P8-A	154	121	112	73.1	27.4	NA	NA	26.5	16712	15432	15826	15942	2472	2379	2490	2223	0.13	0.13	34.3	22.6
P9-A	153	146	103	72.9	25.4	NA	NA	34.9	17709	13500	18975	16785	2548	1915	3000	2290	0.13	0.13	33.9	19.2
P10-A	157	139	122	111	23.8	NA	NA	NA	16262	16511	15967	14911	2419	2497	2241	2085	0.13	0.13	40.8	17.8
P11-A	121	147	97	96.4	19.8	NA	NA	23.4	19123	14853	18339	15030	2872	2195	2496	2103	0.13	0.13	25.2	0.13
P12-A	159	139	108	99.7	NA	20.6	NA	24.2	17553	13950	15093	16008	2650	1806	2301	2198	0.13	0.13	24.1	17.6
P13-A	144	152		105	22.9	NA	NA	27.6	17853	11287	17213	14011	2618	1899	2375	2011	0.13	0.13	73.3	14.1
P14-A	116	143		94.8	22.1	13.6	NA	23.0	17978	17089	16033	16130	2683	2533	2366	2229	0.13	0.13	27.8	18.5
Prom	148	135	105	88.7	23.8	19.0	14.6	27.9	18520	23719	19018	17597	2778	3146	2852	2284	0.18	0.13	34.4	11.1
±DS	15.4	16.0	7.95	14.7	2.48	3.56	0.85	4.90	1947	13489	2875	2462	327	1457	486	208	0.16	0.00	12.6	10.1
CV	10.5	11.8	7.61	16.6	10.4	18.8	5.81	17.6	10.5	56.9	15.1	14.0	11.8	46.3	17.0	9.09	88.4	0.00	36.5	91.0
Máx	170	156	122	111	27.4	23.0	15.2	38.2	22162	47936	24538	21268	3305	5595	3866	2731	0.73	0.13	73.3	22.6

Mín	116	107	93.0	63.9	19.8	13.6	14.0	23.0	15567	11287	15093	14011	2358	1806	2241	2011	0.13	24.1	0.13

Interpretación de valores				
Máximo				Mínimo
Atípico superior				Atípico inferior
Intercuartil				Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

BT (Continuación)

	NO ₂ mg/L				PO ₄ ³⁻ mg/L				Br mg/L				F mg/L			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	80.8	81.2	74.5	73.7	0.025	0.025	0.025	0.025
P2-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	80.4	109	78.5	69.9	0.025	0.025	5.56	0.025
P3-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	94.2	90.7	75.0	74.5	0.025	0.025	5.66	0.025
P4-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	76.2	70.1	75.9	79.2	0.025	0.025	0.025	4.73
P5-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	64.3	71.8	76.1	76.1	0.025	0.025	5.96	0.025
P6-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	63.4	66.6	73.6	60.3	0.025	0.025	0.025	6.16
P7-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	61.3	66.7	69.6	63.2	0.025	0.025	0.025	5.09
P8-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	64.9	66.9	64.9	63.8	0.025	0.025	6.98	5.44
P9-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	65.3	59.0	65.8	63.3	2.50	0.03	7.03	2.62
P10-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	63.8	56.7	61.5	58.8	2.61	0.03	4.35	2.44
P11-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	68.0	56.9	67.8	60.0	0.025	0.025	0.025	2.41
P12-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	56.2	54.9	63.3	56.8	0.025	0.025	0.025	3.02
P13-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	65.0	43.5	61.7	54.2	0.025	0.025	5.7	2.69
P14-A	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	62.6	62.7	63.5	61.1	0.025	0.025	0.025	1.76
Prom	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	69.0	68.3	69.4	65.4	0.39	0.03	2.96	2.60
±DS	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.2	16.5	6.10	7.87	0.92	0.002	3.11	2.13
CV	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	14.8	24.1	8.78	12.0	238	7.06	105	81.8
Máx	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	94.2	109	79.0	79.2	2.61	0.030	7.03	6.16
Mín	0.13	0.13	0.13	0.13	0.25	0.25	0.25	0.25	56.2	43.5	61.5	54.2	0.025	0.025	0.025	0.025

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

CATIONES MAYORITARIOS

Na ⁺ mg/L													Mg ²⁺ mg/L													
C1						C2			C3			C4			C1			C2			C3			C4		
	D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T
CPA	14.7			15.9	18.3		12.9	17.6		16.69	16.9		6.88			6.81	6.58 (6.66)		5.73	8.1		7.04	7.06			
CPB	16.2			17.1	19.3		15.9	23.1		17.30	17.5		7.10			6.79	6.68 (6.83)		6.02	8.3		7.05	7.08			
Prom	15.5			16.5	18.8		14.4	20.4		17.00	17.2		6.99			6.80	6.63		5.88	8.20		7.05	7.07			
±DS	1.06			0.85	0.71		2.12	3.89		0.43	0.42		0.16			0.01	0.07		0.21	0.14		0.01	0.01			

K												Ca																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
	D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T	

Agua subterránea

Na ⁺ mg/L												Mg ²⁺ mg/L																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T					
QTCA		123		137		144		104		151		127		129		0.84		1.33		1.53		1.11		1.52		1.35		1.34			

K ⁺ mg/L												Ca ²⁺ mg/L																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T					
QTCA		2.44		2.81		2.99		2.31		2.60		3.04		2.84		12.9		16.1		18.7		12.9		18.0		14.9		15.5			

Drenaje de riego

Tributarios al Dren (TD)

	Na ⁺ mg/L												Mg ²⁺ mg/L											
	C1			C2			C3			C4			C1			C2			C3			C4		
	D	T*		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T		D	T	
TD-2	43.3			62.2	62.6	158	124	158	72.2	61.8	72.2	7.09	7.09			9.42	13.8	13.8	13.9	17.6	17.6	9.72	9.72	13.8
TD-4	68.0			96.0	97.2	47.0	38.8	47.0	35.11	33.9	35.11	18.4	18.4			15.8	18.3	18.3	15.0	18.0	18.0	10.0	10.0	11.1
TD-6	96.3			182	203	891	500	891	166	164	166	17.1	17.1			27.9	28.8	28.8	42.0	92.1	92.1	23.4	23.4	26.3
TD-8	52.8			102	131	309	217	309	118	116	118	12.0	12.0			24.1	24.9	24.9	29.8	42.2	42.2	17.9	17.9	20.0
TD-10	262			189	209	393	336	393	136	130	136	26.8	26.8			24.3	25.2	25.2	37.6	43.6	43.6	17.7	17.7	21.0
TD-12	381			158	159	488	401	488	191	189	191	49.8	49.8			23.1	25.3	25.3	48.5	58.9	58.9	26.3	26.3	26.9
TD-14	1747			668	717	3089	2370	3089	1686	1286	1686	183	183			71.1	81.2	81.2	179	303	303	180	180	192
Prom	379			233	225	768	855	768	389	346	389	44.9	44.9			20.1	29.5	29.5	52.3	82.2	82.2	40.7	40.7	44.4
±DS	617			217	223	1059	1558	1059	719	528	719	62.5	62.5			7.42	19.0	19.0	57.4	101	101	61.7	61.7	65.3
CV	163			93.3	99	138	182	138	185	153	185	139	139			36.9	64.4	64.4	110	122	122	152	152	147
Máx	1747			668	717	3089	2370	3089	1686	1286	1686	183	183			71.1	81.2	81.2	179	303	303	180	180	192
Mín	43.3			62.2	62.6	47.0	38.8	47.0	35.1	33.9	35.1	7.09	7.09			9.42	13.8	13.8	13.9	17.6	17.6	9.72	9.72	11.1

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	
Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio			

*Para la C1 no se dispone con la información de los cationes mayoritarios en la fracción total.

Tributarios al Dren (TD) (Continuación)

K ⁺ mg/L										Ca ²⁺ mg/L									
C1					C2					C3					C4				
D	T*	D	T	D	D	T	D	T	T*	D	T	D	T	T	D	T	D	T	T
TD-2	7.82	13.9	15.6	11.4	13.6	11.4	11.4	14.2	37.8	42.2	50.3	44.2	49.9	49.9	36.9	48.6	48.6	48.6	48.6
TD-4	5.83	6.11	6.55	9.35	10.5	10.5	6.81	7.63	71.8	48.8	54.1	63.4	69.4	69.4	39.3	42.0	42.0	42.0	42.0
TD-6	7.11	8.13	8.21	4.43	5.72	5.72	10.6	12.69	51.5	61.4	70.8	75.9	147	147	59.7	63.8	63.8	63.8	63.8
TD-8	12.5	5.81	6.75	10.0	12.9	12.9	11.0	12.40	47.3	73.1	82.6	96.6	122	122	63.3	68.2	68.2	68.2	68.2
TD-10	6.58	7.16	7.24	36.9	39.8	39.8	8.12	9.62	63.8	57.2	57.7	94.5	98.9	98.9	52.3	61.2	61.2	61.2	61.2
TD-12	8.62	5.55	5.74	7.56	7.62	7.62	7.98	8.24	106	57.3	62.8	112	120	120	64.3	64.8	64.8	64.8	64.8
TD-14	16.1	7.20	8.82	12.5	15.3	15.3	15.3	15.8	224	119	140	295	381	381	235	244	244	244	244
Prom	9.22	7.69	8.42	13.16	15.06	15.06	9.32	11.4	86.0	65.6	74.0	112	141	141	80.0	83.3	83.3	83.3	83.3
±DS	3.73	2.86	3.36	12.8	11.5	11.5	1.91	2.97	64.7	25.5	31.1	84.0	111	111	73.1	67.6	67.6	67.6	67.6
CV	40.4	36.96	40.1	89.1	78.2	78.2	20.5	26.0	65.3	38.9	42.0	75.2	78.5	78.5	91.4	81.1	81.1	81.1	81.1
Máx	16.1	13.90	15.6	36.9	39.8	39.8	15.3	15.8	224	119	140	295	381	381	235	244	244	244	244
Mín	5.83	5.55	5.74	4.43	5.72	5.72	6.81	7.63	37.8	42.2	50.3	44.2	49.9	49.9	36.9	42.0	42.0	42.0	42.0

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

*Para la C1 no se dispone con la información de los cationes mayoritarios en la fracción total.

DCA16

	Na ⁺ mg/L								Mg ²⁺ mg/L							
	C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4	
	D	T*	D	T	D	T	D	T	D	T*	D	T	D	T	D	T
AR-16-1	48.8		76.3	76.4	102	123	63	63.89	8.18		10.6	14.6	11.7	14.4	9.33	11.8
AR-16-3	72.1		63.4	66.2	113	143	74.6	78.1	11.4		10.5	15.8	13.8	17.9	11.3	14.8
AR-16-5	90.7		84.3	86.3	158	197	89.1	89.41	14.4		10.9	16.4	19.8	23.9	12.8	14.7
AR-16-7	99.2		113	113	314	418	107	113	16.2		15.3	19.1	33.1	44.1	15.7	16.9
AR-16-9	116		107	108	310	356	124	124.4	17.1		17.1	20.3	32.5	38.1	16.3	18.5
AR-16-11	154		130	131	369	451	136.6	140	19.2		18.3	22.8	35.3	42.7	17.4	20.6
AR-16-13	184		160	162	394	511	189.5	194	21.0		19.6	22.1	33.9	42.7	20.3	21.3
AR-16-15	292		276.3	296	611	886	292	324.3	33.3		30.6	30.7	53.9	82.4	33.5	35.6
Prom	132		126	130	296	386	138	139	17.6		16.6	24.6	29.3	38.3	17.1	19.3
±DS	77.8		68.1	73.9	171	249	125	84.8	7.56		6.71	20.2	13.8	21.4	7.51	7.32
CV	58.9		53.9	56.9	58	64.7	84.7	61.2	43.0		40.4	5.17	47.1	56.0	43.9	38.0
Máx	292		276	296	611	886	292	324	33.3		30.6	25.6	53.9	82.4	33.5	35.6
Mín	48.8		63.4	66.2	102	123	63.0	64.0	8.18		10.5	30.7	11.7	14.4	9.33	11.8

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

*Para la C1 no se dispone con la información de los cationes mayoritarios en la fracción total.

DCA16 (Continuación)

	K ⁺ mg/L										Ca ²⁺ mg/L									
	C1					C2					C3					C4				
	D	T*	D	T	T	D	T	D	T	T	D	T	D	T	T	D	T	D	T	T
AR-16-1	4.44		5.41	6.81	5.22	4.65	5.22	7.49	8.21		52.4	61.3	51.1	55.6		45.2	55.6	45.2	50.7	
AR-16-3	8.96		15.1	17.4	13.1	11.0	13.1	14.3	16.3		47.1	55.0	43.9	51.1		40.0	51.1	40.0	55.0	
AR-16-5	8.96		10.1	11.9	16.6	14.5	16.6	12.2	13.3		47.0	57.7	61.3	68.2		46.9	68.2	46.9	52.5	
AR-16-7	7.69		8.77	9.77	7.66	7.01	7.66	11.3	11.68		52.3	61.1	75.9	87.9		51.3	87.9	51.3	55.0	
AR-16-9	7.71		7.25	8.28	7.45	7.00	7.45	10.5	11.67		57.2	63.5	76.2	79.5		50.0	79.5	50.0	56.6	
AR-16-11	8.05		7.20	8.99	8.70	8.51	8.70	8.78	10.1		57.0	66.2	78.0	84.8		51.5	84.8	51.5	62.0	
AR-16-13	6.29		7.11	7.24	13.9	12.2	13.9	8.66	9.08		56.1	65.9	72.7	90.0		54.7	90.0	54.7	56.3	
AR-16-15	7.51		7.16	10.5	13.6	11.4	13.6	9.70	10.1		66.8	82.9	103	145		68.4	145	68.4	72.9	
Prom	7.45		8.53	9.29	10.8	9.53	10.8	10.4	11.3		54.5	68.8	70.3	82.8		51.0	82.8	51.0	57.6	
±DS	1.49		2.98	10.1	4.02	3.28	4.02	2.20	2.58		6.41	64.2	18.3	29.1		8.36	29.1	8.36	7.00	
CV	19.9		35.0	3.40	37.3	34.4	37.3	21.2	22.8		11.8	8.47	26.1	35.1		16.4	35.1	16.4	12.2	
Máx	8.96		15.1	33.7	16.6	14.5	16.6	14.3	16.3		66.8	13.2	103	145		68.4	145	68.4	72.9	
Mín	4.44		5.41	17.4	5.22	4.65	5.22	7.49	8.21		47.0	82.9	43.9	51.1		40.0	51.1	40.0	50.7	

Interpretación de valores

Máximo	Mínimo
Atípico superior	Atípico inferior
Intercuartil	Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

*Para la C1 no se dispone con la información de los cationes mayoritarios en la fracción total.

Bahía Tobari

	Na ⁺ mg/L										Mg ²⁺ mg/L									
	C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4		C1		C2	
	D	T*	D	T	D	T	D	T	D	T*	D	T	D	T	D	T	D	T*	D	T
P1-A	9525		7112	10872	10191	11188	10666	10308	1244		724	992	1191	1358	1223					
P2-A	10312		6923	10432	10542	10865	9879	10111	1326		711	954	1229	1304	1131					
P3-A	9619		7222	10694	9162	10415	10355	10531	1239		744	984	1125	1258	1203					
P4-A	9573		6695	10738	9513	9700	10166	10585	1213		687	992	1162	1161	1178					
P5-A	7300		6633	10018	8618	10180	9902	10235	936		662	938	1048	1230	1158					
P6-A	8062		5443	9320	8132	9669	7221	8913	1036		576	902	1003	1168	939					
P7-A	7570		6134	9291	7322	9484	9100	9415	981		647	905	881	1142	1064					
P8-A	8103		6143	9338	7486	7719	8556	9079	1041		650	872	925	1090	992					
P9-A	9706		5692	8513	6838	8436	8721	9018	1235		593	850	810	1015	1012					
P10-A	8339		5891	8687	6898	8660	8393	8861	1056		649	857	830	1046	974					
P11-A	9830		5077	8534	7706	9012	8389	8769	1247		544	825	899	1086	978					
P12-A	7991		5064	8109	6968	8397	8542	9069	990		578	811	834	1016	1001					
P13-A	8641		4126	6407	6661	8183	7677	8058	1066		474	714	786	987	894					
P14-A	8995		6042	9237	7134	8428	9267	9616	1098		647	856	836	1023	1053					
Prom	8826		6014	9299	8084	9310	9060	9469	1122		635	889	969	1135	1057					
±DS	948		884	1230	1306	1071	1028	773	124		74.6	79.4	156	118	105					
CV	10.7		14.7	13.2	16.2	11.5	11.3	8.17	11.1		11.8	8.93	16.1	10.4	9.90					
Máx	10312		7222	10872	10542	11188	10666	10585	1326		744	992	1229	1358	1223					
Min	7300		4126	6407	6661	7719	7221	8058	936		474	714	786	987	894					

*Para la C1 no se dispone con la información de los cationes mayoritarios en la fracción total.

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	
Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio			

Bahía Tobarí (Continuación)

	K ⁺ mg/L										Ca ²⁺ mg/L									
	C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4		C1		C2	
	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
P1-A	343		264	412	415	416	389	422	374		279	426	390	414	385		389			
P2-A	361		258	400	399	417	361	407	404		272	407	398	403	375		394			
P3-A	346		269	414	379	383	393	433	372		282	414	368	382	372		403			
P4-A	338		252	418	378	358	377	428	372		257	420	389	357	375		398			
P5-A	254		246	378	349	369	369	412	299		270	400	378	388	365		385			
P6-A	279		204	359	321	348	267	351	334		230	383	359	365	287		341			
P7-A	263		237	356	297	338	338	375	315		260	383	329	363	336		353			
P8-A	284		237	364	297	224	334	359	325		261	378	338	348	321		348			
P9-A	331		223	332	283	301	324	360	384		243	350	307	330	325		343			
P10-A	291		229	337	275	311	334	353	334		248	354	312	341	321		348			
P11-A	342		193	333	324	322	316	349	381		216	352	335	344	327		337			
P12-A	271		195	308	280	295	322	357	316		217	336	311	324	327		348			
P13-A	301		153	244	283	287	278	315	331		197	296	302	339	312		322			
P14-A	317		234	370	293	303	338	383	356		244	377	313	333	341		370			
Prom	309		228	359	327	334	339	379	350		248	377	345	359	341		363			
+DS	35.3		32.2	47.4	48.4	53.0	37.5	35.9	31.7		25.6	36.4	34.6	28.0	29.1		26.3			
CV	11.4		14.1	13.2	14.8	15.9	11.1	9.48	9.07		10.3	9.7	10.0	7.79	8.54		7.26			
Máx	361		269	418	415	417	393	433	404		282	426	398	414	385		403			
Min	254		153	244	275	224	267	315	299		197	296	302	324	287		322			

*Para la C1 no se dispone con la información de los cationes mayoritarios en la fracción total.

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Anexo II

Matriz Agua



Directores:

- EMPT

EMPT DISUELTOS (D) Y TOTALES (T) todos los valores en µg/L
Agua para riego

Agua superficial												
As						Cd						
C1			C2		C3		C4		C1		C2	
D	T		D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
CPA	9.52	9.52	8.66	9.05	8.51	8.57	7.47	8.71	0.011	0.030	0.17	0.17
CPB	9.82	9.96	8.88	9.59	8.28	8.28	7.35	8.62	0.011	0.011	0.23	1.02
Prom	9.67	9.74	8.77	9.32	8.40	8.43	7.41	8.67	0.011	0.021	0.20	0.56
±DS	0.21	0.31	0.16	0.38	0.16	0.21	0.085	0.064	0.00	0.013	0.04	0.65

Pb												
Ni						Ni						
C1			C2		C3		C4		C1		C2	
D	T		D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
CPA	1.20	1.85	0.82	0.82	0.42	0.65	0.64	0.64	0.48	1.08	1.58	3.94
CPB	1.23	1.80	0.67	0.67	1.21	1.21	0.45	0.45	0.45	1.92	14.5	3.35
Prom	1.22	1.83	0.75	0.75	0.82	0.93	0.55	0.55	0.47	1.50	8.04	3.65
±DS	0.021	0.035	0.11	0.11	0.56	0.40	0.13	0.13	0.021	0.59	9.14	0.42

Cu												
Fe						Fe						
C1			C2		C3		C4		C1		C2	
D	T		D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
CPA	2.02	2.97	5.56	5.56	7.09	7.09	3.55	3.55	17.1	SD	8.15	153
CPB	1.95	3.17	7.39	7.39	15.8	15.8	1.34	2.80	12.2	SD	10.5	374
Prom	1.99	3.07	6.48	6.48	11.4	11.4	2.45	3.18	14.7		9.33	264
±DS	0.049	0.14	1.29	1.29	6.16	6.16	1.56	0.53	3.5		1.66	156

Mn												Zn																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
	D	T		D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T		
CPA	9.06	SD		3.04	22.0			10.9	16.4			1.81	26.7			4.13	SD			8.28	26.8			0.22	3.50			189	189		
CPB	7.41	SD		5.70	46.5			26.6	29.9			1.91	46.2			15.2	SD			11.7	25.5			0.22	5.23			81.8	81.8		
Prom	8.24			4.37	34.3			18.8	23.2			1.86	36.5			9.67				10.0	26.2			0.22	4.37			135	135		
+DS	1.17			1.88	17.3			11.1	9.55			0.071	13.8			7.83				2.42	0.92			0.000	1.22			75.8	75.8		

Cr												Hg																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T		
CPA	1.30	SD		0.43	0.87			4.07	4.07			1.36	0.65			SD	2.10			SD	0.40			SD	1.20			SD	0.70		
CPB	1.30	SD		0.43	0.87			2.84	2.84			1.36	0.65			SD	3.20			SD	0.50			SD	1.30			SD	0.70		
Prom	1.30			0.43	0.87			3.46	3.46			1.36	0.65				2.65				0.45				1.25				0.70		
±DS	0.000			0.000	0.000			0.87	0.87			0.000	0.000				0.78				0.071				0.071				0.000		

Agua subterránea

As												Cd																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T					
QTCA	9.09		9.09		8.70		9.26		7.86		7.99		7.71		8.10		0.013		0.24		0.30		0.30		1.53		1.53		0.01		0.01

Pb												Ni																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T					
QTCA	0.71		1.18		0.92		0.92		0.23		0.23		0.19		0.19		0.24		0.48		2.15		2.15		3.05		3.88		0.06		0.08

Cu												Fe																					
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4					
D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T							
QTCA	3.31		4.52		9.03		9.03		10.9		10.9		4.87		4.87		4.87		11.9		SD		15.0		15.0		20.6		98.9		8.00		48.4

Mn												Zn																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T					
QTCA	1.07	SD		10.4	10.7			1.39	1.53			2.19	2.73			11.4	SD			8.25	8.25			0.22	14.3			18.9	43.2		

Cr												Hg																			
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T		D		T					
QTCA	48.6	SD		50.6	53.2			43.9	66.9			55.8	55.8			SD	5.50			SD	SD			SD	1.10			SD	0.90		

Drenaje de riego Tributarios al Dren (TD)

	As										Cd									
	C1					C2					C3					C4				
	D	T	D	T	D	D	T	D	T	D	D	T	D	T	D	D	T	D	T	D
TD-2	14.5	14.5	14.5	10.9	9.92	10.9	11.4	10.4	17.9	0.082	0.23	0.074	0.12	0.13	0.25	0.08	0.08	0.31		
TD-4	8.68	8.68	8.68	11.0	10.3	11.0	7.45	8.68	9.52	0.035	0.035	0.053	0.10	0.05	0.08	0.03	0.03	0.07		
TD-6	11.0	11.0	11.0	12.6	11.3	12.6	19.9	10.4	10.4	0.16	0.16	0.081	0.14	0.25	0.25	0.07	0.15			
TD-8	15.1	15.1	15.1	10.4	9.21	10.4	16.0	11.7	11.7	0.061	0.08	0.12	0.12	0.16	0.17	0.05	0.16			
TD-10	14.8	14.8	14.8	13.0	11.7	13.0	13.3	4.15	11.1	0.19	0.19	0.20	0.20	0.22	0.25	0.02	0.14			
TD-12	13.7	13.7	13.7	11.9	11.2	11.9	13.9	1.94	9.43	0.15	0.15	0.069	0.09	0.16	0.19	0.01	0.07			
TD-14	23.3	24.1	24.1	21.4	20.4	21.4	61.5	18.0	45.4	0.24	0.24	0.55	0.55	0.45	0.50	0.13	0.31			
Prom	14.4	14.6	14.6	13.0	12.0	13.0	20.1	9.32	16.5	0.13	0.16	0.16	0.19	0.20	0.24	0.056	0.17			
±DS	4.56	4.82	4.82	3.81	3.80	3.81	18.5	5.24	13.1	0.074	0.075	0.18	0.16	0.13	0.13	0.042	0.10			
CV	31.6	33.1	33.1	29.2	31.7	29.2	90.2	56.2	79.3	56.6	48.67	108	86.6	62.3	53.7	74.6	58.1			
Máx	23.30	24.1	24.1	21.4	20.4	21.4	61.5	18.0	45.4	0.24	0.24	0.55	0.55	0.45	0.50	0.13	0.31			
Mín	8.7	8.68	8.68	10.4	9.21	10.4	7.45	1.94	9.43	0.04	0.04	0.05	0.09	0.05	0.080	0.010	0.070			

Interpretación de valores

Máximo	Mínimo
Atípico superior	Atípico inferior
Intercuartil	Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Tributarios al Dren (TD) (Continuación)

Pb												Ni											
C1						C2						C3						C4					
D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
TD-2	2.63	7.01	2.03	2.03	1.68	2.38	0.16	2.93	13.6	3.13	13.6	3.80	4.37	5.85	9.31	0.64	8.82						
TD-4	1.53	1.96	0.55	0.55	0.50	0.62	0.11	1.51	1.97	0.86	1.97	1.80	1.80	2.92	4.16	0.40	1.77						
TD-6	2.66	5.04	1.50	1.67	0.74	0.74	0.10	3.06	9.21	1.39	9.21	2.85	3.66	6.27	6.27	0.56	3.89						
TD-8	2.20	3.06	0.93	0.93	3.35	3.35	0.09	4.48	3.13	1.22	3.13	7.43	7.43	8.56	8.56	0.49	5.63						
TD-10	2.91	2.91	1.64	1.64	1.19	1.19	0.05	3.49	5.29	3.30	5.29	4.21	4.21	12.20	12.20	0.19	4.59						
TD-12	0.97	1.48	0.92	0.92	0.72	0.72	0.06	1.06	3.65	1.92	3.65	2.26	2.26	12.9	12.90	0.09	1.20						
TD-14	2.43	2.27	1.68	1.68	2.78	2.78	0.06	0.99	4.90	3.24	4.90	8.88	9.81	47.6	47.6	0.67	2.69						
Prom	2.19	3.39	1.32	1.35	1.57	1.68	0.090	2.50	5.96	2.15	5.96	4.46	4.79	13.8	14.4	0.43	4.08						
±DS	0.70	1.96	0.53	0.54	1.11	1.13	0.038	1.34	4.08	1.05	4.08	2.69	2.87	15.3	14.9	0.22	2.61						
CV	31.8	57.9	40.0	40.2	70.7	67.1	42.6	53.4	68.4	48.9	68.4	60.3	59.8	111	104	51.2	63.8						
Máx	2.91	7.01	2.03	2.03	3.35	3.35	0.16	4.48	13.6	3.30	13.6	8.88	9.81	47.6	47.6	0.67	8.82						
Mín	0.97	1.48	0.55	0.55	0.50	0.62	0.050	0.99	1.97	0.86	1.97	1.80	1.80	2.92	4.16	0.090	1.20						

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Tributarios al Dren (TD) (Continuación)

	Cu										Fe									
	C1					C2					C3					C4				
	D	T	D	T	D	D	T	D	T	SD	D	T	D	T	SD	D	T	D	T	SD
TD-2	15.1	18.1	28.2	28.2	28.2	16.3	77.5	4.77	25.4	59.1	SD	235	3437	1891	1000	36.1	4297			
TD-4	6.98	6.98	8.42	8.42	8.42	5.15	5.15	2.75	5.22	58.8	SD	55.7	1191	420	170	16.4	952			
TD-6	5.96	11.2	11.1	11.1	11.1	14.3	18.8	7.15	13.4	177	SD	33.2	4371	1522	162	21.6	2714			
TD-8	5.99	7.75	8.24	8.24	8.24	16.8	16.8	5.88	12.7	59.5	SD	43.6	1461	1166	525	46.5	2171			
TD-10	11.6	12.6	11.6	11.6	11.6	132	122	2.02	13.6	86.2	SD	30.3	2882	963	528	22.9	2753			
TD-12	13.4	13.4	10.5	10.5	10.5	12.4	13.2	1.66	7.98	20.8	SD	100.1	793	433	241	24.1	593			
TD-14	16.8	19.2	19.7	19.7	19.7	67.7	68.4	26.4	46.7	60.3	SD	369.2	3912	1867	608	22.6	640			
Prom	10.8	12.7	14.0	14.0	14.0	37.8	46.0	7.23	17.9	74.5		124	2578	1180	462	27.2	2017			
±DS	4.53	4.68	7.36	7.36	7.36	46.4	44.0	8.69	14.2	49.1		130	1425	616	301	10.4	1373			
CV	41.8	36.7	52.7	52.7	52.7	123	95.7	120	79.5	65.8		105	55.27	52.2	65.1	38.3	68.1			
Máx	16.8	19.2	28.2	28.2	28.2	132	122	26.4	46.7	177		369	4371	1891	1000	46.5	4297			
Mín	5.96	6.98	8.24	8.24	8.24	5.15	5.15	1.66	5.22	20.8		30.3	793	420	162	16.4	593			

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Tributarios al Dren (TD) (Continuación)

Mn												Zn											
C1						C2						C3						C4					
D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
TD-2	50.8	SD		84.6	117	224	263	25.9	317	14.7	SD	28.4	47.2	282	297	20.9		78.2					
TD-4	11.7	SD		7.66	27.8	31.3	38.7	12.6	73.1	48.7	SD	9.54	27.6	0.22	7.71	9.77		28.9					
TD-6	31.2	SD		12.7	111	51.8	118	6.92	172	13.2	SD	9.88	25.3	0.22	3.26	25.4		44.1					
TD-8	29.4	SD		82.2	117	222	222	7.46	218	10.6	SD	17.3	20.7	0.22	8.75	7.28		45.6					
TD-10	36.3	SD		18.1	76.1	215	229	12.1	239	17.7	SD	16.6	23.7	0.22	436	0.80		56.7					
TD-12	20.2	SD		18.4	28.0	47.0	53.9	14.2	54.2	32.6	SD	16.0	21.1	0.22	3.40	31.1		18.9					
TD-14	25.9	SD		55.0	135.5	274	326	14.6	61.7	12.4	SD	31.9	42.8	0.22	9.93	13.1		24.8					
Prom	29.4			39.8	87.5	152	179	13.4	162	21.4		18.5	29.8	40.5	109	15.5		42.5					
±DS	12.4			33.5	44.4	104	110	6.30	102	14.1		8.60	10.7	107	180	10.7		20.6					
CV	42.2			84.1	50.8	68.2	61.3	47.0	63.1	65.9		46.4	36.1	263	165	69.4		48.5					
Máx	50.8			84.6	136	274	326	25.9	317	48.7		31.9	47.2	282	436	31.1		78.2					
Mín	11.7			7.66	27.8	31.3	38.7	6.92	54.2	10.6		9.54	20.7	0.22	3.26	0.80		18.9					

Para la C1 no se cuenta con la información de los elementos Mn, Zn en la fracción total

Interpretación de valores			
	Máximo		Mínimo
	Atípico superior		Atípico inferior
	Intercuartil		Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Tributarios al Dren (TD) (Continuación)

	Cr										Hg									
	C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4		C1		C2	
	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
TD-2	1.30	SD	3.82	8.77	3.57	8.78	27.9	27.9	SD	3.40	SD	0.30	SD	0.000	SD	0.000	SD	SD	SD	0.50
TD-4	18.8	SD	6.75	9.35	8.27	13.3	1.36	17.5	SD	2.00	SD	0.40	SD	0.000	SD	0.000	SD	SD	SD	0.40
TD-6	1.30	SD	8.79	10.4	1.00	2.84	1.36	24.9	SD	6.10	SD	0.50	SD	1.20	SD	1.20	SD	SD	SD	0.90
TD-8	1.30	SD	0.43	4.92	1.00	2.84	1.36	21.0	SD	4.10	SD	0.40	SD	1.60	SD	1.60	SD	SD	SD	0.90
TD-10	1.30	SD	0.43	7.74	3.85	7.93	1.36	27.5	SD	2.60	SD	0.50	SD	1.00	SD	1.00	SD	SD	SD	0.90
TD-12	15.1	SD	0.43	4.28	6.78	9.41	1.36	7.60	SD	5.40	SD	0.50	SD	0.60	SD	0.60	SD	SD	SD	0.90
TD-14	1.30	SD	10.0	15.5	5.21	9.61	1.36	0.65	SD	2.30	SD	0.60	SD	1.00	SD	1.00	SD	SD	SD	1.20
Prom	5.77		4.38	8.71	4.24	7.82	5.15	18.2		3.70		0.46		0.77		0.77				0.81
±DS	7.71		4.16	3.75	2.75	3.79	10.0	10.4		1.58		0.10		0.60		0.60				0.27
CV	134		95.0	43.0	64.8	48.5	195	57.5		42.7		21.3		78.4		78.4				33.6
Máx	18.8		10.0	15.5	8.27	13.3	27.9	27.9		6.10		0.60		1.60		1.60				1.20
Mín	1.30		0.43	4.28	1.00	2.84	1.36	0.65		2.00		0.30		0.000		0.000				0.40

Para la C1 no se cuenta con la información de los elementos Cr, en la fracción total, por el contrario, en el caso del Hg, en todas las campañas solo se cuenta con la información de análisis en la fracción total.

Interpretación de valores			
	Máximo		Mínimo
	Atípico superior		Atípico inferior
	Intercuartil		Promedio
Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio			

DCA16

	As												Cd																			
	C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T				
AR-16-1	11.4	11.4	11.0	12.0	10.1	10.1	10.4	10.8	0.040	0.040	0.040	0.040	0.94	0.94	0.06	0.09	0.06	0.09	0.06	0.09	0.94	0.94	0.06	0.09	0.06	0.09	0.08	0.14				
AR-16-3	11.0	11.0	10.1	11.3	10.3	11.0	10.5	11.3	1.86	1.86	1.86	1.86	1.83	1.83	0.12	0.16	0.12	0.16	0.12	0.16	1.83	1.83	0.12	0.16	0.12	0.16	0.90	0.90				
AR-16-5	10.6	10.6	10.9	11.4	11.4	11.4	11.3	12.1	0.14	0.14	0.14	0.14	0.78	0.78	0.06	0.09	0.06	0.09	0.06	0.09	0.78	0.78	0.06	0.09	0.05	0.12	0.12					
AR-16-7	10.9	10.9	10.7	11.4	14.3	14.3	SD	11.7	0.14	0.14	0.14	0.14	0.22	0.22	0.15	0.18	0.15	0.18	0.15	0.18	0.22	0.22	0.15	0.18	0.00	0.16	0.16					
AR-16-9	11.0	11.0	10.1	10.8	12.5	12.7	11.7	11.7	0.11	0.11	0.11	0.12	0.39	0.39	0.14	0.19	0.14	0.19	0.14	0.19	0.39	0.39	0.14	0.19	0.05	0.17	0.17					
AR-16-11	12.8	12.8	10.7	11.6	17.4	17.4	10.2	11.7	0.10	0.10	0.10	0.12	0.82	0.82	0.21	0.22	0.21	0.22	0.21	0.22	0.82	0.82	0.21	0.22	0.06	0.19	0.19					
AR-16-13	14.0	14.0	11.6	13.4	18.5	19.2	5.91	13.2	0.16	0.16	0.16	0.19	0.63	0.63	0.22	0.32	0.22	0.32	0.22	0.32	0.63	0.63	0.22	0.32	0.04	0.14	0.14					
AR-16-15	15.0	15.0	13.0	14.9	23.0	23.7	12.5	15.3	0.24	0.24	0.24	0.24	0.21	0.21	0.28	0.34	0.28	0.34	0.28	0.34	0.21	0.21	0.28	0.34	0.09	0.19	0.19					
Prom	12.1	12.1	11.0	12.1	14.7	15.0	10.4	12.2	0.35	0.35	0.35	0.36	0.73	0.73	0.16	0.20	0.16	0.20	0.16	0.20	0.73	0.74	0.16	0.20	0.16	0.25	0.25					
±DS	1.65	1.65	0.94	1.37	4.58	4.75	2.13	1.42	0.61	0.61	0.61	0.61	0.52	0.52	0.078	0.093	0.078	0.093	0.078	0.093	0.51	0.51	0.078	0.093	0.30	0.26	0.26					
CV	13.7	13.7	8.52	11.3	31.2	31.7	20.5	11.6	176	176	176	171	72.0	72.0	50.2	46.8	50.2	46.8	50.2	46.8	68.7	68.7	50.2	46.8	189	105	105					
Máx	15.0	15.0	13.0	14.9	23.0	23.7	12.5	15.3	1.86	1.86	1.86	1.86	1.83	1.83	0.28	0.34	0.28	0.34	0.28	0.34	1.83	1.83	0.28	0.34	0.90	0.90	0.90					
Mín	10.6	10.6	10.1	10.8	10.1	10.1	5.91	10.8	0.040	0.040	0.040	0.040	0.21	0.21	0.060	0.09	0.060	0.09	0.060	0.09	0.21	0.22	0.060	0.09	0.000	0.12	0.12					

Interpretación de valores			
Máximo	Mínimo	Atípico superior	Atípico inferior
Atípico superior	Atípico inferior	Promedio	
Intercuartil			

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

DCA16 (Continuación)

	Pb										Ni									
	C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4					
	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T				
AR-16-1	1.36	2.26	1.56	1.56	1.08	1.08	0.16	5.14	1.03	2.70	3.81	3.81	3.86	3.86	0.51	5.00				
AR-16-3	3.75	3.75	2.69	3.10	1.70	1.80	1.10	6.81	2.78	5.62	4.40	6.16	6.46	7.05	0.75	7.28				
AR-16-5	1.67	3.43	3.44	3.44	0.50	0.50	0.21	2.42	3.26	5.16	3.78	3.91	5.21	5.21	0.70	2.83				
AR-16-7	3.78	5.05	2.27	2.27	1.93	1.93	0.00	3.78	3.56	7.57	5.74	5.74	8.48	8.48	0.00	4.28				
AR-16-9	2.03	4.62	2.16	2.16	1.39	1.74	0.11	4.25	1.94	7.16	6.13	6.13	6.66	6.66	0.63	4.64				
AR-16-11	2.37	3.95	2.27	2.27	1.75	1.31	0.08	5.30	2.26	6.95	5.50	5.50	9.49	9.49	0.52	6.51				
AR-16-13	1.66	5.86	2.74	2.74	0.65	1.15	0.09	3.15	2.93	11.9	4.71	4.71	15.6	15.8	0.21	3.87				
AR-16-15	3.13	5.13	2.67	2.67	2.14	2.14	0.15	3.95	4.93	14.2	9.45	10.8	25.9	25.9	0.51	5.14				
Prom	2.47	4.26	2.48	2.53	1.39	1.46	0.24	4.35	2.84	7.66	5.44	5.85	10.2	10.3	0.48	4.94				
±DS	0.97	1.14	0.55	0.59	0.60	0.54	0.35	1.38	1.16	3.71	1.84	2.21	7.28	7.26	0.25	1.42				
CV	39.1	26.8	22.2	23.3	43.0	37.3	149	31.6	41.1	48.5	33.8	37.7	71.3	70.4	53.0	28.7				
Máx	3.78	5.86	3.44	3.44	2.14	2.14	1.10	6.81	4.93	14.2	9.45	10.8	25.9	25.9	0.75	7.28				
Min	1.36	2.26	1.56	1.56	0.50	0.50	0.00	2.42	1.03	2.70	3.78	3.810	3.86	3.86	0.000	2.83				

Interpretación de valores

Máximo	Mínimo
Atípico superior	Atípico inferior
Intercuartil	Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

DCA16 (Continuación)

	Cu										Fe									
	C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4		C1		C2	
	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
AR-16-1	5.37	5.37	10.7	10.7	6.33	5.94	4.72	13.7	36.6		175	2989	387	1074	29.7	8092				
AR-16-3	15.7	15.7	21.3	21.9	35.5	54.6	6.82	40.8	103		913	6014	849	2443	54.2	3240				
AR-16-5	6.49	12.7	15.0	15.0	18.4	18.4	4.76	17.8	372		43.4	4390	195	491	47.1	1987				
AR-16-7	10.4	15.1	14.3	14.3	16.8	16.8	0.00	22.2	472		48.6	3297	567	2302	31.2	1736				
AR-16-9	5.81	14.7	12.3	12.3	12.80	14.8	5.19	19.4	121		212	3825	559	2168	33.5	2347				
AR-16-11	8.79	14.2	15.1	15.1	21.5	21.6	5.14	19.0	62.4		59.8	5341	655	928	38.4	3587				
AR-16-13	6.58	13.9	13.9	13.9	51.4	103	3.33	15.1	221		351.6	1360	469	736	121	2160				
AR-16-15	11.4	18.1	16.0	16.0	106	108	10.4	26.1	301		333.1	8612	601	2401	38.9	2154				
Prom	8.82	13.7	14.8	14.9	33.6	42.9	5.0	21.8	211		267	4479	535	1568	49.3	3163				
±DS	3.54	3.72	3.12	3.30	32.5	41.2	2.9	8.62	158		288	2203	193	834	30.1	2090				
CV	40.2	27.1	21.0	22.1	96.8	96.0	58.2	39.6	74.8		108	49.2	36.1	53.2	61.2	66.1				
Máx	15.7	18.1	21.3	21.9	106	108	10.4	40.8	472		913	8612	849	2443	121	8092				
Mín	5.37	5.37	10.7	10.7	6.33	5.94	0.000	13.7	36.6		43.4	1360	195	491	29.7	1736				

Interpretación de valores

Máximo	Mínimo
Atípico superior	Atípico inferior
Intercuartil	Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

DCA16 (Continuación)

	Mn												Zn																			
	C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
	D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T		
AR-16-1	7.08	SD			57.1	82.4	48.4	58.1	7.40	623			15.9	SD			18.2	26.4			0.22	11.1			0.80	103						
AR-16-3	82.6	SD			173	172	223	300	57.3	343			68.4	SD			61.0	88.2			225	322			54.4	205						
AR-16-5	118	SD			44.4	136	551	605	50.2	176			51.6	SD			16.0	51.5			0.22	41.7			9.04	79.2						
AR-16-7	114	SD			21.5	93.9	326	391	42.7	216			22.0	SD			14.0	32.4			0.22	38.2			32.5	88.1						
AR-16-9	31.4	SD			38.3	120	250	303	21.1	226			16.9	SD			28.5	39.4			0.22	48.2			14.7	107						
AR-16-11	16.2	SD			20.3	143.4	183	183	10.2	419			26.5	SD			19.4	45.9			0.22	92.1			11.8	90.1						
AR-16-13	47.3	SD			33.8	137.0	112	128	23.4	191			13.5	SD			27.1	46.5			194	221			7.97	60.0						
AR-16-15	76.4	SD			32.8	238.8	116	159	7.39	231			10.6	SD			11.0	49.9			0.22	263			94.8	39.3						
Prom	61.6				52.7	140	226	266	27.5	303			28.2				24.4	47.5			52.5	130			28.3	96.5						
±DS	42.7				50.1	48.8	158	175	20.0	153			20.7				16.0	18.6			97.2	120			31.9	49.2						
CV	69.2				95.1	34.7	69.8	65.7	72.8	50.6			73.6				65.5	39.1			185	92.8			113	51.0						
Máx	118				173	239	551	605	57.3	623			68.4				61.0	88.2			225	322			94.8	205						
Mín	7.08				20.3	82.4	48.4	58.1	7.39	176			10.6				11.0	26.4			0.22	11.1			0.80	39.3						

Para la C1 no se cuenta con la información de los elementos Mn, Zn en la fracción total

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

DCA16 (Continuación)

Cr										Hg									
C1					C2					C3					C4				
D	T	D	T	D	D	T	D	T	D	D	T	D	T	D	D	T	D	T	D
AR-16-1	1.30	SD	0.43	3.32	6.53	6.53	1.36	22.6	SD	4.80	SD	0.30	SD	0.000	SD	0.000	SD	0.80	0.80
AR-16-3	1.30	SD	6.01	12.6	3.81	8.90	1.36	12.0	SD	3.10	SD	0.30	SD	0.000	SD	0.000	SD	0.40	0.40
AR-16-5	1.30	SD	0.43	10.3	3.97	3.97	1.36	11.4	SD	4.20	SD	0.60	SD	0.000	SD	0.000	SD	1.10	1.10
AR-16-7	1.30	SD	6.25	9.67	6.72	9.87	1.36	7.43	SD	3.90	SD	0.50	SD	1.30	SD	0.90	SD	0.90	0.90
AR-16-9	1.30	SD	13.2	22.0	3.37	8.91	1.36	11.8	SD	4.00	SD	0.50	SD	1.00	SD	0.90	SD	0.90	0.90
AR-16-11	1.30	SD	8.14	13.1	4.62	9.42	1.36	11.3	SD	2.10	SD	0.40	SD	1.40	SD	1.00	SD	1.00	1.00
AR-16-13	9.43	SD	0.43	6.00	8.38	9.79	1.36	9.62	SD	3.40	SD	0.50	SD	0.70	SD	0.90	SD	0.90	0.90
AR-16-15	1.30	SD	7.14	21.6	3.69	3.69	1.36	7.37	SD	2.50	SD	0.70	SD	7.00	SD	1.10	SD	1.10	1.10
Prom	2.32		5.25	12.3	5.14	7.64	1.36	11.7		3.50		0.48		1.43		0.89			
±DS	2.87		4.57	6.68	1.83	2.57	0.000	4.79		0.90		0.14		2.33		0.22			
CV	124		87.0	54.2	35.7	33.7	0.000	41.0		25.8		29.2		163		25.2			
Máx	9.43		13.2	22.0	8.38	9.87	1.36	22.6		4.80		0.70		7.00		1.10			
Mín	1.30		0.43	3.32	3.37	3.69	1.36	7.37		2.10		0.30		0.000		0.40			

Para la C1 no se cuenta con la información de los elementos Cr, en la fracción total, por el contrario, en el caso del Hg, en todas las campañas solo se cuenta con la información de análisis en la fracción total.

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

BT

As														Cd			
C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4			
D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
P1-A al P14-A	0.045	0.045	0.085	0.055	0.055	0.055	0.055	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001

Pb														Ni			
C1		C2		C3		C4		C1		C2		C3		C4			
D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T
P1-A al P14-A	0.001	0.001	0.002	0.004	0.004	0.007	0.007	0.010	0.010	0.010	0.010	0.009	0.009	0.031	0.031	0.031	0.031

Para las cuatro campañas de muestreo, el As, Cd, Pb y Ni se encontraron por debajo de los límites de detección en ambas fracciones

BT (Continuación)

	Cu												Fe																			
	C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4			
	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T	D	T				
P1-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	63.5	SD	33.7	857	112	210	82.1	420									
P2-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	371	SD	7.06	329	123	255	76.1	237									
P3-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	56.5	SD	39.0	119	97.0	222	29.0	286									
P4-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	91.0	SD	15.9	136	77.7	178	29.4	305									
P5-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	557	SD	89.8	1081	317	859	61.1	794									
P6-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	606	SD	263	2420	149	466	36.9	317									
P7-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	669	SD	1261	26462	158	319	48.6	1664									
P8-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	408	SD	22.7	30549	150	475	83.8	83.8									
P9-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	561	SD	483	20609	176	634	77.2	1873									
P10-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	1003	SD	176	14478	244	740	98.8	2467									
P11-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	167	SD	682	7436	188	624	110	1912									
P12-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	190	SD	80.7	3506	115	325	90.5	1448									
P13-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	70.8	SD	16.3	1803	368	1346	66.3	2038									
P14-A	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	155	SD	63.5	1513	192	459	206	452									
Prom	0.010	0.010	0.010	0.005	0.010	0.005	0.010	0.010	0.010	0.029	0.029	0.010	0.010	0.029	0.029	355		231	7950	176	508	78.3	1021									
±DS																290		358	10612	83.2	319	44.5	833									
CV																81.8		155	133	47.2	62.9	56.9	81.6									
Máx																1003		1261	30549	368	1346	206	2467									
Mín																56.5		7.06	119	77.7	178	29.0	83.8									

Para las cuatro campañas de muestreo, el As, Cd, Pb y Ni se encontraron por debajo de los límites de detección en ambas fracciones

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

BT (Continuación)

Mn												Zn																				
C1				C2				C3				C4				C1				C2				C3				C4				
	D	T		D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			D	T			
P1-A	22.5	SD		13.3	35.6		223	15.4		39.7	65.7		10.2	9.59		6.20	SD		10.2	9.59		0.22	38.1	0.80		18.1	0.80		38.1	0.80		18.1
P2-A	56.0	SD		11.3	24.8		19.1	0.15		47.0	81.7		13.4	8.95		13.6	SD		13.4	8.95		0.22	8.10	0.80		19.8	0.80		8.10	0.80		19.8
P3-A	22.5	SD		9.67	14.7		13.1	13.1		28.6	55.0		0.27	10.6		4.49	SD		0.27	10.6		0.22	7.26	6.67		32.0	6.67		7.26	6.67		32.0
P4-A	29.2	SD		9.99	26.2		19.8	19.8		31.1	55.0		10.9	12.3		15.7	SD		10.9	12.3		0.22	30.9	26.1		36.0	26.1		30.9	26.1		36.0
P5-A	74.7	SD		10.0	77.3		36.4	36.4		9.11	73.8		7.88	9.17		6.28	SD		7.88	9.17		0.22	32.1	0.80		50.6	0.80		32.1	0.80		50.6
P6-A	124	SD		19.6	227		21.4	21.4		24.4	43.1		7.72	17.1		10.6	SD		7.72	17.1		0.22	19.1	23.9		47.6	23.9		19.1	23.9		47.6
P7-A	86.5	SD		102	890		19.6	19.6		2.10	113		14	84.2		10.4	SD		14	84.2		0.22	7.39	0.80		37.8	0.80		7.39	0.80		37.8
P8-A	79.0	SD		5.17	997		21.6	21.6		4.19	4.19		7.71	89.4		6.94	SD		7.71	89.4		0.22	56.6	12.4		23.1	12.4		56.6	12.4		23.1
P9-A	75.7	SD		34.3	655		17.4	28.4		2.96	167		15.2	58.4		14.3	SD		15.2	58.4		0.22	6.44	6.55		27.9	6.55		6.44	6.55		27.9
P10-A	139	SD		16.4	478		25.4	29.0		2.95	187		14.4	40.8		10.5	SD		14.4	40.8		0.22	40.9	7.64		39.5	7.64		40.9	7.64		39.5
P11-A	28.3	SD		55.5	248		23.6	24.5		4.95	148		12.0	22.1		11.0	SD		12.0	22.1		0.22	16.1	9.63		28.7	9.63		16.1	9.63		28.7
P12-A	28.5	SD		9.34	131		16.2	16.2		3.35	94.7		11.6	13.0		13.0	SD		11.6	13.0		0.22	16.2	5.81		21.0	5.81		16.2	5.81		21.0
P13-A	15.3	SD		6.37	43.8		54.2	64.6		2.71	192		7.44	10.6		10.2	SD		7.44	10.6		0.22	16.8	11.4		24.1	11.4		16.8	11.4		24.1
P14-A	31.4	SD		7.16	46.6		19.4	23.0		39.2	41.0		0.27	59.8		8.32	SD		0.27	59.8		0.22	5.55	10.8		43.2	10.8		5.55	10.8		43.2
Prom	58.0	SD		22.2	278		21.7	40.1		17.3	94.4		9.50	31.9		10.1		9.50	31.9		0.22	21.5	8.86		32.1	8.86		21.5	8.86		32.1	
±DS	39.6	SD		26.7	340		12.2	54.1		16.8	58.7		4.71	29.2		3.34		4.71	29.2		0.000	15.8	7.98		10.6	7.98		15.8	7.98		10.6	
CV	68.2	SD		120	122		56.2	135		97.1	62.2		49.6	91.7		33.1		49.6	91.7		0.000	73.2	90.0		32.9	90.0		73.2	90.0		32.9	
Máx	139	SD		102	997		54.2	223		47.0	192		15.2	89.4		15.7		15.2	89.4		0.22	56.6	26.1		50.6	26.1		56.6	26.1		50.6	
Mín	15.3	SD		5.17	15		0.15	13.10		2.10	4.19		0.27	8.95		4.49		0.27	8.95		0.22	5.55	0.80		18.1	0.80		5.55	0.80		18.1	

En la C1, para el Mn y Zn solo se cuenta con información en la fracción disuelta

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

BT (Continuación)

Cr										Hg									
C1					C2					C3					C4				
D	T	D	T	D	D	T	D	T	D	D	T	D	T	D	D	T	D	T	D
P1-A	1.30	SD	0.43	2.90	7.30	7.30	1.36	0.65	SD	1.80	SD	0.70	2.30	SD	SD	2.30	SD	SD	1.20
P2-A	1.30	SD	4.63	0.87	5.76	5.76	1.36	0.65	SD	2.90	SD	0.70	2.20	SD	SD	2.20	SD	SD	1.20
P3-A	1.30	SD	0.43	0.87	4.55	4.55	1.36	0.65	SD	1.90	SD	0.60	2.30	SD	SD	2.30	SD	SD	1.20
P4-A	1.30	SD	0.43	0.87	3.34	9.06	1.36	0.65	SD	2.60	SD	0.70	2.10	SD	SD	2.10	SD	SD	1.30
P5-A	1.30	SD	0.43	0.87	2.56	2.56	1.36	0.65	SD	2.50	SD	0.60	2.50	SD	SD	2.50	SD	SD	1.10
P6-A	1.30	SD	0.43	0.87	2.11	2.11	1.36	0.65	SD	2.70	SD	0.60	1.90	SD	SD	1.90	SD	SD	1.00
P7-A	1.30	SD	0.43	38.2	1.00	2.84	1.36	9.80	SD	2.80	SD	0.60	2.50	SD	SD	2.50	SD	SD	1.20
P8-A	1.30	SD	0.43	49.5	1.00	2.84	1.36	0.65	SD	2.40	SD	0.70	2.20	SD	SD	2.20	SD	SD	0.90
P9-A	1.30	SD	0.43	29.6	1.00	2.84	1.36	0.65	SD	2.90	SD	0.80	2.10	SD	SD	2.10	SD	SD	0.60
P10-A	1.30	SD	0.43	20.4	2.70	2.70	1.36	8.60	SD	2.50	SD	0.80	2.30	SD	SD	2.30	SD	SD	0.90
P11-A	1.30	SD	0.43	9.79	1.00	2.84	1.36	18.1	SD	2.60	SD	0.50	2.70	SD	SD	2.70	SD	SD	1.30
P12-A	1.30	SD	0.43	0.87	3.19	3.19	1.36	14.6	SD	2.80	SD	0.50	2.50	SD	SD	2.50	SD	SD	1.40
P13-A	1.30	SD	0.43	0.87	2.23	2.23	1.36	8.31	SD	2.70	SD	0.60	2.30	SD	SD	2.30	SD	SD	1.20
P14-A	1.30	SD	0.43	0.87	2.91	12.4	1.36	7.57	SD	3.10	SD	0.40	2.50	SD	SD	2.50	SD	SD	1.00
Prom	1.30		0.73	11.1	2.90	4.52	1.36	5.16		2.59		0.63	2.31						1.11
#DS	0.000		1.12	16.6	1.89	3.08	0.000	6.00		0.36		0.11	0.21						0.21
CV	0.000		154	150	64.9	68.2	0.000	116		14.1		18.1	9.10						18.9
Máx	1.30		4.63	49.5	7.30	12.4	1.36	18.1		3.10		0.80	2.70						1.40
Mín	1.30		0.43	0.87	1.00	2.1	1.36	0.65		1.80		0.40	1.90						0.60

En la C1, para el Cr solo se cuenta con información en la fracción disuelta, por el contrario, para el Hg solo se dispone de la información en la fracción total, todas las campañas

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Anexo III

Matriz Sedimentos



- EMPT

EMPT EN SEDIMENTOS – Todos los valores en mg/kg

AS																				
FI					FII				FIII				FIV				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1	0.075	0.071	0.085	0.093	0.074	0.063	0.094	0.11	0.089	0.068	0.079	0.10	0.22	0.180	0.14	0.18	0.45	0.382	0.40	0.49
P2	0.071	0.061	0.11	0.11	0.071	0.063	0.10	0.14	0.084	0.064	0.10	0.14	0.21	0.181	0.15	0.20	0.43	0.369	0.45	0.59
P3	0.068	0.052	0.083	0.10	0.070	0.069	0.10	0.13	0.084	0.066	0.10	0.17	0.24	0.180	0.15	0.19	0.46	0.368	0.44	0.58
P4	0.079	0.056	0.084	0.093	0.078	0.079	0.077	0.12	0.092	0.070	0.10	0.16	0.21	0.181	0.16	0.22	0.46	0.386	0.42	0.59
P5	0.093	0.078	0.10	0.12	0.094	0.079	0.11	0.13	0.11	0.069	0.13	0.16	0.21	0.184	0.14	0.22	0.51	0.410	0.49	0.63
P6	0.21	0.075	0.11	0.11	0.090	0.064	0.12	0.13	0.10	0.069	0.11	0.14	0.23	0.179	0.13	0.22	0.63	0.387	0.46	0.59
P7	0.11	0.071	0.11	0.10	0.094	0.081	0.11	0.13	0.11	0.070	0.14	0.10	0.22	0.182	0.14	0.21	0.54	0.405	0.50	0.54
P8	0.12	0.072	0.12	0.11	0.10	0.080	0.088	0.12	0.11	0.068	0.10	0.16	0.21	0.181	0.17	0.22	0.53	0.401	0.48	0.61
P9	0.15	0.067	0.10	0.11	0.10	0.085	0.075	0.12	0.10	0.070	0.10	0.17	0.23	0.181	0.16	0.19	0.58	0.403	0.44	0.59
P10	0.067	0.066	0.10	0.11	0.11	0.065	0.11	0.12	0.094	0.069	0.12	0.16	0.25	0.182	0.17	0.21	0.52	0.381	0.50	0.60
P11	0.10	0.068	0.11	0.11	0.11	0.094	0.11	0.11	0.10	0.070	0.12	0.16	0.25	0.182	0.16	0.22	0.57	0.414	0.50	0.60
P12	0.20	0.067	0.10	0.11	0.12	0.083	0.12	0.12	0.10	0.070	0.13	0.14	0.24	0.181	0.13	0.20	0.66	0.400	0.48	0.57
P13	0.16	0.065	0.12	0.095	0.12	0.074	0.084	0.14	0.10	0.069	0.12	0.11	0.26	0.184	0.17	0.19	0.65	0.391	0.49	0.53
P14	0.076	0.067	0.09	0.12	0.13	0.081	0.10	0.12	0.10	0.069	0.11	0.14	0.26	0.183	0.15	0.22	0.56	0.401	0.46	0.59
Prom	0.11	0.067	0.10	0.11	0.10	0.076	0.10	0.12	0.10	0.069	0.11	0.14	0.23	0.18	0.15	0.21	0.54	0.39	0.47	0.58
±DS	0.049	0.007	0.013	0.009	0.019	0.010	0.015	0.009	0.009	0.002	0.016	0.024	0.019	0.001	0.014	0.014	0.074	0.014	0.032	0.036
CV	43.3	10.4	12.3	8.36	19.9	12.7	14.7	7.54	8.86	2.53	14.6	17.0	8.10	0.80	9.3	7.01	13.8	3.67	6.84	6.24
Max	0.21	0.078	0.12	0.12	0.13	0.094	0.12	0.14	0.11	0.070	0.14	0.17	0.26	0.18	0.17	0.22	0.66	0.41	0.50	0.63
Min	0.07	0.052	0.083	0.093	0.07	0.063	0.075	0.11	0.084	0.064	0.079	0.10	0.21	0.18	0.13	0.18	0.43	0.37	0.40	0.49

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Pb																					
FI				FII				FIII				FIV				Total					
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	
P1	0.12	0.12	0.19	0.13	0.15	0.17	0.14	0.17	0.15	0.37	0.18	0.24	0.24	55.5	57.2	32.82	30.47	55.9	57.9	33.33	31.01
P2	0.13	0.12	0.18	0.15	0.17	0.17	0.079	0.16	0.11	0.41	0.11	0.26	0.26	55.4	44.3	31.83	28.61	55.8	45.0	32.21	29.18
P3	0.12	0.18	0.19	0.14	0.16	0.20	0.16	0.16	0.095	0.44	0.19	0.25	0.25	55.9	48.4	32.31	30.85	56.3	49.2	32.86	31.39
P4	0.12	0.11	0.18	0.13	0.12	0.18	0.14	0.18	0.12	0.43	0.15	0.25	0.25	58.9	44.0	37.12	29.02	59.3	44.7	37.60	29.59
P5	0.11	0.11	0.19	0.13	0.12	0.18	0.10	0.15	0.063	0.41	0.16	0.27	0.27	57.3	41.6	32.29	30.36	57.6	42.3	32.74	30.91
P6	0.12	0.17	0.18	0.13	0.13	0.18	0.03	0.11	0.072	0.37	0.10	0.25	0.25	63.0	47.2	33.53	30.15	63.3	47.9	33.85	30.64
P7	0.11	0.15	0.19	0.14	0.16	0.17	0.08	0.13	0.11	0.41	0.12	0.29	0.29	55.3	53.5	42.82	30.66	55.7	54.2	43.21	31.23
P8	0.10	0.15	0.20	0.13	0.15	0.15	0.11	0.14	0.12	0.31	0.10	0.27	0.27	57.2	50.5	27.32	30.98	57.6	51.1	27.73	31.52
P9	0.12	0.14	0.20	0.13	0.13	0.17	0.12	0.13	0.065	0.38	0.17	0.22	0.22	65.0	51.4	32.44	29.75	65.3	52.1	32.93	30.23
P10	0.12	0.18	0.20	0.16	0.13	0.17	0.12	0.15	0.11	0.32	0.18	0.21	0.21	58.9	57.2	36.47	28.53	59.3	57.9	36.97	29.05
P11	0.10	0.16	0.20	0.13	0.15	0.17	0.17	0.18	0.080	0.28	0.16	0.22	0.22	56.1	50.0	32.28	29.60	56.4	50.6	32.80	30.12
P12	0.11	0.16	0.19	0.12	0.12	0.17	0.12	0.17	0.073	0.38	0.19	0.22	0.22	59.1	47.6	31.37	30.47	59.5	48.3	31.87	30.99
P13	0.12	0.17	0.18	0.13	0.16	0.18	0.11	0.18	0.11	0.36	0.17	0.23	0.23	55.8	54.6	32.70	30.26	56.2	55.4	33.16	30.80
P14	0.11	0.13	0.19	0.14	0.16	0.17	0.14	0.17	0.12	0.41	0.18	0.22	0.22	64.4	52.7	36.75	31.35	64.8	53.4	37.27	31.87
Prom	0.12	0.15	0.19	0.14	0.14	0.17	0.12	0.16	0.10	0.38	0.17	0.24	0.24	58.4	50.0	35.1	30.1	58.8	50.7	35.6	30.6
±DS	0.009	0.025	0.008	0.010	0.018	0.011	0.036	0.022	0.026	0.047	0.033	0.024	0.024	3.39	4.82	3.62	0.87	3.38	4.82	3.62	0.87
CV	7.4	17.1	4.13	7.55	12.4	6.23	31.3	14.0	25.8	12.5	21.4	9.88	9.88	5.8	9.63	10.8	2.89	5.7	9.51	10.6	2.83
Máx	0.13	0.18	0.20	0.16	0.17	0.20	0.17	0.18	0.15	0.44	0.19	0.29	0.29	65.0	57.2	42.82	31.4	65.3	57.9	43.2	31.9
Mín	0.10	0.11	0.18	0.12	0.12	0.15	0.030	0.11	0.063	0.28	0.10	0.21	0.21	55.3	41.6	27.32	28.5	55.7	42.3	27.7	29.1

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

	NI																			
	FI				FII				FIII				FIV				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1	0.22	0.22	0.29	0.15	0.61	0.44	0.53	0.36	0.63	0.43	0.37	0.59	9.04	7.52	7.49	7.61	10.5	8.61	8.68	8.71
P2	0.22	0.28	0.25	0.13	0.49	0.37	0.57	0.38	0.62	0.30	0.42	0.51	10.5	9.02	11.1	6.96	11.9	9.97	12.4	7.98
P3	0.18	0.29	0.24	0.13	0.48	0.59	0.46	0.36	0.46	0.40	0.42	0.55	4.44	7.22	8.49	7.64	5.56	8.50	9.62	8.68
P4	0.26	0.24	0.20	0.14	0.46	0.57	0.58	0.44	0.60	0.28	0.38	0.48	11.3	11.4	9.46	7.20	12.6	12.5	10.6	8.25
P5	0.32	0.21	0.23	0.14	0.49	0.67	0.63	0.39	0.54	0.36	0.39	0.56	11.9	12.7	9.25	7.28	13.3	13.9	10.5	8.36
P6	0.30	0.20	0.25	0.14	0.45	0.59	0.64	0.37	0.62	0.32	0.41	0.46	8.60	6.36	9.18	7.52	10.0	7.47	10.5	8.49
P7	0.23	0.28	0.30	0.15	0.47	0.66	0.63	0.37	0.52	0.30	0.44	0.52	9.69	14.1	8.41	6.59	10.9	15.4	9.77	7.64
P8	0.24	0.28	0.29	0.14	2.70	0.52	0.68	0.35	0.47	0.24	0.44	0.39	11.4	6.24	9.59	7.40	14.8	7.28	11.0	8.28
P9	0.24	0.22	0.24	0.15	0.48	0.54	0.65	0.43	0.62	0.26	0.43	0.43	9.15	8.42	6.28	8.44	10.5	9.43	7.60	9.44
P10	0.26	0.21	0.26	0.15	0.45	0.82	0.62	0.34	0.46	0.22	0.40	0.47	4.83	8.08	5.32	6.35	5.99	9.34	6.59	7.30
P11	0.27	0.26	0.30	0.16	0.42	0.73	0.57	0.35	0.61	0.22	0.39	0.53	4.10	8.30	5.32	8.02	5.41	9.51	6.58	9.06
P12	0.28	0.22	0.28	0.16	0.43	0.46	0.52	0.36	0.50	0.22	0.41	0.49	6.47	9.83	5.36	5.92	7.69	10.7	6.57	6.93
P13	0.24	0.20	0.33	0.17	0.48	0.47	0.64	0.38	0.55	0.27	0.50	0.41	6.18	6.80	7.35	7.25	7.44	7.73	8.82	8.20
P14	0.26	0.19	0.33	0.17	0.48	0.63	0.68	0.37	0.61	0.22	0.49	0.39	7.85	9.96	6.49	8.87	9.20	11.0	7.98	9.80
Prom	0.25	0.24	0.26	0.15	0.64	0.58	0.61	0.38	0.56	0.29	0.41	0.48	8.25	9.00	7.97	7.36	9.70	10.1	9.25	8.37
±DS	0.035	0.04	0.038	0.013	0.60	0.12	0.064	0.029	0.066	0.069	0.038	0.063	2.66	2.38	1.85	0.78	2.96	2.42	1.84	0.78
CV	14.1	14.9	14.2	8.70	93.9	21.1	10.7	7.67	11.8	23.8	9.01	13.1	32.3	26.4	23.7	10.6	30.5	24.0	20.3	9.3
Máx	0.32	0.29	0.33	0.17	2.70	0.82	0.68	0.44	0.63	0.43	0.50	0.59	11.9	14.1	11.1	8.87	14.8	15.4	12.4	9.80
Mín	0.18	0.19	0.20	0.13	0.42	0.37	0.46	0.34	0.46	0.22	0.37	0.39	4.10	6.24	5.32	5.92	5.41	7.28	6.57	6.93

Cu																				
FI					FII				FIII				FIV				Total			
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1	0.45	0.41	0.76	1.35	0.52	0.97	0.44	0.97	1.77	2.66	2.20	2.84	7.62	8.67	7.90	10.8	10.4	12.7	11.3	16.0
P2	0.41	0.47	0.86	1.03	0.44	0.89	0.82	0.60	1.71	2.44	2.38	2.92	9.36	9.92	7.95	8.98	11.9	13.7	12.0	13.5
P3	0.40	0.41	1.30	1.12	0.46	0.78	0.69	0.61	1.65	1.62	2.72	2.85	3.77	4.07	10.7	7.65	6.29	6.88	15.4	12.2
P4	0.36	0.45	1.04	1.08	0.42	0.47	0.55	0.56	1.96	1.33	2.79	2.78	9.33	10.5	9.69	10.3	12.1	12.8	14.1	14.7
P5	0.39	0.41	0.94	0.93	0.38	0.84	0.50	0.36	1.81	1.85	1.93	2.74	11.0	13.5	9.94	8.04	13.5	16.6	13.3	12.1
P6	0.44	0.37	0.90	1.01	0.37	0.76	0.52	0.40	1.94	2.02	2.16	2.66	8.92	7.84	12.4	8.49	11.7	11.0	16.0	12.6
P7	0.53	0.35	0.74	1.04	0.47	1.09	0.47	0.41	2.03	3.10	2.21	2.65	9.10	13.2	13.7	9.30	12.1	17.8	17.1	13.4
P8	0.46	0.32	0.48	0.85	0.38	0.63	0.54	0.42	1.85	2.01	1.98	2.77	9.91	9.61	10.6	8.46	12.6	12.6	13.6	12.5
P9	0.44	0.36	0.75	0.77	0.42	0.54	0.52	0.59	1.83	1.63	2.78	2.88	7.89	8.33	12.0	7.84	10.6	10.9	16.0	12.1
P10	0.51	0.40	1.00	1.01	0.46	0.72	0.51	0.43	1.90	1.71	3.28	2.78	4.90	8.05	9.87	9.03	7.77	10.9	14.7	13.2
P11	0.43	0.44	1.00	0.70	0.46	0.77	0.60	0.90	1.76	0.59	2.48	2.60	3.69	8.76	9.51	8.98	6.33	10.6	13.6	13.2
P12	0.39	0.39	1.24	1.09	0.44	0.81	0.62	0.57	1.97	2.58	2.96	2.80	5.93	9.13	9.89	9.10	8.72	12.9	14.7	13.6
P13	0.46	0.33	1.10	1.06	0.38	0.53	0.49	0.71	1.94	3.04	2.44	2.74	10.7	7.10	10.4	8.91	13.4	11.0	14.4	13.4
P14	0.51	0.31	1.08	0.96	0.36	0.95	0.60	0.59	1.68	2.63	2.60	2.54	10.1	8.46	8.49	6.77	12.7	12.4	12.8	10.9
Prom	0.44	0.39	0.91	1.00	0.43	0.77	0.60	0.58	1.84	2.09	2.52	2.75	8.02	9.08	10.3	8.76	10.7	12.3	14.3	13.1
±DS	0.05	0.049	0.22	0.16	0.05	0.18	0.099	0.18	0.12	0.70	0.39	0.11	2.49	2.36	1.64	1.03	2.48	2.65	1.61	1.24
CV	11.4	12.7	23.0	15.9	11.01	23.4	17.7	31.4	6.42	33.6	15.5	3.9	31.1	26.0	16.1	11.8	23.2	21.5	11.3	9.43
Máx	0.53	0.47	1.30	1.35	0.52	1.09	0.82	0.97	2.03	3.10	3.28	2.92	11.0	13.5	13.7	10.8	13.5	17.8	17.1	16.0
Mín	0.36	0.31	0.48	0.70	0.36	0.47	0.44	0.36	1.65	0.59	1.93	2.54	3.69	4.07	7.90	6.77	6.29	6.88	11.3	10.9
				1.00				0.58				2.75				8.76				13.1

Interpretación de valores			
	Máximo		Mínimo
	Atípico superior		Atípico inferior
	Intercuartil		Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Fe																			
FI										FII									
C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1	245	246	275	171	717	538	669	888	1455	707	699	1117	15503	16854	18443	17628	17921	18345	19803
P2	224	159	125	167	738	207	670	673	1585	766	828	1060	15212	17544	19008	18490	17759	18676	20389
P3	324	202	188	220	687	648	583	729	801	629	495	912	14853	16723	18228	17384	16666	18202	19494
P4	249	221	235	206	745	682	655	551	1589	769	758	892	15785	17640	18873	17414	18367	19313	20521
P5	116	141	156	213	705	656	656	722	1309	774	731	784	15794	17603	18808	21910	17924	19173	23629
P6	59.4	127	167	183	656	397	646	743	694	426	815	965	15581	17187	19101	20693	16990	18137	22584
P7	115	126	155	206	650	633	621	655	1114	752	832	824	15600	17715	18968	22381	17479	19227	24067
P8	85.7	117	209	213	593	599	606	601	1357	724	822	797	15621	17230	18806	21254	17656	18670	22864
P9	79.2	126	253	247	744	612	649	690	1456	720	783	729	15465	16952	18529	16617	17744	18409	18283
P10	186	125	202	211	703	665	660	755	827	688	723	867	14723	16697	18423	21634	16438	18174	23467
P11	143	64.2	259	236	703	633	542	689	1123	617	764	753	14416	16959	18280	18266	16385	18273	19945
P12	157	109	250	208	674	630	669	640	946	757	732	660	15042	17452	18408	18120	16819	18947	19629
P13	51.3	86.2	209	239	709	663	638	684	1545	781	792	842	15689	17189	18324	19254	17994	18719	21019
P14	92.3	84.1	187	171	483	640	663	668	961	637	659	752	15727	17128	18503	18710	17264	18490	20301
Prom	152	138	191	207	679	586	636	692	1197	696	741	854	15358	17205	18528	19268	17386	18625	21021
±DS	82.6	52.6	45.1	25.6	69.9	131	37.6	78.7	313	96	88.7	128	438	343	295	1925	631	406	348
CV	54.4	38.1	22.0	12.4	10.3	22.3	5.90	11.4	26.2	13.7	11.9	15.0	2.85	1.99	1.58	10.0	3.63	2.18	9.13
Máx	324	246	275	247	745	682	670	888	1589	781	832	1117	15794	17715	19101	22381	18367	19313	24067
Min	51.3	64.2	125	167	483	207	542	551	694	426	495	660	14416	16697	18228	16617	16385	18137	18283
			191	207			636	692			741	854			18528	19268		20095	21021

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Cr																				
FI				FII				FIII				FIV				Total				
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1	0.20	0.19	0.33	0.40	0.36	1.19	1.62	1.07	0.38	0.70	0.75	1.11	10.7	19.1	14.6	12.7	11.6	21.2	17.3	15.3
P2	0.16	0.16	0.29	0.41	0.27	0.81	1.53	1.18	0.32	0.87	0.74	0.96	12.3	20.9	19.3	12.6	13.1	22.7	21.8	15.1
P3	0.20	0.16	0.33	0.43	0.31	1.13	1.58	1.32	0.41	0.69	0.74	1.02	18.3	16.2	19.1	11.0	19.2	18.2	21.7	13.7
P4	0.18	0.15	0.33	0.42	0.31	1.19	1.68	1.36	0.36	0.89	0.80	1.12	16.5	26.9	20.3	14.1	17.4	29.1	23.1	17.0
P5	0.19	0.18	0.32	0.43	0.36	1.42	1.80	1.22	0.33	0.89	0.79	0.92	15.0	27.8	17.7	14.4	15.8	30.3	20.6	17.0
P6	0.22	0.25	0.37	0.41	0.20	1.08	1.51	1.22	0.29	0.74	0.68	1.03	7.96	15.5	22.2	14.5	8.67	17.6	24.7	17.2
P7	0.17	0.17	0.37	0.41	0.27	1.25	1.48	1.18	0.31	0.83	0.54	0.99	11.1	29.6	21.8	13.5	11.9	31.8	24.2	16.1
P8	0.23	0.20	0.35	0.31	0.27	1.20	1.70	1.21	0.34	0.74	0.54	0.89	11.7	19.4	16.5	14.3	12.6	21.5	19.1	16.7
P9	0.16	0.19	0.37	0.30	0.32	1.01	0.80	1.26	0.27	0.69	0.68	0.88	6.59	16.1	13.6	13.6	7.34	18.0	15.5	16.0
P10	0.19	0.20	0.34	0.42	0.26	1.41	1.58	1.17	0.27	0.72	0.67	0.99	17.7	15.9	14.3	13.3	18.4	18.2	16.9	15.9
P11	0.19	0.19	0.32	0.43	0.31	1.46	1.53	1.20	0.31	0.70	0.67	0.99	16.9	17.5	14.5	14.9	17.7	19.8	17.0	17.6
P12	0.20	0.30	0.34	0.38	0.27	1.55	1.42	1.13	0.28	1.13	0.76	0.98	14.5	22.4	15.5	14.2	15.2	25.4	18.0	16.7
P13	0.17	0.30	0.33	0.35	0.31	1.77	1.68	1.28	0.35	0.94	0.66	1.02	12.5	16.3	14.2	12.1	13.3	19.3	16.9	14.7
P14	0.16	0.30	0.32	0.41	0.24	1.52	1.81	1.12	0.27	0.79	0.48	1.03	10.0	17.8	16.6	15.1	10.7	20.4	19.2	17.7
Prom	0.19	0.21	0.33	0.39	0.29	1.29	1.54	1.21	0.32	0.81	0.68	1.00	13.0	20.1	17.4	13.6	13.8	22.4	19.9	16.2
±DS	0.022	0.05	0.023	0.043	0.044	0.25	0.24	0.078	0.044	0.13	0.098	0.070	3.62	4.80	2.94	1.16	3.65	4.84	2.99	1.17
CV	11.7	25.9	6.76	11.0	15.2	19.5	15.8	6.48	13.6	15.6	14.4	7.05	27.9	23.9	17.12	8.51	26.5	21.6	15.1	7.20
Máx	0.23	0.30	0.37	0.43	0.36	1.77	1.81	1.36	0.410	1.13	0.80	1.12	18.3	29.6	22.2	15.1	19.2	31.8	24.7	17.7
Mín	0.16	0.15	0.29	0.30	0.20	0.81	0.80	1.07	0.270	0.69	0.48	0.88	6.59	15.5	13.6	11.0	7.3	17.6	15.5	13.7

Interpretación de valores			
Máximo			Mínimo
Atípico superior			Atípico inferior
Intercuartil			Promedio

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio

Hg																				
FI				FII				FIII				FIV				Total				
	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4	C1	C2	C3	C4
P1	0.16	0.15	0.11	0.094	0.14	0.20	0.11	0.10	0.23	0.29	0.14	0.12	0.92	0.30	0.28	0.27	1.46	0.94	0.64	0.58
P2	0.15	0.16	0.11	0.10	0.17	0.18	0.11	0.11	0.21	0.26	0.10	0.12	0.99	0.32	0.30	0.28	1.53	0.92	0.62	0.61
P3	0.14	0.16	0.12	0.11	0.15	0.16	0.12	0.10	0.15	0.23	0.13	0.12	1.18	0.29	0.29	0.29	1.62	0.84	0.66	0.63
P4	0.15	0.16	0.12	0.11	0.16	0.15	0.12	0.10	0.17	0.23	0.14	0.12	1.04	0.30	0.31	0.30	1.52	0.84	0.68	0.63
P5	0.14	0.16	0.11	0.10	0.18	0.14	0.12	0.10	0.17	0.26	0.14	0.13	0.96	0.35	0.30	0.31	1.46	0.92	0.67	0.64
P6	0.13	0.15	0.12	0.10	0.18	0.18	0.11	0.10	0.16	0.24	0.14	0.12	0.77	0.38	0.29	0.33	1.24	0.94	0.66	0.64
P7	0.14	0.15	0.12	0.10	0.19	0.14	0.11	0.10	0.12	0.27	0.13	0.12	0.92	0.34	0.29	0.31	1.37	0.90	0.66	0.63
P8	0.15	0.18	0.12	0.10	0.18	0.12	0.12	0.10	0.18	0.23	0.14	0.12	1.00	0.29	0.33	0.34	1.50	0.82	0.71	0.66
P9	0.13	0.17	0.10	0.10	0.15	0.12	0.11	0.11	0.16	0.28	0.14	0.12	1.15	0.37	0.30	0.30	1.59	0.95	0.66	0.62
P10	0.11	0.16	0.11	0.11	0.14	0.19	0.11	0.10	0.18	0.25	0.14	0.12	0.95	0.39	0.30	0.27	1.39	0.98	0.67	0.61
P11	0.13	0.16	0.10	0.10	0.15	0.17	0.11	0.11	0.19	0.23	0.13	0.11	0.94	0.32	0.32	0.28	1.40	0.88	0.67	0.59
P12	0.11	0.18	0.13	0.11	0.22	0.18	0.11	0.10	0.20	0.17	0.14	0.11	0.89	0.30	0.30	0.31	1.43	0.84	0.68	0.62
P13	0.12	0.17	0.11	0.11	0.15	0.17	0.12	0.10	0.21	0.23	0.14	0.12	0.95	0.27	0.31	0.30	1.41	0.84	0.67	0.63
P14	0.11	0.17	0.078	0.10	0.14	0.15	0.11	0.10	0.19	0.21	0.13	0.12	0.96	0.26	0.31	0.27	1.40	0.79	0.63	0.59
Prom	0.13	0.16	0.12	0.10	0.16	0.16	0.12	0.10	0.18	0.24	0.14	0.12	0.97	0.32	0.30	0.30	1.45	0.89	0.67	0.62
±DS	0.016	0.010	0.013	0.006	0.023	0.025	0.005	0.004	0.028	0.031	0.011	0.005	0.10	0.041	0.013	0.022	0.10	0.058	0.022	0.022
CV	12.3	6.11	11.42	5.36	14.3	15.5	4.38	4.17	15.7	12.7	8.11	3.98	10.5	12.7	4.34	7.40	6.72	6.52	3.37	3.58
Máx	0.16	0.18	0.13	0.11	0.22	0.20	0.12	0.11	0.23	0.29	0.14	0.13	1.18	0.39	0.33	0.34	1.62	0.98	0.71	0.66
Mín	0.11	0.15	0.078	0.094	0.14	0.12	0.11	0.1	0.12	0.17	0.10	0.11	0.77	0.26	0.28	0.27	1.24	0.79	0.62	0.58

Interpretación de valores			
Máximo		Mínimo	
Atípico superior		Atípico inferior	
Intercuartil		Promedio	

Información obtenida de los diagramas Box-Plot, excepto el promedio