



**Centro de Investigación en Alimentación y
Desarrollo, A.C.**

**RECONSTRUCCIÓN HISTÓRICA DE LA ACUMULACIÓN DE
ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS EN
SEDIMENTOS DE TRES PRESAS DE SONORA, MÉXICO,
UTILIZANDO EL MÉTODO DE FECHADO CON ^{210}Pb EN
NÚCLEOS SEDIMENTARIOS**

Por:

Roberto Ochoa Contreras

TESIS APROBADA POR LA

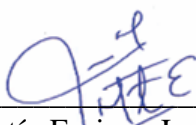
COORDINACIÓN DE CIENCIA DE LOS ALIMENTOS

Como requisito parcial para obtener el grado de

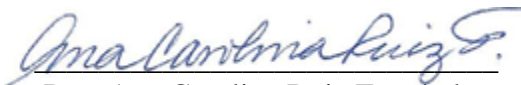
DOCTOR EN CIENCIAS

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de Roberto Ochoa Contreras, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctor en Ciencias.



Dr. Martín Enrique Jara Marini
Director de Tesis



Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández
Co-directora de Tesis



Dra. Diana María Meza Figueroa
Integrante del comité de tesis



Dra. Leticia García Rico
Integrante del comité de tesis

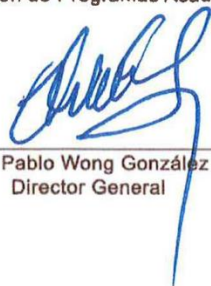
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis “Reconstrucción Histórica de la Acumulación de Elementos Potencialmente Tóxicos en Sedimentos de tres Presas de Sonora, México, Utilizando el Método de Fechado con ^{210}Pb en Núcleos Sedimentarios” es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial del autor Roberto Ochoa Contreras, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del director(a) de tesis.



CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN
ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos



Dr. Pablo Wong González
Director General

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de doctorado.

Al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD) por brindarme las herramientas necesarias para mi formación. Por el acceso a su infraestructura y facilidades de todo su personal, quienes favorecieron mi formación personal y científica.

Al proyecto #20562 “Acumulación y distribución de metales y metaloides en agua, sedimento y biota en la cuenca del río Yaqui, Estado de Sonora”. Que brindo el apoyo económico para poder llevar a cabo la parte experimental de esta tesis.

A los Sres. Isabel Ramírez Hernández, Jorge Cervantes García, Adolfo Americano, Nicolás Lara Vázquez, Rodrigo Campa Molina y Crisóforo Olaje Murrieta por su apoyo en la colecta de los núcleos sedimentarios.

Al Laboratorio de Geoquímica isotópica y Geocronología del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (Unidad Académica Mazatlán) de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por permitir el acceso a sus instalaciones y las facilidades ofrecidas por todo su personal, quienes me brindaron amablemente su ayuda para llevar a cabo la parte experimental de esta tesis. Se agradece el apoyo de la M. en C. Libia Hascibe Pérez Bernal por su apoyo en el análisis de radiométrico y de composición elemental de sedimentos.

DEDICATORIA

A mis padres, Roberto Ochoa Martínez y Griselda Contreras Granillo, por ser el mejor ejemplo a seguir.

CONTENIDO

APROBACIÓN	2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL	2
AGRADECIMIENTOS	4
DEDICATORIA	5
CONTENIDO	6
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE CUADROS	12
LISTA DE FORMULAS	13
RESUMEN	14
ABSTRACT	15
1. INTRODUCCIÓN	16
2. MARCO TEÓRICO	18
2.1. Metales y Metaloides.....	18
2.1.1. Fuentes Naturales.....	19
2.1.2. Fuentes Antrópicas	20
2.1.3. Procesos de Transporte de Contaminantes Hacia Ecosistemas Lacustres.....	21
2.1.3.1. Transporte hidrológico.....	22
2.1.3.2. Transporte atmosférico.....	23
2.1.3.3. Transporte orgánico-biológico.....	23
2.1.4. Procesos Geoquímicos que Afectan la Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos en los Sedimentos (Diagénesis)	23
2.2. Problemática de la Contaminación	23
2.3. Estudio de la Contaminación en Sedimentos Lacustres	24
2.3.1. Factores que Influyen en la Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos en Sedimentos.....	24
2.3.1.1. Tamaño de grano.....	26
2.3.1.2. Mineralogía.....	26
2.3.1.3. pH y Eh.....	28
2.3.1.4. Concentración de materia orgánica.....	29
2.3.1.5. Carbonatos.....	30
2.3.2. Reconstrucción Histórica de la Contaminación de Sedimentos	30
2.3.2.1. Teoría de la superposición estratigráfica.....	31
2.3.2.2. Fechado de sedimentos.....	32
2.3.2.3. Tasas de acumulación máscica y sedimentaria.....	34
2.3.2.4. Modelo de flujo constante (CF).....	35
2.3.2.5. Corroboración del fechado por ¹³⁷ Cs.....	35
2.3.3. Concentraciones de Referencia (Basales) en Sedimentos	36
2.4. Factor de Enriquecimiento	37

CONTENIDO (continuación)

2.4.1. Elemento de Normalización.....	38
2.5. Evaluación de la Calidad Ambiental en Sedimentos.....	38
2.6. Flujos y Proporciones de Flujos de Elementos.....	40
2.7. Origen de la Contaminación en los Sedimentos.....	40
2.7.1. Materia Orgánica	41
2.7.2. Susceptibilidad Magnética.....	42
2.8. Análisis Quimiométricos	43
3. ANTECEDENTES	44
3.1. Presa Lázaro Cárdenas La Angostura.....	44
3.2. Presa El Cajón de Onapa	45
3.3. Presa Álvaro Obregón El Oviachic.....	45
4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	47
5. HIPÓTESIS	48
6. OBJETIVO	49
6.1. Objetivo General	49
6.2. Objetivos Particulares.....	49
7. ÁREA DE ESTUDIO	50
7.1. La Angostura	50
7.2. El Cajón de Onapa.....	51
7.3. El Oviachic	52
8. MATERIALES Y MÉTODOS.....	54
8.1. Muestreo	54
8.1.1. Análisis de Laboratorio.....	54
8.1.2. Profundidad y Masa Acumulada.....	55
8.2. Perdidas por Ignición.....	56
8.3. Susceptibilidad Magnética.....	57
8.4. Granulometría.....	58
8.5. Carbono y Nitrógeno (Total y Orgánico)	58
8.6. Radiocronología con ²¹⁰ Pb.....	59
8.6.1. Análisis de ²¹⁰ Po	59
8.6.2. Análisis de ²²⁶ Ra y ¹³⁷ Cs.....	59
8.7. Elementos Potencialmente Tóxicos.....	60
8.8. Control de Calidad.....	60
8.9. Factores de Enriquecimiento	61
8.10. Flujo y Proporciones de Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos	62
8.11. Análisis Estadístico	62
8.11.1. Análisis de Varianza	62
8.11.2. Análisis de Factores	63
9. RESULTADOS.....	64

CONTENIDO (continuación)

9.1. La Angostura	64
9.1.1. Radiocronología.....	64
9.1.1.1. Actividad de ^{210}Pb total.....	65
9.1.1.2. Actividad de ^{210}Pb de base.....	65
9.1.1.3. Actividad de ^{210}Pb en exceso.....	66
9.1.1.4. Radiocronología con ^{210}Pb	67
9.1.1.5. Tasas de acumulación sedimentaria y másica.....	67
9.1.2. Caracterización de los Sedimentos	68
9.1.2.1. Tamaño de grano.....	69
9.1.2.2. Susceptibilidad magnética.....	69
9.1.2.3. Materia orgánica y carbonatos.....	69
9.1.3. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos	69
9.1.3.1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos.....	70
9.1.3.2. Factores de enriquecimiento.....	70
9.1.3.3. Evaluación de la calidad de los sedimentos.....	70
9.1.4. Flujo y proporciones de Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos.....	74
9.1.5. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos	74
9.2. El Cajón de Onapa.....	76
9.2.1. Radiocronología.....	76
9.2.1.1. Actividad de ^{210}Pb total.....	77
9.2.1.2. Actividad de ^{210}Pb de base.....	77
9.2.1.3. Actividad de ^{210}Pb en exceso.....	78
9.2.1.4. Radiocronología con ^{210}Pb	79
9.2.1.5. Tasas de acumulación sedimentaria y másica.....	79
9.2.2. Caracterización Sedimentaria	80
9.2.2.1. Tamaño de grano.....	81
9.2.2.2. Susceptibilidad magnética.....	81
9.2.2.3. Materia orgánica y carbonatos.....	81
9.2.3. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos	82
9.2.3.1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos.....	82
9.2.3.2. Factores de enriquecimiento.....	82
9.2.3.3. Evaluación de la calidad de los sedimentos.....	82
9.2.4. Flujo y Proporciones de Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos	83
9.2.5. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos	83
9.3. El Oviachic	85
9.3.1. Radiocronología.....	85
9.3.1.1. Actividad de ^{210}Pb total.....	86
9.3.1.2. Actividad de ^{210}Pb de base.....	87
9.3.1.3. Actividad de ^{210}Pb en exceso.....	88
9.3.1.4. Radiocronología con ^{210}Pb	89

CONTENIDO (Continuación)

9.3.1.5. Tasas de acumulación sedimentaria y másica.....	89
9.3.2. Caracterización Sedimentaria	90
9.3.2.1. Tamaño de grano.....	91
9.3.2.2. Susceptibilidad magnética.....	91
9.3.2.3. Materia orgánica y carbonatos.....	91
9.3.3. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos	90
9.3.3.1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos.....	92
9.3.3.2. Factores de enriquecimiento.....	92
9.3.3.3. Evaluación de la calidad de los sedimentos.....	92
9.3.4. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporción de Flujo.....	93
9.3.5. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos	93
10. DISCUSIÓN.....	98
10.1. La Angostura	98
10.1.1 Geocronología utilizando ^{210}Pb	98
10.1.2. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos	100
10.1.3. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporciones de Flujo	104
10.1.4. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos	107
10.2. El Cajón de Onapa.....	109
10.2.1 Geocronología Utilizando ^{210}Pb	109
10.2.2. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos	110
10.2.3. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporción de Flujo.....	111
10.2.4. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos	112
10.3. El Oviachic	114
10.3.1. Geocronología Utilizando ^{210}Pb	114
10.3.2. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos	117
10.3.3. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporción de Flujo.....	118
10.3.4. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos	118
11. CONCLUSIONES.....	124
11.1. La Angostura (ANG).....	124
11.2. El Cajón de Onapa (ECO)	125
11.3. El Oviachic (OVI)	126
12. RECOMENDACIONES.....	127
13. BIBLIOGRAFÍA.....	128

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	Cadena de decaimiento del ^{238}U , a través de emisiones alfa y beta.....	34
2	Sitios de colecta de los núcleos sedimentarios en las tres presas (b, c y d) de la cuenca del río Yaqui (a), en el Estado de Sonora, noroeste de México.....	47
3	Perfiles de actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs (Bqkg^{-1}), modelo de edad y tasas de acumulación sedimentaria (TAS) y másica (TAM), respecto a la profundidad (cm), en los dos núcleos recolectados de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui.....	66
4	Perfiles de las variables geoquímicas y de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la Presa La Angostura, cuenca del río Yaqui.....	68
5	Factores de enriquecimiento de los elementos potencialmente tóxicos basados en los valores promedio de los sedimentos profundos de los núcleos (EF_{VF}) y en los valores de la corteza terrestre (EF_{CC}), en los núcleos de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui.....	71
6	Flujos y proporción de flujo de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui.....	74
7	Perfiles de actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs (Bqkg^{-1}), modelo de edad y tasas de acumulación, respecto a la profundidad (cm), en los dos núcleos recolectados de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.....	78
8	Perfiles de las variables geoquímicas y de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.....	80
9	Factores de enriquecimiento de elementos potencialmente tóxicos basados en los valores promedio de los sedimentos profundos de los núcleos (EF_{VF}) y en los valores de la corteza terrestre (EF_{CC}), en los núcleos de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.....	82
10	Flujos y proporción de flujo de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.....	85
11	Perfiles de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{Total}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Soportado}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), modelo de edad y tasas de acumulación, respecto a la profundidad (cm), en los núcleos OVI-1 y OVI-2 recolectados en la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.....	88
12	Perfiles de las variables geoquímicas y de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.....	90

LISTA DE FIGURAS (continuación)

Figura		Página
13	Factores de enriquecimiento de elementos potencialmente tóxicos basados en los valores promedio de los sedimentos profundos de los núcleos (EF_{VF}) y en los valores de la corteza terrestre (EF_{CC}), en los núcleos de la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.....	93
14	Flujos y relaciones de flujo de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la Presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.....	95
15	Análisis de factores de las variables geoquímicas y las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, de los núcleos de la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.....	96
16	Precipitación, temperatura y evaporación promedio en un período de 70 años en los alrededores de la Presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.....	124

LISTA DE CUADROS

Cuadro	Página
1 Concentraciones basales, promedios de corteza y concentraciones en rocas de elementos potencialmente tóxicos reportados en la literatura.....	20
2 Algunas actividades antropogénicas que son fuentes de elementos potencialmente tóxicos.....	22
3 Localización de sitios de recolección e información sobre fechados y tasas de acumulación de los núcleos sedimentarios de las presas La Angostura (ANG), El Cajón de Onapa (ECO) y El Oviachic (OVI) de la cuenca del río Yaqui, Noroeste de México.....	56
4 Concentración de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g g}^{-1}$), factores de enriquecimiento (FE), flujo de elementos ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) y proporción de flujo de elementos en los núcleos sedimentarios de las presas La Angostura (ANG), El Cajón de Onapa (ECO) y El Oviachic (OVI) de la cuenca del río Yaqui, noroeste de México.....	72
5 Análisis de factores para variables geoquímicas y elementos traza en núcleos de sedimentos (ANG-1 y ANG-2) de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui, noroeste de México.....	76
6 Resultados del análisis de factores para variables geoquímicas y elementos traza en núcleos de sedimentos de la presa El Cajón de Onapa (ECO-1 + ECO-2), cuenca del río Yaqui, noroeste de México.....	86
7 Análisis de factores para variables geoquímicas y elementos traza en núcleos de sedimentos del reservorio El Oviachic (OVI-1 + OVI-2), cuenca del río Yaqui, noroeste de México.....	97
8 Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g g}^{-1}$) en núcleos sedimentarios de reservorios de México y del mundo con diferentes características.....	103
9 Flujo de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) en núcleos sedimentarios en reservorios de México y del mundo con diferentes características.....	107

LISTA DE FORMULAS

Formula	Página
1 Cálculo de la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$	34
2 Relación entre la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en los sedimentos, los sedimentos y la tasa de acumulación.....	35
3 Calculo de la edad de una capa sedimentaria	36
4 Sustitución de fórmula para estimar la TAM.....	36
5 Sustitución de fórmula para estimar la TAS	36
6 Cálculo de flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ al sedimento.....	36
7 Cálculo de la actividad acumulada por unidad de área debajo de la capa (<i>i</i>).....	37
8 Cálculo del inventario total.....	37
9 Cálculo de factores de enriquecimiento (FE).....	39
10 Cálculo de los flujos de elementos.....	41
11 Cálculo de Porosidad (%) o porcentaje relativo del espacio vacío por volumen de muestra.....	56
12 Cálculo de densidad de la sección <i>i</i> (g cm^{-3})	57
13 Cálculo de masa acumulada de la capa <i>i</i> (g cm^{-2})	57
14 Sumatoria de la masa acumulada de los estratos en la columna sedimentaria.....	57
15 Cálculo de PPI ₅₅₀ (%).....	58
16 Cálculo de PPI ₉₅₀ (%).....	58

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos son de gran importancia económica, ecológica y social, por ser fuentes de recursos claves para el desarrollo local, regional y nacional. Los ecosistemas acuáticos son vulnerables a los contaminantes, como los metales y metaloides, derivado de las actividades antrópicas que se desarrollan en sus alrededores y que suelen tener diferentes grados de impactos. La cuenca del río Yaqui es la más grande en el noroeste de México, y es clave para el desarrollo de la minería, la acuacultura, la agricultura y la ganadería. En esta cuenca se construyeron reservorios que proveen de recursos para estas actividades. Con el propósito de estimar los niveles de la contaminación por metales y metaloides en las presas La Angostura, El Cajón de Onapa y El Oviachic, de la cuenca del río Yaqui, se evaluaron las acumulaciones históricas de elementos potencialmente tóxicos (As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn), sus enriquecimientos, sus flujos y las posibles fuentes, mediante el estudio de núcleos sedimentarios fechados por el método de ^{210}Pb . Se recolectaron dos núcleos sedimentarios en cada presa, a los que se les determinaron las tasas de acumulación sedimentaria y másica, las concentraciones de los elementos potencialmente tóxicos, sus factores de enriquecimiento, los flujos y proporciones de flujo, la granulometría y los contenidos de carbono orgánico e inorgánico. Se utilizó el análisis de factores con el fin de entender cómo se relacionan las variables analizadas y a su vez, entender la procedencia de los elementos potencialmente tóxicos. Los enriquecimientos fueron nulos para la mayoría de los elementos de los elementos potencialmente tóxicos; sin embargo, en algunas secciones de los núcleos de las tres presas hubo enriquecimientos moderados de As y, de moderadamente severos a severos de Hg. Además, las concentraciones de As y Hg estuvieron por encima del criterio para sedimentos PEL (Nivel de Efecto Probable), por lo que son probables los efectos adversos sobre la biota de las tres presas. Además, las tasas de acumulación de sedimentos y másica, y los flujos de los elementos han aumentado notablemente en la última década, relacionado con los cambios de uso de suelos en la cuenca del río Yaqui. Este estudio destaca la importancia de utilizar el fechado de sedimentos para evaluar las tendencias históricas de contaminación por elementos potencialmente tóxicos, e identificar posibles fuentes.

Palabras clave: Ecosistemas acuáticos, Actividades antropogénicas, Cuenca del río Yaqui, Contaminación, Metales y metaloides, Núcleos sedimentarios, Fechado con ^{210}Pb .

ABSTRACT

Aquatic ecosystems are great economic, ecological and social importance, they are sources of resources that are key to local, regional and national development. The population depends on these as they provide water for human consumption and agricultural irrigation, help in flood control, for the generation of hydroelectric power, and for subsistence fishing activities. Aquatic ecosystems are particularly vulnerable to contaminants, such as metals and metalloids, derived from human activities that take place in their surroundings and that usually have different degrees of impact. The Yaqui River Basin is the largest in northwestern Mexico, and is key to the development of mining, aquaculture, agriculture, and ranching. Reservoirs were built in this basin that provide resources for these activities. In order to estimate the levels of contamination by metals and metalloids in the La Angostura, El Cajón de Onapa and El Oviachic dams of the Yaqui River Basin, the historical accumulations of potentially toxic elements (As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn), their enrichments, their fluxes and possible sources, through the study of sedimentary cores dated by the ^{210}Pb method. Two sediment cores were collected from each dam, from which the sedimentary and mass accumulation rates, the concentrations of potentially toxic elements, their enrichment factors, the flux and flux rate, the granulometry and the organic and inorganic carbon contents were determined. Factor Analysis was performed in order to understand how the analyzed variables are related and, to understand the origin of the potentially toxic elements. Potentially toxic element enrichments were nil for most elements. However, in some sections of the cores of the three dams there were moderate enrichments for As and moderately severe to severe for Hg. In addition, the concentrations of As and Hg were above the PEL (Probable Effect Level) criteria for sediments, so adverse effects on the biota of the three dams are likely. In addition, the rates of accumulation of sediments and mass, and the fluxes of the elements have increased notably in the last decade, related to changes in land use in the different areas of the Yaqui River basin. This study highlights the importance of using sediment dating to assess historical trends in metal and metalloid contamination, and to identify possible sources, in order to support decision-making in programs aimed at reducing environmental and health risks in aquatic ecosystems.

Keywords: Aquatic ecosystems, Anthropogenic activities, Yaqui River Basin, Contamination, Metals and metalloids, Sediment cores, ^{210}Pb dating.

1. INTRODUCCIÓN

La tierra está sujeta a una amplia gama de alteraciones a escala global que se origina de las actividades humanas, estas actividades dan lugar al fenómeno del cambio global (Steffen et al., 2004). Actualmente, el planeta se encuentra en un periodo de constante cambio global, estas alteraciones ambientales son registradas históricamente debido a que es posible establecer una conexión entre el incremento en las emisiones antropogénicas al medio ambiente. Las actividades antropogénicas emiten contaminantes que se transportan y distribuyen en el ambiente, primeramente a escala local, aunque por las diferentes vías de dispersión, algunos contaminantes pueden dispersarse a escala regional e incluso global (Steffen et al., 2004; Toledo Ocampo, 2005). Hoy en día, prácticamente todos los ecosistemas alrededor del mundo están impactados en menor o mayor escala, así que la amplia variedad y la alta cantidad de contaminantes dispersados genera una problemática ambiental (Sophia y Lima, 2018). Los sedimentos son el depósito final de muchos contaminantes y constituyen una fuente de contaminación a largo plazo en la trama trófica (Burton, 2002). Los contaminantes provienen de fuentes naturales y antropogénicas, sin embargo, los de origen antropogénico elevan las concentraciones naturales al grado de representar una verdadera problemática ambiental al acumularse en los sedimentos (Baldwin y Howitt, 2007).

Los metales y metaloides se consideran elementos persistentes en el ambiente y, en ciertos intervalos de concentración, llegan a ser tóxicos, lo que depende de varios factores tanto bióticos como abióticos (Appenroth, 2010). Los metales y metaloides son considerados como los contaminantes más ampliamente distribuidos, dado a que son constituyentes naturales de suelos, sedimentos y organismos. Su persistencia ambiental es alta debido a que no se degradan, hasta llegar a acumularse en altas concentraciones en reservorios naturales. Estos elementos están contenidos de manera natural en el sedimento, pero las concentraciones pueden aumentar debido a emisiones antropogénicas, tales como efluentes urbanos o de diversos tipos de industria, como la minería, la agricultura y la ganadería, entre otros (Sánchez-Duarte y Jara-Marini, 2017).

Los embalses son reservorios artificiales con procesos propios de los ríos, cuyo objetivo es la acumulación de agua para destinarla a los usos humanos, así como para protección contra inundaciones. Además, regulan los aportes de sólidos en suspensión y los materiales transportados por los ríos. Estos reservorios son ambientes de depósito, originados y condicionados para controlar

los continuos procesos de sedimentación (Embleton y Richards, 1984).

Bajo condiciones perseverantes, los sedimentos registran cambios e impactos negativos sobre los ecosistemas acuáticos (Hill, 2011). Los registros sedimentarios fechados permiten reconstruir históricamente la acumulación de contaminantes y su impacto en los ecosistemas (Rodríguez-Obeso et al., 2007); y el método de fechado con ^{210}Pb es el más utilizado para fechar sedimentos acumulados dentro de los últimos 100 años (Alonso-Hernández et al., 2016).

El río Yaqui, que tiene una longitud aproximada de 400 km y cruza de norte a sur el estado de Sonora. Es uno de los pocos ríos permanentes y el de mayor volumen de escurrimiento en el noroeste de México. En su cuenca se encuentran tres importantes presas: La Angostura en el municipio de Nacozari, El Novillo en el municipio de San Pedro de la Cueva y El Oviachic en el municipio de Cajeme; y aproximadamente 20 presas de menor dimensión (Muñoz-Arriola et al., 2009). Éstas son utilizadas con fines hidroeléctricos, irrigación de zonas agrícolas, consumo público urbano, pesca deportiva y la acuicultura de peces, pero en sus alrededores se desarrollan la minería a gran escala y gambusinaje clandestino de oro (Lutz y Curl, 2014), así como agricultura intensiva, lo que ha promovido un gran crecimiento demográfico en la región. Por lo anterior, esta zona se considera bajo una gran presión antropogénica y ha sido impactada de cierto grado por diversos contaminantes.

El propósito de este trabajo de investigación fue realizar la reconstrucción histórica de los flujos de elementos potencialmente tóxicos en los registros sedimentarios de las presas La Angostura, El Cajón de Onapa y el Oviachic mediante el método de fechado con ^{210}Pb en núcleos sedimentarios.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Metales y Metaloides

Debido a su alta toxicidad, los plaguicidas, las dioxinas, los compuestos orgánicos de cadena larga, los gases de carbono y azufre, y los metales y metaloides se encuentran entre los contaminantes más riesgosos para los ecosistemas (Rodríguez-Eugenio et al., 2019). A diferencia de los elementos no-metálicos, los metales y metaloides son elementos que se definen según sus propiedades físicas (alta conductividad eléctrica y térmica, lustre metálico, dureza y ductilidad) (Appenroth, 2010).

Los metaloides, al igual que los metales, producen efectos adversos (por si mismos o en interacción con otros elementos), poseen ciertas propiedades típicas de los metales (p. ej., conductividad eléctrica y lustrosos), además de ciertas propiedades similares a los no-metálicos (p. ej., carecen de brillo metálico; Gupta, 2021).

Los metales y metaloides son componentes naturales de suelos, sedimentos y la biota. A diferencia de otros contaminantes, algunos de estos elementos (p. ej., Cu, Fe, Se, Zn, K, Cr, Mg, Na) son considerados como esenciales debido a que son necesarios en pequeñas concentraciones para algunas funciones bioquímicas y metabólicas de los organismos (Appenroth, 2010). Y otros no esenciales (p. ej., As, Cd, Hg, Pb) son considerados tóxicos debido a que incluso en pequeñas cantidades causan efectos adversos en los organismos (Hartwig y Jahnke, 2017; Hill, 1997). Algunos iones metálicos (p. ej., Hg^{2+} , Cd^{2+} , Ag^+) pueden alterar el metabolismo de los organismos y provocar efectos adversos ya que, además de formar complejos tóxicos inespecíficos en las células, pueden formar iones órgano-metálicos liposolubles capaces de penetrar membranas y acumularse en las células (Csuros, 2018).

Los metales y metaloides pueden provenir de fuentes naturales (también llamadas geogénicas) y antropogénicas (Satsangi y Yadav, 2014).

2.1.1. Fuentes Naturales

Las concentraciones de metales y metaloides en los minerales están determinadas por sus afinidades y las condiciones en las que los minerales fueron formados. Dado que muchos de los minerales se generaron en las primeras etapas de formación de la tierra, existen niveles basales de metales y metaloides en los reservorios ambientales. Así, las fuentes naturales de metales y metaloides son el vulcanismo, incendios forestales, tsunamis, terremotos y el intemperismo. Estas contribuciones naturales pueden ser relativamente estables, excepto en eventos extraordinarios (como el vulcanismo, huracanes y tsunamis) que producen la resuspensión y dispersión de contaminantes (MFE, 2016). En el Cuadro 1 se muestran intervalos de concentraciones basales de metales y metaloides en algunos reservorios abióticos.

Cuadro 1.- Concentraciones basales, promedios de corteza y concentraciones en rocas de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g g}^{-1}$), reportados en la literatura^{a,b}.

	Hg	Cd	As	Ni	Pb	Cu	Zn	Cr
Corteza Continental Global ¹	0.080	0.20	1.80	75.0	12.5	55.0	70.0	100
Corteza Global Superior ²	0.056	0.10	2.00	18.5	52.0	14.3	17.0	35.0
Corteza Continental Global Superior ³	0.050	0.10	4.80	47.0	17.0	28.0	67.0	92.0
Promedio Pre-Antropogénico ⁴	0.10	0.50	16.0	30.0	33.0	27.0	97.0	40.0
Rocas Ígneas ⁵								
Ultramáficas	0.004	0.10	1.00	2000	1.00	10.0	50.0	1600
Máficas	0.013	0.20	2.00	130	6.00	87.0	105	170
Intermedia	0.021	0.10	2.00	15.0	15.0	30.0	60.0	22.0
Félsica	0.039	0.10	1.00	5.00	19.0	10.0	39.0	44.0
Rocas Sedimentarias ⁶								
Areniscas	0.057	0.02	1.00	3.00	14.0	15.0	16.0	ND
Limos	0.046	0.10	2.00	13.0	16.0	4.00	16.0	ND
Arcillas	0.27.0	0.20	9.00	29.0	80.0	45.0	130	ND
Promedio en Suelos ⁷	0.10	1.10	4.70	18.0	25.0	14.0	62.0	42.0
Suelos superficiales ⁸	0.053	0.20	ND	25.0	17.0	109	73.0	86.0
Suelos agrícolas ⁹	0.043	0.20	3.80	13.0	18.0	17.0	65.0	22.0

^a. Referencias: (1) Taylor, 1964; (2) Wedepohl, 1995; (3) Rudnick y Gao, 2004; (4) Birch, 2017; (5) Turekian y Wedepohl, 1961; (6) Faust y Aly, 1987; (7) Kabata-Pendias, 2000; (8) Licht y Kaisi, 2005; (9) Eriksson 2001.^b. ND = No disponible.

El intemperismo moviliza y distribuye diversos contaminantes en los reservorios ambientales, por procesos erosivos en las rocas, los suelos y los sedimentos, liberando minerales en partículas cada vez más pequeñas. Las partículas finas tienen la capacidad de interactuar y movilizar a los contaminantes, como metales y metaloides. La movilización de los metales y metaloides dependerán de factores como la temperatura, pH, potencial redox, granulometría, cantidad y tipo de materia orgánica, carbono inorgánico, entre otros (Zoumis et al., 2001). Los eventos naturales extraordinarios pueden movilizar grandes cantidades de estos elementos. Por ejemplo, se estimó que la erupción del volcán Monte Pinatubo de 1991 en las Filipinas liberó 600,000 toneladas de Cu, 100,000 toneladas de Pb, 10,000 toneladas de As y 800 toneladas de Hg (Garrett, 2000).

2.1.2. Fuentes Antrópicas

En la corteza terrestre, la acumulación natural de metales es inferior al 0.1%. Sin embargo, a través de actividades antropogénicas estas concentraciones aumentan considerablemente (Jaramillo-Juárez et al., 2009), relacionándose con la calidad y deterioro de los ecosistemas. Entre las principales fuentes de contaminación antropogénica se encuentran aquéllas que derivan del aprovechamiento de los recursos naturales presentes en la corteza, estos procesos generan grandes volúmenes de residuos que si no son confinados adecuadamente se dispersan y acumulan en el ambiente, lo cual altera las condiciones naturales (Khatri y Tyagi, 2015). Entre éstas, se encuentran la minería del cobre, la plata y del oro, que son metales con gran demanda mundial. Otras actividades emisoras de elementos metálicos son la agricultura, las industrias diversas y las descargas de aguas residuales no tratadas (Hill, 2011). Estas actividades antropogénicas pueden causar la movilización y emisión directa de metales en el ambiente y exceder las emisiones naturales por varios órdenes de magnitud; no obstante, algunas actividades pueden causar cambios indirectos al movilizar ciertos metales que naturalmente estarían presentes de forma estable (ej. lluvia acida, oxidación de piritita, agotamiento de oxígeno; (Bjerregaard et al., 2015). En el Cuadro 2 se presentan algunas actividades antropogénicas ligadas a las emisiones de algunos metales.

Cuadro 2.- Algunas actividades antropogénicas que son fuentes de elementos potencialmente tóxicos.

Elemento	Fuentes antropogénicas
Cromo	Cromado, refinación del petróleo, curtido de cuero, fabricación de textiles.
Níquel	Galvanización, pintura y polvo, procesamiento de baterías, refinado de metales y fertilizantes fosfatados.
Plomo	Gasolina base plomo, pesticidas, baterías y pintura.
Cobre	Industria electrónica, plásticos, refinación de materiales.
Zinc	Industria del caucho, pinturas, pigmentos, conservantes de madera, fertilizantes fosfatados y detergentes.
Cadmio	Refinados del petróleo, pigmentos, pesticidas, recubrimiento de tuberías, plásticos.
Arsénico	Emisiones de automóviles, polvo industrial, conservantes de madera y pigmentos.
Mercurio	Focos, conservantes de madera, curtido de cuero, termómetros, adhesivos y pinturas.

Referencia: Nordberg et al. (2015)

2.1.3. Procesos de Transporte de Contaminantes Hacia Ecosistemas Lacustres

Una vez disponibles en el ambiente, los metales y metaloides pueden movilizarse a través de los ciclos biogeoquímicos en la litosfera, hidrosfera y atmósfera, a través de diferentes medios, hasta llegar a acumularse en diferentes ecosistemas como los lacustres (ej. lagos y presas).

2.1.3.1. Transporte hidrológico. El transporte hidrológico adiciona constantemente una amplia diversidad de elementos a los reservorios acuáticos debido a la captación y erosión causada por el agua de lluvia, donde la composición química y el contenido de estos elementos varían según las características geológicas de las cuencas de drenaje. Además se estima que mediante actividades antropogénicas como la deforestación y uso indiscriminado de suelo, aumenta la cantidad de material transportado por los ríos en un factor de 2-3 (Salomons y Forstner, 1984).

La mayoría de los metales y metaloides en los sistemas fluviales se transportan en forma de partículas suspendidas con un diámetro menor a las 100 μm (Chester y Jickells, 2012), donde las concentraciones más altas se encuentran generalmente en las partículas de grano fino, debido a que la relación superficie-volumen aumenta con la disminución de tamaño de grano. En el caso de las

presas, una importante fracción de los metales acarreados por los sistemas fluviales precipita hasta sedimentarse. Esta sedimentación dependerá del flujo y la velocidad del agua, así como el potencial de resuspensión del material sedimentado (Moreira, 2016).

2.1.3.2. Transporte atmosférico. Las emisiones gaseosas de las actividades antropogénicas han provocado el aumento de los contaminantes en los ecosistemas terrestres y acuáticos, incluidos los metales y metaloides, hasta un nivel que exceden a las fuentes naturales (Bjerregaard et al., 2015). Tales emisiones provienen de la quema de combustibles fósiles, la fundición de metales y la incineración de desechos, donde los contaminantes están unidos a partículas de diversos tamaños. El mercurio es un elemento que posee una fase gaseosa a través de su ciclo biogeoquímico, por lo que usualmente es movilizado a lugares remotos con nula o poca actividad humana. Los metales y metaloides viajan en la atmósfera mediante corrientes de viento, donde algunas partículas tienen un tiempo de residencia largo en este reservorio (hasta meses), por lo que pueden dispersarse por grandes distancias hasta sedimentar en los distintos reservorios.

2.1.3.3. Transporte orgánico-biológico. La acumulación y movilización de contaminantes por los organismos ocurren por las relaciones tróficas que han desarrollado. La dinámica de movilización generalmente está determinada por la complejidad de las tramas tróficas (Mackay et al., 2016). Algunos organismos pueden ser claves para la acumulación de metales y metaloides, como el fitoplancton, ya que usualmente es la base de las tramas tróficas. Otros organismos, por su abundancia y distribución, pueden ser importantes en la movilización de estos elementos. Por sus características biológicas, los peces juegan rol importante en los reservorios acuáticos en la acumulación y transferencia de metales y metaloides, ya que pueden acumularlos desde el agua y el alimento, y transportarlos por grandes distancias a través de las redes de ríos y arroyos en las cuencas hidrográficas. Al ser parte de diferentes niveles tróficos, pueden ser clave para la biomagnificación de contaminantes (Jara-Marini et al., 2020).

Aunque no tan importante, algunas especies de plantas y bacterias bioacumulan de forma limitada bajas cantidades metales y metaloides, en especial las provenientes de suelos con altas concentraciones (González y González-Chávez, 2006), por lo que los restos de estas plantas y

bacterias pueden llegar a movilizarse y llegar a los sedimentos.

2.1.4. Procesos Geoquímicos que Afectan la Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos en los Sedimentos (Diagénesis)

El depósito final de los metales y metaloides son los sedimentos ya que poseen alta afinidad a ellos, en especial con granulometrías de tamaño fino (Tessier et al., 1979). Una parte de los metales en los sedimentos se encuentran en formas reactivas, por lo que están disponibles para la columna de agua y la biota; mientras que otra parte puede ser movilizada desde el sedimento por cambios en las condiciones geoquímicas y físico-químicas del medio acuático (Loring y Rantala, 1992).

La movilización puede ocurrir por cambios ambientales en el pH, potencial redox, tamaño de grano, contenido de materia orgánica y carbonatos, entre otros. Aunque la concentración total de metales y metaloides en sedimentos acuáticos da un indicio del grado de contaminación, se requiere conocer su movilidad y toxicidad a través de metodologías que simulen los cambios físico-químicos y geoquímicos en la que están presentes en los ecosistemas (Luoma y Bryan, 1981; Loring y Rantala, 1992).

2.2. Problemática de la Contaminación

La polución está definida como la introducción antropogénica (directa o indirecta) de sustancias o energía en el medio ambiente, y que tiene como resultado efectos nocivos y daños a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstáculo para diversas actividades económicas (p. ej., pesca y agricultura) y deterioro en la calidad del agua. La contaminación es la presencia de sustancias, compuestos y/o elementos (ya sean químicos, físicos y/o biológicos) en el medio ambiente (entorno natural y artificial), que pueden ser nocivos para los seres vivos que lo habitan, incluyendo a los seres humanos (GESAMP, 2001). Se estima que anualmente se producen 10,000 nuevas sustancias y compuestos que pueden potencialmente ser nocivas para los ecosistemas si no son

adecuadamente confinados y/o tratados (Schwarzenbach et al., 2006).

Los ecosistemas lacustres se encuentran bajo una importante presión antropogénica, pese a que representan una base fundamental para el desarrollo de diversas actividades económicas y son clave para el desarrollo social humano y ecológico de comunidades (Doney, 2010). Debido a la problemática en crecimiento de contaminación, se han desarrollado y ejecutado políticas diseñadas para reducir el impacto de la contaminación por actividades antropogénicas en los diferentes ecosistemas (OIEA, 2012). Sin embargo, aunque estas emisiones se han reducido, la dispersión y acumulación de los contaminantes es grande, por lo que sus efectos adversos deben ser evaluados a través de diferentes enfoques debido a que presentan propiedades toxicológicas distintas, por lo que resulta importante entender su biodisponibilidad, geoacumulación, riesgo y peligrosidad (Hartwig y Jahnke, 2017; Páez-Osuna et al., 2017).

2.3. Estudio de la Contaminación en Sedimentos Lacustres

Los ecosistemas lacustres representan reservorios de partículas emitidas de fuentes naturales y antropogénicas, y sus sedimentos están integrados por más del 80% de material geogénico (Ginoux et al., 2012). También representan efluentes y emisiones derivadas de actividades antropogénicas, las cuales pueden variar en escala espacio-temporal en la región de depósito. Estas variaciones en las emisiones antropogénicas pueden impactar al clima, calidad de agua, aire y salud humana (Sanchez-Cabeza, 2012). En presas, se considera a los sedimentos como el principal reservorio de contaminantes, donde el 1% de estos contaminantes están disueltos en agua, y el 99% se encuentra almacenado en el sedimento (Saleem et al., 2015).

2.3.1. Factores que Influyen en la Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos en Sedimentos

Las características del sedimento que influyen principalmente en la concentración de elementos

potencialmente tóxicos se describen a continuación:

2.3.1.1. Tamaño de grano. Un factor determinante en procesos de acumulación de metales y metaloides en los sedimentos es el tamaño de grano. La concentración de estos elementos incrementa en relación a la disminución del tamaño de partícula, principalmente por el aumento en el área superficial que permiten mayor penetración y adherencia (Callender, 2013; Satsangi y Yadav, 2014). Además, la fracción granulométrica fina tiende a formar láminas con una mayor área y más compactas debido a su mayor razón de área de superficie respecto a su volumen, lo que propicia la acumulación de materia orgánica y contaminantes (Horowitz y Elrick, 1987). Las características texturales de los sedimentos son importantes para conocer la distribución de metales y metaloides, ya que la mayor parte de estos elementos se asocian al material más fino (menor a 63 μm) correspondiente a limos y arcillas; así, las concentraciones de ellos será inversamente proporcional al tamaño de grano (Fang y Hong, 1999; Horowitz y Elrick, 1987).

2.3.1.2. Mineralogía. La composición mineralógica en los sedimentos de ecosistemas acuáticos es importante debido a que los minerales son sensibles a diversas condiciones ambientales, lo que los hace útiles indicadores de variaciones en los ecosistemas. Por ejemplo, varios estudios en sedimentos lacustres han demostrado que los episodios antiguos de clima húmedo y seco pueden ser descifrados en base de la geoquímica y la mineralogía (Malmaeus y Håkanson, 2003). Generalmente, la fracción mineral en los sedimentos acuáticos representa un 45 - 49% del volumen total y dentro de la fase sólida constituye un 90 - 99% en peso (entre el 1 y 10 % restante corresponde a la materia orgánica) (Porta et al., 1994). Aunque existe gran variabilidad en la mineralogía, se consideran como componentes principales a los grupos de óxidos y silicatos (Mackenzie, 1975).

Los minerales presentes en los sedimentos, de acuerdo a su origen, pueden ser primarios y secundarios. Los primarios son derivados del material geogénico, constituidos principalmente de cuarzo, feldespatos, micas y piroxenos. Los minerales secundarios se forman fundamentalmente por la alteración de minerales primarios. La fracción mineral de tamaño inferior a 2 μm (arcillas) se considera como la más activa (Salmasi y Tavassoli, 2006), donde la mayoría de los minerales

arcillosos (p. ej., caolinita, serpentina, moscovita, biotita, illita, esmectita, vermiculita, clorita) pertenecen al grupo de los filosilicatos. El papel fundamental de las arcillas en el sedimento es debido a su carácter coloidal, y a su gran superficie específica (por ser partículas de muy pequeño tamaño) hace que sean muy activas en las interacciones con otros constituyentes del sedimento y los diversos contaminantes (Salmasi y Tavassoli, 2006). La capacidad de adsorción de las arcillas puede variar en función de su composición mineralógica, siendo mayor en sedimentos con presencia del grupo esmectita (pH alcalino) que del grupo de illita o caolinita (pH neutro-acido) (Helling et al., 1964).

Los óxidos contenidos en la fracción arcilla más comunes son los óxidos de Fe (p. ej., hematita, maghemita, goetita y lepidocrocita) y los óxidos de Al (p. ej., gibsitita y bohemita), que se asocian con frecuencia. Los óxidos de Fe también participan activamente en la dinámica superficial de la fase sólida cuando cambian las condiciones redox del sedimento (Singh et al., 1998). En ambientes reducidos, algunos polisulfuros producidos en ocasiones por la reducción bacteriana del SO_4^{2-} atrapan rápidamente a metales y metaloides presentes, haciéndolos menos disponibles para otras reacciones, los cuales co-precipitan con sulfuros de Fe (p. ej., pirita; FeS_2). Los mecanismos que controlan la concentración de metales pesados en presencia de sulfuros de Fe son la precipitación de sulfuros de metal puro (p. ej., galena; PbS , blenda; ZnS , cinabrio; HgS , antimonita; SbS_3 y rejalgar; As_4S_4), la formación de soluciones solidas de sulfuros de Fe y sulfuros de otros metales (p. ej., pirargirita; Ag_3SbS_3) y la adsorción de metales en sulfuros de Fe (calcopirita; CuFeS_2). Aunque la asociación de los metales pesados con las diferentes fases de minerales varía de acuerdo al ambiente sedimentario (Tessier et al., 1979), hay evidencias de que su comportamiento químico está influenciado por su interacción con minerales antigénicos de sulfuros de Fe, por lo que se consideran a los minerales de sulfuro como fuente secundaria importante de metales pesados cuando los sedimentos de ambiente reducido son oxidados (Huerta-Diaz y Morse, 1992).

2.3.1.3. pH y Eh. Varios factores ambientales (p. ej., pH, potencial redox, temperatura y, entre otros) y composicionales (p. ej., materia orgánica y mineralogía) de los sedimentos influyen la distribución y dinámica de metales y metaloides, y su posterior movilidad y disponibilidad (Beiyuan et al., 2017; Shaheen et al., 2016). Entre estos factores, el potencial redox es particularmente significativo para determinar la movilidad y disponibilidad de estos elementos, ya

que influye directa o indirectamente en el pH, el carbono orgánico disuelto, la geoquímica de elementos de diagénesis (Fe, Mn, S y N), y actividad microbiana en el sistema de sedimento acuático (Frohne et al., 2015).

En condiciones de bajo potencial redox (anaeróbicas), los metales y metaloides asociados a los óxidos de Fe y Mn son movilizados por la liberación inducida por la reducción de los óxidos (de $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ y $\text{Mn}^{4+}/\text{Mn}^{2+}$), (Antoniadis et al., 2017; Du Laing et al., 2009). Además, bajo estas condiciones, los metales y metaloides pueden inmovilizarse y formar precipitados insolubles con sulfuro que se generan por reducción del sulfato (SO_4^{2-} a S^2) (Du Laing et al., 2009).

El pH del sedimento determina la movilidad de los nutrientes y contaminantes, e influye sobre su disponibilidad y riesgo de toxicidad para la biota. Una de las consecuencias más importantes del aumento de la acidez (descenso del pH) en el sedimento acuático es la movilización de metales y metaloides, debido a que se disuelven y se convierten en formas libres que pueden quedar disponibles para los organismos (Yang et al., 2018).

En condiciones óxicas, la movilidad de Pb en los sedimentos se ve afectada por diferentes factores como la interacción con óxidos de Fe/Mn mediante sorción y/o coprecipitación (especialmente para los óxidos de Mn), con carbonatos y fosfatos, la granulometría fina (principalmente los minerales de los limos y las arcillas) y la materia orgánica (mediante sorción o complejación) (Rinklebe et al., 2016). Aunque la adsorción a partículas finas y materia orgánica se da en cualquier tipo de condiciones de Eh, esta se favorece en ambientes óxicos, debido a que los óxidos de Fe y Mn recubren a las partículas finas (Acevedo-Sandoval et al., 2004).

Bajo ciertas condiciones particulares de anoxia y cambio de potencial redox, compuestos con fósforo y azufre son liberados y movilizados del sedimento, movilizándose junto con estos compuestos a elementos potencialmente tóxicos adsorbidos, por lo que pueden ser una fuente importante de estos elementos hacia la columna de agua (Rinklebe et al., 2016).

En ambientes anóxicos, la disolución de óxidos e hidróxidos de Fe y Mn también puede liberar metales traza adsorbidos e incorporados; además, los cambios en el potencial redox y/o el pH también pueden volver a movilizar metales asociados con fases sensibles a redox. Diversos estudios han demostrado que la movilización de Cu, Zn y Cd ocurren en grados similares, tanto en sedimentos óxicos como anóxicos (Baeyens et al., 1985).

Cabe mencionar que el aumento de la biodisponibilidad de los metales y metaloides en los sedimentos acuáticos puede deberse no solamente a una movilización del mismo sedimento por las

variaciones fisicoquímicas del medio, sino también a un aumento mismo de las concentraciones de estos elementos debido a aportes externos al ecosistema. Generalmente, las concentraciones naturales de metales y metaloides en los sedimentos es baja, por lo que el aporte antropogénico influyen a una mayor biodisponibilidad y efectos adversos sobre la biota (Chapman et al., 1998).

2.3.1.4. Concentración de materia orgánica. La materia orgánica se origina de una mezcla compleja de lípidos, carbohidratos, proteínas, y otros productos bioquímicos contenidos en los tejidos de los microorganismos bentónicos vivos y de los detritos de los organismos que vivían anteriormente en el reservorio y su cuenca (Meyers y Teranes, 2001). La materia orgánica está formada por una mezcla compleja de compuestos orgánicos (compuesta por biomasa vegetal y animal senescente, y biomasa microbiana) y sus derivados, formados a partir de transformaciones diagenéticas, conocidos como sustancias húmicas, constituyen la mayor parte de la materia orgánica en el sedimento (Meyers y Ishiwatari, 1993; Porta et al., 1994). El contenido de materia orgánica en los sedimentos puede variar desde 0.5 a 5% en peso para sedimentos minerales y hasta 100% en suelos orgánicos (histosoles). Aunque ésta es una pequeña proporción de la fase sólida, tiene un papel fundamental en las características físico-químicas de los sedimentos ya que determina y estabiliza su estructura, mantiene la porosidad, retiene el agua y nutrientes por intercambio catiónico (p. ej., Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^{+} , NH^{4+} , Mn^{+2} , Fe^{+3} , Cu^{+2}), moviliza elementos por mineralización (descomposición de compuestos orgánicos por procesos microbianos), y adsorbe sustancias y elementos contaminantes. Es decir, tiene gran incidencia en la reactividad del sedimento y en las propiedades geoquímicas (Covelo et al., 2008). Sin embargo, la complejidad química de los compuestos orgánicos en los sedimentos hace difícil identificar el o los mecanismos de interacción con los contaminantes, incluidos los metales y metaloides, aunque se asume que predominan las interacciones iónicas (Donisa et al., 2003). En sedimentos calcáreos (alta proporción de carbonato de calcio) existe un mayor lixiviado de Cu, Ni y Zn, pero no de Pb y de Cd (Kaschl et al., 2002). Mientras que en sedimentos ácidos, las concentraciones de metales y metaloides en solución están relacionadas con su abundancia y los niveles de materia orgánica disuelta (Tipping et al., 2003). La relación C/N ha sido utilizada en numerosos estudios paleolimnológicos para caracterizar la materia orgánica sedimentaria (Meyers, 1994; Tyson, 2001), y su determinación permite distinguir la procedencia autóctona y/o alóctona de la misma (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

En procesos de síntesis y degradación de macromoléculas orgánicas en sedimentos ricos en materia orgánica, el escape de oxidantes puede reducir severamente la utilización de productos de hidrólisis (Shine et al., 1995). Las proteínas y aminoazúcares más pequeños se acumulan y limitan su propia producción mediante la inhibición de las exoenzimas (Varela y Grotiuz, 2002). En ambientes óxicos, la degradación microbiana de la materia orgánica es un proceso importante en la liberación de metales disueltos.

En casos donde la materia orgánica sea abundante en los sedimentos acuáticos, sus contenidos pueden ser utilizados como normalizadores para estimaciones de enriquecimiento de las concentraciones de metales y metaloides, basados en el hecho de que en su matriz sedimentaria rica en materia orgánica hay diferentes componentes que acomplejan a estos elementos (Shine et al., 1995). Con la degradación de la materia orgánica, los metales acomplejados pueden ser transferidos a la fase disuelta, y la descomposición de la materia orgánica disuelta puede cambiar la especiación de los metales disueltos (Aiken et al., 2011).

2.3.1.5. Carbonatos. Los carbonatos también son componentes importantes en la retención de metales(oides) de la columna sedimentaria (Sipos et al., 2008). Los minerales secundarios de tipo carbonatado (p. ej. calcita y dolomita) tienen una alta capacidad para retirar metales de la solución. Un ejemplo de los mecanismos de sorción en los carbonatos, es el de la calcita, donde en una primera etapa se disuelve del sorbente liberándose calcio y anión carbonato; después se produce una interacción entre el catión metálico y el carbonato en la solución y finalmente el carbonato metálico se uniría al sorbente para formar un complejo metal-carbonato (Hesterberg, 1998).

En términos generales, la sorción de metales por componentes carbonatados naturales dependerá en gran medida del radio iónico del metal, la concentración en el medio y de la solubilidad del complejo metal-carbonato que se forme. El radio iónico influye porque cuanto más parecido sea el radio iónico del metal al del carbonato, mayor eficacia habrá en la sorción debido a una mayor facilidad en la sustitución del Ca por el metal. La concentración del metal condiciona la sorción debido a cambio iónico o por precipitación en relación a la baja o alta concentración de metal. El complejo metal-carbonato poco soluble retendrá con mayor fuerza el metal, que un complejo metal-carbonato más soluble, pero la eficacia que confiere la presencia de carbonatos en los sedimentos para retener metales, hace que se tenga un mayor riesgo en la acumulación excesiva de contaminantes, más que en la toxicidad de los mismos (Sastre et al., 2004; Sipos et al., 2008).

2.3.2. Reconstrucción Histórica de la Contaminación de Sedimentos

Los indicadores comúnmente utilizados para estudiar la salud de los ecosistemas son los niveles de contaminación, que a su vez son una de las principales causas de su deterioro (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Bajo ciertas condiciones, los cambios en los ecosistemas pueden quedar registrados en algunas matrices ambientales (p. ej., corales, troncos de árboles, conchas de organismos y los sedimentos), convirtiéndose en registros de los impactos de las actividades antropogénicas sobre la zona. Estas matrices permiten estimar los niveles de contaminación actual y del pasado y su evolución durante el último siglo, donde destacan los sedimentos al constituir en la mayoría de los casos un registro fiable.

2.3.2.1. Teoría de la superposición estratigráfica. El fondo sedimentario está constituido por material transportado y posteriormente acumulado horizontalmente en la superficie sedimentaria, también considerada isócrona o superficies de igual edad a lo largo de toda su extensión horizontal y permanecerán horizontales si no actúa ninguna fuerza sobre ellos. La formación de estratos o capas sedimentarias paralelas a la superficie de depósito se le llama principio de la horizontalidad original (Bailey, 2017).

Debido al proceso progresivo de sedimentación constante, los nuevos sedimentos se depositarán encima de los anteriores, por lo que los sedimentos inferiores son los más antiguos y los superiores los más recientes (también llamado principio de la superposición estratigráfica o ley de Steno); sin embargo, diversas actividades pueden llegar a perturbar estos sedimentos hasta llegar a resuspenderse y provocar la movilización (Goudie, 2006). En ausencia de alteración posterior al depósito, los estratos conforman archivos ambientales que reflejan cambios y tendencias acumulativas del aporte de contaminantes (entre ellos metales y metaloides) (Sánchez-Cabeza, 2012). En base a esto, a los sedimentos se les considera como un excelente sensor ambiental el cual responde a cambios locales, regionales e incluso globales (Ontiveros-Cuadras et al., 2019).

El estudio de una columna sedimentaria permite reconstruir los cambios evolutivos a los que han estado sujetos, e incluyen la contaminación en una determinada zona (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Por lo tanto, los núcleos sedimentarios se consideran como buenos indicadores

ambientales de impacto antropogénico (Rodríguez-Obeso et al., 2007) y representan una herramienta indispensable para diagnosticar y reconstruir históricamente tendencias acumulativas de contaminantes en sucesos pasados.

2.3.2.2. Fechado de sedimentos. Los núcleos sedimentarios, al igual que los anillos en los troncos de árboles y el polen, proporcionan un registro de los cambios ambientales producidos, por lo que pueden ser utilizados para evaluar los impactos de actividades antropogénicas desde una perspectiva local hasta la evaluación de los efectos del cambio global, incluidas las tendencias acumulativas de contaminantes y del uso de suelo. La técnica de fechado de núcleos sedimentarios juega un papel importante en el estudio de las tendencias temporales de impactos ambientales; esta técnica ha sido utilizada con éxito en estudios biogeoquímicos oceánicos, depósitos atmosféricos, contaminación antropogénica y geocronología sedimentaria (OIEA, 2012).

El fechado de núcleos sedimentarios se lleva a cabo a través de un isótopo radioactivo (p. ej. ^{14}C , ^{234}Th , y ^{210}Pb), el cual permite una reconstrucción histórica de contaminación por metales y metaloides en ecosistemas acuáticos (Miller, 2013). El proceso de fechado está basado en la desintegración del isótopo radiactivo que ocurre de manera natural; y el periodo útil del fechado está determinado por la tasa de desintegración del radionúclido (conocida como periodo de semidesintegración) ya que generalmente es factible determinar las actividades remanentes del radionúclido en un periodo máximo de 5 periodo de semidesintegración (Appleby, 1998; Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

El ^{210}Pb es un radionúclido natural, miembro de la cadena de desintegración de ^{238}U (Figura 1). El periodo de semidesintegración del ^{210}Pb ($t_{1/2}$) es de 22.23 ± 0.12 años (DDEP, 2017), por lo que es posible realizar fechados en núcleos sedimentarios de los últimos ~100 años; esto permite estudiar la reconstrucción del impacto de la contaminación durante el periodo de mayor crecimiento demográfico e industrial en las diferentes regiones del mundo (OIEA, 2012).

El ^{210}Pb se encuentra de manera natural en el ambiente como producto de la desintegración del ^{222}Rn ($t_{1/2} = 3.82 \pm 0.08$ días; DDEP, 2017), el cual proviene de la desintegración del ^{226}Ra ($t_{1/2} = 1600 \pm 0.07$ años; DDEP, 2017) de origen litogénico (Koide et al., 1972). El ^{210}Pb en los sedimentos tiene dos componentes: 1) el ^{210}Pb soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$, también llamado de base), producido en el mismo sedimento a partir de la desintegración del ^{222}Rn atrapado en el sedimento; 2) el ^{210}Pb

no soportado (también llamado en exceso; $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$), que se produce en la atmósfera debido a la desintegración del ^{222}Rn que emana de los suelos. El $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ se caracteriza por ser altamente reactivo, se adsorbe a las partículas atmosféricas y precipita por vía húmeda o seca a la columna de agua, donde se adhiere fácilmente a partículas finas en suspensión hasta sedimentar (Appleby y Oldfield, 1992).

El isótopo ^{210}Pb es un emisor β^- débil y de rayos gamma de baja energía (46.5 keV); sin embargo, su actividad puede determinarse de forma directa mediante detectores de rayos gamma, de alta resolución o a través de su descendiente radioactivo ^{210}Po ($t_{1/2}=138.37 \pm 0.17$ días; DDET, 2003), mediante espectrometría de partículas alfa, bajo la suposición de que existe equilibrio secular entre ambos radionúclidos, ya que el periodo de semidesintegración del radionúclido progenitor (p. ej., ^{210}Pb) es mucho mayor que la del radionúclido descendiente (p. ej., ^{210}Po). Es decir, con la desintegración del radionúclido progenitor se produce el radionúclido descendiente y, en un tiempo equivalente a ~ 7 periodos de semidesintegración (p. ej., ~ 2.6 años en el caso de ^{210}Po), la actividad del radionúclido descendiente (en este caso, ^{210}Po) alcanza la del radionúclido progenitor (^{210}Pb) (Vallabhajosula, 2009) y se establece el equilibrio, es decir, a partir de ese momento, ambos radionúclidos tienen la misma actividad (Kendall & McDonnell, 1998) y, por tanto, al determinar la actividad de ^{210}Po se conoce la actividad de ^{210}Pb (Attix, 1986).

La actividad que se determina, ya sea por espectrometría de rayos gamma o de partículas alfa es la de ^{210}Pb total ($^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$), pero para fechar, se requiere conocer la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, que se determina por la diferencia entre $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ (ecuación 1):

$$^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{total}} - ^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}} \quad (\text{Ec. 1})$$

La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ se puede estimar a través de la actividad de ^{226}Ra por espectrometría de rayos gamma (Sánchez-Cabeza et al., 2000) o bien, a través de los valores asintóticos del perfil de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ (Binford, 1990).

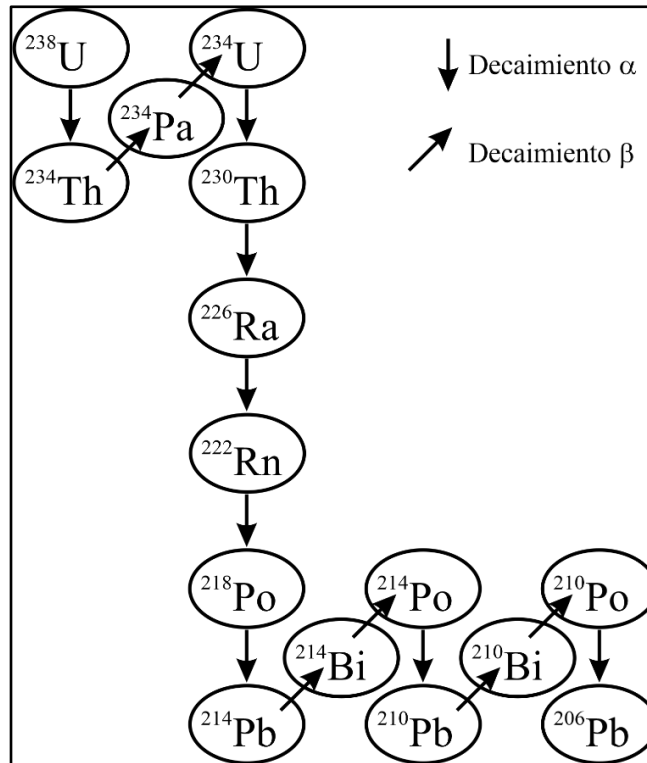


Figura 1. Cadena de desintegración de ^{238}U , a través de emisiones alfa y beta(OIEA, 2012).

2.3.2.3. Tasas de acumulación másica y sedimentaria. El fechado con ^{210}Pb permite conocer la edad de los sedimentos para establecer los modelos de edad-profundidad, así como estimar las tasas de acumulación sedimentaria (TAS, cm año^{-1}) y másica (TAM, $\text{g cm}^2 \text{ año}^{-1}$), para lo cual se pueden utilizar diversos modelos conceptuales, derivados de la relación entre la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en los sedimentos, el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ a los sedimentos y la tasa de acumulación de los sedimentos (ecuación 2):

$$\left[\frac{f(i)}{r(i)} \right] = \frac{\text{Bq m}^{-2} \text{ año}^{-1}}{\text{kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}} = \text{Bq kg}^{-1} = [C(i)] \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde $C(i)$ indica la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la capa (i), $f(i)$ es el flujo en el momento de la formación de la capa (i) ($\text{Bq m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), y $r(i)$ es la tasa de acumulación másica de la capa (i) ($\text{kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$).

Así, cuando se forma una capa de sedimentos, la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ es directamente proporcional al flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ e inversamente proporcional a la tasa de acumulación másica (MAR). Por tanto, si la MAR aumenta, la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en el sedimento disminuye, debido a un efecto de dilución; del mismo modo, si la MAR disminuye, la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ aumentaría. Como consecuencia, los perfiles de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ respecto a la profundidad muestran un decaimiento exponencial puro cuando las tasas de acumulación y flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ son constantes.

El modelo de fechado de flujo constante (Constant Flux - CF; también llamado Constant Rate Supply - CRS; Appleby y Oldfield, 1978) es probablemente el más ampliamente utilizado, debido a que es matemáticamente robusto y permite evaluar la variabilidad temporal de las tasas de acumulación (SAR y MAR).

2.3.2.4. Modelo de flujo constante (CF). El modelo CF tiene como única suposición que el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ a los sedimentos es constante con el tiempo (Appleby y Oldfield, 1978). Este modelo está basado en la desintegración del inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ ($A(0)$, en Bq m^{-2}), es decir, la sumatoria del depósito de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ por unidad de área a lo largo del núcleo sedimentario (p. ej., desde la superficie hasta la profundidad de equilibrio, donde la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ es nula). Esto implica que si el núcleo sedimentario no cuenta con el inventario completo, no es posible utilizar el modelo CF.

La edad de una capa sedimentaria se calcula con la ecuación 3:

$$t(i) = \frac{1}{\lambda} \ln \frac{A(0)}{A(i)} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde t = tiempo transcurrido desde que se depositó la capa sedimentaria, $A(0)$ es el inventario total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y $A(i)$ representa el depósito acumulado debajo de la capa (i) (Bq m^{-2}):

Para estimar la TAM se utiliza la ecuación 4:

$$r(i) = \frac{\lambda A(i)}{c(i)} \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde $C(i)$ representa la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en la capa (i) (Bq kg^{-1}).

Para calcular la TAS, se utilizar la ecuación 5:

$$s(i) = \left(\frac{r(i)}{p(i)} \right) \times 100 \quad (\text{Ec. 5})$$

Y para estimar el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ a los sedimentos, se utiliza la ecuación 6:

$$f = \lambda A(0) \quad (\text{Ec. 6})$$

En los casos en que un núcleo sedimentario es demasiado corto y no alcanza la profundidad de equilibrio (y por tanto, no se cuenta con el inventario completo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$), existen algunas estrategias para calcular el inventario faltante, lo cual permitiría realizar el fechado con el modelo CF (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Una de ellas consiste en estimar el inventario faltante debajo la capa (j), donde j representa la capa más profunda del núcleo incompleto. Se puede calcular a través de la ecuación (7):

$$A(j) = \frac{r \cdot c(j)}{\lambda} \quad (\text{Ec. 7})$$

El inventario total se calcula entonces como en la ecuación 8:

$$A(0) = \delta A + A(j) \quad (\text{Ec. 8})$$

Donde $A(0)$ es el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, $\delta(A)$ representa la actividad acumulada de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ (Bq m^{-2}) desde la superficie hasta la capa más profunda del núcleo incompleto y $A(j)$ es el inventario faltante debajo la capa (j).

2.3.2.5. Corroboración del fechado por ^{137}Cs . Comúnmente el fechado por ^{210}Pb es corroborado mediante marcadores estratigráficos (p. ej., radionúclidos artificiales como ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu y ^{241}Am), siempre que los sedimentos no se encuentren mezclados (Pennington et al., 1973; Sánchez-Cabeza et al., 2000). ^{137}Cs fue introducido al ambiente debido a las pruebas atmosféricas nucleares y accidentes nucleares. Las pruebas de armamento nuclear comenzaron a principios de 1940 (después de la prueba Trinity en 1945); el periodo de máxima actividad se registró a nivel global entre 1962 y 1964 (Robbins et al., 1978), y la concentración máxima en la troposfera corresponde a 1963, ya que la entrada en vigor del tratado de prohibición de las pruebas nucleares atmosféricas provocó una disminución atmosférica de ^{137}Cs (UNSCEAR, 2017), y por consiguiente, una disminución de la precipitación del ^{137}Cs a los suelos y sedimentos. Al estimar las concentraciones de ^{137}Cs en los núcleos, su actividad máxima deberá coincidir con la fecha de referencia de máxima actividad global (Ruiz-Fernández et al., 2004).

2.3.3. Concentraciones de Referencia (Basales) en Sedimentos

Las concentraciones de referencia o también llamadas basales de un elemento se definen como los valores en muestras geoquímicas que representan la concentración natural de dicho elemento en un área específica que no ha sido influenciada por procesos diagenéticos o por contaminación antropogénica (Reimann et al., 2005). Es por ello que en ciertas circunstancias se considera como la concentración natural de un elemento en una región que no ha sido sometida a la actividad humana y que no se puede diferenciar de la prístina (Birch, 2017).

Muchos autores han utilizado las concentraciones medias globales de metales en la corteza superior para obtener concentraciones de referencia (Birch y Olmos, 2008; Rudnick y Gao, 2003; Taylor, 1964; Turekian y Wedepohl, 1961). Sin embargo, esta metodología tiene la desventaja de que estas

concentraciones no representan las características geoquímicas específicas de la zona, ya que no consideran variaciones regionales de la mineralogía y la heterogeneidad de sedimentos, entre otras; por lo que no representa una concentración de referencia a escala local (Mil-Homens et al., 2006). De acuerdo a Dung et al. (2001) y Štrbac et al. (2017), una aproximación apropiada de las concentraciones de referencia en los sedimentos puede obtenerse de los núcleos sedimentarios, específicamente en las secciones profundas, donde se espera que se encuentre la menor concentración de los elementos de interés.

2.4. Factor de Enriquecimiento

Las fuentes de enriquecimiento antropogénicos son aquellas generadas por actividades humanas, ya que estas aumentan las concentraciones basales de muchos contaminantes y afectan la calidad del ecosistema por la alteración de las condiciones naturales (Korosi et al., 2017). El factor de enriquecimiento (FE) evalúa la contaminación de un contaminante respecto a una concentración pre-antropogénica o prístina. Este índice de contaminación compara los resultados del área de estudio con una concentración base de estratos más profundos de núcleos sedimentarios (Buat-Menard y Chesselet, 1979; Caeiro et al., 2005).

De acuerdo a Szefer et al. (1996) el FE se calcula (ecuación 9):

$$FE = \frac{(ME_{muestra}/ER_{muestra})}{(ME_{basal}/ER_{basal})} \quad (\text{Ec. 9})$$

Donde ME es la concentración del elemento en la muestra de estudio y ER es la concentración basal del metal en la muestra de referencia. Por lo tanto, estimar los FE de metales(oídes) en núcleos sedimentarios permite evaluar el enriquecimiento a través de concentraciones en sedimentos en capas superiores y basales.

De acuerdo a Essien et al. (2009), los valores del FE se clasifican como: $FE < 1$ –1.9 indica enriquecimiento nulo; $2 < FE \leq 3$ indica enriquecimiento menor; $3 < FE \leq 5$ enriquecimiento

moderado; $5 < FE \leq 10$ indica enriquecimiento moderadamente severo; $10 < FE \leq 25$ indica enriquecimiento severo; $25 < FE \leq 50$ indica enriquecimiento muy severo; y $FE > 50$ indica enriquecimiento extremadamente severo.

2.4.1. Elemento de Normalización

Es indispensable hacer una corrección debido a las variaciones anormales en el aporte de contaminantes hacia los sedimentos (Loring, 1990). El tamaño de grano es un factor determinante en los procesos de acumulación de metales y metaloides en sedimentos (Callender, 2014), ya que las concentraciones de estos elementos son inversamente proporcionales al tamaño de partícula, debido a su afinidad por el aumento en el área superficial. Por lo tanto, el FE utiliza un elemento abundante en el sedimento como normalizador (p. ej., aluminio, litio, arcillas, fierro o materia orgánica) (Ruiz-Fernández et al., 2004).

El elemento de normalización debe ser un componente de uno o más de los principales portadores de metales de grano fino y reflejar la variabilidad del tamaño de grano en los sedimentos. Los elementos de normalización deben ser conservativos, con un flujo relativamente constante desde la corteza terrestre. Al considerar un elemento normalizador tanto en la muestra de interés como en la muestra de referencia, se compensa la variabilidad en los cambios en las tasas de suministro de varios diluyentes, o variaciones en las tasas de sedimentación entre las capas sedimentarias, por lo que sólo cuantifica el aporte anormal o elevado de un contaminante (Salomons y Forstner, 1984). (Loring y Rantala, 1992).

2.5. Evaluación de la Calidad Ambiental en Sedimentos

Generalmente, la alteración del equilibrio de las condiciones de funcionalidad de los sedimentos se relaciona con la reducción de la biodiversidad por la degradación que producen eventos naturales y/o antropogénicos (Birch y Olmos, 2008; Fleeger et al., 2003). Dado que los sedimentos acuáticos

son sensores de los cambios que pueden producir efectos adversos en la biota, se han establecido criterios para estimar si las concentraciones de los contaminantes en los sedimentos representan un riesgo a la salud de la biota bentónica (MacDonald et al., 2000). Estos criterios son una herramienta que relaciona la concentración de los elementos y los efectos biológicos adversos que resultan de una exposición crónica a tales concentraciones (MacDonald et al., 2000; Buchman, 2008).

La aplicación de los criterios de calidad de sedimentos (SQGs, por sus siglas en inglés) (MacDonald et al., 2000), en un factor numérico referente a la concentración para muchos elementos potencialmente tóxicos en sedimentos de agua dulce (p. ej. lagos y presas) que predicen que cuando la concentración de un contaminante (p. ej. metales y metaloides) está en ciertos intervalos, se pueden producir algunos efectos adversos en los organismos.

Entre los criterios se encuentran el nivel de efecto umbral (TEL, por sus siglas en inglés), que representa el valor por debajo del cual, el riesgo para la salud de la biota será bajo. En términos de niveles superiores a TEL, el nivel de efecto probable (PEL, por sus siglas en inglés), los riesgos para la salud ocurrirán con frecuencia (Buchman, 2008; MacDonald et al., 2000). Estos criterios de calidad de sedimento establecen una relación entre los posibles efectos adversos resultantes de la exposición crónica a estos elementos (MacDonald et al., 2000), de manera que es posible distinguir tres intervalos de concentración; efecto adverso raramente observado (concentración < TEL), ocasionalmente observado (TEL < concentración < PEL) y frecuentemente observados (concentración > PEL) (Buchman, 2008).

Cabe mencionar que en este proceso de selección de criterios existen incertidumbres con respecto a la biodisponibilidad de los contaminantes asociados a los sedimentos, los efectos de conjuntos y mezclas químicas y algunos criterios ecológicos de relevancia. Con los valores de los criterios de calidad de sedimentos no se puede concluir las relaciones causa-efecto entre los contaminantes y las respuestas tóxicas observadas en la biota (Burton, 2002). Además, a partir de las comparaciones entre las concentraciones de los contaminantes y sus respectivos niveles guía no se puede identificar cual es el contaminante que genera una respuesta tóxica, ya que muchos contaminantes provocan efectos similares (Chapman y Mann, 1999). Los niveles guía de calidad de sedimentos no suelen ser buenos indicadores de los efectos adversos sobre los organismos con excepción de los sitios con niveles elevados de contaminación (Burton, 2002), por lo que se recomienda una evaluación detallada por exposición en bioensayos de toxicidad. Sin embargo, dichos valores son muy útiles para una primera prospección de sedimentos que pueden generar toxicidad (Chapman y Mann, 1999).

2.6. Flujos y Proporciones de Flujos de Elementos

Mediante las tasas de acumulación másica (TAM) y las concentraciones de cada elemento, es posible calcular los flujos de cada elemento (ecuación 10) y evaluar su variación temporal:

$$Flujo_i^M (g \cdot cm^{-2} \cdot año^{-1}) = Concentración_i^M * Tasa \ de \ acumulación_i \quad (Ec. \ 10)$$

Donde M es la concentración de un metal o elemento, e i es la sección o profundidad (Cochran et al., 1998).

La proporción de flujo es una representación concisa del cambio del flujo en la escala temporal de un determinado reservorio, el cual se calcula con la división del flujo moderno o actual por el flujo base o preindustrial a partir de las concentraciones totales. Una ventaja de la relación de flujo es su independencia de la variación histórica en la velocidad de sedimentación másica (Heyvaert et al., 2000).

2.7. Origen de la Contaminación en los Sedimentos

Las perturbaciones naturales o antropogénicas (p. ej., vulcanismo, intemperismo, construcción de presas, prácticas agrícolas, deforestación, desarrollo urbano y actividades industriales, entre otras) son las principales causas de la carga y producción excesiva de sedimentos en los ríos (Collins et al., 2010; Jones y Schilling, 2011). Los elementos geoquímicos en los sedimentos acuáticos pueden verse influenciados por procesos tanto naturales como antropogénicos, y estos conjuntos de elementos pueden usarse para investigar las contribuciones de diferentes mecanismos de forzamiento a los cambios en los ambientes sedimentarios (Ma et al., 2016).

Los datos sobre los aportes de diferentes fuentes de sedimentos o procesos de erosión a los sedimentos son muy limitados, debido a la diversidad de producción de muchas fuentes de sedimentos (tanto naturales como antropogénicas), incluso los procesos erosivos no se puede medir

fácil o directamente en una cuenca (Zhang et al., 2015). Mediante el uso y desarrollo de varias técnicas de indicadores geoquímicos se permite la determinación cuantitativa de las fuentes de sedimentos depositados y suspendidos observados en un lugar determinado.

Se han utilizado con éxito una serie de trazadores o propiedades de diagnóstico para rastrear el origen de los sedimentos y cuantificar sus contribuciones relativas dentro de una cuenca. Estos incluyen isótopos antropogénicos (Brown et al., 1981; Owens et al., 2012), isótopos naturales (Wallbrink y Murray, 1993), elementos geoquímicos (Haddadchi et al., 2014; Olley y Caitcheon, 2000), metales y metaloides (Smith et al., 2013), propiedades magnéticas (Yu y Oldfield, 1989), y la materia orgánica (Meyers, 1994; Tyson y Tyson, 1995), entre otros. Aunque estos indicadores son útiles, cada uno tiene sus ventajas y limitaciones.

2.7.1. Materia Orgánica

En los sedimentos el contenido de carbono total se divide en dos fracciones: 1) el carbono orgánico (C_{org}) que es una mezcla del detritus de la biota que habita el sistema acuático (material autóctono) y el particulado orgánico que es acarreado por escorrentía (material alóctono); y 2) el carbono inorgánico (C_{inorg}) compuesto por minerales biogénicos y no-biogénicos (p. ej., restos de rocas carbonatadas) (Loring y Rantala, 1992). El ciclo de la materia orgánica abarca diferentes elementos químicos constituyentes (C, O, H, N, S y P) (Collins et al., 1997). El contenido de materia orgánica total permite hacer inferencias sobre el posible rol que tendría la dinámica de elementos potencialmente tóxicos en los sedimentos en relación a las variaciones de la materia orgánica total debido a la alta capacidad de retención de estos elementos. El contenido de carbono en la materia orgánica puede variar ampliamente, dependiendo de su composición; por ejemplo, los lípidos, principalmente grasas, ceras y resinas, tienen el mayor contenido de carbono, aunque generalmente comprenden solo una pequeña proporción de la materia orgánica del suelo. Sin embargo, se puede considerar que alrededor del 50% de la materia orgánica está constituida por carbono (Pribyl, 2010). El contenido de C_{org} se utiliza para evaluar la relación que tiene la materia orgánica con el transporte, depósito y retención de elementos potencialmente tóxicos en los sedimentos (Dean, 1974; Meyers, 1997).

La materia orgánica en los sedimentos puede ser de diferentes tipos, que se generan por los procesos de descomposición química y biológica. Esa descomposición genera compuestos de varios tamaños, que influyen en el tiempo de residencia en los sedimentos, y les confieren una gran variedad de propiedades fisicoquímicas; por lo que tienen diversos grados de capacidad para reaccionar con otros compuestos y elementos. La capacidad de reacción de la materia orgánica está determinada por el área superficial, capacidad de intercambio catiónico, carga superficial y capacidad de intercambio físico. Es así como la materia orgánica puede concentrar entre 1 y 10% de elementos como Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Mo, Ni, Ag, V y Zn (Horowitz y Elrick, 1987).

2.7.2. Susceptibilidad Magnética

La susceptibilidad magnética (SM) es una estimación de lo magnetizable de un determinado material en presencia de un campo magnético, y se emplea para caracterizar matrices de sedimento, polvo y rocas. La SM es considerada adimensional ($k \times 10^5$) y se relaciona con el contenido de materiales ferromagnéticos (p. ej., magnetita, hematita, pirrotina) en una muestra, por lo que la SM es la medida de la cantidad de material magnetizable respecto al volumen que compone la muestra (Stoner y St-Onge, 2007).

Las propiedades magnéticas de los minerales se han utilizado para discriminar y/o asociar a las fuentes de sedimentos que ingresan a lagos, ríos y estuarios (van der Waal et al., 2015; Walden et al., 1997), por lo que la SM es una manifestación del aporte detrítico hacia los sedimentos (Geissman, 2004), y su variación es resultado de los cambios en el tamaño de grano o la composición mineralógica (Caitcheon, 1993; Stoner y St-Onge, 2007).

El magnetismo mineral se ha utilizado para rastrear sedimentos procedentes de incendios forestales, debido a que los cambios en las condiciones de oxidación/reducción en la superficie durante el incendio pueden convertir oxihidróxidos de hierro magnéticos en minerales más magnéticos (Clement et al., 2011). Por lo tanto, presentan potencial para discriminar el sedimento incinerado con respecto a las áreas no incineradas.

2.8. Análisis Quimiométricos

Con el fin de encontrar patrones comunes de contaminación en sedimentos, es necesario emplear técnicas de análisis quimiométricos como los análisis de factores, diagramas de correlación de Pearson y análisis de clúster. El Análisis de Factores (AF) se utiliza con el objetivo de reducir el conjunto de variables cuantitativas aleatorias a un grupo de factores independientes, de tal manera que el resultado siempre será un número inferior a las variables iniciales, y que por definición están altamente interrelacionados (Hair et al., 2010).

El coeficiente de correlación de Pearson (r) es una medida de la relación mutua entre dos variables aleatorias que se distribuyen normalmente. El análisis limita las asociaciones a un intervalo de -1 a +1. El coeficiente r indica la dirección e intensidad de la correlación y los valores negativos indican un comportamiento inversamente proporcional entre las dos variables (Benesty et al., 2009). La significancia estadística de " r " depende del número de muestras (n) y el nivel de confianza se identifica a través de la prueba t Student's (95%, $\alpha = 0.05$). El coeficiente de determinación (r^2) es el cuadrado del coeficiente de correlación, que mide la proporción de la variabilidad total de la variable dependiente "Y" respecto a la variable independiente "X" (Benesty et al., 2008, Benesty et al., 2009).

3. ANTECEDENTES

El noroeste de México se caracteriza por una intensa actividad minera y agrícola, en donde se incluyen dos de los yacimientos más importantes de Cu y Mo a nivel mundial, y algunos yacimientos notorios de Zn, W, Au y Ag (Valencia-Moreno et al., 2006). Esta región es considerada de las más importantes áreas agrícolas de todo México, donde una gran cantidad de pesticidas y fertilizantes son utilizados (Meza-Montenegro et al., 2012). En esta región se han documentado problemas de contaminación procedentes de jales mineros no confinados (de la O Villanueva et al., 2013; Meza-Figueroa et al., 2009) e incluso aportes considerables de agroquímicos al ambiente (Meza-Montenegro et al., 2012).

3.1. Presa Lázaro Cárdenas La Angostura

En la subcuenca denominada La Angostura, se ubica la presa Lázaro Cárdenas La Angostura que se ubica en el cauce del río Bavispe, en el municipio de Nacoziari de García, Sonora (Figura 2). Este embalse fue construido con el propósito de consumo poblacional y riego agrícola. También se lleva a cabo la acuicultura de la tilapia y la lobina, donde se agrupan pescadores en una pequeña cooperativa. Wyatt et al. (1998) encontraron altos niveles de As y Pb (superiores a los límites permisibles establecidos por la EPA) en fuentes directas (pozos y embalses) en la región de Nacoziari de García, lo que probablemente represente una contaminación local. Meza-Figueroa et al. (2009) reportaron que, aunque las concentraciones de los metales en jales mineros de la zona son relativamente bajas, durante los periodos de lluvia se crean sales eflorescentes como producto de la lixiviación y evaporación, que provocan el aumento significativo de las concentraciones de As y Cu, por lo tanto, representan un riesgo a la salud humana.

De la O Villanueva et al. (2013) estimaron la dispersión de contaminantes en jales de minas no confinados del distrito minero de Nacoziari de García y reportaron 52 hectáreas de superficie cubiertas por 20 millones de toneladas de desechos mineros sujetos a intensos procesos erosivos mediante intemperismo hídrico y eólico. El área del jale carece de vegetación y se encuentra

adyacente a zona urbanizada y a 51 km de la presa La Angostura, donde los valores de Cu en suelo residencial y polvo suspendido a dos metros de altura exceden el valor geoquímico de fondo.

3.2. Presa El Cajón de Onapa

En la subcuenca denominada El Novillo, se ubica la presa El Cajón de Onapa en el cauce del río Sahuaripa, municipio de Sahuaripa, Sonora (Figura 2). Este río es afluente del río Yaqui, por lo que es parte de su cuenca. Este embalse fue construido con el propósito de consumo poblacional, abrevadero de ganado e irrigación agrícola. También es utilizada para la acuicultura de la tilapia, actividad que es desarrollada por pobladores agrupados en una cooperativa, para lo cual realizan siembras anuales de alevines que son proveídos con el apoyo del Instituto de Acuicultura del Estado de Sonora (IAES, 2020). Sin embargo, no se han documentado problemáticas ambientales, por lo que se tomará como sitio de referencia en este estudio.

3.3. Presa Álvaro Obregón El Oviachic

En la subcuenca denominada El Oviachic, se ubica la presa Álvaro Obregón El Oviachic que se encuentra en la parte final de la cuenca del río Yaqui, en el municipio de Cajeme, Sonora (Figura 2). Este embalse fue construido con el propósito de generar energía eléctrica, consumo poblacional y riego agrícola. Desde este reservorio fueron construidos dos canales (alto y bajo), que irrigan las 220,000 Ha del valle del Yaqui. Además, se lleva a cabo la acuicultura de tilapia y lobina, donde se agrupan pescadores en varias cooperativas; se realizan dos torneos anuales de pesca deportiva de la lobina (CONAPESCA, 2016).

Meza-Montenegro et al. (2012) determinaron la acumulación de metales en suelos de ciudad Obregón (a 37 km de la presa El Oviachic) y los valles del Yaqui y Mayo; estos valles se consideran como la zona agrícola más importante de México (220,000 ha) y donde se utiliza una gran cantidad de fertilizantes y plaguicidas. Mediante cálculos de geo-acumulación e índices de contaminación,

concluyeron que el índice de riesgo dentro de estos valles es de moderada a alta respecto a Cu, Ni, Pb y Cr, en partículas finas para todos los sitios estudiados.

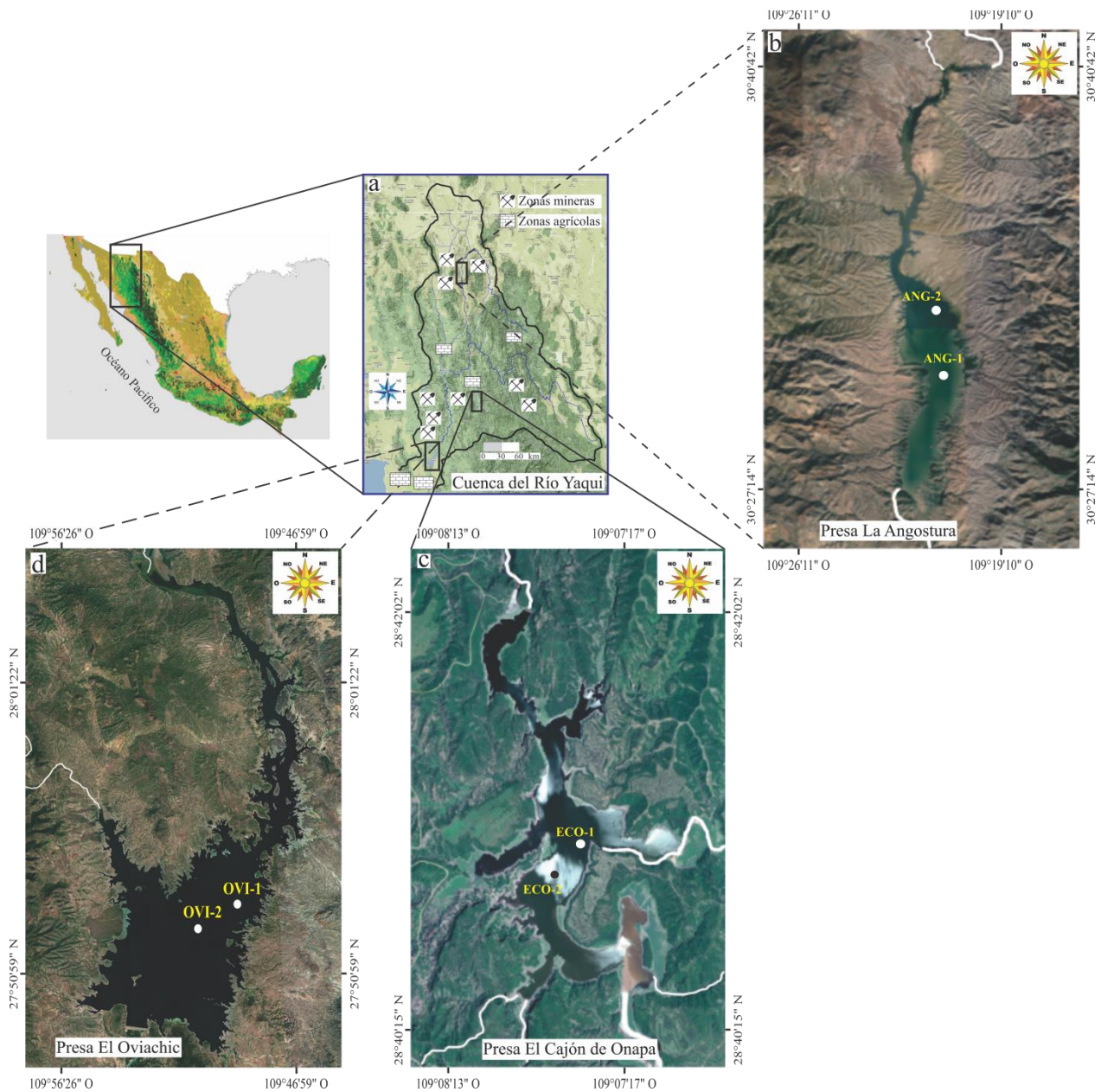


Figura 2. Sitios de colecta de los núcleos sedimentarios en las tres presas (b, c y d) de la cuenca del río Yaqui (a), en el Estado de Sonora, noroeste de México.

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La cuenca del río Yaqui es la principal fuente de agua para diversas actividades económicas y además solventa algunas necesidades poblacionales. Sin embargo, su importancia ecológica se debe a su gran extensión y diversos ecosistemas, considerados acopladores de comunidades, por lo que es una región ecológica prioritaria y una cuenca de extrema prioridad del noroeste de México (Cotler-Ávalos, 2010).

En la parte alta de esta cuenca existe un intenso impacto derivado de la minería por distintos yacimientos (de la O Villanueva et al., 2013; Meza-Figueroa et al., 2009), mientras que en la parte baja, la problemática se debe a la acumulación de productos agroquímicos utilizados en la extensa región agrícola del valle del Yaqui (Meza-Montenegro et al., 2012) y el gambusinaje clandestino artesanal para la extracción de oro (INECC, 2017). Por lo tanto, se requieren estudios específicos para comprender los daños ambientales derivado de estas actividades y sus procesos acumulativos. Gran parte de los estudios de impacto ambiental se basan en el análisis de agua, organismos biológicos y/o sedimentos superficiales, pero pocos de ellos ofrecen información que incluya su desarrollo al incluir un registro espacio-temporal de sedimentos durante un periodo de tiempo relativamente largo (OIEA, 2012). Este trabajo se centra en el estudio de la variación temporal de la concentración de elementos potencialmente tóxicos, mediante el uso de núcleos sedimentarios fechados con ^{210}Pb , en dos presas de la cuenca impactadas por actividades antropogénicas y una presa considerada como sitio de referencia.

5. HIPÓTESIS

La concentración y flujo de elementos potencialmente tóxicos en sedimentos de tres embalses de la cuenca del río Yaqui, Sonora, México, aumentará a consecuencia del desarrollo urbano e industrial de la cuenca de drenaje (cambios del embalse; p. ej. incremento en las tasas de acumulación por erosión de la cuenca; mayor incorporación de materia orgánica) y la variabilidad climática en la zona.

6. OBJETIVO

6.1. Objetivo General

Reconstruir la acumulación histórica de elementos potencialmente tóxicos en sedimentos de tres presas de la cuenca del río Yaqui, en el estado de Sonora, México, utilizando el método de fechado con ^{210}Pb en núcleos sedimentarios.

6.2. Objetivos Particulares

- i. Caracterizar los sedimentos de los núcleos en las presas La Angostura, El Oviachic y El Cajón de Onapa.
- ii. Determinar las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en las secciones de los núcleos sedimentarios de las presas La Angostura, El Oviachic y El Cajón de Onapa.
- iii. Determinar las actividades de ^{210}Pb en las secciones de los núcleos de sedimentos, y estimar las tasas de acumulación másica y sedimentaria y el modelo de edad.
- iv. Determinar el grado de contaminación de elementos potencialmente tóxicos en las presas La Angostura, El Oviachic y El Cajón de Onapa, a través del cálculo de los factores de enriquecimiento.
- v. Calcular los flujos de elementos potencialmente tóxicos en las secciones de los núcleos de sedimentos.

7. ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Yaqui se ubica en la región centro de Sonora, México, que cruza de norte a sur este territorio. Se considera una mega región, la cual abarca parte de Arizona, Estados Unidos y los estados de Sonora y Chihuahua, México. Está delimita desde el norte por las coordenadas 27°04' a 32°05', y al oeste en 107°03' a 110°70' (Figura 2). La extensión total de la cuenca se estima entre los 71,776 km² y pertenece a la región hidrológica no.9 (INEGI, 2016). El río Yaqui tiene una esorrentía superficial natural de 3,148.2 hm³ año⁻¹ y un área de cuenca de 74,640 km (CONAGUA, 2017), en la cual la precipitación media es de 527 mm año⁻¹ (INEGI, 1999). El río Yaqui nace de la unión de los ríos Bavispe y Aros, y desemboca en el Golfo de California. Es el principal colector de afluentes de la cuenca, entre los cuales se encuentran los ríos Moctezuma y Tecoripa en el margen derecho y los ríos Sahuaripa, Bacanora y Chico en el margen izquierdo. Esta cuenca generalmente se divide en subcuencas, las tres principales son la subcuenca “La Angostura”, cuyo embalse se encuentra en el municipio de Nacozari de García en el extremo norte de la cuenca, la subcuenca “El Oviachic”, cuyo embalse se encuentra en el municipio de Cajeme y posicionado en el extremo sur de la cuenca y, por último, la subcuenca “El Novillo” en la parte central, cuyo embalse principal es “El Novillo”, más sin embargo, para este trabajo se estudiara “El Cajón de Onapa” el cual se localiza en el municipio de Sahuaripa.

7.1. La Angostura

La presa Lázaro Cárdenas, también llamada “La Angostura”, se ubica a 25 kilómetros al este del municipio de Nacozari de García, Sonora, en las coordenadas 30°26'16" norte y 109°22'44" oeste (Figura 2). Este embalse fue construido en el periodo de 1936 a 1942 por la Comisión Nacional de Irrigación (CNI) para irrigación de zonas agrícolas, abastecimiento de agua potable para consumo humano y generación de energía eléctrica (CONAGUA, 2017). Se ubica a 830.7 m sobre el nivel del mar, tiene una extensión de 27 km y una profundidad media de 31 m y su nivel de agua máximo ordinario (NAMO) es de 703 hm³ (CONAGUA, 2008; SINA, 2022). Este embalse recibe aportes de los cauces del río Bavispe y el río Yaqui. Este reservorio está rodeado por pequeñas rancharías,

las cuales realizan pesca de subsistencia y minería artesanal.

Fisiográficamente el reservorio se encuentra dentro de la Provincia de la Sierra Madre Occidental y dentro de la sub-provincia de sierras y cañadas del norte. Paralelas al reservorio se ubican laderas montañosas de orientación norte-sur con altitudes de 500 a 2400 msnm, y en forma de contrafuertes. La composición litológica de la zona está compuesta por un paquete de andesitas y latitas, y hacia la cima se tiene una interdigitación de tobas riolíticas intrusionada por un pórfido riolítico. Suprayacente a las unidades anteriores se tiene una secuencia de tobas riolíticas, riolita y basaltos intercalados (considerados como las primeras extravasaciones del vulcanismo que formó la Sierra Madre Occidental) y pequeños cuerpos de sedimentos continentales como areniscas y conglomerados (SGM, 1999).

El tipo de clima que se presenta en la zona cercana a la presa es cálido seco BS1w(x'). La temperatura media anual es de 17.8 °C, la temperatura media máxima mensual de 27 °C en verano (en los meses de julio y agosto) y una temperatura media mínima mensual de 10.9 °C (en los meses de diciembre a febrero). Las lluvias se presentan en los meses de agosto a septiembre, con una precipitación media anual de 516.7 mm (SEDESOL, 2013).

7.2. El Cajón de Onapa

La presa Cajón de Onapa se ubica en las coordenadas 28°45' norte y 109°08' oeste. Este embalse pertenece al municipio de Sahuaripa, Sonora ubicado a 35 km y a 6.5 kilómetros del poblado El Cajón de Onapa, Sonora (Figura 2). Este embalse fue construido en el periodo de 1980 a 1985 con el fin de controlar contra crecientes e inundaciones el río Sahuaripa, y aprovechar sus aguas para irrigación y abrevadero para ganado. Este embalse se encuentra a 657 msnm, tiene una extensión de 3.3 km² y una profundidad media de 12 m y su nivel de agua máximo ordinario (NAMO) es de 118 hm³ (CONAGUA, 2015a). Este reservorio se encuentra rodeado de zonas rurales, las cuales realizan actividades agrícolas, de pesca deportiva y de subsistencia, minería artesanal y utilizan el reservorio como abrevadero para el ganado.

El reservorio se encuentra ubicado fisiográficamente en la subprovincia de sierras y valles paralelos dentro de la provincia de la Sierra Madre Occidental, donde se observan sierras alargadas de

orientación noroeste-sureste, separadas unas de otras por valles intermontanos (CONAGUA, 2015a). La composición litológica de la zona está compuesta por rocas andesíticas que rellenaron las fosas tectónicas formadas por riolitas, andesitas y basaltos, intercalados por aglomerados, brechas volcánicas y piroclásticas; en los valles existen depósitos de aluvión como relleno. El reservorio está principalmente formado por aglomerados y menor proporción de rocas extrusivas y depósitos de talud en las laderas (SGM, 2014).

El clima en el reservorio predomina el tipo templado subhúmedo (C(wa)), con temperaturas medias anuales de 23.6 °C y una precipitación promedio anual de 500 a 700 mm. La temperatura media del periodo más frío (noviembre a febrero) varía entre -3 a 18 °C, y la precipitación total del periodo más seco (septiembre a junio) es menor a los 40 mm, el mes más lluvioso es durante julio (CONAGUA, 2015a).

7.3. El Oviachic

La presa Álvaro Obregón, también llamada “El Oviachic” está ubicada a ~37 kilómetros al norte de Ciudad Obregón, en el municipio de Cajeme, Sonora, en las coordenadas 27°49’21” norte y 109°53’38” oeste (Figura 2). Este embalse fue construido entre 1947 a 1952 para el control de inundación, irrigación de zonas agrícolas del valle del Yaqui, generación de energía eléctrica y abasto de agua potable (CONAGUA, 2017). Está ubicado a 105.5 msnm, tiene una extensión de 205 km², una profundidad media de 57 m (CONAGUA, 2008) y su nivel de agua máximo ordinario (NAMO) es de 3,023 hm³ (SINA, 2022). Recibe aportes principalmente del río Yaqui, y contribuciones del río Agua Caliente (a través del arroyo La Matanza) y tres acuíferos (Cumuripa, Tecoripa y Agua Caliente) (CONAGUA, 2015b).

La formación topográfica de la zona se caracteriza por sierras de orientación norte-sur, separadas por llanuras. Las pendientes son bastante empinadas especialmente en rocas intrusivas y metamórficas, y los arroyos que drenan la región promueven la erosión, y producen estribos laterales que se proyectan hacia los llanos (INEGI, 1999). La llanura aluvial del embalse consta de conglomerados y aglomerados cubiertos por terrazas aluviales, afloramientos de basaltos y tobas riolíticas (SGM, 2002). Los principales tipos de suelos de la zona son cambisol, fluvisol, litosol,

regosol, vertisol y xerosol (INAFED, 2019). El clima en Cajeme es cálido y árido, predominantemente desértico (BW(h⁺)w en el 53.8% del área) y estepa (BSo(h⁺)w, en el 34.5%), con una temperatura media anual superior a 18 °C y un invierno seco (SEDESOL, 2013). El periodo de precipitación ocurre principalmente de julio a principios de septiembre (temporada de monzones mexicanos) con una precipitación anual promedio de 366.1 mm (INEGI, 2016).

Esta región ha experimentado rápidos cambios socioeconómicos y ecológicos debido al crecimiento demográfico, la intensificación agrícola y la urbanización (Meza-Montenegro et al., 2012). Este reservorio se encuentra rodeado de zonas rurales, las cuales realizan actividades de pesca recreativa y de subsistencia (carpa, bagre, tilapia y lobina negra) caracterizadas por hábitos de alimentación bentónicos.

8. MATERIALES Y MÉTODOS

8.1. Muestreo

Los núcleos sedimentarios de este estudio se recolectaron en el mes de noviembre del 2018 (Cuadro 3). Para la extracción de los núcleos sedimentarios se utilizó un nucleador de gravedad marca UWITEC™ con tubos de plexiglass de 8.5 cm de diámetro interno y 1.5 m de longitud.

Los núcleos sedimentarios se extrudieron y cortaron en secciones de 1 cm de espesor. Las secciones de sedimento se conservaron en bolsas plásticas de cierre hermético para su transporte a laboratorio. Todo el material utilizado para la preparación de las muestras (bolsas plásticas de cierre hermético y palas) se lavaron previamente en HCl 1N y HNO₃ 1N, para prevenir la contaminación cruzada, de acuerdo con las recomendaciones de (Moody y Lindstrom, 1977).

8.1.1. Análisis de Laboratorio

Se registró el peso húmedo de las secciones de los núcleos sedimentarios y se congelaron. Las muestras congeladas se secaron por liofilización durante 72 horas con el equipo Labconco (modelo Freezone 12-7754042) a un vacío de 40-65 x10⁻³ mbar y una temperatura de -50 °C, y se registró el peso seco. Se separó una alícuota para el análisis de tamaño de grano, y el resto se molió con mortero y pistilo de cerámica.

Cuadro 3. Localización de sitios de recolección e información sobre fechado y tasas de acumulación de los núcleos sedimentarios de las presas La Angostura (ANG), El Cajón de Onapa (ECO) y El Oviachic (OVI) de la cuenca del río Yaqui, Noroeste de México.

Núcleo	Localización	Profundidad (m)	Longitud del núcleo (cm)	Edad máxima fechada (años)	TAS (cm año ⁻¹)	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)
ANG-1	30°30'41.0" N 109°21'26.0" O	27.0	45.5	76.8 ± 3.0	0.05–3.98	0.04–0.59
ANG-2	30°32'46.0" N 109°21'26.7" O	26.0	50.0	41.4 ± 2.6	0.46–3.12	0.25–1.11
ECO-1	28°40'55.3" N 109°07'28.9" O	14.0	36.5	37.5 ± 5.7	0.24–4.15	0.2–0.69
ECO-2	28°40'49.4" N 109°07'37.3" O	14.0	16.5	34.1 ± 3.7	0.26–0.78	0.27–0.64
OVI-1	27°53'09.6" N 109°49'35.1" O	28.0	65.0	62.7 ± 0.8	0.39–2.67	0.13–0.47
OVI-2	27°52'54.0" N 109°49'47.0" O	28.0	51.0	69.4 ± 0.7	0.34–2.48	0.13–0.38

8.1.2. Profundidad y Masa Acumulada

La compactación del sedimento es la disminución progresiva del contenido de agua que ocupa los espacios entre partículas en las capas sedimentarias, provocada por el aumento de peso en capas superiores (Robbins, 1978). Para equilibrar los efectos de compactación en el núcleo sedimentario, se requiere calcular la masa acumulada o profundidad másica (g cm⁻²) en base a las siguientes ecuaciones para el cálculo de porosidad, densidad y masa acumulada en las capas (Robbins, 1978; Robbins y Edgington, 1975):

- a) Porosidad (%), porcentaje relativo del espacio vacío por volumen de muestra (ecuación 11):

$$\Phi = \left\{ \frac{\rho_{sed}(A-B)}{(\rho_{sed}(A-B)+B)} \right\} * 100 \quad (\text{Ec. 11})$$

Donde $\rho_{sed} = 2.5 \text{ g cm}^{-3}$ considerada como la densidad aparente del sedimento, A es el peso húmedo y B es el peso seco de la muestra (Berner, 1981).

b) Densidad de la sección i (g cm^{-3} ; 12):

$$\rho_i = M_i / S \Delta z_i \quad (\text{Ec. 12})$$

Donde M_i es la masa de la sección i (g), S es la superficie de la sección transversal del núcleo sedimentario (cm^2) y Δz_i es el espesor de la sección i (cm).

c) Masa acumulada de la capa i (g cm^{-2} ; 13):

$$m(i) = \sum_{j=i}^{j=i} \frac{M_j}{S} \quad (\text{Ec. 13})$$

d) Sumatoria de la masa acumulada de los estratos en la columna sedimentaria (14):

$$F = m_1 + m_2 + \dots + m_n \quad (\text{Ec. 14})$$

Para evaluar los perfiles de variables analizadas (p. ej. metales, materia orgánica, carbonatos, etc.) se utiliza el punto medio de la masa acumulada (g cm^{-2}); donde la primera sección corresponde a $m_{1/2}$, la segunda sección corresponde a $(m_1+m_2)/2$ y así sucesivamente para el resto de las secciones.

8.2. Pérdidas por Ignición

Se utilizó el método de pérdidas por ignición (PPI), basado en el calcinamiento secuencial de las muestras a 550°C y 950°C (Dean, 1974) para estimar el contenido de materia orgánica (PPI₅₅₀) y de carbonatos (PPI₉₅₀). Una alícuota de sedimento seco y pulverizado (~ 0.25 g) se registró su peso inicial y el peso del crisol, la alícuota ingresó al horno tipo mufla a 100°C durante tres horas para

remover la humedad, se calcinó a 550°C durante dos horas para remover la materia orgánica y a 950°C durante una hora para remover la fracción de carbonatos (Heiri et al., 2001).

Después de remover la humedad (100°C), se calcinó la materia orgánica y dióxido de carbono a 550°C. El porcentaje de PPI₅₅₀ (materia orgánica) se calculó en base a la ecuación (15):

$$PPI_{550} = ((DW_{100} - DW_{550}/DW_{100}) * 100 \quad (\text{Ec. 15})$$

Donde PPI₅₅₀ representa PPI a 550 °C (%), DW₁₀₀ es el peso seco de la muestra (g) antes de la combustión y DW₅₅₀ el peso seco de la muestra (g) después de calentarla a 550°C. La pérdida de peso deberá ser proporcional a la cantidad de materia orgánica contenida en la muestra (Heiri et al., 2001).

En un segundo paso, el dióxido de carbono se desprende del carbonato. Los carbonatos o PPI₉₅₀ se calcula como (16):

$$PPI_{950} = ((DW_{550} - DW_{950}/DW_{100}) * 100 \quad (\text{Ec. 16})$$

Donde PPI₉₅₀ es el PPI a 950°C (%), DW₅₅₀ es el peso seco de la muestra (g) después de la combustión de materia orgánica a 550°C, DW₉₅₀ representa el peso seco de la muestra (g) después de calentar a 950°C y DW₁₀₀ es nuevamente el peso seco inicial de la muestra (g) antes de la combustión del carbono orgánico.

8.3. Susceptibilidad magnética

La susceptibilidad magnética es una propiedad de ciertos materiales que al ser sometidos a un campo magnético son magnetizados (Dearing, 1999), comúnmente utilizada para estimar cambios en la procedencia de suministro de sedimentos (Caitcheon, 1993). Se utilizó una alícuota de

sedimento molido (~1 g) contenido dentro de un tubo de polietileno de alta densidad de 33 mm de largo y 8 mm de diámetro interno. Los tubos se insertaron en un medidor de susceptibilidad magnética modelo Bartington-MS2 acoplado con un sensor de frecuencia MSG2 durante 3 minutos.

8.4. Granulometría

Una alícuota de sedimento seco (~0.15 g) sin moler se digirió con 10 mL de H₂O₂ al 30% en un vaso de precipitado de 200 mL sobre una plancha de calentamiento a 60±5°C, previo a la evaporación completa, se le añadió 20 mL de agua MilliQ y se evaporó a la misma temperatura (ese proceso se repitió un par de veces para eliminar residuos de H₂O₂). La muestra se suspendió en agua destilada y se dejó en baño ultrasónico durante 5 minutos. La cuantificación relativa del tamaño de partícula se realizó mediante difracción de rayos laser (DRL) con el equipo Malvern Mastersizer modelo 2000E.

8.5. Carbono y Nitrógeno (Total y Orgánico)

La concentración del carbono total (C_{tot}) y nitrógeno total (N_{tot}), y la fracción orgánica del carbono (C_{org}) y nitrógeno (N_{org}) se cuantificaron en el analizador elemental Elementar Vario Micro Cube, estos análisis solo se realizaron para los núcleos de la presa El Oviachic. Para determinar la fracción orgánica, el sedimento fue descalcificado mediante la adición de 1M HCl (hasta que no se observara efervescencia) y se liofilizó. El sedimento se colocó en contenedores de estaño para su combustión a 550°C. El equipo de análisis fue calibrado con los materiales de referencia Soil Standard Silty B2182 y el High Organic Sediment Standard B2151 (Elemental Microanalysis Ltd.). La fracción inorgánica de carbono (C_{inorg}) fue estimada mediante la diferencia entre C_{tot} y C_{org}.

8.6. Radiocronología con ^{210}Pb

8.6.1. Análisis de ^{210}Po

La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ se determinó mediante el análisis de su descendiente radioactivo ^{210}Po , mediante espectrometría de partículas alfa bajo la suposición de equilibrio secular entre ambos radionúclidos (Attix, 1986). Alícuotas (~0.3 g) de sedimento molido fueron añadidas con una cantidad conocida (~0.05 g) de ^{209}Po como trazador interno y se digirieron en una mezcla de HNO_3 - HCl - HF concentrado en una relación 5:4:1 (Loring y Rantala, 1992) en contenedores herméticamente cerrados de teflón de la marca Savillex®, sobre una plancha de calentamiento a 110°C durante 12 horas para la digestión. El digerido se evaporó a sequedad a 70°C , el residuo de la digestión se disolvió con HCl concentrado para ser nuevamente evaporado a 70°C ; esta operación se realizó 3 veces con el fin de eliminar los remanentes de HNO_3 y HF . Después de centrifugar, el sobrenadante se recolectó en un vaso de precipitado de 200 mL y se añadieron 0.05 g de ácido ascórbico con el fin de reducir el hierro presente en la solución (ya que el Fe^{+3} interfiere en el depósito de isótopos de Po). Los isótopos de Po se aíslan en discos de plata de 2 cm mediante depósito espontáneo, los cuales se dejaron en contacto con la solución acida en agitación durante un periodo de 12 horas (Ruiz-Fernández y Hillaire-Marcel, 2009). Las actividades de los isótopos de ^{209}Po y ^{210}Po se determinaron mediante espectroscopia de partículas alfa con el equipo Ortec-Ametek modelo 576A, durante el tiempo necesario para obtener al menos 1000 cuentas en los 2 isótopos analizados.

8.6.2. Análisis de ^{226}Ra y ^{137}Cs

La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ se determinó por medio de ^{226}Ra y ^{137}Cs a través de espectrometría de rayos gamma de alta resolución y bajo fondo. El análisis de ^{226}Ra requiere utilizar plásticos de alta densidad, tapas herméticas de goma y sellado con cinta Teflon© para reducir la exhalación de gas (^{222}Rn); y las muestras deben permanecer al menos 21 días selladas previo a su análisis para

asegurar el equilibrio secular entre ^{222}Rn , ^{226}Ra y sus descendientes radioactivos, ^{214}Pb (352keV) que se usa para determinar a ^{226}Ra (Figura 1) (Appleby, 2005; Díaz-Asencio et al., 2020). Alícuotas de sedimento pulverizado se introdujeron dentro de un contenedor de polietileno de alta densidad de 40 mm de largo y 8 mm de diámetro. Se utilizó una altura de muestra de sedimento constante de 5 cm dentro del vial de conteo para mantener una densidad homogénea ($\sim 1.2 \text{ g cm}^{-3}$), con el propósito de que la autoatenuación sea la única corrección significativa de la eficiencia a bajas energías ($<140\text{keV}$) (Díaz-Asencio et al., 2020).

La muestra se analizó en un detector de rayos gamma de tipo pozo Ortec-Ametek de germanio de alta pureza, durante un mínimo de 48 horas, para obtener una incertidumbre de conteo menor al 10 % (Díaz-Asencio et al., 2020).

8.7. Elementos Potencialmente Tóxicos

La composición de los elementos potencialmente tóxicos se cuantificó mediante espectrometría de fluorescencia de rayos X (XRF) con el equipo SpectrolabTM modelo Xepos-3 en atmósfera de helio. Alícuotas de sedimento seco ($\sim 2 \text{ g}$) se introdujeron en celdas de polietileno de baja densidad con el fondo cubierto de una película de Prolene (Chemplex Industries Inc.) y se comprimieron manualmente con un bastón de teflón.

La concentración de Hg se determinó mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con el equipo Varian modelo SpectrAA-240FS acoplado a un generador de vapor frío modelo Varian-VGA-110. Una alícuota de sedimento seco y molido ($\sim 0.3 \text{ g}$) se digirió mediante HCl y HNO_3 en relación 3:1, la mezcla se colocó en tubos de digestión lineal de polipropileno sobre una plancha de calentamiento a $100 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 5 horas. La muestra digerida se diluyó con agua de grado HPLC de acuerdo al método 3050B (EPA, 1996).

8.8. Control de Calidad

La precisión de los análisis se define como la proximidad existente entre los valores medidos

obtenidos en mediciones repetidas de un mismo análisis bajo condiciones específicas (Ruiz Armenteros et al., 2010). La evaluación de la exactitud de los métodos incluyó el análisis de materiales de referencia certificados (MRC) y gráficos de control de calidad analítica (GCCA), en los que el valor central corresponde al valor certificado para el analito, y los límites superiores e inferiores son el intervalo de confianza del 95 % de los materiales de referencia certificados (MRC). Los resultados obtenidos para el MRC se coloca dentro de la GCCA para verificar la posición del dato en relación con estos límites (Coquery et al., 1999; Sánchez-Cabeza et al., 2008).

Los MRC utilizados fueron: IAEA-300 para ^{210}Pb y ^{137}Cs ; IAEA-158, IAEA-405 y IAEA-433 para FRX; Mess-3 para AAS; LECO 502-309 para concentraciones de carbono y nitrógeno; QAS3002 para distribución de tamaño de grano; y Bartington-G039 para SM. Además, de acuerdo con (Kuselman y Fajgelj, 2010), todos los resultados de los análisis de MRC se verificaron de forma rutinaria a través del enfoque “Z-score” para comparar mediciones y valores certificados de MRC. Los resultados cayeron dentro de los valores del intervalo certificado en los gráficos de control, y los valores de puntuación Z-score estuvieron dentro del intervalo aceptable de ± 2 . El análisis de réplicas ($n = 6$) de una sola muestra mostró que los coeficientes de variación fueron del 5.8 % para ^{210}Pb y 2.5 % para ^{226}Ra y ^{137}Cs ; 1.7 % para Al, 2.6 % para Ti, 2.8 % para As, 5.4 % para Cr, 5.7 % para Cu, 4.5 % para Ni, 2.9 % para Pb, 2.7 % para Zn; 5.9 % para C_{org} , C_{inorg} y N; 6 % para arenas, 3 % para arcillas y 1 % para limos; y 3 % para valores de SM.

8.9. Factores de Enriquecimiento

Los factores de enriquecimiento (FE) fueron calculados de acuerdo a la ecuación 14 (Sección 2.4), usando al aluminio (Al) como elemento normalizador. Debido a que los núcleos fueron recolectados en presas construidas en periodos relativamente recientes, en ninguno de los núcleos analizados las secciones más profundas corresponden a periodos suficientemente antiguos como para proporcionar información sobre concentraciones naturales o pre industriales. Por lo anterior, se utilizaron dos estrategias para el cálculo de los FE.

Los FE_{VF} fueron calculados usando como valores basales (valores de fondo; VF) las concentraciones de los elementos en las tres últimas secciones de cada núcleo; estos valores

representan las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos al momento en que fueron construidos los reservorios. Los FE_{CC} fueron calculados usando como referencias las concentraciones de elementos reportados en la corteza terrestre (Birch, 2017), que representarían las condiciones naturales o pre-industriales.

8.10. Flujo y Proporciones de Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos

Los flujos de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) se calcularon como el producto de la concentración de los elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g g}^{-1}$) y la tasa de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) en cada sección del núcleo (ecuación 15, sección 2.6). La proporción de flujo se calculó mediante la división del flujo moderno entre el flujo base a partir de las concentraciones totales, en cada sección de los núcleos.

8.11. Análisis Estadístico

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo utilizando el software Minitab® 15 y Microsoft Office Excel Profesional 2010 (versión para 64 bits) ambos para Microsoft Windows 10 Home Premium. La estadística descriptiva (tamaño de muestra, máximos, mínimos, promedios y desviaciones estándar) fueron calculados para las variables geoquímicas y las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos.

8.11.1. Análisis de Varianza

Los análisis de varianza (ANOVA) son una serie de métodos estadísticos que consisten en analizar simultáneamente más de dos variables aleatorias interrelacionadas (Shine et al., 1995), se usó para evaluar si existían diferencias significativas en los valores promedio de las variables entre los

núcleos. Se utilizó la prueba de Tukey con un 95% de confianza ($p < 0.05$) para identificar cuáles son los valores que son significativamente diferentes.

8.11.2. Análisis de Factores (AF)

Se utilizó AF para dilucidar las fuentes primarias o los procesos geoquímicos que pueden explicar la variabilidad de las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos. Se utilizó la rotación Varimax para maximizar las cargas factoriales de alto y bajo valor y minimizar las cargas de valor medio (Zeller, 2005).

La etapa exploratoria de AF incluyó todas las variables geoquímicas y composición de elementos; las variables incluidas fueron las concentraciones de elementos traza (Al, As, Ca, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Rb, Ti, Zn y Zr) y variables geoquímicas (SM, C_{org} , C_{inorg} y las fracciones de tamaños de grano). Sin embargo, el AF final incluyó solo aquellas variables con comunalidades >0.5 (Hair et al., 2010), por lo que a partir de estos resultados preliminares, en el AF final se incluyeron las siguientes variables: a) para la presa ANG fueron Al, As, Ca, Cu, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb, Rb, S, Ti, Zn y Zr, así como como PPI_{550} , limos y arcillas; fueron un total de 95 observaciones para los dos núcleos (ANG-1 + ANG-2); b) para la presa ECO fueron Al, As, Ca, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Rb, Ti y Zn, así como PPI_{550} , PPI_{950} , limos y arcillas; fueron un total de 50 observaciones para los dos núcleos (ECO-1 + ECO-2); c) para la presa OVI fueron Al, As, Ca, Cu, Cr, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb, Rb, Ti y Zn, así como C_{org} , C_{inorg} , SM, arenas, limos y arcillas; fueron un total de 115 observaciones para los dos núcleos (OVI-1 + OVI-2). Para estos estudios, las variables significativas fueron aquellas con cargas $> |0.5|$ (Cooper, 1991).

9. RESULTADOS

9.1. La Angostura

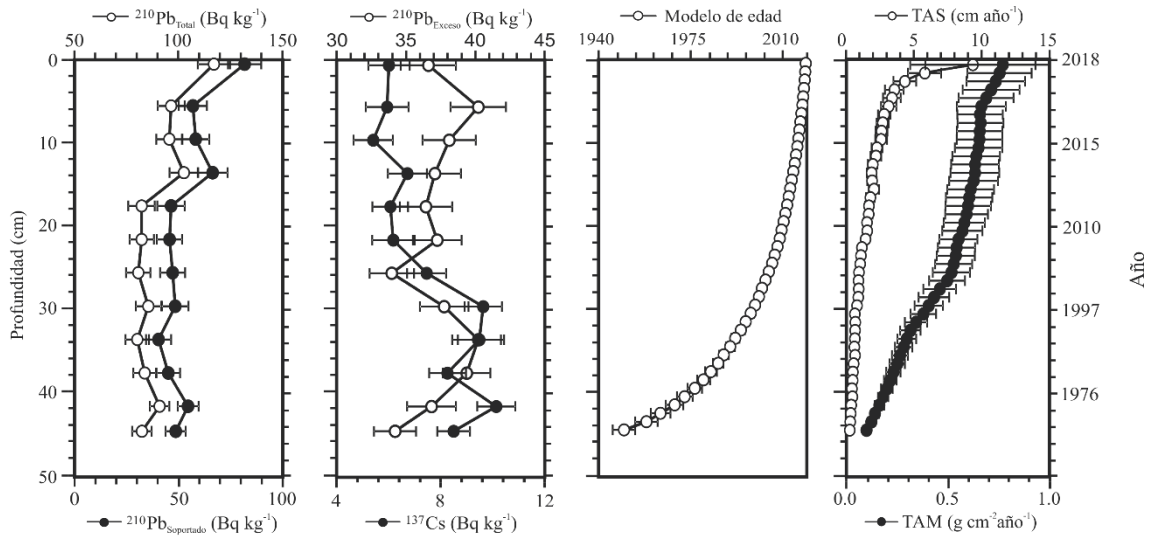
9.1.1. Radiocronología

9.1.1.1. Actividad de ^{210}Pb total. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ fueron similares entre los núcleos ANG-1 y ANG-2 ($p > 0.05$), en un intervalo de 80.2 ± 5.7 a 117.1 ± 7.8 Bq kg^{-1} para ANG-1 y 80.1 ± 7.4 a 114.9 ± 9.2 Bq kg^{-1} para ANG-2. Los perfiles de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ de los núcleos ANG-1 y ANG-2 (Figura 3) mostraron secciones asintóticas.

9.1.1.2. Actividad de ^{210}Pb de base. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ fueron similares entre los núcleos ANG-1 y ANG-2 ($p > 0.05$), se encontraron en un intervalo de 34.0 ± 1.5 a 40.2 ± 2.0 Bq kg^{-1} para ANG-1 y 40.9 ± 2.0 a 48.5 ± 2.6 Bq kg^{-1} para ANG-2 (Tabla 3 y Figura 3). En ninguno de los dos núcleos la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ alcanzó el equilibrio con la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ (Figura 3).

9.1.1.3. Actividad de ^{210}Pb en exceso. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ fueron similares en ambos núcleos ($p > 0.05$), se encuentran en un intervalo de 40.5 ± 4.9 a 81.9 ± 8.0 Bq kg^{-1} para ANG-1 y 36.1 ± 7.7 a 70.5 ± 10.5 Bq kg^{-1} para ANG-2. Los valores de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ respecto a la masa acumulada disminuyeron de manera gradual desde las secciones superficiales hacia el fondo de los perfiles, aunque el perfil no mostró una tendencia estrictamente exponencial, por lo que no es factible aplicar el modelo de fechado CF.

ANG-1



ANG-2

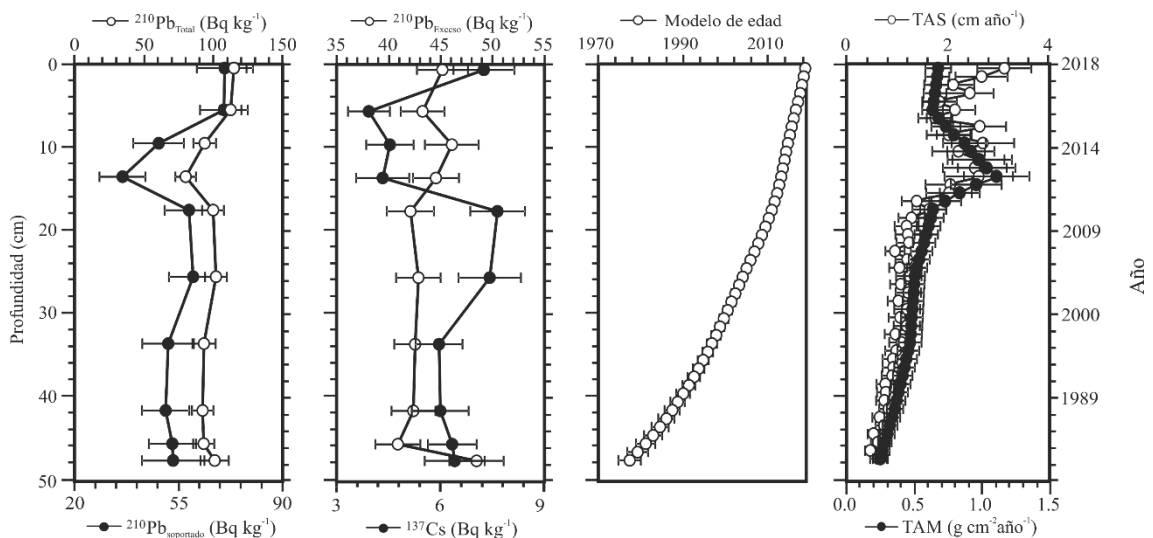


Figura 3. Perfiles de actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{Total}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Soportado}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), modelo de edad y tasas de acumulación sedimentaria (TAS) y másica (TAM), respecto a la profundidad (cm), en los dos núcleos recolectados de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui.

9.1.1.4. Radiocronología con ^{210}Pb . Debido a que el $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ no alcanzó la zona de equilibrio con el $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ (cuando la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ se aproxima a cero) y, por tanto, no se contó con el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ (indispensable para usar el modelo CF), se realizó la estimación del inventario faltante utilizando el modelo CFCS (descrito en Appleby y Oldfield, 1978) para estimar la TAM, luego podemos calcular el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ debajo de la capa (j) a partir de la ecuación (8) (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). El inventario faltante de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ para el núcleo ANG-1 fue de 4.2% y para ANG-2 fue de 36.4%. La edad máxima en las secciones

profundas de los núcleos fechados mediante el modelo CF fue de 76.8 ± 3.0 años (sección 43-44 cm, 1942 D.C.) para el núcleo ANG-1 y de 41.4 ± 2.6 años (sección 47-48 cm, 1977 D.C.) para el núcleo ANG-2.

9.1.1.5. Tasas de acumulación sedimentaria y másica. Los valores de tasas de acumulación másica (TAM) fueron comparables entre núcleos ($p > 0.05$), con intervalos de 0.04 ± 0.01 a 0.59 ± 0.08 g cm^{-2} año^{-1} para ANG-1 y 0.25 ± 0.05 a 1.11 ± 0.24 g cm^{-2} año^{-1} para ANG-2. Los valores de las tasas de acumulación sedimentarias (TAS) mostraron un intervalo de 0.05 ± 0.01 a 3.98 ± 0.57 cm año^{-1} para ANG-1 y 0.46 ± 0.11 a 3.12 ± 0.68 cm año^{-1} para ANG-2 (Cuadro 3, Figura 3).

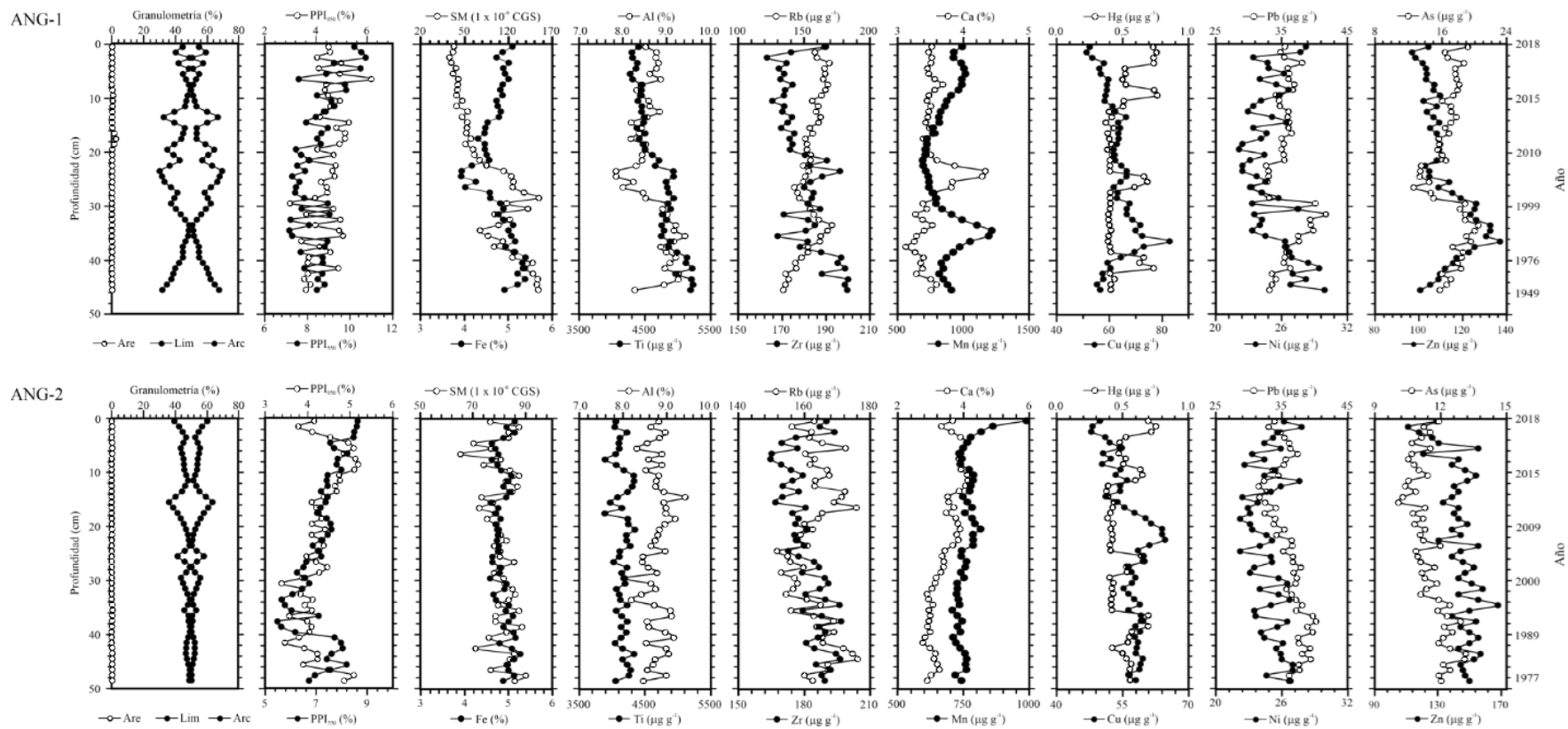


Figura 4. Perfiles de las variables geoquímicas y de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la Presa La Angostura, cuenca del río Yaqui

9.1.2. Caracterización de los Sedimentos

9.1.2.1. Tamaño de grano. El análisis de tamaño de grano en la presa La Angostura (Figura 4) mostró que ambos núcleos fueron predominantemente limo-arcillosos (30.2 a 59.4% de arcillas, 40.4 a 69.7% de limos y de no detectable (n.d.) a 2.6% de arenas para el núcleo ANG-1 y 41.7 a 63.8% de arcillas, 36.2 a 58.3% de limos y de n.d. a 0.6% de arenas para ANG-2). Los perfiles de tamaño de grano muestran varios periodos de transición entre fracciones de limos y arcillas en varias secciones de ambos núcleos (en el año 2015 para el núcleo ANG-1 y 1990, 1996, 2002 y 2005 para ANG-2).

9.1.2.2. Susceptibilidad magnética. Los valores de susceptibilidad magnética (SM; Figura 4) mostraron diferencias significativas entre los núcleos, con valores más altos en el núcleo ANG-1 ($154.6 \pm 0.2 \times 10^{-6}$ CGS) que en el ANG-2 ($90.0 \pm 0.1 \times 10^{-6}$ CGS), los valores menores de ambos núcleos se presentan en las secciones superiores (1 a 21 cm, 2006 a 2018 para el núcleo ANG-1 y para ANG-2 los valores de todo el núcleo son similares), y los valores más altos en secciones profundas de ambos núcleos. En general, los valores de SM en el núcleo ANG-1 presentaron una tendencia de disminución desde el fondo hacia la superficie; esta tendencia no es visible en el núcleo ANG-2.

9.1.2.3. Materia orgánica y carbonatos. Los porcentajes de materia orgánica (PPI₅₅₀) y carbonatos (PPI₉₅₀) fueron similares en ambos núcleos ($p > 0.05$). Los porcentajes de materia orgánica (PPI₅₅₀) en ANG-1 fueron de 7.2-10.7% y 5.5-8.6% en ANG-2, estos porcentajes presentan una tendencia a disminuir desde la superficie hasta secciones profundas de ambos núcleos (Figura 4).

Los porcentajes de carbonatos (PPI₉₅₀) fueron similares en ambos núcleos ($p > 0.05$), los porcentajes de carbonatos en ANG-1 fueron de 3.0-6.2% y 3.4-5.2% para ANG-2 y presentaron un incremento hacia secciones superficiales (Figura 4).

9.1.3. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos

9.1.3.1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos. Los intervalos de concentración de Al, Ca, Fe, Mn, Rb, Ti y Zr fueron comparables ($p > 0.05$) entre ambos núcleos (Cuadro 4). Los perfiles de Ti y SM en ambos núcleos presentan los valores más bajos en secciones superficiales. Las concentraciones de As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn fueron similares en ambos núcleos, con una aparente distribución constante (excepto Hg y Cr que tuvieron incrementos esporádicos). Las concentraciones de Cu disminuyeron hacia secciones superficiales de ambos núcleos, y los valores máximos de Hg se observaron en secciones superficiales (Figura 4).

9.1.3.2. Factores de enriquecimiento. Los factores de enriquecimiento FE_{VF} (Figura 5 y Cuadro 4) indicaron enriquecimiento nulo por Cr, Cu, Ni, Pb y Zn ($FE_{VF} < 1.5$) en el núcleo ANG-1, y por As, Hg, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en ANG-2. Los valores más altos en el núcleo ANG-1 correspondieron a As ($FE_{VF} = 1.5$ en la sección 37 cm) y a Hg ($FE_{VF} = 1.8$ en las secciones 0–4 cm, $FE_{VF} = 1.9$ en las secciones 9–10 cm, $FE_{VF} = 1.8$ en las secciones 25–26 cm, y $FE_{VF} = 1.7$ en la sección 42 cm). Los factores de enriquecimiento EF_{CC} (Figura 5 y Cuadro 4) mostraron enriquecimiento nulo en los dos núcleos para Cr y Ni ($EF_{CC} < 1.5$, enriquecimientos menores para Cu ($EF_{CC} < 2.80$), Pb ($EF_{CC} < 2.40$) y Zn ($EF_{CC} < 1.9$), enriquecimiento moderado para As ($2.20 < EF_{CC} < 4.70$) y enriquecimientos de moderadamente severo a severo para Hg ($7.20 < EF_{CC} < 16.0$).

9.1.3.3. Evaluación de la calidad de los sedimentos. Las concentraciones de Cr, Pb y Zn en ambos núcleos fueron menores o ligeramente mayores al valor de TEL, mientras que las concentraciones de Cu y Ni fueron mayores a TEL pero menores a los valores de PEL (Cuadro 4). En contraste, las concentraciones de As y Hg fueron mayores a TEL y menores al PEL en la mayoría de las secciones, pero algunas secciones tuvieron concentraciones mayores al PEL (Cuadro 4).

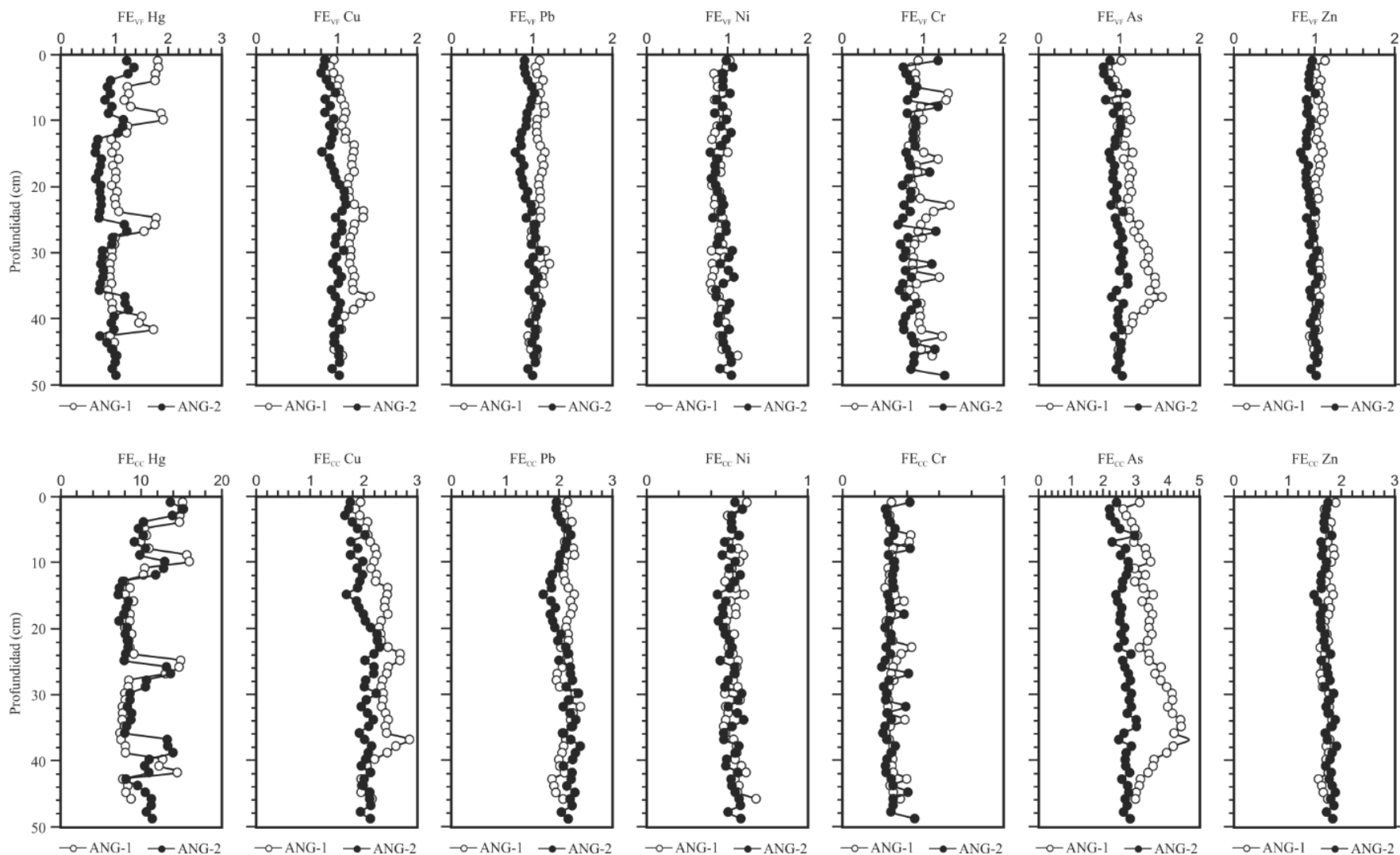


Figura 5. Factores de enriquecimiento de los elementos potencialmente tóxicos basados en los valores promedio de los sedimentos profundos de los núcleos (EF_{VF}) y en los valores de la corteza terrestre (EF_{CC}), en los núcleos de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui.

Cuadro 4.- Concentración de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g g}^{-1}$), factores de enriquecimiento (FE), flujo de elementos ($\mu\text{g cm}^{-2}$ año $^{-1}$) y proporción de flujo de elementos en los núcleos sedimentarios de las presas La Angostura (ANG), El Cajón de Onapa (ECO) y El Oviachic (OVI) de la cuenca del río Yaqui, noroeste de México.

Núcleo	Variable	As	Hg	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
ANG-1	Concentración	12.5-23.2	0.37-0.76	23.5-38.4	51.3-82.8	22.1-29.9	30.4-41.7	97.6-127.1
	FE _{VF} ¹	0.9-1.5	0.9-1.9	0.8-1.3	0.9-1.4	0.8-1.1	1.0-1.2	0.9-1.1
	EF _{CC} ²	2.6-4.7	7.4-16.0	0.3-0.4	1.8-2.8	0.5-0.7	1.9-2.4	1.6-1.9
	Flujo de metales	1.3-11.1	0.04-0.57	2.7-25.1	5.0-41.8	2.4-21.7	3.0-27.3	10.2-94.0
	Proporción de flujo	0.8-6.3	0.8-12.0	0.7-6.8	0.8-6.5	0.8-7.0	0.8-7.2	0.8-7.4
	Valores promedio ³	15.2	0.42	28.9	56.5	27.5	33.8	113.6
ANG-2	Concentración	10.5-14.6	0.38-0.75	21.9-39.1	47.8-64.7	22.2-27.8	31.5-40.2	107.1-127.5
	FE _{VF} ¹	0.8-1.1	0.6-1.4	0.7-1.2	0.8-1.1	0.8-1.1	0.6-1.6	0.8-1.1
	EF _{CC} ²	2.2-3.0	7.2-15.1	0.2-0.4	1.7-2.3	0.4-0.6	1.7-2.4	1.5-1.9
	Flujo de metales	3.2-14.2	0.14-0.60	7.1-33.6	13.9-60.5	6.1-27.8	8.9-36.4	29.5-124.9
	Proporción de flujo	0.9-4.2	0.93-4.07	0.9-4.4	0.9-3.9	0.9-4.0	0.9-3.7	0.9-3.9
	Valores promedio ³	13.0	0.56	28.6	58.1	26.2	37.1	121.0
ECO-1	Concentración	35.7-69.4	0.45-1.28	16.3-30.3	33.4-75.2	18.5-30.2	28.2-97.6	117.2-199.3
	FE _{VF} ¹	0.6-1.1	0.7-2.0	0.8-1.5	0.5-1.2	0.9-1.6	0.4-1.2	0.9-1.4
	EF _{CC} ²	7.7-13.7	9.7-25.7	0.2-0.3	1.1-2.6	0.4-0.6	1.6-5.5	1.8-3.0
	Flujo de metales	7.0-38.5	0.1-0.9	3.9-15.5	6.8-27.0	3.7-20.0	5.9-43.3	23.4-134.8
	Proporción de flujo	0.3-1.6	0.4-3.1	0.4-1.8	0.4-1.5	0.4-2.1	0.3-2.0	0.4-2.1
	Valores promedio ³	57.6	0.65	19.1	58.3	19.0	76.1	137.4
ECO-2	Concentración	36-41.3	0.46-1.33	20.9-34.6	33.9-39	23.8-29.1	25.9-44.7	129.4-153.4
	FE _{VF} ¹	0.9-1.0	0.9-2.4	0.7-1.2	0.8-1.0	0.8-1.1	0.8-1.3	0.9-1.0
	EF _{CC} ²	6.8-8.0	8.7-22.9	0.2-0.3	1.1-1.3	0.4-0.6	1.4-2.3	1.8-2.0
	Flujo de metales	16.9-35.1	0.1-0.9	5.6-13.6	10.3-23.4	5.8-19.0	11.1-41.2	40.4-128.3
	Proporción de flujo	0.7-1.5	0.4-2.5	0.6-1.5	0.6-1.3	0.6-2.0	0.5-1.7	0.6-1.9
	Valores promedio ³	37.0	0.47	25.2	36.9	27.6	29.1	132.9

Cuadro 4. Continuación.

Núcleo	Variable	As	Hg	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
OVI-1	Concentración	25.9-42.2	0.16-0.97	24.8-45.9	60.6-77.0	24.9-31.7	45.3-83.8	108.3-154.4
	FE _{VF} ¹	0.95-1.70	0.83-5.84	0.83-1.36	0.83-1.22	0.84-1.09	0.83-1.62	0.85-1.10
	FE _{CC} ²	5.32-9.52	2.76-19.50	0.28-0.45	2.04-2.98	0.50-0.65	2.54-4.99	1.64-2.13
	Flujo de metales	3.3-14.8	0.0-0.3	3.8-21.2	8.6-31.5	3.5-13.4	6.8-33.9	16.0-69.4
	Proporción de flujo	1.0-4.5	1.0-15.0	1.0-5.6	1.0-3.7	1.0-3.9	1.0-5.0	1.0-4.3
	Valores promedio ³	26.83	0.17	30.63	68.6	27.9	52.27	129.17
OVI-2	Concentración	24.7-41.7	0.13-0.70	23.7-48.3	58.8-77.1	24.6-30.7	37.7-83.1	98.6-157.8
	FE _{VF} ¹	0.80-1.56	0.46-3.02	0.62-1.03	0.81-1.22	0.88-1.15	0.64-1.62	0.87-1.10
	EF _{CC} ²	4.71-9.13	2.29-14.95	0.27-0.45	1.95-2.96	0.50-0.66	2.03-5.12	1.67-2.10
	Flujo de metales	3.7-14.4	0.0-0.2	3.8-15.0	8.7-26.8	3.6-11.3	6.4-24.7	16.9-48.7
	Proporción de flujo	1.0-3.9	1.0-8.2	1.0-3.9	1.0-3.1	1.0-3.1	1.0-3.9	1.0-2.9
	Valores promedio ³	28.08	0.25	32.03	67.73	27.05	53.73	127.80
UCC ⁴		4.8	0.05	92	28	47	17	67
TEL ⁵		5.9	0.174	37.3	35.7	18.0	35.0	123.0
PEL ⁶		17.0	0.486	90.0	197.0	36.0	91.3	315.0

¹. Factor de enriquecimiento con base a valores promedio de los sedimentos más profundos de los núcleos.

². Factor de enriquecimiento con base a los valores de la corteza continental superior.

³. Valores promedio obtenido del promedio de las últimas 3 secciones del núcleo.

⁴ UCC: Concentraciones de la corteza continental superior (UCC por sus siglas en inglés; Rudnick y Gao, 2004).

⁵ TEL: Nivel Umbral de Efecto (TEL por sus siglas en inglés; Buchman, 2008).

⁶ PEL: Nivel de Efecto Probable (PEL por sus siglas en inglés; Buchman, 2008).

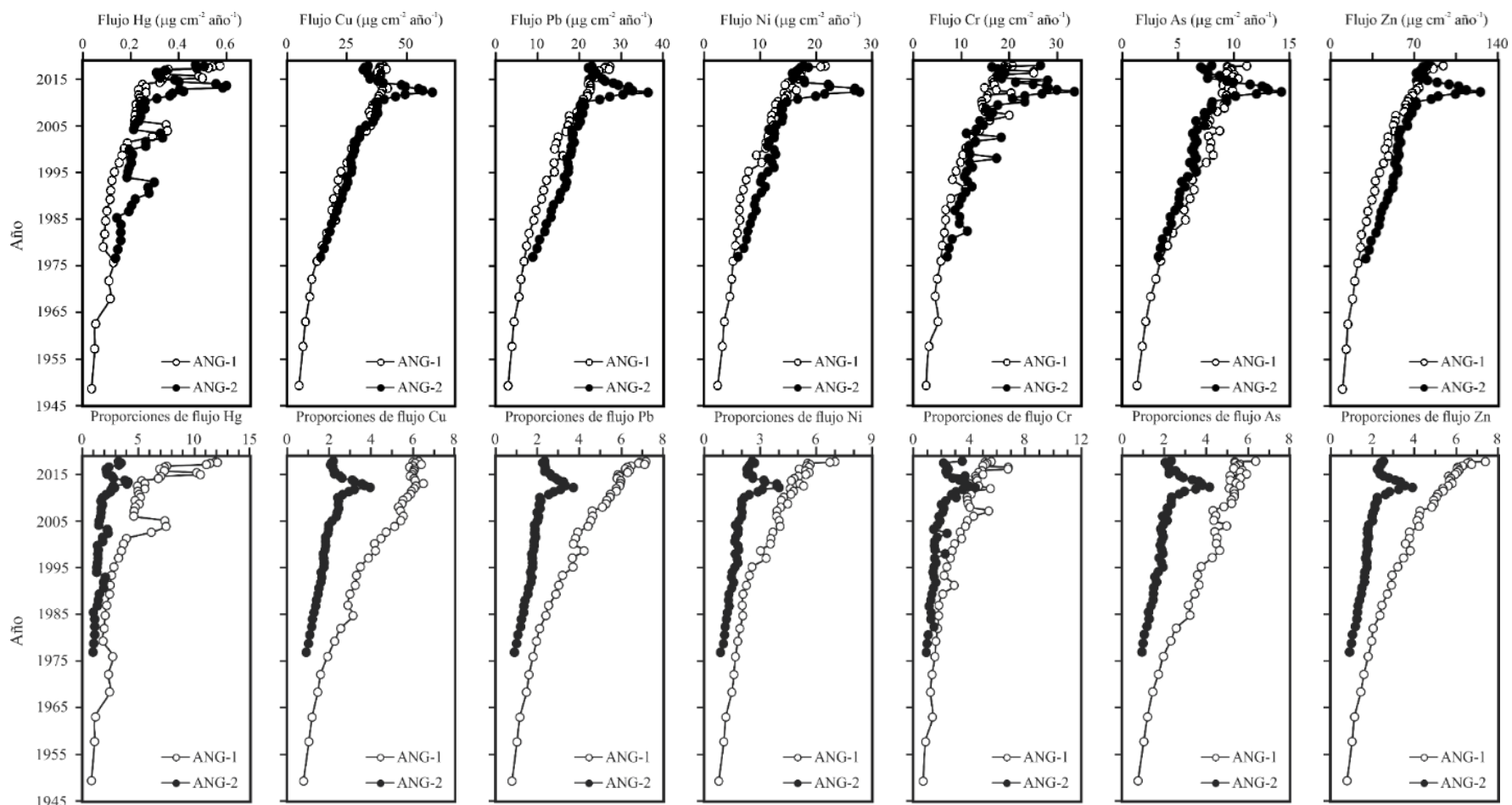


Figura 6. Flujos y proporción de flujo de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui.

9.1.4. Flujo y Proporciones de Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos

Los intervalos de la proporción de flujos de los elementos potencialmente tóxicos fueron mayores en el núcleo ANG-1 que en ANG-2 (Cuadro 4). Los flujos de elementos en ambos núcleos sedimentarios de la presa La Angostura incrementaron respecto al tiempo desde la sección más profunda de ambos núcleos sedimentarios, a principios de 1950 para ANG-1 y a mediados de 1970 para ANG-2 (Figura 6). Se observó un incremento gradual en los flujos de los elementos a todo lo largo del núcleo ANG-1, mientras que el núcleo ANG-2 mostró un máximo en el año 2013, cuando también se presentó un máximo de la TAM (Figura 3). En ambos núcleos, los flujos de As, Hg, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn aumentaron respecto al presente (mayormente desde ~2004), aunque en el núcleo ANG-2 el flujo de Pb disminuyó entre ~2017 y ~2013.

La proporción de flujos de todos los elementos, en ambos núcleos, mostró incrementos importantes con el tiempo (Figura 6 y Cuadro 4), para As, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn la proporción de flujo fue hasta ~7 veces mayor, mientras que los incrementos para Hg fueron hasta 12 veces mayores.

9.1.5. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos

El Análisis de Factores (AF) de los núcleos de sedimento de las presas La Angostura, mostró que tres factores explicaron el 79.5% de la variación del conjunto de variables para ANG-1 (Cuadro 5). El factor 1 tuvo una de la varianza explicada de 31.3% y las variables significativas fueron Zn, Fe, Al, Mn, Pb y arcillas (con cargas positivas); y Ca y limos (con cargas negativas). El factor 2 tuvo una varianza explicada de 26.7% y las variables significativas fueron Ti, MS, Zr y Ni (con cargas positivas); y Rb (con carga negativa). El factor 3 tuvo una varianza explicada de 21.5% y las variables significativas fueron Cu y As (con cargas positivas); y S, Hg y PPI₅₅₀ (con cargas negativas).

Para ANG-2, el AF mostró que tres factores explicaron el 63% de la variación del conjunto de variables (Cuadro 5). Las variables significativas en el factor 1 (23.3% de la varianza explicada) fueron Zn, Fe, Zr, S y Pb (con cargas positivas); y Ca (con carga negativa). En el factor 2 (22.0%

de la varianza explicada), las variables significativas fueron As y Cu (con cargas positivas), y PPI₅₅₀, Mn y Hg (con cargas negativas). Finalmente, en el factor 3 (17.7% de la varianza explicada), las variables significativas fueron limo, Ni y SM (con cargas positivas); y Al, arcillas y Rb (con cargas negativas).

Cuadro 5.- Análisis de factores para variables geoquímicas y elementos traza en núcleos de sedimentos (ANG-1 y ANG-2) de la presa La Angostura, cuenca del río Yaqui, noroeste de México¹.

ANG-1					ANG-2				
Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Com ²	Variable	Factor1	Factor2	Factor3	Com ²
Zn	0.93	-0.17	0.06	0.90	Zn	0.89	0.31	0.08	0.90
Fe	0.88	0.28	-0.25	0.92	Fe	0.85	-0.14	-0.22	0.79
Al	0.86	0.26	0.10	0.82	Zr	0.83	0.19	0.30	0.82
Mn	0.81	-0.29	-0.01	0.73	S	0.64	-0.43	-0.11	0.61
Ca	-0.76	0.04	-0.04	0.58	Pb	0.56	0.51	0.26	0.65
Pb	0.71	-0.35	0.33	0.74	Ca	-0.54	-0.48	-0.24	0.58
Arcillas	0.60	-0.52	-0.43	0.81	PPI ₅₅₀	-0.05	-0.75	-0.26	0.63
Limos	-0.58	0.54	0.43	0.80	As	0.28	0.74	-0.03	0.63
Ti	0.12	0.92	0.30	0.94	Cu	0.06	0.72	0.09	0.53
SM	0.02	0.91	0.31	0.92	Mn	0.02	-0.71	-0.02	0.51
Zr	0.00	0.88	0.03	0.77	Hg	0.44	-0.50	0.41	0.60
Rb	0.35	-0.83	0.02	0.81	Ti	0.39	0.18	0.00	0.18
Ni	0.50	0.52	-0.51	0.78	Al	0.10	-0.06	-0.76	0.59
Cu	0.21	0.04	0.87	0.81	Limos	0.08	0.55	0.74	0.86
S	0.06	-0.58	-0.77	0.93	Arcillas	-0.10	-0.55	-0.74	0.86
Hg	0.01	-0.02	-0.75	0.56	Rb	0.46	-0.11	-0.64	0.63
As	0.57	0.20	0.71	0.87	Ni	0.49	-0.32	0.55	0.65
PPI ₅₅₀	0.25	-0.32	-0.69	0.63	SM	0.24	0.00	0.53	0.34
VE ³	31.3	26.7	21.5	79.5	VE ²	23.3	22	17.7	63.0

¹. Las variables significativas tienen cargas ≥ 0.5 .

² Com = comunalidad

³. VE: varianza explicada.

9.2. El Cajón de Onapa

9.2.1. Radiocronología

9.2.1.1. Actividad de ^{210}Pb total. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ fueron similares entre los núcleos ECO-1 y ECO-2 ($p>0.05$), las cuales variaron en un intervalo de $87.4 \pm 5.5 \text{ Bq kg}^{-1}$ a $157.0 \pm 8.9 \text{ Bq kg}^{-1}$ para ECO-1, y de $125.7 \pm 8.2 \text{ Bq kg}^{-1}$ a $160.1 \pm 9.9 \text{ Bq kg}^{-1}$ para ECO-2.

9.2.1.2. Actividad de ^{210}Pb de base. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ fueron similares entre los núcleos ECO-1 y ECO-2 ($p>0.05$), se encontraron en un intervalo de $50.7 \pm 1.9 \text{ Bq kg}^{-1}$ a $63.8 \pm 2.4 \text{ Bq kg}^{-1}$ para ECO-1, y de $49.6 \pm 2.3 \text{ Bq kg}^{-1}$ a $55.9 \pm 2.6 \text{ Bq kg}^{-1}$ para ECO-2 (Figura 7).

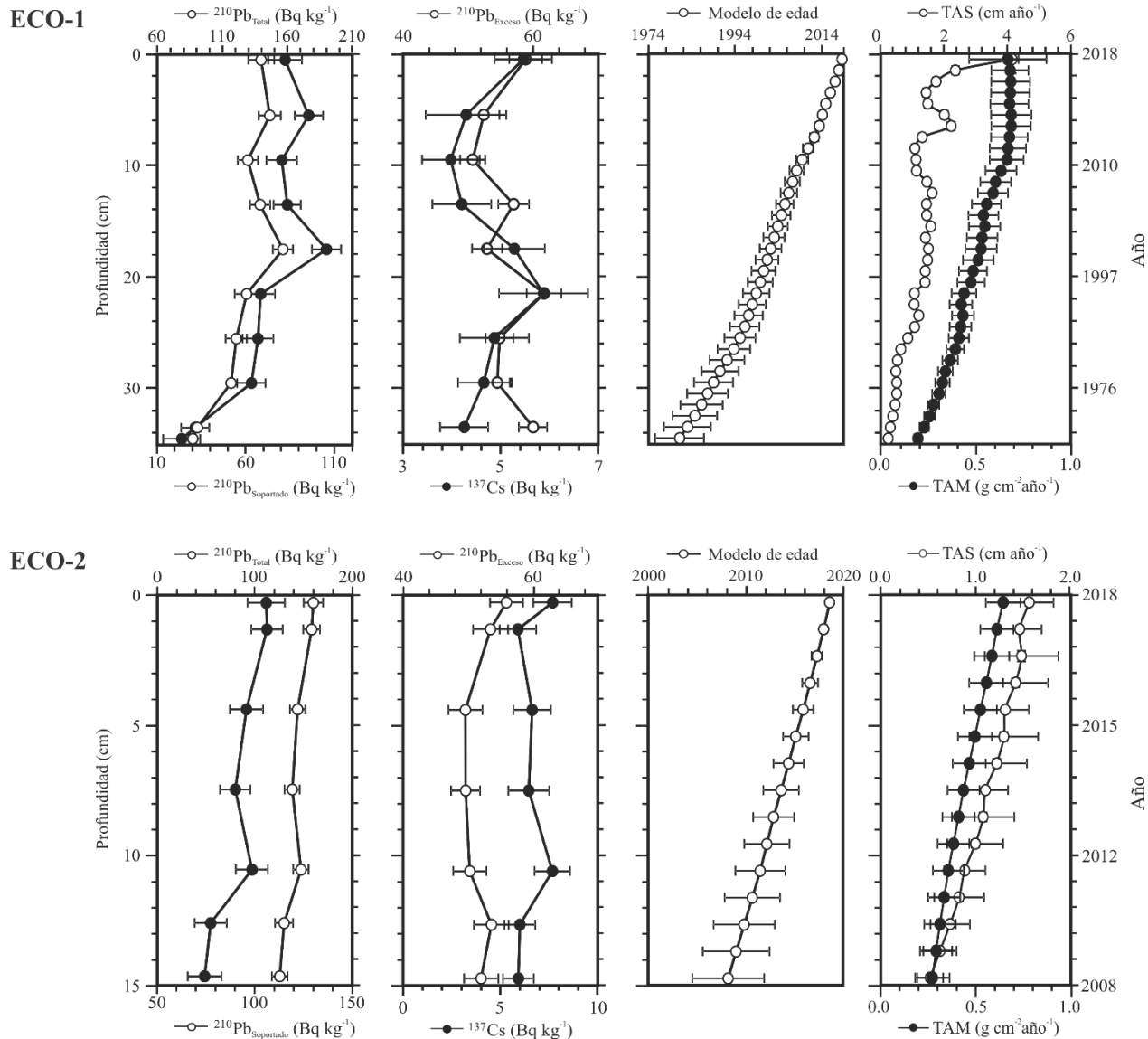


Figura 7. Perfiles de actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{Total}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Soportado}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), modelo de edad y tasas de acumulación, respecto a la profundidad (cm), en los dos núcleos recolectados de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.

9.2.1.3. Actividad de ^{210}Pb en exceso. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en ambos núcleos se encuentran en un intervalo de $23.9 \pm 6.0 \text{ Bq kg}^{-1}$ a $105.7 \pm 8.3 \text{ Bq kg}^{-1}$ para ECO-1, y $74.4 \pm 8.6 \text{ Bq kg}^{-1}$ a $106.3 \pm 9.0 \text{ Bq kg}^{-1}$ para ECO-2. Estas actividades decrecen respecto a su profundidad en dos segmentos (0–18 cm y 18–35 cm para ECO-1, y 0–11 cm y 11–15 cm para ECO-2) (Figura 7), aunque el decremento no tuvo una tendencia exponencial. En el caso del núcleo ECO-1, la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ presenta un máximo en la sección 17–18 cm. Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ disminuyeron de manera gradual desde las secciones superficiales hacia el fondo de los perfiles, en ninguno de

los núcleos la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ alcanzó la región de equilibrio con $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$. En general, la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ en los dos núcleos disminuyó respecto con el aumento en la masa acumulada (Figura 7), aunque el decremento no tuvo una tendencia exponencial.

9.2.1.4. Radiocronología con ^{210}Pb . La actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{Total}}$ en los núcleos ECO-1 y ECO-2 no alcanzó la región de equilibrio con $^{210}\text{Pb}_{\text{Soportado}}$ (Figura 7), por lo que no es posible aplicar el modelo de fechado de flujo constante (FC). Debido a que el $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ no alcanzó la zona de equilibrio con el $^{210}\text{Pb}_{\text{soportado}}$ (cuando la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ se aproxima a cero), se realizó el cálculo del inventario faltante de ^{210}Pb , de acuerdo a Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández (2012). El inventario faltante de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ para el núcleo ECO-1 fue de 26.9% y para ECO-2 fue de 26.3%. La edad máxima aparente en las secciones profundas de los núcleos fechados mediante el modelo FC fue de 37.5 ± 5.7 años (sección 34-35 cm, 1981 D.C.) para el núcleo ECO-1, y de 34.1 ± 3.7 años (sección 14-15 cm, 1984 D.C.) para el núcleo ECO-2 (Cuadro 3).

9.2.1.5. Tasas de acumulación sedimentaria y másica. Los valores de TAM (Cuadro 3) fueron comparables entre los núcleos ($p > 0.05$), dentro de los intervalos de 0.20 ± 0.02 a $0.69 \pm 0.20 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para ECO-1, y de 0.27 ± 0.08 a $0.64 \pm 0.09 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para ECO-2. Los valores de TAS (Cuadro 3) fueron comparables entre los núcleos ($p > 0.05$), se encontraron en los intervalos de 0.24 ± 0.03 a $4.15 \pm 1.28 \text{ cm año}^{-1}$ para ECO-1 y 0.26 ± 0.07 a $0.78 \pm 0.19 \text{ cm año}^{-1}$ para ECO-2.

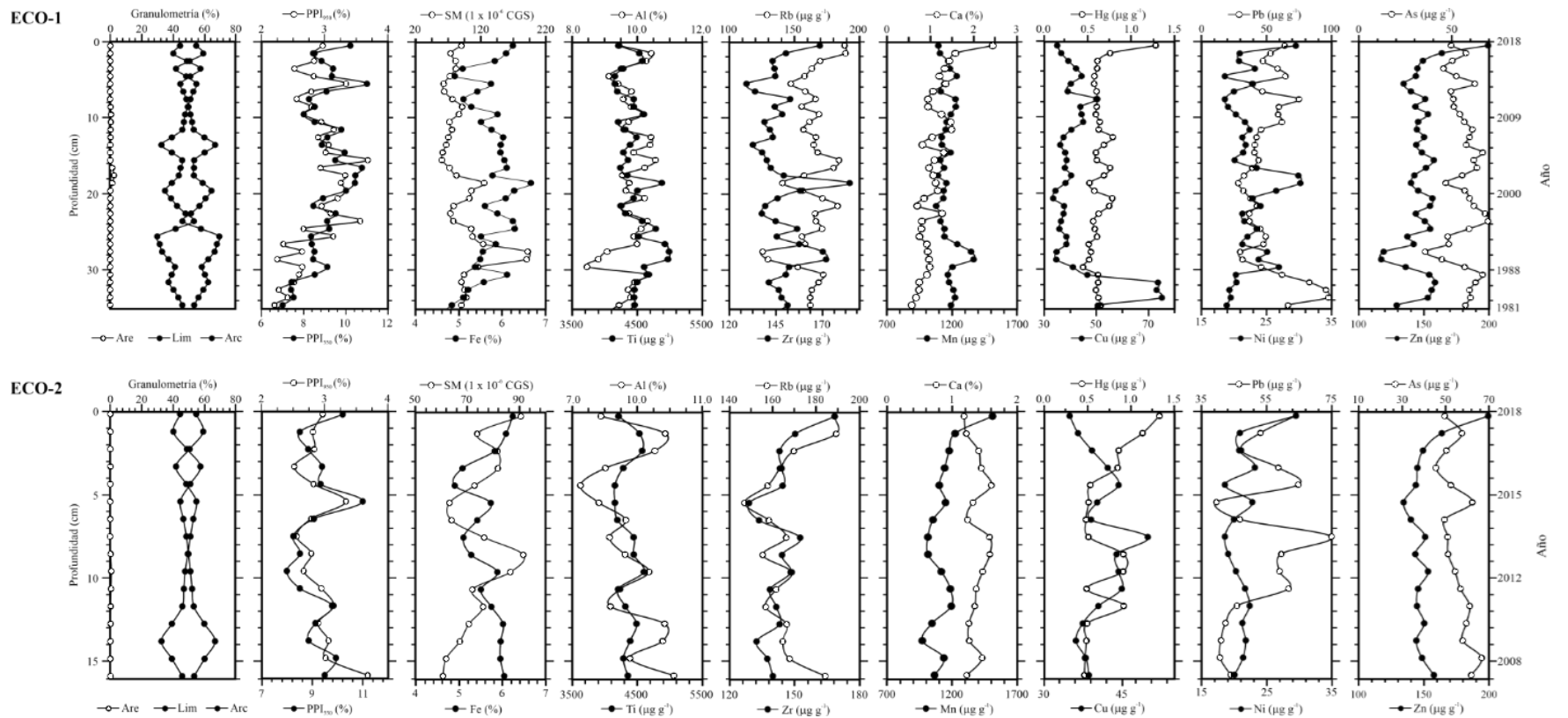


Figura 8. Perfiles de las variables geoquímicas y de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.

9.2.2. Caracterización Sedimentaria

9.2.2.1. Tamaño de grano. El análisis de tamaño de partícula de los sedimentos de los núcleos de la presa El Cajón de Onapa (Figura 8) mostró que ambos núcleos fueron predominantemente limo-arcillosos (30.2 a 59.4% de arcillas, 40.4 a 69.7% de limos y de 0 a 2.6% de arenas para el núcleo ECO-1; y 32.8 a 59.4% de arcillas, 40.4 a 67.0% de limos y de 0 a 0.8% de arenas para ECO-2). Los perfiles de tamaño de partícula mostraron varios periodos de transición entre predominancia entre fracciones de limos y arcillas en varias secciones de ambos núcleos (en el año 1997, 2010 y 2015 para el núcleo ECO-1, y 2003 y 2013 para ECO-2).

9.2.2.2. Susceptibilidad magnética. Los valores de SM (Figura 8) mostraron valores significativamente ($p < 0.05$) más altos en el núcleo ECO-1 ($192.8 \pm 0.2 \times 10^{-6}$) que en el ECO-2 ($91.5 \pm 0.1 \times 10^{-6}$). Los valores más bajos se observaron en las secciones profundas de los núcleos (15 cm, año 2003 para ECO-1, y 14 cm, año 1984 para ECO-2). Los valores de SM en el núcleo ECO-1 mostraron dos máximos (18 cm, 2005 y 28 cm, 1990), que no se observaron en ECO-2; en contraste, en el núcleo ECO-2, la SM mostró valores crecientes desde el fondo hacia la superficie y un máximo en la sección 8-9 cm (año 2013), que no se observó en ECO-1.

9.2.2.3. Materia orgánica y carbonatos. Los porcentajes de materia orgánica (PPI_{550}) y carbonatos (PPI_{950}) fueron comparables entre ambos núcleos ($p > 0.05$). Los porcentajes de materia orgánica variaron de $7.0 \pm 0.3\%$ a $11.0 \pm 0.5\%$ en ECO-1, y de $8.0 \pm 0.4\%$ a $11.0 \pm 0.5\%$ en ECO-2. Los carbonatos, de $2.2 \pm 0.1\%$ a $3.7 \pm 0.2\%$ en ECO-1, y $2.5 \pm 0.1\%$ a $3.7 \pm 0.2\%$ en ECO-2 (Figura 8).

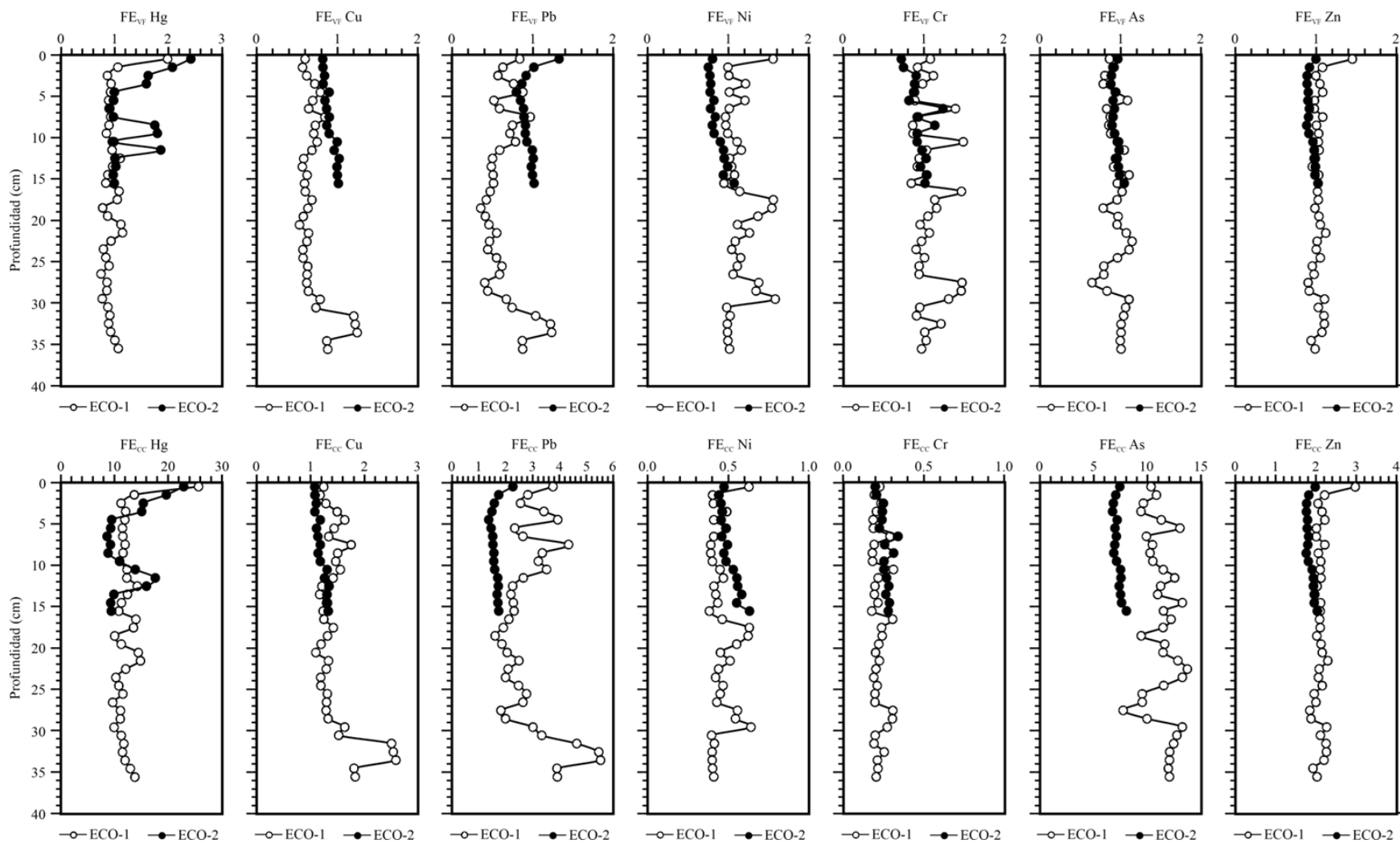


Figura 9. Factores de enriquecimiento de elementos potencialmente tóxicos basados en los valores promedio de los sedimentos profundos de los núcleos (EF_{VF}) y en los valores de la corteza terrestre (EF_{CC}), en los núcleos de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.

9.2.3. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos

9.2.3.1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos. Los intervalos de concentración de Al, Ca, Fe, Mn, Rb, Ti y Zr fueron comparables entre ambos núcleos (Figura 8, Cuadro 4). Las concentraciones de elementos traza (As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) fueron similares en ambos núcleos, con una aparente distribución constante (excepto As, Cr, Hg y Pb que tuvieron incrementos asincrónicos). Las concentraciones de Cu disminuyeron hacia secciones superficiales de ambos núcleos, y los valores máximos de Hg se observaron en secciones superficiales. Los perfiles de Ti-SM en ambos núcleos sedimentarios presentaron tendencias de incremento similares (Figura 8), en lo que Ti y SM presentaron los valores máximos en secciones del 26–29 cm para ECO-1, y en el fondo sedimentario para ECO-2.

9.2.3.2. Factores de enriquecimiento. Los valores del factor de enriquecimiento FE_{VF} indicaron enriquecimiento nulo por As, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn ($FE_{VF} < 2.0$) en ambos núcleos sedimentarios, y enriquecimientos menores ($1.6 \leq FE_{VF} \leq 2.4$) por Hg en secciones superficiales (≤ 12 cm, 2007–2018) (Cuadro 4, Figura 9)

Los factores de enriquecimiento EF_{CC} mostraron enriquecimiento nulo para Cr, Cu y Ni ($EF_{CC} < 2.0$), enriquecimiento moderado para Pb y Zn ($2.0 < EF_{CC} \leq 5.6$), y enriquecimientos severo para As y Hg ($10.0 < EF_{CC} \leq 25.0$) en la mayoría de las secciones de los dos núcleos, así como enriquecimiento muy severo ($EF_{CC} = 26.0$) en la sección 0-2 cm en ECO-1 (Cuadro 4, Figura 9).

9.2.3.3. Evaluación de la calidad de los sedimentos. Las concentraciones de Cr, Cu, Ni, Pb y Zn fueron menores o ligeramente mayores al valor de TEL en ambos núcleos, pero menores al valor de PEL (Cuadro 4). Las concentraciones de Hg en gran parte de las secciones de ambos núcleos estuvieron por encima del valor TEL y debajo del valor PEL, a excepción de las secciones superficiales, que tuvieron valores superiores a PEL (1-2 cm en ECO-1 y 1-3 cm en ECO-2). Las concentraciones de As en las secciones de ambos núcleos estuvieron por encima de TEL y PEL.

9.2.4. Flujo y Proporciones de Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos

Los intervalos de flujos de los elementos fueron similares en ambos núcleos (Cuadro 4). Los flujos de elementos traza en ambos núcleos sedimentarios de la presa El Cajón de Onapa se incrementaron respecto al tiempo desde el fondo del núcleo sedimentario (a mediados de 1981) hasta la sección superficial (2018) (Figura 10). En ambos núcleos se observaron incrementos máximos en secciones superficiales para Ni, Zn, Pb y Hg. En secciones profundas del núcleo ECO-1 se observaron máximos de los flujos de elementos en la sección 28-34 cm (años 1981-1990) en la cual también se observaron máximas de TAM (Figura 7); sin embargo, estas no son visibles en el núcleo ECO-2.

En ambos núcleos, los flujos de elementos se incrementaron respecto al presente. En ambos núcleos, el flujo de Cu disminuyó desde el año 2014 hasta el presente y, de manera inversa, los flujos de Ni, Zn, Pb y Hg presentaron un mayor incremento en los últimos 5 años.

Los intervalos de las proporciones de flujos de elementos fueron comparables entre los núcleos (Figura 10 y Cuadro 4), con incrementos máximos de hasta ~3 veces para Cr, Ni, Cu, Zn, As, Pb y Hg.

9.2.5. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos

Del análisis de factores se obtuvieron dos factores, que juntos explicaron el 69% de la variabilidad del conjunto de datos (Cuadro 6). Las variables significativas en el factor 1 (45.9% de la varianza explicada) fueron arcillas, Mn, Zn, As y Rb (con cargas positivas), y limos, Ca, Ti y Cr (con cargas negativas). En el factor 2 (23.1% de varianza explicada), las variables significativas fueron Cu y Pb (con carga positiva), y Fe, Ni, PPI₅₅₀ y PPI₉₅₀ (con cargas negativas).

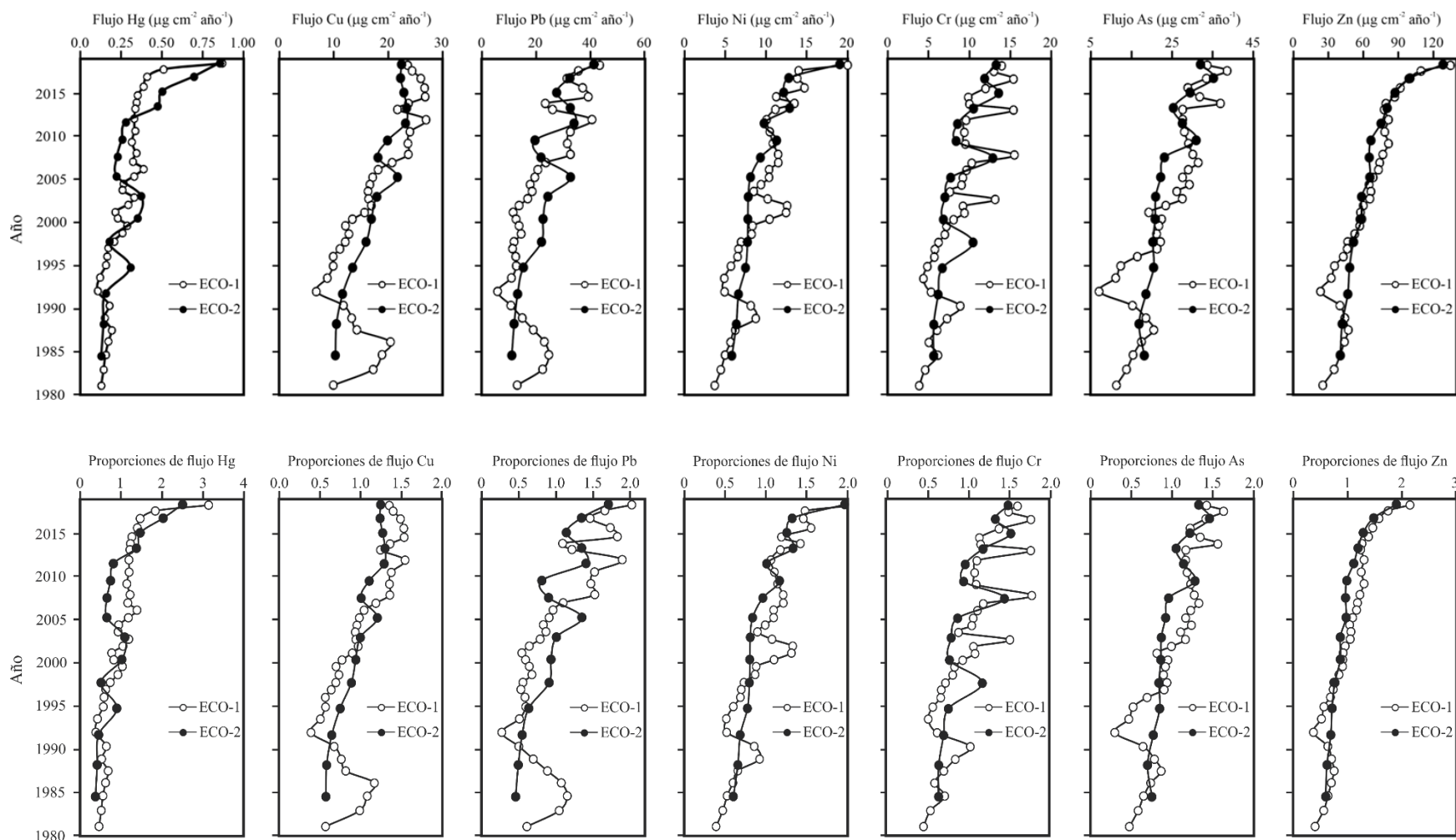


Figura 10. Flujos y proporción de flujo de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa El Cajón de Onapa, cuenca del río Yaqui.

Cuadro 6. Resultados del análisis de factores para variables geoquímicas y elementos traza en núcleos de sedimentos de la presa El Cajón de Onapa (ECO-1 + ECO-2), cuenca del río Yaqui, noroeste de México¹.

Variable	Factor1	Factor2	Comunalidad
Arcillas	0.85	0.08	0.73
Limos	-0.84	-0.05	0.70
Al	0.82	-0.01	0.68
Ca	-0.91	0.13	0.84
Ti	-0.90	-0.15	0.83
Cr	-0.60	-0.18	0.40
Mn	0.63	-0.38	0.55
Fe	0.31	-0.75	0.66
Ni	-0.50	-0.68	0.71
Cu	0.25	0.77	0.66
Zn	0.76	-0.14	0.60
As	0.85	0.12	0.73
Rb	0.92	0.03	0.84
Zr	-0.52	-0.23	0.32
Pb	0.55	0.72	0.82
PPI ₅₅₀	0.05	-0.85	0.72
PPI ₉₅₀	0.09	-0.74	0.56
VE ²	44.8	21.8	66.6

¹. Las variables significativas tienen cargas ≥ 0.5 .

². VE: varianza explicada.

9.3. El Oviachic

9.3.1. Radiocronología

9.3.1.1. Actividad de ²¹⁰Pb total. Las actividades de ²¹⁰Pb_{total} (Figura 11) fueron similares ($p > 0.05$) entre los núcleos OVI-1 y OVI-2, cuyos intervalos fueron de 65.1 ± 8.0 a 134.8 ± 9.2 Bq kg⁻¹ para

OVI-1, y de 55.7 ± 5.8 a 116.5 ± 8.4 Bq kg⁻¹ para OVI-2. En ninguno de los dos núcleos la actividad de ²¹⁰Pb_{total} alcanzó el equilibrio con la actividad de ²¹⁰Pb_{soportado} (Figura 3).

9.3.1.2. Actividad de ²¹⁰Pb de base. Las actividades de ²¹⁰Pb_{soportado} fueron similares ($p > 0.05$) entre los núcleos OVI-1 y OVI-2, se encontraron en un intervalo de 39.4 ± 2.0 a 49.2 ± 2.6 Bq kg⁻¹ para OVI-1 y 30.4 ± 2.2 a 42.0 ± 2.1 Bq kg⁻¹ para OVI-2 (Figura 11).

9.3.1.3. Actividad de ²¹⁰Pb en exceso. Las actividades de ²¹⁰Pb_{exceso} fueron similares ($p > 0.05$) en ambos núcleos, se encontraron en un rango de 22.0 ± 7.3 a 90.8 ± 10.9 Bq kg⁻¹ para OVI-1 y 23.1 ± 5.0 a 82.5 ± 8.7 Bq kg⁻¹ para OVI-2. Estas actividades decrecen respecto a su profundidad (Figura 11) aproximándose a la curva de decaimiento exponencial típica con coeficientes de correlación significativos ($p < 0.05$) ($r = 0.85$ para OVI-1 y $r = 0.96$ para OVI-2). Los valores de la actividad de ²¹⁰Pb_{total} disminuyeron de manera gradual desde las secciones superficiales hacia el fondo de los perfiles, aproximándose a una tendencia de decaimiento exponencial.

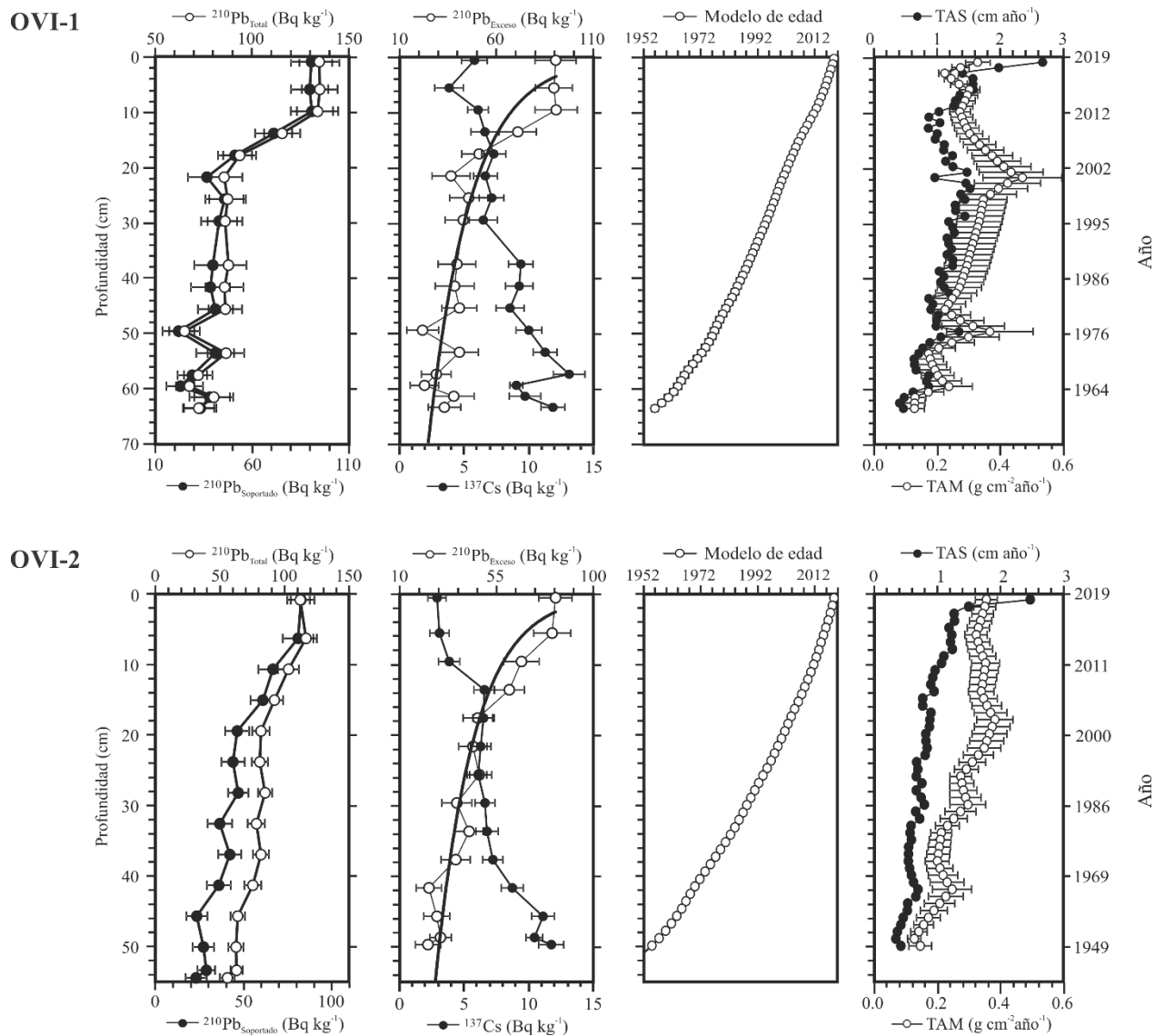


Figura 11. Perfiles de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{Total}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Soportado}}$, $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), modelo de edad y tasas de acumulación, respecto a la profundidad (cm), en los núcleos OVI-1 y OVI-2 recolectados en la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.

9.3.1.4. Radiocronología con ^{210}Pb . Debido a que el $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ no alcanzó la zona de equilibrio con el $^{210}\text{Pb}_{\text{Soportado}}$ (cuando la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ se aproxima a cero) y, por tanto, no se contó con el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ (indispensable para usar el modelo CF), se realizó la estimación del inventario faltante utilizando el modelo CFCS (descrito en Appleby y Oldfield, 1978) para estimar la TAM, luego podemos calcular el inventario de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ debajo de la capa (j) a partir de la ecuación (8) (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). El inventario faltante de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ para

el núcleo OVI-1 fue de 14% y para OVI-2 fue de 11%. La edad máxima en las secciones profundas de los núcleos fechados fue de 62.7 ± 0.8 años (sección 63-64 cm, 1956 D.C.) para el núcleo OVI-1 y de 69.6 ± 0.7 años (sección 49-50 cm, 1949 D.C.) para el núcleo OVI-2 (Figura 11).

9.3.1.5. Tasas de acumulación sedimentaria y másica. Los valores de TAM fueron similares entre los núcleos ($p > 0.05$) de la presa El Oviachic (Cuadro 4), con intervalos de valores de 0.13 ± 0.03 a $0.47 \pm 0.13 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para OVI-1 y 0.13 ± 0.03 a $0.38 \pm 0.06 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para OVI-2. Los valores de TAS mostraron un intervalo de 0.39 ± 0.10 a $2.67 \pm 0.32 \text{ cm año}^{-1}$ para OVI-1 y 0.34 ± 0.06 a $2.48 \pm 0.24 \text{ cm año}^{-1}$ para OVI-2.

Los perfiles de TAS y TAM de la presa El Oviachic (Figura 11) presentaron un aumento progresivo desde el fondo hacia las secciones superficiales de ambos núcleos sedimentarios. Ambos perfiles de TAS mostraron valores crecientes desde el pasado con el máximo en el año de muestreo (2018), mientras que los valores de TAM mostraron los valores más altos en los años de 2001 al 2002, que se observan más claramente en el núcleo OVI-1.

9.3.1.6. Corroboración por ^{137}Cs . Las actividades de ^{137}Cs fue similar en ambos núcleos ($p > 0.05$), con intervalos de 3.9 ± 1.1 a $13.1 \pm 1.2 \text{ Bq kg}^{-1}$ para OVI-1 y 2.9 ± 0.7 a $11.8 \pm 1.0 \text{ Bq kg}^{-1}$ para OVI-2. Los perfiles de ^{137}Cs (Figura 11) en ambos núcleos de la presa El Oviachic también fueron similares, con los valores más altos por debajo de la sección 57-58 cm (1966 ± 1 años) en OVI-1 y 45-46 cm (1960 ± 1 años) en OVI-2.

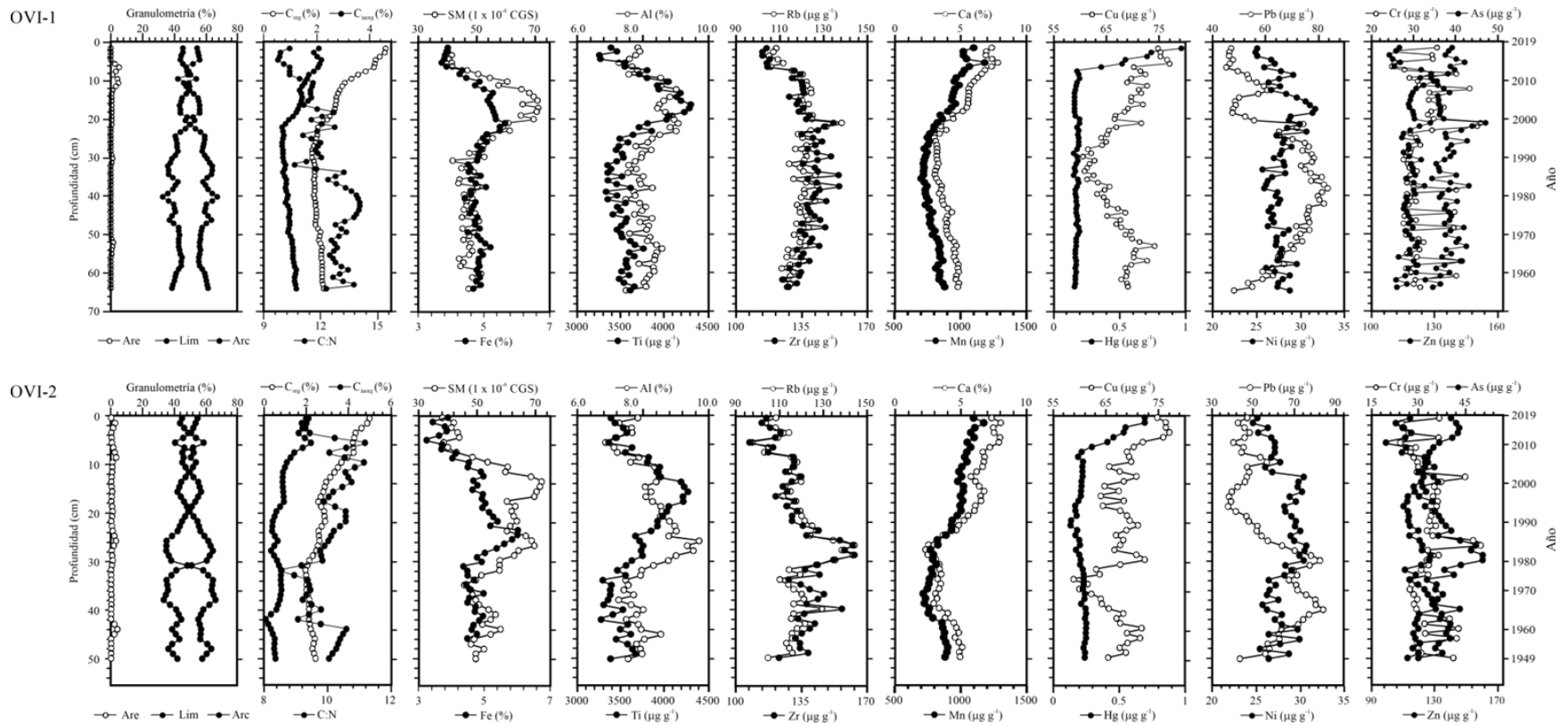


Figura 12. Perfiles de las variables geoquímicas y de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.

9.3.2. Caracterización Sedimentaria

9.3.2.1. Tamaño de grano. El análisis de tamaño de grano en la presa El Oviachic mostró que ambos núcleos fueron predominantemente limo-arcillosos (43 a 67% de limos y 33 a 56% de arcillas), con muy poco contenido de arenas (de 0 a 4%) (Figura 12). Los perfiles de tamaño de grano muestran periodos de transición entre fracciones de limos y arcillas en secciones superficiales (año 2002 a 2015 para el núcleo OVI-1 y 1985 a 2016 para OVI-2).

9.3.2.2. Susceptibilidad magnética. Los valores de susceptibilidad magnética (SM) fueron similares ($p > 0.05$) entre los núcleos recolectados en la presa El Oviachic (Figura 12) con los valores menores en las secciones superiores de cada núcleo (10 a 25 cm, 1998 a 2011 para el núcleo OVI-1; y 10 a 32 cm, 1982 a 2011 para OVI-2) y los valores mayores en secciones superficiales.

9.3.2.3. Carbono orgánico e inorgánico, y relación carbono-nitrógeno. Los porcentajes de C_{org} fueron mayores ($p < 0.05$) en el núcleo OVI-2 que en el OVI-1 (1.8 a 4.6% para el núcleo OVI-1 y 2.0 a 5.0% para OVI-2) y ambos perfiles (Figura 12) presentan una distribución característico del decaimiento de la materia orgánica como resultado del metabolismo microbiano y mineralización (Berner, 1964). Los porcentajes de C_{inorg} fueron bajos (0.66 a 2.15% para el núcleo OVI-1 y 0.09 a 2.21% para OVI-2) y presentaron un incremento de forma gradual hacia secciones superficiales. La relación molar del C_{org} y N_{org} (C:N) fue muy variable (9.75 a 14.06 para el núcleo OVI-1 y 8.56 a 11.17 para OVI-2), con valores comparables entre los núcleos ($p > 0.05$).

9.3.3. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos

9.3.3.1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos. En general, los intervalos de concentración de Al, Ca, Fe, Mn, Rb, Ti y Zr fueron comparables entre ambos núcleos (Figura 12).

Los perfiles de Al, Fe, y Ti fueron similares en ambos núcleos, y similares a los observados en los perfiles de SM (Figura 12), con los valores menores en secciones superficiales.

Las concentraciones de elementos traza (As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn) fueron similares en ambos núcleos ($p > 0.05$), con una distribución variable entre las secciones (Figura 12). Las concentraciones de Ni, Pb y Zn fueron menores en las secciones superficiales de ambos núcleos, mientras que los valores mayores de As, Cu y Hg se observaron en secciones superficiales, aunque estos incrementos fueron asíncronos (Figura 12).

9.3.3.2. Factores de enriquecimiento. Los valores de FE_{VF} ($FE_{VF} < 2.0$) indicaron un enriquecimiento nulo para As, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en ambos núcleos sedimentarios, y un enriquecimiento de menor a moderado ($2.0 < FE_{VF} < 6.0$) para Hg en las secciones superficiales (desde el año 2010 al presente) (Figura 13). Los valores EF_{CC} (Cuadro 4 y Figura 13) indicaron enriquecimientos nulos para Cr, Cu, Ni y Zn ($FE_{CC} < 2.0$), enriquecimientos menores para Pb ($2.2 < FE_{CC} < 5.7$), enriquecimientos moderadamente severos para As ($5.0 < FE_{CC} < 9.5$) y enriquecimientos severos para Hg ($10.0 < FE_{CC} < 19.5$) en las secciones superficiales (0-5 cm) de ambos núcleos.

9.3.3.3. Evaluación de la calidad de los sedimentos. Al comparar las concentraciones de metales y metaloides de los núcleos sedimentarios de la presa El Oviachic, con los valores de los criterios TEL y PEL, se observó que las concentraciones de Cr fueron menores a TEL y que las concentraciones de Cu, Hg, Ni y Pb estuvieron por encima de TEL pero por debajo de los valores de PEL (Cuadro 4). Las concentraciones de Zn estuvieron por encima de TEL en la mayoría de las secciones, excepto en las secciones superiores de los núcleos (0–10 cm, correspondientes a 2012–2018 para OVI-1; y 0–18, correspondientes a 2001–2018 para OVI-2).

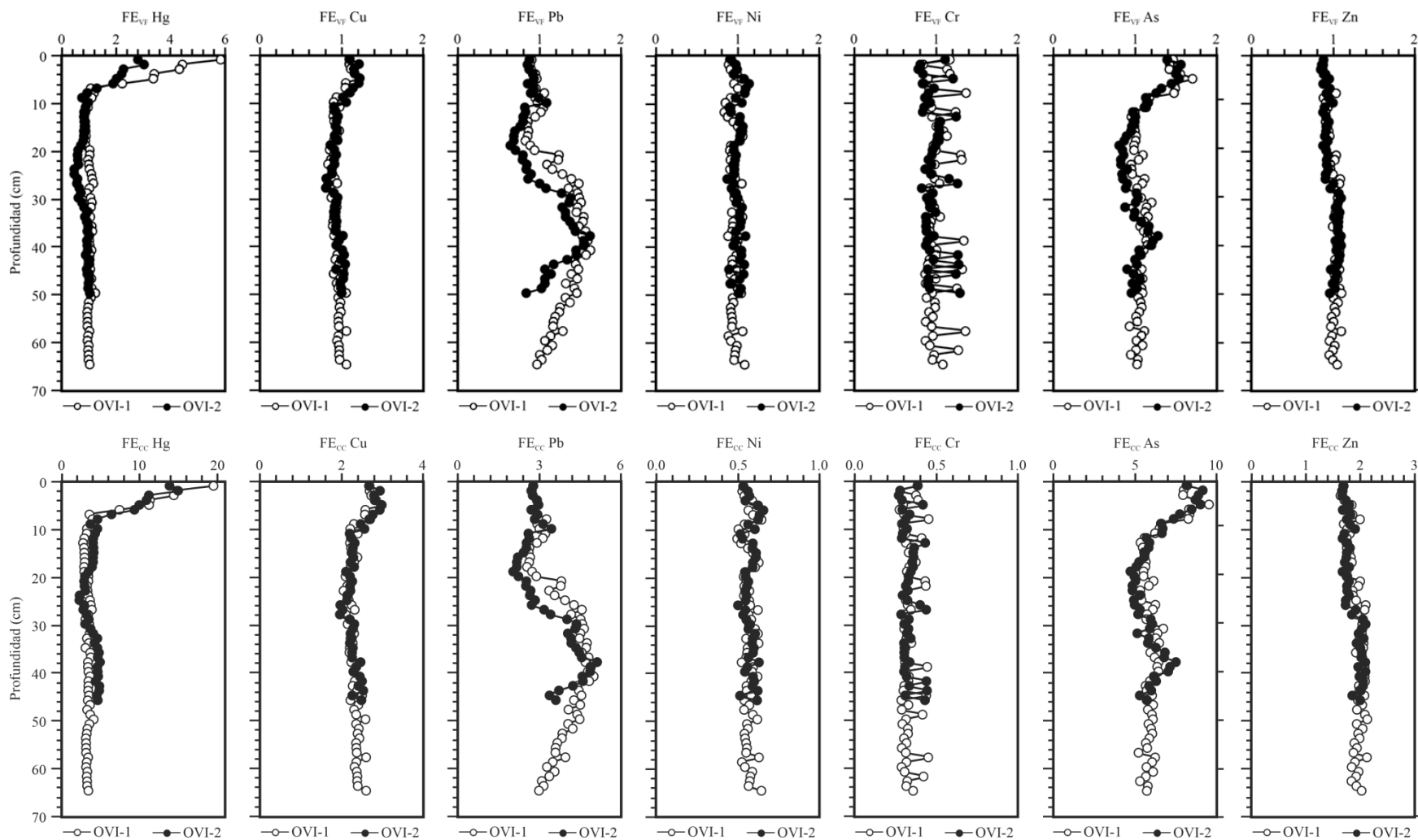


Figura 13. Factores de enriquecimiento de elementos potencialmente tóxicos basados en los valores promedio de los sedimentos profundos de los núcleos (EF_{VF}) y en los valores de la corteza terrestre (EF_{CC}), en los núcleos de la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.

Las concentraciones de As en todas las secciones de ambos núcleos fueron mayores al valor TEL y algunas secciones superiores (0–10 cm, correspondientes a 2012–2018 para OVI-1; y 0–6 cm, correspondientes a 2014–2018 para OVI-2), fueron mayores a PEL. Similarmente, las concentraciones de Hg en la mayoría de las secciones de los núcleos fueron mayores a TEL y 5 secciones superiores (0–5 cm, correspondientes a 2015–2018 para OVI-1; y 0–4 cm, correspondientes a 2016–2018 para OVI-2), fueron mayores a PEL.

9.3.4. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporción de Flujo

Los intervalos de flujos de los elementos traza fueron similares en ambos núcleos (Cuadro 4). Los flujos de elementos traza en ambos núcleos sedimentarios de OVI presentaron valores crecientes desde la construcción de la presa (a mediados de 1950) hacia el presente (Figura 14). En el núcleo OVI-1 se observaron dos máximos (en los años 1977 y 2001), los cuales coinciden con máximos de TAM (Figura 11). En ambos núcleos, los flujos de Pb, Ni, Cr y Zn disminuyeron mayormente desde aproximadamente el año 2000 al presente, aunque en el núcleo OVI-2 el flujo de Pb disminuyó desde los años 1980's. De manera inversa, los flujos de Cu, As y Hg presentaron incrementos en los últimos 10 años. Los intervalos de las proporciones de flujos fueron comparables entre ambos núcleos (Cuadro 4), con incrementos máximos de ~4 veces para As, Cu, Ni y Zn, de ~5 veces para Cr y Pb, y ~15 veces para Hg.

9.3.5. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos

De los resultados del análisis de factores, los dos primeros factores explicaron el 69.8% de la variabilidad del conjunto de datos (Figura 15 y Cuadro 7).

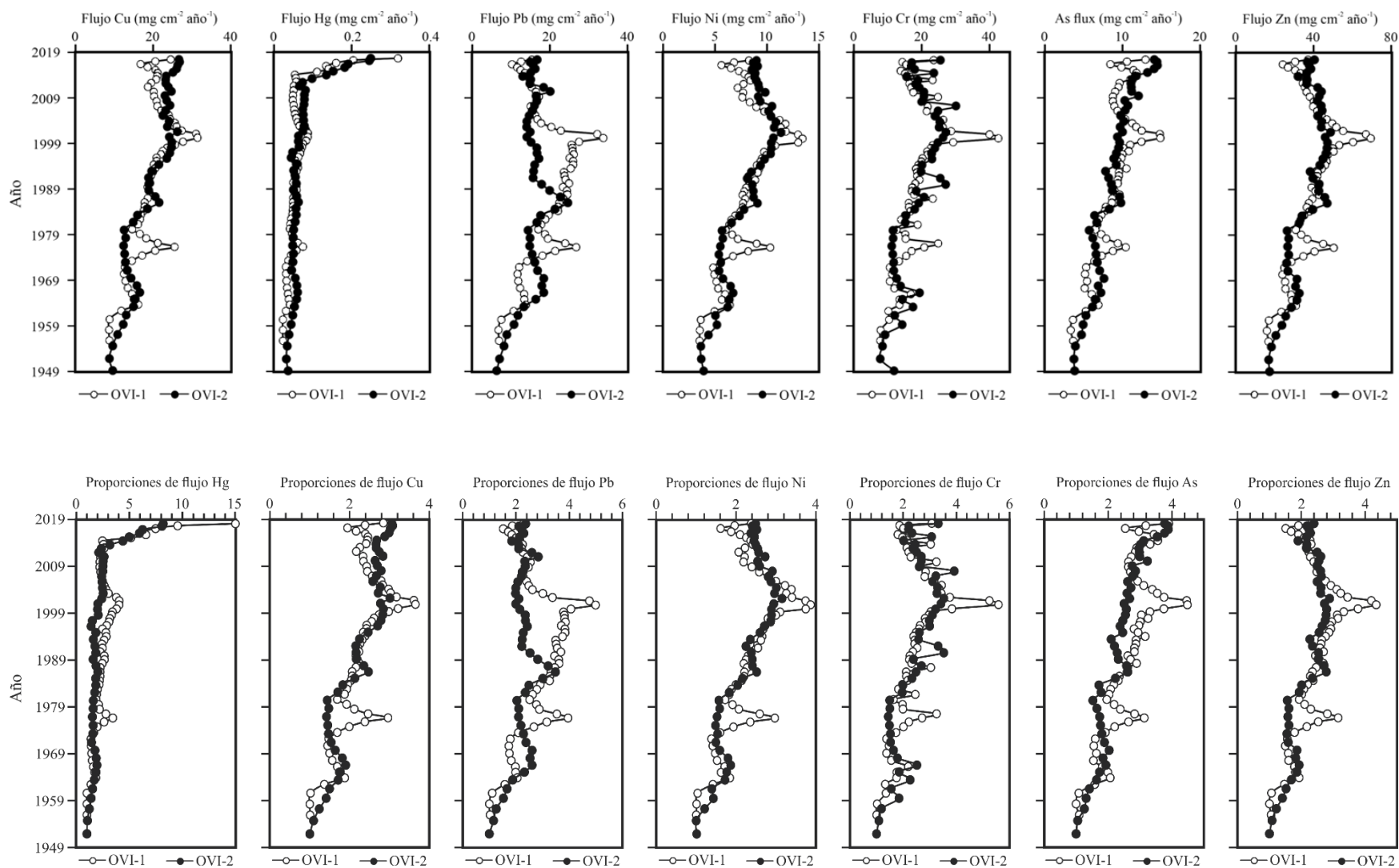


Figura 14. Flujos y relaciones de flujo de elementos potencialmente tóxicos en los núcleos de la Presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.

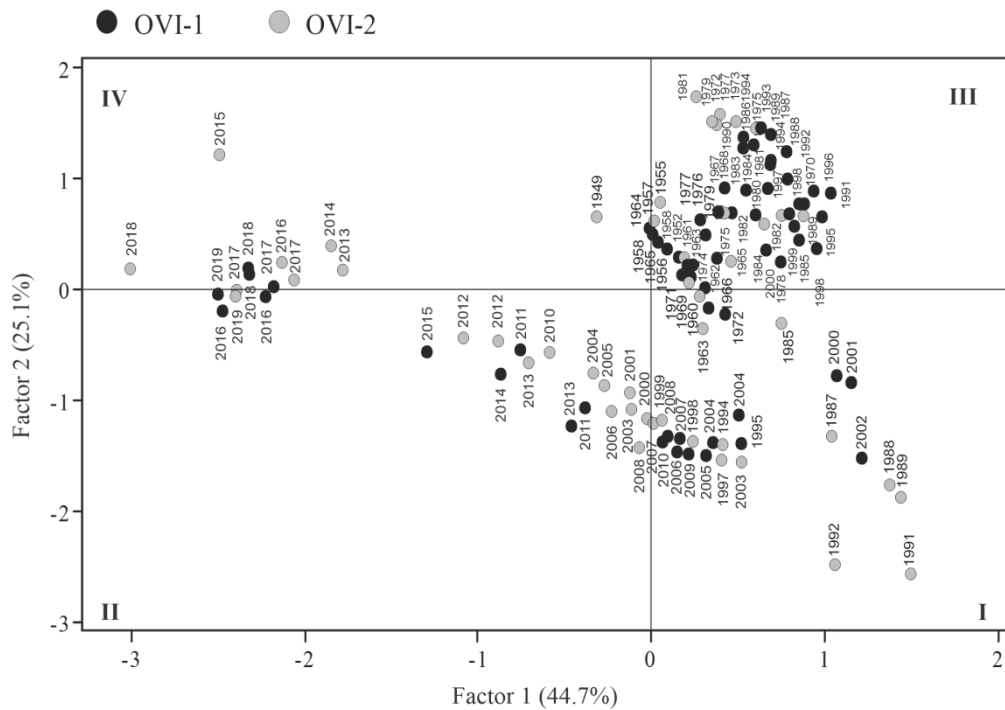
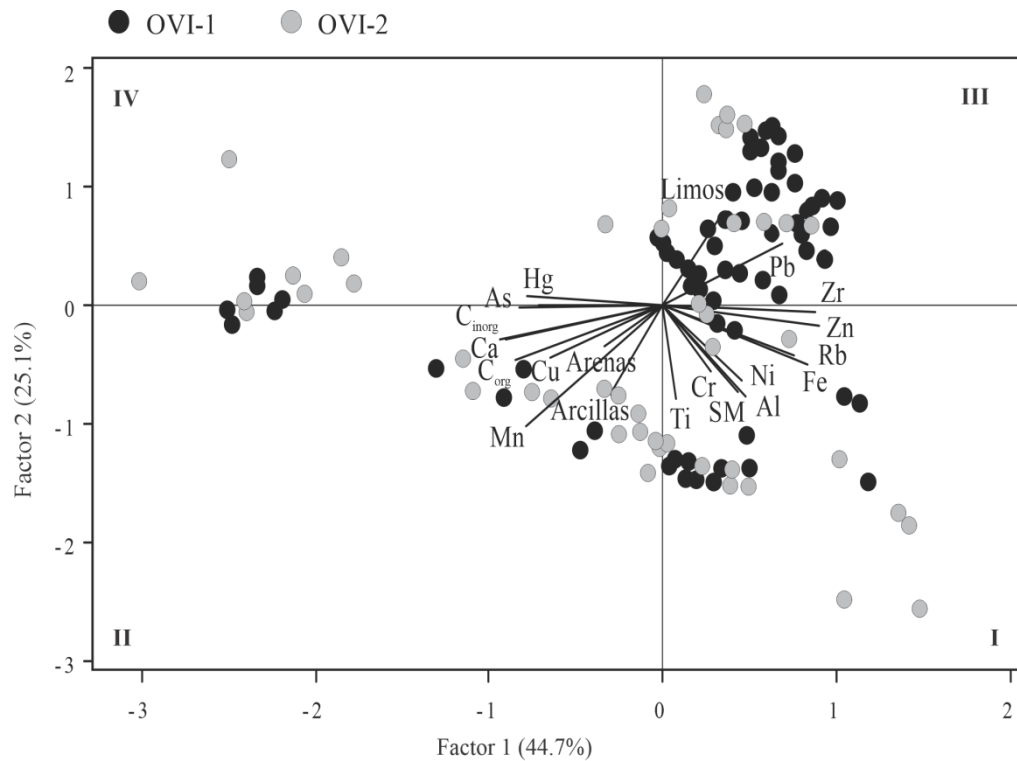


Figura 15. Análisis de factores de las variables geoquímicas y las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos, de los núcleos de la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui.

Cuadro 7.- Análisis de factores para variables geoquímicas y elementos traza en núcleos de sedimentos del reservorio El Oviachic (OVI-1 + OVI-2), cuenca del río Yaqui, noroeste de México¹.

Variable	Factor 1	Factor 2	Comunalidad
C _{org}	-0.93	-0.29	0.95
Zn	0.90	-0.17	0.84
Ca	-0.90	-0.28	0.89
Zr	0.88	-0.05	0.77
Mn	-0.85	-0.47	0.94
Fe	0.83	-0.50	0.94
C _{inorg}	-0.83	-0.02	0.69
Hg	-0.78	0.08	0.61
Rb	0.75	-0.43	0.75
As	-0.72	-0.01	0.51
Pb	0.69	0.51	0.74
Cu	-0.65	-0.44	0.61
Ti	0.07	-0.79	0.62
Al	0.47	-0.77	0.81
Limos	0.34	0.76	0.69
Arcillas	-0.30	-0.75	0.66
SM	0.43	-0.74	0.73
Ni	0.45	-0.63	0.60
Cr	0.27	-0.56	0.38
Arenas	-0.34	-0.35	0.23
VE ²	44.7	25.1	69.9

¹. Las variables significativas tienen cargas ≥ 0.5 .

². VE: varianza explicada.

Las variables significativas en el factor 1 (44.7% de la varianza explicada) fueron Zn, Zr, Fe, Rb y Pb (con cargas positivas), y C_{org}, Ca, Mn, C_{inorg}, Hg, As, y Cu (con cargas negativas). En el factor 2 (25.1% de varianza común), las variables significativas fueron limos (con carga positiva), y Ti,

Al, arcillas, SM y Ni (con cargas negativas). La distribución de las secciones de sedimento respecto a las variables (Figura 15) fue similar para ambos núcleos, mostrando una transición de agrupamiento, en la que los segmentos más antiguos (entre fines de la década de 1950 y 1990) se caracterizaron por el mayor contenido de limo y Pb, así como concentraciones crecientes de Rb y Sr, en su mayoría agrupados en el cuadrante I; las secciones intermedias (entre las décadas de 1990 y 2010) se caracterizaron por los valores más altos de Al y MS, principalmente en el cuadrante II; y las secciones superiores (desde la década de 2010) mostraron las concentraciones más altas de C_{org} , C_{inorg} , Ca, As, Hg y Cu, y la menor contribución terrígena (Al, Ti, Zr, Rb y MS), en los cuadrantes III y IV.

10. DISCUSIÓN

10.1. La Angostura

10.1.1 Geocronología utilizando ^{210}Pb

Los perfiles de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en los núcleos ANG-1 y ANG-2 (Figura 3) mostraron en general una tendencia decreciente, aunque algunos segmentos mostraron valores relativamente constantes, lo que puede ser causado por la mezcla o la variabilidad del suministro de sedimentos. Sin embargo, la mezcla postdeposicional se consideró insignificante debido a que este efecto se habría mostrado como consecuencia en otros perfiles (p. ej., ^{137}Cs u oligoelementos). Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en sedimentos resultan del equilibrio entre el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ a los sedimentos y la entrada de sedimentos (es decir, la tasa de acumulación másica TAM; Krishnaswamy et al., 1971). En consecuencia, las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ disminuyen debido a la dilución por una TAM más alta (como se observa en los segmentos de 6 a 18 cm del núcleo AN-2) o aumentan si la TAM es baja (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012), por lo que las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ que se desvían de una curva que disminuye exponencialmente, se interpretaron como cambios en la acumulación de sedimentos.

Las actividades de ^{137}Cs en ambos núcleos fueron comparables o ligeramente inferiores a las reportadas en otros ecosistemas acuáticos continentales en México, por ejemplo el embalse Lago Zirahuén (6-18 Bqkg^{-1} ; Davies et al., 2004), embalse San Marcos (7-22 Bqkg^{-1} ; Méndez-García et al., 2016), Lago de Chapala (>1–7 Bqkg^{-1} ; Ruiz-Fernández et al., 2014) y embalse Valle de Bravo (5-20 Bqkg^{-1} ; Carnero-Bravo et al., 2015); pero menor al reportado en el Espejo de Lirios (13.5 Bqkg^{-1} (Ruiz-Fernández et al., 2004).

El perfil de actividad de ^{137}Cs en el núcleo ANG-1 mostró un claro máximo de ^{137}Cs (10.1 Bq kg^{-1} ; 42 cm, 1968.7 \pm 3.4 años) que podría atribuirse al período máximo de precipitación de ^{137}Cs (1962-1964; Robbins et al., 1978); en el caso del núcleo ANG-2, no mostró un claro máximo de ^{137}Cs .

El máximo de ^{137}Cs en el núcleo ANG-1 ocurrió entre el inicio y el período de máxima

precipitación global de las pruebas nucleares, que es compatible con la cronología derivada de ^{210}Pb . De acuerdo con los modelos de edad, el núcleo ANG-1 casi alcanzó el suelo anterior a la represa, ya que la edad inferior del núcleo fue 1949 ± 4 años, que es consistente con el período de construcción de la presa (entre 1936 y 1942; Lorenzana Durán, 2019).

El intervalo de la TAS en el reservorio ANG ($0.11\text{-}9.29 \text{ cm año}^{-1}$; Cuadro 4 y Figura 3) fue mayor a otros reservorios en México, como El Oviachic (0.34 a 2.67 cm año^{-1} ; este estudio), El Granero y San Marcos (~ 1 a $>2 \text{ cm año}^{-1}$; Méndez-García et al., 2016), e Intermedia y Silva ($\sim 1 \text{ cm año}^{-1}$; Hansen, 2012). La TAM en el embalse ANG ($0.09\text{-}1.11 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) fue mayor a El Oviachic ($0.13\text{-}0.47 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; este estudio, Figura 11), Lago Espejo de Lirio ($0.04\text{-}0.40 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2004) y el embalse de Valle de Bravo ($0.12\text{-}0.40 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Carnero-Bravo et al., 2015); pero más alto que en Lago Verde ($0.03\text{-}0.10 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2007), Laguna Zempoala ($0.13 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; van Afferden et al., 2005) y Laguna Miramar ($0.05 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Hansen, 2012). La TAS y TAM en el reservorio ANG fueron mayores a otros reservorios de México y el mundo reportados en la literatura. De manera general, estos valores pueden ser atribuidos al inadecuado uso de suelo aunado al clima árido en la región. Particularmente las regiones áridas son susceptibles a la erosión hídrica y las altas velocidades hídricas se conjugan con un alto transporte de sedimentos (Sharma et al., 1994). Otros factores que influyen los altos valores de TAS y TAM se deben a la variabilidad de las precipitaciones, la pérdida de cobertura vegetal en la región, la topografía del reservorio y la proporción de sedimentos en suspensión (Rivera Trejo y Soto Cortés, 2002).

La TAM aumentó constantemente en ambos núcleos de La Angostura (Figura 3); en el caso del núcleo ANG-1, los valores más altos se registraron en sedimentos recientes (año de muestreo), y en el núcleo ANG-2 se presentó un máximo en el año 2013 ± 0.6 y una disminución posterior en las secciones superficiales. El aumento de TAM en ambos núcleos desde el fondo de los núcleos sedimentarios, fueron superiores por 8.5 y 4.5 veces para ANG-1 y ANG-2, respectivamente. Generalmente, estos incrementos de la TAM pueden ser causados por el crecimiento poblacional progresivo y el desarrollo de actividades antropogénicas en la cuenca (Ruiz-Fernández et al., 2019). Los embalses reciben aporte sedimentario derivado de la erosión de sus cuencas hidrográficas provocado por agentes naturales y antropogénicos, por lo que un aumento en las diversas actividades socioeconómicas de la región incrementa la contribución y entrada de sedimentos al embalse. Los cambios ambientales son el resultado de la modificación humana del medio ambiente,

donde las variaciones climáticas estacionales (por ejemplo, períodos prolongados de sequía y eventos de incendios forestales) a menudo se reflejan en la pérdida de cobertura del suelo (Pilon et al., 1988). Está documentado que el municipio de Nacozeni de García perdió el equivalente a 201 ha de cobertura vegetal alrededor del embalse La Angostura (lugar 9 en la pérdida de cobertura en el estado de Sonora) desde 2000 hasta los últimos años (Zanin y Sillère, 2015).

El Estado de Sonora está severamente afectado por la desertificación del suelo, determinada por un suelo altamente frágil, afectado principalmente por las características climáticas y el manejo inadecuado de los recursos. Por lo general, se remueve la cubierta vegetal nativa para utilizar la tierra en la siembra de pastos para consumo de ganado, como el pasto buffel, que se introdujo en Sonora para incrementar la carga animal (número de animales que se pueden pastorear en una determinada superficie) hasta en un 85% (Johnson y Navarro, 1992). Sin embargo, el uso de suelos inadecuados provoca la desaparición de la cobertura vegetal, dejando estas áreas sin cobertura y por lo tanto sujetas a un mayor grado de erosión (López-Reyes, 2001; SEMARNAP, 1997).

10.1.2. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos

Las concentraciones de As ($8.68 \mu\text{g g}^{-1}$) y Pb ($35.93 \mu\text{g g}^{-1}$) en los núcleos de la presa La Angostura fueron similares a los niveles naturales reportados en la zona de estudio (SGM, 2015), pero los niveles de Ni ($17.15 \mu\text{g g}^{-1}$) y Zn ($75.04 \mu\text{g g}^{-1}$) fueron mayores. Las concentraciones de los elementos en los sedimentos de la presa ANG fueron similares a los reportados para los reservorios de la cuenca del río Yaqui (OVI y ECO); sin embargo, mayores a los reportados para otros embalses en México y el mundo, afectados por diferentes actividades antropogénicas (Cuadro 8), por lo que las concentraciones en la presa ANG podrían representar un reflejo de las concentraciones regionales.

El factor de enriquecimiento (FE) se utiliza ampliamente para determinar cuantitativamente si un elemento ha incrementado sus niveles de concentración en relación con su abundancia natural (Cuadro 4). Independientemente del período corto de tiempo de registro temporal (69 años) de los dos núcleos de sedimentos de la presa La Angostura, estos fueron útiles para evaluar el

enriquecimiento de oligoelementos. Aunque los resultados de FE_{VF} indicaron un enriquecimiento nulo para todos los elementos (Cuadro 4), los mayores valores correspondieron a Hg. En contraste, los valores del EF_{cc} indicaron un enriquecimiento moderado para As y de moderadamente severo a severo para Hg en tres secciones (1994 se muestra solo en el núcleo ANG-2, y 2003 y 2013 en ambos núcleos). Sin embargo, los FE_{cc} tienen la desventaja de que los niveles de la corteza continental no representan la composición geoquímica específica de la zona, lo que hace más incierta la evaluación y puede llevar a sobreestimar o subestimar el enriquecimiento, como se discutió en otros estudios (Arhin et al., 2017; Rodríguez-Oroz et al., 2017). Esto se debe a que: (1) la corteza continental está compuesta de minerales muy diversos, y las estimaciones de concentraciones de elementos traza pueden no ser representativas de la masa continental total (Rudnick y Gao, 2003); y (2) los sedimentos se transfieren de la corteza terrestre al medio acuático principalmente a través de la erosión del suelo y los elementos se someten a un fraccionamiento químico natural, por lo que es poco probable que las concentraciones permanezcan constantes durante el ciclo biogeoquímico (Reimann y De Caritat, 2000).

Cuadro 8.- Concentraciones de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g g}^{-1}$) en núcleos sedimentarios de reservorios de México y del mundo con diferentes características.

Reservorio	Tipo/características	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
La Angostura, México ¹	Actividades mineras	10.5-23.2	21.9-39.1	47.8-82.8	0.37-0.75	22.1-27.8	30.4-40.2	97.6-127.1
El Cajón de Onapa, México ¹	Actividades agrícolas y ganaderas de menor escala	35.7-69.4	16.3-34.6	33.4-75.2	0.45-1.33	18.5-30.2	25.9-97.6	117.2-199.3
El Oviachic, México ¹	Actividades agrícolas	24.7-42.2	23.7-48.3	58.8-77.0	0.129-0.971	24.6-31.7	37.7-83.8	98.6-157.8
Intermedia, México ²	Reservorio contaminado	0.6-6.8	18.8-36.7	ND	0.155-0.324	8.3-36.3	7.7-25.0	38.5-134.6
Silva, México ²	Reservorio contaminado	0.4-1.2	8.0-77.0	ND	0.010-0.090	2.5-11.0	15.0-25.0	22.0-37.0
El Granero, México ³	Reservorio urbanizado	34.0-108.5	ND	ND	ND	ND	8.4-29.7	ND
San Marcos, México ³	Reservorio urbanizado	15.4-32.2	ND	ND	ND	ND	39.5-83.3	ND
El Tule, Mexico ⁴	Actividades agrícolas	0.30-5.9	104-202	20.6-45.6	<0.2	ND	20.9-31.3	73.3-100.0
Lago Chapala, México ⁴	Urbanizado y actividades agrícolas	6.0-9.4	43.7-57.6	23.4-28.3	0.3-1.0	ND	18.8-31.0	85.1-198
Lasak, Rumania ⁵	Reserva natural	8.29	28.55	22.89	0.245	14.92	>11.6	>78.5
Lago Lochnagar, Escocia ⁶	Reserva natural	ND	ND	1.1-10.5	0.012-0.035	0.25-2.75	0.24-3.75	4.5-154
Manwan, China ⁷	Reservorio urbanizado	10.3-72.6	38.3-89.9	15.9-56.3	ND	ND	17.0-92.2	45.3-259.8

Cuadro 8.- Continuación.

Reservorio	Tipo/características	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Lago Moomaw, EU ⁸	Urbanizado y actividades agrícolas	ND	16	152	ND	ND	21	101
Lago Pelham, EU ⁸	Urbanizado y actividades agrícolas	ND	46	51	ND	ND	19	86
Macela, Brazil ⁹	Actividades agrícolas e industriales	ND	274.6	397	ND	158.5	49.3	74.9
Lago Maly Staw, Polonia ¹⁰	Actividades agrícolas e industriales	ND	15.4	22.9	ND	6.81	176	76.5
Tisza, Hungary ¹¹	Actividades industriales y mineras	ND	110	62	ND	70	48	0.7
Lago Pirhuacocha, Perú ¹²	Actividades mineras	ND	ND	26.0-170	ND	ND	14.0-25.1	45.0-83.5
Lago Erhai, China ¹³	Actividades mineras	ND	93-179	56-117	0.114-0.191	52-92	53-75	120-164

ND = No disponible.

Referencias: (1) Este estudio; (2) Hansen 2012; (3) Méndez-García et al. 2016; (4) Ontiveros-Cuadras et al. 2014; (5) Begy et al. 2018; (6) Yang et al. 2002; (7) Wang et al. 2012; (8) Clark et al. 2014; (9) Santos et al. 2013; (10) Szarlowicz et al. 2018; (11) Nguyen et al. 2009; (12) Cooke et al. 2007; (13) Li et al. 2017.

Además, las concentraciones de As y Hg estuvieron por encima del criterio de calidad de sedimentos PEL (Cuadro 4), lo que indica que podría causar efectos a la salud en la biota bentónica (como enfermedades del sistema inmunológico; Booth y Zeller, 2005), e incluso en humanos por consumo de especies como peces (Buchman, 2008). Sin embargo, es importante destacar que Las concentraciones por si mismas no indican que habrá un efecto adverso sobre la biota, ya que los efectos tóxicos dependen tanto de factores abióticos como bióticos; como son las concentraciones biodisponibles, especies químicas, edad y estado nutricional y de salud de la biota (Mackay et al., 2016). Los riesgos toxicológicos pueden aumentar por las emisiones antropogénicas, sumadas a las concentraciones naturales, por su transferencia a la biota y a sus consumidores (Birch, 2017). Sin embargo, dichos valores son muy útiles para una primera prospección de sedimentos que pueden generar toxicidad (Burton, 2002).

10.1.3. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporciones de Flujo

Los flujos de elementos potencialmente tóxicos mostraron valores crecientes a lo largo de los núcleos, desde el pasado hasta el reciente, donde el segmento de 7 a 17 cm de profundidad del núcleo ANG-2 mostró una tasa máxima de acumulación de sedimentos (Figuras 3), así mismo incrementando los flujos de elementos. Los dos núcleos de la presa La Angostura presentaron incrementos en las TAM, los cuales se atribuyeron a cambios de uso del suelo por incrementos en las actividades económicas regionales (actividades ganaderas y mineras; INEGI, 2016).

A pesar de los aumentos en las proporciones de flujo durante los últimos 69 años, los sedimentos no revelaron contaminación por elementos potencialmente tóxicos ($FE_{VF} < 2$), sin embargo, Hg presentó incrementos máximos en ambos núcleos. Estos incrementos de Hg coinciden con años de severas sequías e incendios forestales extensos en áreas aledañas a La Angostura (CONAGUA, 2020; SEMARNAT, 2014). Los incendios forestales, mediante la quema de biomasa, basura y suelos orgánicos, pueden movilizar eficazmente el Hg acumulado en los ecosistemas terrestres y provocar emisiones masivas de Hg y otros elementos a la atmósfera (Burke et al., 2010; Song et al., 2016; Woodruff y Cannon, 2010). Algunos modelos atmosféricos globales han calculado que las emisiones globales de Hg por quema de biomasa varía entre 210 000 y 680 000 g año⁻¹ (Amos et al., 2014; De Simone et al., 2015; Song et al., 2016). Otros estudios han reportado que el Hg

liberado de los suelos minerales superiores puede representar hasta el 10% de las emisiones totales (Biswas et al., 2007; Burke et al., 2010; Melendez-Perez et al., 2014). Además, existe la liberación del elemento gaseoso (Hg^0) desde el suelo después del incendio, que ocurre años después de éstos, lo que genera un 50% adicional en las emisiones de Hg (Melendez-Perez et al., 2014). Se reportaron algunos incendios forestales extensos en áreas aledañas a La Angostura en diferentes períodos de 1980 a 2015, relacionados con sequías severas (CONAGUA, 2010; SEMARNAT, 2014). Los flujos de elementos potencialmente tóxicos fueron comparables o menores a los reportados para ambientes lacustres (incluyendo áreas remotas), , excepto por los flujos más altos de Hg que fueron comparables con los valores reportados para el embalse El Oviachic, también dentro de la cuenca del río Yaqui (Cuadro 9), lo que implica que estos flujos predominan dentro de la misma cuenca.

Cuadro 9.- Flujo de elementos potencialmente tóxicos ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) en núcleos sedimentarios en reservorios de México y del mundo con diferentes características.

Reservorio	Tipo de área	As	Hg	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
La Angostura, México (ANG-1) ¹	Actividades mineras	1.3-11.1	0.04-0.57	2.7-25.1	5.0-41.8	2.4-21.7	3.0-27.3	10.2-94.0
La Angostura, México (ANG-2) ¹	Actividades mineras	3.2-14.2	0.14-0.60	7.1-33.6	13.9-60.5	6.1-27.8	8.9-36.4	29.5-124.9
El Cajón de Onapa, México (ECO-1) ¹	Actividades agrícolas	0.4-1.5	0.4-3.1	0.4-1.8	0.5-1.6	0.3-1.8	0.4-2	0.3-1.8
El Cajón de Onapa, México (ECO-2) ¹	Actividades agrícolas	0.6-1.5	0.4-2.5	0.5-1.5	0.4-1.4	0.5-1.9	0.3-1.6	0.5-1.8
El Oviachic, México (OVI-1) ¹	Agricultura y minería	0.9-4.2	1.0-14.9	0.9-5.0	1.0-3.6	1.0-3.8	1.0-4.8	1.0-4.2
El Oviachic, México (OVI-1) ¹	Agricultura y minería	1.0-3.8	0.9-7.6	0.8-3.3	0.9-2.9	1.0-3.1	0.9-3.4	1.0-2.8
Lago Verde, México ²	Rural	ND	0.1-6.4	ND	0.2-5.2	ND	0.03-2.7	0.8-9.1
Lago Daihai, China ³	Reserva natural	ND	ND	ND	0.2-0.8	ND	0.2-1.1	ND
Rio Bang Pakong, Tailandia ⁴	Industrializado	ND	ND	2.7	2.9	3.1	4.5	8.7
Lago Espejo de Lirio, México ⁵	Urbanizado	ND	0.03	7	1.6	ND	16	13
Lago Kamloops, Canadá ⁶	Urbanizado	ND	2.5	ND	ND	ND	1.5-4	ND
Lago Tahoe, EU ⁷	Urbanizado	ND	2.0-5.3	ND	ND	ND	0.7-1.9	ND
Lago Lomond, Escocia ⁸	Industrial y urbano	ND	ND	ND	ND	ND	4.4	ND

ND = No disponible.

Referencias: (1) Este estudio; (2) Ruiz-Fernández et al. 2007; (3) Han et al. 2007; (4) Cheevaporn et al. 1995; (5) Ruiz-Fernández et al. 2004; (6) Gallagher et al. 2003; (7) Heyvaert et al. 2000; (8) Farmer et al. 1996.

En diferentes estudios, frecuentemente se reporta el transporte atmosférico a larga distancia desde las emisiones antropogénicas y el depósito atmosférico de Hg (Schroeder y Munthe, 1998). Las tasas de depósito atmosférico de Hg en los lagos han aumentado en los últimos 20 años, en un factor de 9 a 400 veces, con tasas de aproximadamente $0.6-1.7 \mu\text{g de Hg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ a $8-184 \mu\text{g de Hg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Biestler et al., 2007).

10.1.4. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos

De acuerdo con el AF, el Factor 1 en ambos núcleos (Cuadro 5) incluyó la asociación de Zn y Pb con Fe (cargas positivas) y la presencia de Ca (carga negativa); ANG-1 también incluye Al, Mn y arcilla, y ANG-2 incluyó Zr. Por lo tanto, el Factor 1 en ambos núcleos representa fuentes detríticas en ANG e indicó que las concentraciones de Zn y Pb resultan principalmente de aportes terrígenos. El Al, Ca, Mn, Zr y Fe son cationes que se encuentran comúnmente en minerales primarios (p. ej. anfíboles, piroxeno; Salminen, 2015); El Al también se encuentra en minerales secundarios (filosilicatos), especialmente como parte de los aluminosilicatos en la fracción arcillosa de los suelos (Nanzyo y Kanno, 2018). El Zr se distribuye preferentemente en la fracción de grano más grueso de los sedimentos (García et al., 1994). A pesar de que el Ca puede tener un origen terrígeno, su carga negativa en el Factor 1 sugiere precipitación de calcita, probablemente inducida por actividad biogénica y/o precipitación de carbonatos (Zhu y Dittrich, 2016).

El factor 2 en ANG-1 también representa una fuente detrítica, Ni (carga positiva) también es el resultado del suministro terrígeno. La agrupación de MS, Ni (carga positiva) y Rb (carga negativa) también se observa en el Factor 3 en ANG-2. El Ti puede formar parte de varios minerales (p. ej. ilmenita, rutilo, brookita, anatasa) y también aparece como elemento secundario en piroxeno, anfíbol, mica y granate (Salminen, 2005). El Al se le considera entre los elementos más inmóviles durante la meteorización y la diagénesis; además, la migración de Ti bajo condiciones climáticas extremas es aún más baja y puede enriquecerse en suelos altamente erosionados (Lo et al., 2017; Salminen, 2005; Young y Nesbitt, 1998). Rb está presente principalmente en minerales de arcilla, mica y feldespato K; es altamente soluble en soluciones acuosas y la descomposición de los minerales filosilicatos puede conducir a un fuerte agotamiento en las rocas, por lo tanto, su

movilidad ambiental depende de su sorción por los minerales arcillosos (Salminen, 2005). MS es un indicador ampliamente utilizado para identificar cambios en la procedencia de los sedimentos (Verosub y Roberts, 1995); su asociación con Ti y Zr, a diferencia de Rb, probablemente esté relacionada con la entrada reciente de suelos menos meteorizados (transportados desde lugares más cercanos al reservorio), caracterizados por mayores contenidos de Rb, registrados desde ~2000, en ambos núcleos (Figura 4).

El factor 3 en ANG-1 y el factor 2 en ANG-2 incluyeron As y Cu (cargas positivas) y LOI₅₅₀ y Hg (cargas negativas); en ANG-1 también incluyó S, y Mn en ANG-2 (ambos elementos con cargas negativas). La asociación de As y Cu indicó un origen común para estos elementos. Considerando las correlaciones significativas ($p < 0.05$) de estos elementos traza con Ti en ambos núcleos (Cuadro 4) y su nulo enriquecimiento (Figura 5), concluimos que su origen es mayoritariamente detrítico. La asociación de Hg con C_{org} y S probablemente fue causada por su afinidad por la materia orgánica y su naturaleza calcófila. La adsorción de Hg en la fase de partículas está controlada por la materia orgánica, que forma fuertes complejos con las especies de mercurio oxidado Hg²⁺, a través de la coordinación con grupos funcionales sulfurosos (azufre reducido (-S) o tiol (-SH) en la materia orgánica (Gu et al., 2011). Sin embargo, la materia orgánica no es el único sustrato con alta afinidad por el Hg; la asociación de Hg, LOI₅₅₀ y Mn en ANG-2 también podría estar asociada con el secuestro de Hg por óxi-hidróxidos de manganeso (Cui et al., 2021; Lockwood y Chen, 1973).

Aunque FA no fue concluyente sobre el origen de Hg, es claro que la contribución detrítica no puede explicar su variabilidad. Otros estudios (p ej. Ribeiro Guevara et al., 2010; Rothenberg et al., 2010) han destacado la relevancia de los incendios forestales en los niveles de mercurio en ambientes lacustres. Los incendios forestales, a través de la quema de biomasa, basura y suelos orgánicos, pueden movilizar el Hg almacenado en los ecosistemas terrestres y provocar emisiones masivas de Hg y otros elementos a la atmósfera (Burke et al., 2010; Song et al., 2016; Woodruff y Cannon, 2010). Algunos modelos atmosféricos globales han informado emisiones globales de quema de biomasa de Hg entre 210 000 y 680 000 g año⁻¹ (Amos et al., 2014; De Simone et al., 2015; Song et al., 2016), y emisiones significativas posteriores a las evasiones de Hg₀ del suelo por incendios pueden ocurrir años después de los incendios, lo que genera un 50 % adicional de emisiones de Hg (Meléndez-Pérez et al., 2014).

Se han reportado algunos incendios forestales extensos en el municipio de Nacozari desde 1980 hasta 2015, relacionados con sequías severas (CONAGUA, 2020; SEMARNAT, 2014). El

incremento en los flujos de Hg registrado en algunas secciones del núcleo (1994 solo en el núcleo ANG-2, y 2003 y 2013 en ambos núcleos; Cuadro 4 y Figura 6) coincidió con años de precipitación mínima (Fig. 6; datos no disponibles para 2013) en el sitio de estudio y extensos incendios forestales en las áreas circundantes de ANG (SAGARHPA, 2016). Durante un incendio forestal, el Hg es emitido principalmente por la vegetación y los suelos en forma de Hg⁰, que se oxida fotoquímicamente en la atmósfera (Burke et al., 2010).

10.2. El Cajón de Onapa

10.2.1 Geocronología Utilizando ²¹⁰Pb

Los perfiles de actividad de ²¹⁰Pb_{Exceso} en los núcleos ECO-1 y ECO-2 mostraron una tendencia general decreciente, aunque algunos segmentos mostraron valores relativamente constantes, lo que puede ser causado por la mezcla o la variabilidad del suministro de sedimentos. Sin embargo, la mezcla postdeposicional se consideró mínima debido a que este efecto no se mostró como consecuencia en otros perfiles (p. ej. ¹³⁷Cs u oligoelementos).

Las actividades de ¹³⁷Cs en ambos núcleos fueron comparables o ligeramente inferiores a las reportadas en otros ecosistemas acuáticos continentales en México, por ejemplo el embalse Lago de Chapala (>1–7 Bq kg⁻¹; Ruiz-Fernández et al., 2014) y embalse Valle de Bravo (5-20 Bq kg⁻¹; Carnero-Bravo et al., 2015); pero menor al reportado en el Lago Zirahuén (6-18 Bq kg⁻¹; Davies et al., 2004), embalse San Marcos (7-22 Bq kg⁻¹; Méndez-García et al., 2016), y Espejo de Lirios (13.5 Bq kg⁻¹; Ruiz-Fernández et al., 2004).

Los perfiles de actividad de ¹³⁷Cs en ambos núcleos no mostraron un claro máximo de ¹³⁷Cs, que puede ser atribuido inequívocamente al período de precipitación máxima de ¹³⁷Cs (1962-1964; Robbins et al., 1978), ya que la construcción de la presa el Cajón de Onapa data de 1982 (CONAGUA, 2010).

El intervalo de la TAS en la presa ECO (0.24-4.15 cm año⁻¹; Figura 7) fue comparable a otros reservorios en México (Cuadro 4) como La Angostura (0.11-9.29 cm año⁻¹; este estudio), El Oviachic (0.34 a 2.67 cm año⁻¹; este estudio), El Granero y San Marcos (~1 a >2 cm año⁻¹; Méndez-

García et al., 2016), e Intermedia y Silva ($\sim 1 \text{ cm año}^{-1}$; Hansen, 2012). Asimismo, la TAM ($0.2\text{-}0.69 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) fue comparable a La Angostura ($0.09\text{-}1.11 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; este estudio), El Oviachic ($0.13\text{-}0.47 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; este estudio), Lago Espejo de Lirio ($0.04\text{-}0.40 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2004) y Valle de Bravo embalse ($0.12\text{-}0.40 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Carnero-Bravo et al., 2015), pero más alto que en Lago Verde ($0.03\text{-}0.10 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2007), Laguna Zempoala ($0.13 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; van Afferden et al., 2005) y Laguna Miramar ($0.05 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Hansen, 2012). La TAM aumentó constantemente en ambos núcleos del ECO (Figura 7), donde los valores más altos se registraron en sedimentos recientes. El aumento registrado de la TAM desde el fondo, en ambos núcleos, fueron superiores por 3.5 y 2.4 veces para ECO-1 y ECO-2, respectivamente. Generalmente, estos incrementos de la TAM pueden ser causados por el crecimiento poblacional progresivo y el desarrollo de actividades antropogénicas en la cuenca, como ha sido documentado en otros ecosistemas acuáticos (Ruiz-Fernández et al., 2004a, 2004b). La TAS y TAM en el reservorio ECO fueron mayores a otros reservorios de México y el mundo reportado en la literatura, sin embargo, fue similar a los reservorios ANG y OVI, pertenecientes a la cuenca del río Yaqui. De manera general, esta tendencia puede ser atribuida a características regionales, así como a la variabilidad climática y el uso de suelo. La escorrentía a través del río Sahuaripa son constantes, aunque la mayor contribución ocurre en época de lluvias (entre julio y septiembre; CONAGUA, 2020). Las tasas de acumulación másica máximas que se detectaron, pueden estar asociadas a crecientes que ocurrieron entre el 2005 y 2013 (CONAGUA, 2015a), y en las cuales la aportación a los flujos de metales pudo ser alta.

10.2.2. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos

Las concentraciones en el reservorio ECO fueron similares a los intervalos reportados como niveles naturales alrededor del área de estudio (p. ej., $6\text{-}24 \mu\text{g g}^{-1}$ para Ni), pero superiores a los reportados para Zn ($66\text{-}98 \mu\text{g g}^{-1}$), Cu ($14\text{-}28.8 \mu\text{g g}^{-1}$), As ($0.9\text{-}14.4 \mu\text{g g}^{-1}$) y Pb ($12.4\text{-}27 \mu\text{g g}^{-1}$) (SGM, 2015). Además, la mayoría de las concentraciones de los elementos en ECO son comparables con las reportadas para otros reservorios en México y otros lugares afectados por actividades agrícolas, urbanas y/o industriales (Cuadro 8). Sin embargo, el máximo superficial de Hg es

considerablemente más alto que en el resto de estos reservorios.

Para el cálculo de los factores de enriquecimiento en ECO, no fue posible la estimación de los niveles de concentración preindustrial en el área ya que la presa se construyó en 1982 (CONAGUA, 2011) y la edad máxima de los sedimentos acumulados en los núcleos fue de ~25 años. Los factores de enriquecimiento basados en el promedio de las concentraciones de las últimas secciones del núcleo sedimentario (FE_{VF}) indicaron un enriquecimiento nulo para As, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn, y enriquecimientos menores de Hg en secciones superficiales.

Otros estudios en diferentes ecosistemas del mundo han utilizado niveles promedio de esquisto o de la corteza continental como concentraciones de fondo (Birch, 2017) para estimar los factores de enriquecimiento (FE_{CC}). En comparación con los FE_{VF} , los FE_{CC} indicaron un enriquecimiento nulo de Cr y Ni, y diferentes grados de enriquecimiento para el resto de los elementos, y un enriquecimiento severo para As y Hg.

Los FE_{CC} tienen la desventaja de que los niveles de la corteza continental no representan la geoquímica específica de la zona, lo que hace más incierta la evaluación y puede llevar a sobreestimar o subestimar el enriquecimiento, como se discutió en otros estudios (Arhin et al., 2017; Rodríguez-Oroz et al., 2017), por lo que los FE_{VF} son una mejor estimación del enriquecimiento. En este caso, la información sobre el grado de enriquecimiento está limitada por el relativamente corto periodo contenido en el registro sedimentario (37.5 ± 5.7 años para ECO-1 y 34.1 ± 3.7 años para ECO-2), ya que los FE_{VF} corresponden al periodo posterior a la construcción de la presa.

A pesar del enriquecimiento nulo de As (basados en FE_{VF}), las concentraciones de este elemento en todo el núcleo sedimentario estuvieron por encima del criterio para sedimentos PEL (Nivel de Efecto Probable, Cuadro 4), lo que indica que As podría causar efectos deletéreos sobre la biota bentónica (Buchman, 2008; MacDonald et al., 2000) lo que promovería el mal funcionamiento del sistema inmunológico (Duker et al., 2005).

10.2.3. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporción de Flujo

Los flujos de elementos potencialmente tóxicos en ECO mostraron valores crecientes desde

principios de la década de 1980 y una alta variabilidad para la mayoría de los metales (Figura 10), con un aumento de hasta tres veces desde la fecha de construcción de la presa. Los flujos de metales y metaloides fueron comparables o menores a los reportados para ambientes lacustres, ya sea ubicados en áreas remotas (p. ej. Lago Daihai, China; y Lago Verde, México) o influenciadas por actividades antropogénicas (p. ej., Lago Lomond, Escocia; Lago Espejo de Lirio, México), excepto para Hg, para el cual el máximo fue considerablemente mayor (Cuadro 9).

En algunas áreas del mundo, se ha reportado que el uso de Hg en la extracción del oro es una de las fuentes principales de este elemento en ecosistemas acuáticos (Pacyna et al., 2006). En 1990, se reportó que la principal fuente de las emisiones antropogénicas de Hg en México fue la refinación de metales no ferrosos (incluida la refinación de oro y plata; Pai et al., 2000). Los datos oficiales no tienen en cuenta las actividades artesanales de extracción de oro (SE, 2019), pero se sabe que las actividades mineras informales y no reguladas ocurren a pequeña escala en diferentes áreas de la cuenca del río Yaqui, y han aumentado significativamente en los últimos 15 años (comunicaciones personales de los lugareños; SEMARNAT-INECC, 2017). Sin embargo, no se conocen este tipo de actividades en los alrededores de la presa ECO.

10.2.4. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos

La presencia de elementos litófilos (Al y Rb con carga positiva y Ti con carga negativa) en el factor 1 (Cuadro 6) sugiere el aporte de sedimento de dos fuentes distintas debido a la diferencia en los signos de sus cargas (Rothwell y Croudace, 2015).

El Al está presente en minerales de silicato, como la mica, el anfíbol y el piroxeno, y pueden enriquecerse en productos degradados de minerales primarios de Al, como los minerales arcillosos secundarios (Salminen, 2005). El Rb se asocia principalmente con micas y feldespatos K en rocas ígneas y metamórficas (Faure & Powell, 1972). Por lo tanto, la presencia de Al y Rb en el factor 1 explica la entrada al reservorio de minerales detríticos primarios de la cuenca, a través de la escorrentía, y Al como el elemento más representativo de los minerales arcillosos (silico-aluminatos) sugiere la contribución de los minerales arcillosos en la fracción de sedimento más fina, que tiene alta capacidad de ligar metales y metaloides (Horowitz et al., 2012).

La asociación (con carga positiva) de As, Mn y Zn en el Factor 1 indicó un origen común para

estos elementos. El titanio es un elemento litófilo común que constituye diferentes minerales (p. ej., ilmenita, rutilo, brookita y anatasa), dado que los minerales de Ti son resistentes a la intemperie, se encuentran prácticamente sin descomponer en el suelo. La presencia de Ti y Zr con carga negativa en el Factor 1 comúnmente se asocian con minerales detríticos pesados debido a su resistencia a la meteorización (Salminen, 2005).

La presencia de elementos litófilos en el Factor 1 con diferentes cargas sugiere dos fuentes terrígenas diferentes. Al y Rb que también incluye al contenido en arcillas con cargas positivas, mientras Ti y el contenido de limos tiene carga negativa. Esta asociación representa el suministro de metales traza a través de la entrada de terrígenos que son transportados por las partículas finas sedimentarias. La diferencia en las cargas de los limos y arcillas refleja la variabilidad en el tamaño de partícula y los elementos asociados a ellas.

A pesar de que el Ca puede tener un origen biogénico, su carga negativa en el Factor 1 sugiere el aporte de carbonatos probablemente introducida por escorrentía al asociarse con elementos litófilos (Ti y Zr) (Zhu y Dittrich, 2016).

El factor 2 representa a las asociaciones entre metales, las correlaciones significativas ($p < 0.05$) observadas entre Cu y Pb (con carga positiva) indican un origen común para estos dos elementos (Cuadro 6). Las principales fuentes antropogénicas de Cu y Pb son la producción minera y la quema de combustibles fósiles (Callender, 2014), sin embargo, los FE_{VF} indicaron que ambos elementos no tienen enriquecimiento en ECO (Figura 9), por lo que estas concentraciones son consideradas regionales y derivadas de la mineralogía de la zona. El Cu bajo condiciones reductoras se libera a la solución y se precipita en los sedimentos, donde puede fijarse por incorporación en minerales arcillosos autigénicos o por coprecipitación con fases de sulfuro (Pedersen et al. 1986). Además, el Pb generalmente también está asociado con fases de sulfuros (PbS) en minerales de galena (Salminen, 2005).

Fe, Ni y PPI_{550} presentan cargas negativas en el factor 2, el Ni se caracteriza por ser un elemento siderófilo, es decir, se combina fácilmente con el Fe metálico (Muñiz Ugarte et al., 2015). Generalmente la afinidad del Fe y Ni está determinada por variantes como la procedencia, pH-Eh, alteración diagenética y el tamaño de grano (Salminen, 2005). Se ha reportado que Fe y Ni tienen una fuerte afinidad para formar complejos con la materia orgánica que son solubles en un amplio rango de pH, y son responsables de su migración y su lixiviación (Kabata-Pendias, 2000; Rinklebe & Shaheen, 2017).

10.3. El Oviachic

10.3.1. Geocronología Utilizando ^{210}Pb

Los perfiles de actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{Exceso}}$ en los núcleos OVI-1 y OVI-2 mostraron una tendencia general decreciente, aunque algunos segmentos mostraron valores relativamente constantes, lo que puede ser causado por la mezcla o la variabilidad del suministro de sedimentos. La mezcla posdeposición se consideró insignificante, porque este proceso homogeneizaría los sedimentos y, en consecuencia, otros perfiles (p. ej., ^{137}Cs u oligoelementos, Figura 11) habrían mostrado patrones similares, lo que no fue el caso.

Las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en sedimentos resultan del equilibrio entre el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ a los sedimentos y la entrada de sedimentos (es decir, la tasa de acumulación másica TAM) (Krishnaswamy et al., 1971). En consecuencia, las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ disminuyen debido a la dilución por una TAM más alta (como se observa en los segmentos de 23 a 60 cm del núcleo OVI-1) o aumentan si la TAM es baja (Sanchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Por lo tanto, se asume que la mezcla posdeposicional de sedimentos es insignificante, y las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ que se desvían de la curva que disminuye exponencialmente se interpretan como cambios en la acumulación de sedimentos (generalmente vinculados con el aumento o disminución de procesos erosivos) promovido por cambios en el transporte de partículas en la cuenca. En esta área la disminución del nivel de la presa no solo se atribuye a periodos de sequía, sino a la disminución en el ingreso de agua de los tributarios y a la extracción excesiva de agua para el abastecimiento de Cajeme y las extensas zonas agrícolas del Valle del Yaqui (Meza-Montenegro et al., 2012). Los factores que influyen en los cambios en el suministro de sedimentos a los sistemas acuáticos incluyen a la variabilidad climática (la ocurrencia de sequías y máximos períodos de lluvias), los cambios en el uso de la tierra y/o la regulación del suministro de agua inducida por el hombre para el control de inundaciones y drenaje de la tierra (Pattanapanchai et al., 2002).

Las actividades de ^{137}Cs en ambos núcleos (3.9 ± 1.1 a 13.1 ± 1.2 Bq kg⁻¹ para OVI-1 y 2.9 ± 0.7 a 11.8 ± 1.0 Bq kg⁻¹ para OVI-2) fueron comparables o ligeramente inferiores a las reportadas en otros ecosistemas acuáticos continentales en México, p. ej., el embalse Espejo de Lirios (13.5 Bqkg⁻¹; Ruiz-Fernández et al., 2004), Lago Zirahuén ($6-18$ Bqkg⁻¹; Davies et al., 2004), embalse San

Marcos (7-22 Bqkg⁻¹; Méndez-García et al., 2016) y embalse Valle de Bravo (5-20 Bqkg⁻¹; Carnero-Bravo et al., 2015); pero mayor al reportado en el Lago de Chapala (>1–7 Bqkg⁻¹; Ruiz-Fernández et al., 2014). Esto nos indica que los flujos atmosféricos de ¹³⁷Cs fueron similares a otros estudios reportados en reservorios de México, ECO y OVI, si bien el ¹³⁷Cs puede ser relativamente móvil e inhomogéneo a escala atmosférica global, la actividad de ¹³⁷Cs en algunas regiones del planeta con altura similar suelen ser comparables (OIEA, 2012).

Los perfiles de actividad de ¹³⁷Cs no mostraron un claro máximo de ¹³⁷Cs que pudiera atribuirse inequívocamente al período máximo de precipitación de ¹³⁷Cs (1962-1964; Robbins et al., 1978). Los valores más altos de ¹³⁷Cs se observaron en el segmento más profundo de ambos núcleos (por debajo de las secciones 57–58 cm 1969±1 en OVI-1 y 45–46 cm 1960±1 en OVI-2), y los valores disminuyeron hacia el presente (Figura 11). Estas características son compatibles con la historia de ¹³⁷Cs liberado al medio ambiente en el hemisferio norte, que inició a fines de la década de 1940 (después de la prueba Trinity en 1945), mostró un aumento de la precipitación atmosférica hasta que se alcanzó el máximo en 1963 y luego un progresivo declive, como resultado de la entrada en vigor del tratado de prohibición de las pruebas nucleares atmosféricas en 1963 (UNSCEAR, 2017). Un máximo bien definido de actividad de ¹³⁷Cs solo ocurre en ambientes donde la acumulación de sedimentos es constante durante el período de máxima precipitación atmosférica, y el suministro de ¹³⁷Cs por escorrentía a través de la cuenca es pequeño (Appleby et al., 2019). Estos máximos de actividad de ¹³⁷Cs rara vez se observan en ecosistemas acuáticos con grandes cuencas, impactadas por cambios de uso de suelo, donde la alta erosión de suelos puede diluir las actividades de ¹³⁷Cs y el suministro por escorrentía a través de la cuenca puede producir un retraso del máximo de ¹³⁷Cs (Appleby et al., 2019), como es el caso del embalse El Oviachic. De acuerdo con el fechado de los núcleos, en el período en el que se observaron los valores más altos de ¹³⁷Cs (Figura 11), la TAM de ambos núcleos casi se duplicó, lo que diluyó las actividades de los sedimentos de ¹³⁷Cs. Además, ¹³⁷Cs es altamente móvil y puede difundirse a través de aguas intersticiales, causado por el intercambio iónico de ¹³⁷Cs por cationes como NH₄⁺, Fe⁺² y Mn⁺² liberados en condiciones anaeróbicas (Evans et al., 1983), como se ha observado en otros ambientes lacustres (Lan et al., 2020; Ligero et al., 2002); lo que altera la forma de los máximos de ¹³⁷Cs. Los grandes suministros por escorrentía y la difusión de ¹³⁷Cs comúnmente afectan perfiles de actividad de ¹³⁷Cs de muchos ambientes lacustres (Lan et al., 2020), lo que dificulta la corroboración de los modelos de edad derivados del método con ²¹⁰Pb si se espera un único máximo claro de ¹³⁷Cs. No obstante, los

máximos de ^{137}Cs en los núcleos OVI ocurrieron entre el inicio y el período de máxima precipitación global de las pruebas nucleares, lo que es compatible con la cronología obtenida.

El intervalo de la TAS en la presa OVI (0.34-2.67 cm año^{-1} ; Cuadro 3 y Figura 11) fue comparable con los reportados para otros reservorios en México, como El Granero y San Marcos ($\sim 1\text{a}>2\text{cm año}^{-1}$; Méndez-García et al., 2016), e Intermedia y Silva ($\sim 1\text{ cm año}^{-1}$; Hansen, 2012). Sin embargo, la TAM es un mejor indicador para evaluar los procesos de sedimentación en ambientes acuáticos ya que da cuenta de la compactación de sedimentos (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

La TAM en el embalse OVI (0.13-0.47 $\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; Cuadro 3 y Figura 11) fue similar al Lago Espejo de Lirio (0.04-0.40 $\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2004) y Valle de Bravo embalse (0.12-0.40 $\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; Carnero-Bravo et al., 2015), pero más alto que en Lago Verde (0.03-0.10 $\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández et al., 2007), Laguna Zempoala (0,129 $\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; van Afferden et al., 2005) y Laguna Miramar (0,053 $\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; Hansen, 2012). Esto indica que en el embalse OVI, la TAM es mayor que otros reservorios tanto urbanizados como agrícolas. La TAM aumentó constantemente en ambos núcleos y, los valores más recientes, aunque inferiores a los registrados a principios de 2000, son ~ 2.5 veces superiores a los registrados desde la construcción del reservorio. Estos incrementos de la TAM pueden ser causados por el progresivo crecimiento poblacional y desarrollo de actividades antropogénicas en la cuenca.

Los embalses son alimentados por productos de la erosión de sus cuencas hidrográficas, y después que se construyó la presa, se facilitó el acceso a áreas remotas para nuevas actividades (p. ej., la construcción de carreteras, la agricultura y la minería); estas actividades han contribuido a la deforestación acelerada, el cambio de uso del suelo y a la entrada de mayor cantidad de sedimentos al embalse. Además, en el municipio de Cajeme (donde se ubica la Presa El Oviachic) el crecimiento poblacional y los cambios socioeconómicos se aceleraron desde la década de 1950. La población aumentó casi cuatro veces en una década (31 678 habitantes en 1950 a 124 162 habitantes en la década de 1960; INEGI, 1962) y alrededor de ~ 14 veces entre 1950 y 2015 (a 433 050 habitantes; INEGI, 2016). Sin embargo, aunque el crecimiento de la población sigue en aumento, la TAM ha disminuido desde la década de 2000, lo que sugiere un efecto de factores adicionales sobre la TAM (por ejemplo, cambios en las prácticas agrícolas y la variabilidad climática).

10.3.2. Concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos, Factores de Enriquecimiento y Evaluación de la Calidad de los Sedimentos

Las concentraciones en el reservorio OVI fueron similares a los intervalos reportados como niveles naturales en sedimentos superficiales (SGM, 2015) de alrededor del área de estudio (7.09–59.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Ni y 66.2–107.9 $\mu\text{g g}^{-1}$ para Zn), pero superiores a los reportados para Cu (13.7–27.3 $\mu\text{g g}^{-1}$) y Pb (14.7–35.1 $\mu\text{g g}^{-1}$). Además, la mayoría de las concentraciones de los elementos en el reservorio OVI son comparables con las reportadas para otros reservorios en México y otros lugares afectados por actividades agrícolas, urbanas y/o industriales (Cuadro 8), con excepción de Hg, cuyo máximo es considerablemente más alto que en todos estos reservorios.

No fue posible la estimación de los niveles de concentración preindustrial en el OVI, ya que la edad máxima de los sedimentos acumulados en los núcleos fue de ~70 años. Sin embargo, se pudieron determinar diferentes grados de enriquecimientos de elementos potencialmente tóxicos desde la construcción del reservorio. Aunque los factores de enriquecimiento FE_{VF} indicaron solo un enriquecimiento de menor a moderado para Hg, los FE_{CC} indicaron enriquecimientos moderadamente severos para As y enriquecimientos severos para Hg (Cuadro 4). Sin embargo, los FE_{CC} tienen la desventaja de que los niveles de la corteza continental no representan la composición geoquímica específica de la zona, lo que hace más incierta la evaluación y puede llevar a sobreestimar o subestimar el enriquecimiento, como se discutió en otros estudios (Arhin et al., 2017; Rodríguez-Oroz et al., 2017). Esto se debe a que: (1) la corteza continental está compuesta de minerales muy diversos, y las estimaciones de concentraciones de elementos pueden no ser representativas de la masa continental total (Rudnick y Gao, 2003); y (2) los sedimentos se transfieren de la corteza terrestre al medio acuático principalmente a través de la erosión del suelo y los elementos se someten a un fraccionamiento químico natural, por lo que es poco probable que las concentraciones permanezcan constantes durante el ciclo biogeoquímico (Reimann y De Caritat, 2000).

Las concentraciones de As y Hg en los sedimentos de los núcleos de OVI de los últimos 5 años, estuvieron por encima del criterio para sedimentos PEL (Cuadro 4), lo que indica que podrían causar efectos deletéreos sobre la biota bentónica (Buchman, 2008; MacDonald et al., 2000), principalmente relacionados con el mal funcionamiento del sistema inmunológico (Duker et al.,

2005). Los efectos adversos sobre los organismos dependen de muchos factores, tanto abióticos como bióticos, y su estimación requiere de estudios precisos ya que frecuentemente los efectos no son evidentes (Mackay et al., 2016). Sin embargo, dichos valores son muy útiles para una primera prospección de sedimentos que pueden generar toxicidad.

10.3.3. Flujo de Elementos Potencialmente Tóxicos y Proporción de Flujo

Los flujos de elementos potencialmente tóxicos mostraron valores crecientes desde principios de la década de 1960 y una alta variabilidad para la mayoría de los metales (Figura 14). Los flujos de oligoelementos fueron comparables o menores a los reportados para ambientes lacustres, ya sea de áreas remotas o de influencia antropogénica, excepto para el Hg, para el cual el máximo fue considerablemente mayor. El transporte atmosférico de largo alcance y el depósito de Hg se ha documentado con frecuencia en todo el mundo (Schroeder y Munthe, 1998), donde las tasas de depósito atmosférico en los lagos han aumentado durante los últimos 20 años en un factor de 9 a 400 en comparación con los valores de fondo (Biestler et al., 2007). A escala mundial, una de las principales fuentes antropogénicas de las emisiones de este elemento es la producción de oro mediante la extracción con Hg (Pacyna et al., 2006). La principal fuente de las emisiones antropogénicas de Hg en México en 1990 fue la refinación de metales no ferrosos (incluida la refinación de oro y plata; Pai et al., 2000); sin embargo, los datos oficiales no tienen en cuenta las actividades artesanales de extracción de oro alrededor del embalse El Oviachic (SE, 2019), ya que son actividades mineras informales y no reguladas, que aunque ocurren a pequeña escala en el río Yaqui, han aumentado significativamente en los últimos 15 años (comunicaciones personales de los lugareños; SEMARNAT-INECC, 2017).

10.3.4. Proveniencia de Elementos Potencialmente Tóxicos

De acuerdo con el AF, el Factor 1 en ambos núcleos (Cuadro 7), la presencia de elementos litófilos en ambos factores sugieren dos fuentes terrígenas diferentes; con frecuencia, los elementos Zr-Rb

en factor 1, y Al-Ti en factor 2 se utilizan como indicadores de contribución terrígena (Rothwell y Croudace, 2015). Zr es un elemento inmóvil resistente a meteorización química y comúnmente asociado con minerales pesados detríticos (Salminen, 2005), generalmente derivados de rocas ígneas; mientras que Rb se asocia principalmente con micas y feldespatos de K en rocas ígneas y metamórficas (Faure y Powell, 1972). El Al y el Ti están presentes en muchos minerales de silicato, como la mica, el anfíbol y el piroxeno, y pueden enriquecerse en productos degradados de minerales primarios de Al, como los minerales arcillosos secundarios (Salminen, 2005). Por lo tanto, la presencia de Zr y Rb en el factor 1 explica la entrada de minerales primarios detríticos de la cuenca. Al y Ti en el factor 2 muestran la contribución de los minerales arcillosos en la fracción de sedimento más fina. Las correlaciones significativas ($p < 0.05$) observadas entre Pb, Zn y los elementos litófilos Zr y Rb (Cuadro 7) sugieren que ambos oligoelementos tienen una fuente minerogénica predominante. La estrecha relación de As, Cu y Hg con C_{org} , Ca, C_{inorg} y Mn sugiere la adsorción de estos oligoelementos por materiales suspendidos (p. ej. carbonatos, representados por Ca y C_{inorg}), que sirven como centros de nucleación para el depósito de hidróxidos de Mn y recubrimientos orgánicos (Salomons y Forstner, 1984) y pueden formar complejos fuertes con oligoelementos.

En resumen, el factor 1 explica la entrada de desechos clásticos y la captación de oligoelementos por las partículas en suspensión, y el factor 2 explica la contribución detrítica de las partículas finas (arcillas y limos). Ni y Cr presentaron cargas no significativas en ambos factores, así como correlaciones bajas, pero significativas ($p < 0.05$) con los elementos litófilos Al, Ti, Zr y Rb, por lo que la procedencia principal de ambos oligoelementos se atribuyó a ambas fuentes detríticas.

Según el análisis de factores, los aportes de Cr, Ni, Pb y Zn a la presa OVI es predominantemente terrígeno. Estudios previos en México y en otros lugares alrededor del mundo muestran que los cambios en la concentración de Pb en sedimentos lacustres reflejan la historia del consumo de gasolina con plomo (Escobar et al., 2013; Soto-Jimenez et al., 2006). El uso de tetraetil de plomo en México como agente aditivo en la gasolina comenzó en la década de 1940; los controles gubernamentales para las emisiones de Pb comenzaron en 1982 y la eliminación de la gasolina con plomo se completó en 1997 (Soto-Jimenez et al., 2006). Solo el núcleo OVI-2 mostró máximos de Pb (Figura 12) y proporciones de flujo (Figura 14) que podrían ser compatibles con el historial de emisiones de Pb en México. Sin embargo, si el depósito atmosférico directo de alquil-Pb fuera una fuente significativa de Pb en el embalse, se esperaría que los perfiles de enriquecimiento y

proporción de flujo de Pb mostraran tendencias similares, lo que no fue el caso. La similitud de los perfiles de relación de flujo de Cr, Ni, Pb y Zn sugieren que la entrada de estos elementos al lago tiene una fuente común, muy probablemente suelos erosionados de la cuenca, que se pueden observar entre la década de 1970s y 1990s en los perfiles de proporción de flujo. La erosión en la cuenca del río Yaqui es severa debido a los cambios de uso del suelo y la pérdida de la cobertura vegetal, atribuida al sobrepastoreo y al desmonte (López-Reyes, 2001); además, durante la década de 1970, el gobierno federal estableció políticas para promover las actividades agrícolas y ganaderas, incluidos incentivos para eliminar la vegetación y sustituir pastos (Cedeño Gilardi y Pérez Salicrup, 2007). Lo anterior tuvo como consecuencia que, en Sonora, se realizara un desmonte extensivo de tierras para el cultivo de pastizales para alimentar al ganado, especialmente la introducción del zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L.), cuya extensión aumentó de 1000 ha en la década de 1970 a 400 000 ha a fines de la década de 1980 (López-Reyes, 2001). Las tasas de erosión del zacate buffel se correlacionan positivamente con la densidad de las plantas, debido al manejo ineficiente de los pastos por el sobrepastoreo (Valdez-Zamudio y Guertin, 2000).

La reducción de los flujos de Cr, Ni, Pb y Zn desde la década de 2000 (Figura 14) también puede estar asociada con las políticas gubernamentales relacionadas con la implementación de medidas de control sobre el cambio de uso de la tierra de bosques a tierras agrícolas (DOF, 1994), con el deterioro del sector agro-ganadero como consecuencia de condiciones económicas desfavorables, y con el crecimiento del sector industrial en Sonora (COESPO, 2010); aunque también puede estar relacionada con la variabilidad climática y la escasez de agua.

Se ha reportado una tendencia creciente en la temperatura atmosférica para la cuenca baja del río Yaqui en las últimas 4 décadas (Martínez-Austria et al., 2014); además, desde fines de la década de 1990, la cuenca ha experimentado fuertes condiciones de sequía. Desde entonces, la escorrentía promedio anual está por debajo de la media histórica (3061 hm³ por año; Minjares-Lugo y Salomón-Castelo, 2009), lo que hizo que el sistema de embalses (incluido El Oviachic) tuviera el nivel histórico de almacenamiento más bajo en 2004, con solo ~13% de su capacidad (Cortés-Jiménez et al., 2009).

La reducción de las precipitaciones no solo afecta la escorrentía de los ríos, sino que también reduce la eficiencia de la recarga del acuífero a partir de la infiltración de la escorrentía superficial, lo que puede afectar la altura del nivel freático, la concentración de oligoelementos en el agua subterránea y la concentración de constituyentes disueltos (iones principales y elementos trazas) en las aguas

del embalse. La reducción de las precipitaciones puede explicar las concentraciones más altas observadas desde principios de la década de 2000 para Mn, y los flujos y proporciones de flujo de As y Cu; esto debido al aumento de concentración de estos elementos, tanto en las aguas del acuífero o dentro del reservorio. Los tres acuíferos que descargan en El Oviachic tienen como características que: (a) son de tipo no confinado con niveles freáticos poco profundos, formados por una secuencia de depósitos aluviales de grano grueso con alta permeabilidad (restringidos a los canales de arroyos de espesor reducido), y por debajo de esta secuencia y fuera de los cauces de ríos y arroyos, el acuífero está conformado por conglomerados, rocas volcánicas e intrusivas que presentan permeabilidad secundaria por fracturamiento; (b) la principal fuente de recarga es la infiltración de lluvia proveniente de la escorrentía superficial; (c) la zona de tránsito es rural (con escasa agricultura estacional y ganadería) sin centros urbanos/industriales; (d) están subexplotados; y (e) la calidad del agua es adecuada para el consumo humano (bajos sólidos disueltos totales y conductividad eléctrica, altas concentraciones de oxígeno disuelto y pH neutral). En relación a esto último, no se descarta que se puedan producir iones mayores y/o metales en altas concentraciones de la interacción agua-roca durante la transición de agua subterránea asociada con tiempos de residencia más largos y tránsito de agua en el acuífero (CONAGUA, 2015b).

A pesar de las actividades mineras en la región, los elementos en los sedimentos son, en su mayoría, de origen natural (como lo indica el FE_{VF}), muy probablemente como resultado del intemperismo en la cuenca y la interacción agua-roca dentro de los acuíferos que drenan al reservorio. Los acuíferos fuertemente reductores derivados de aluviones o loess, o los acuíferos continentales en ambientes áridos o semiáridos (como este caso), pueden tener altas concentraciones de As, a menudo en combinación con Mn (como se muestra en el Factor 1 del AF; Cuadro 7 y Figura 15) y otros oligoelementos, especialmente cuando el movimiento del agua subterránea es lento y se extiende el periodo de contacto con las rocas madre, lo que permite la acumulación de estos elementos (Mitchell et al., 2012). Aunque se carece de información sobre las concentraciones de oligoelementos del agua que ingresa al reservorio, es probable que la menor precipitación (Figura 16) haya reducido la recarga de los acuíferos, y promovido el suministro de agua con mayores concentraciones de As, Cu, Mn y carbonatos.

Según los registros meteorológicos (CONAGUA, 2020), la temperatura media anual entre 1970 y 2015 ha aumentado en ~ 0.6 °C en la última década, y aunque el registro de precipitaciones es muy irregular, desde 1985, la mayoría de los máximos de lluvias han sido considerablemente inferiores

a los de años anteriores (Figura 16). La evaporación dentro del embalse ha aumentado como resultado de temperaturas más altas y escasas precipitaciones, lo que promueve una mayor precipitación autigénica de carbonatos. Todos los flujos de oligoelementos presentaron dos máximos alrededor de 1977 y 2000 (más evidente en OVI-2; Figura 14), que corresponden a la precipitación más baja en la zona (285 mm durante 1977 y 261 mm durante 2000; (SINA, 2022), por lo que estos máximos podrían estar relacionado con la evaporación excesiva y la precipitación continua de elementos potencialmente tóxicos durante ese período (Figura 16).

Las concentraciones de Hg mostraron una correlación significativa negativa con las de As y Cu (Cuadro 7), muy probablemente debido al transporte por diferentes vías. Estas relaciones inversamente proporcionales se reflejan en el tiempo y la forma de los perfiles de flujo de los tres elementos, y donde las proporciones de flujo presentaron variación simultánea, siendo más altas para Hg que para As y Cu (Figura 14), lo que sugiere una fuente antropogénica adicional. Es muy probable que esta fuente adicional de Hg esté relacionada con la proliferación relativamente reciente de actividades de extracción de oro artesanal a pequeña escala, que utilizan mercurio como amalgamador, a lo largo de la cuenca del río Yaqui (comunicaciones personales de los lugareños; SEMARNAT-INECC, 2017). Los periódicos locales informan que Sonora experimente una *nueva fiebre del oro* causada por la disponibilidad de recursos para su extracción y a los altos precios actuales del metal. Además, existen informes de la autoridad ambiental desde 2010 sobre la suspensión de actividades e imposición de multas a áreas mineras irregulares, algunas de ellas en el norte del embalse del OVI, en diferentes sitios a lo largo de la cuenca del río Yaqui (PROFEPA, 2010).

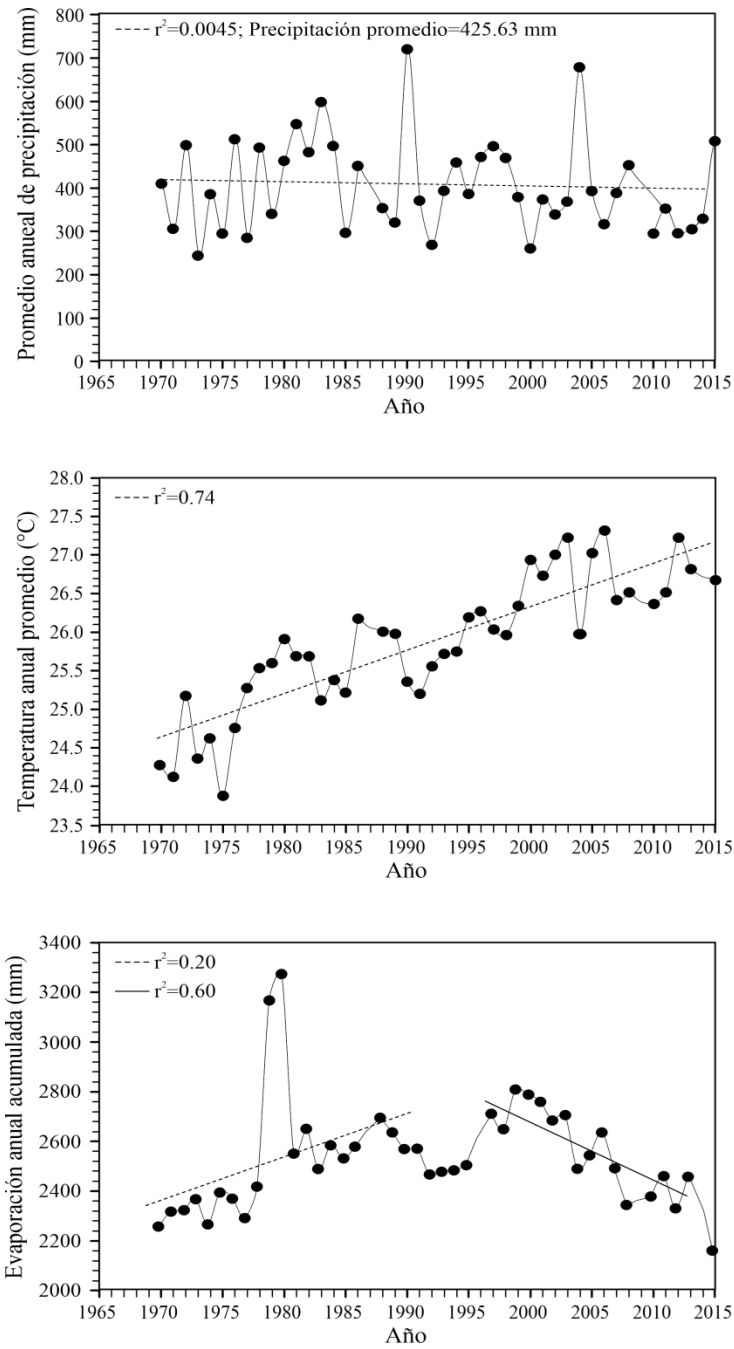


Figura 16. Precipitación, temperatura y evaporación promedio en un período de 70 años en los alrededores de la presa El Oviachic, cuenca del río Yaqui (datos obtenidos de: CONAGUA, 2020).

11. CONCLUSIONES

Este estudio proporciona datos sobre la acumulación histórica de elementos potencialmente tóxicos, en relación a las actividades antropogénicas, que han impactado la dinámica de los tres embalses de la cuenca del río Yaqui. Las fuentes de los elementos potencialmente tóxicos en las tres presas fueron de origen terrígeno, por el intemperismo que ocurre en las diferentes zonas, aunque los flujos de algunos elementos se han incrementado notablemente en años recientes. Este trabajo, además, es la base para estudios posteriores sobre los impactos de las actividades antropogénicas en la cuenca del río Yaqui, y resalta la importancia de estimar los riesgos en los ecosistemas lacustres, que son fuente de agua para uso humano, en cuyos alrededores se desarrollan actividades económicas que pueden impactar a los recursos hídricos cuando la contaminación con elementos potencialmente tóxicos se incrementa.

11.1. La Angostura (ANG)

Este estudio reconstruyó los cambios en las concentraciones, enriquecimiento y flujos de oligoelementos (As, Hg, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn) en el reservorio ANG registrados en dos núcleos. El fechado de los dos núcleos fue 76.8 ± 3.0 años (1942 D.C.) para el núcleo ANG-1 y de 41.4 ± 2.6 años (1977 D.C.) para el núcleo ANG-2.

Los FE_{CC} indicaron enriquecimientos nulos o menores para la mayoría de los elementos, moderados para As y moderados-severos de Hg en intervalos de tiempo específicos. Estos enriquecimientos corresponden a algunos períodos de sequía extrema en la región, y podrían estar asociados a incendios forestales en la región, los cuales han sido documentados como fuente de Hg a través de depósito atmosférico.

Los altos flujos de elementos potencialmente tóxicos están asociados a las TAM y TAS, derivadas de los cambios en el uso del suelo en los alrededores de la ANG. Los cambios de uso del suelo (fuerte deforestación), provocados por el desarrollo de actividades antropogénicas (principalmente la minería y la ganadería) asociados a factores climatológicos (p. ej., lluvias y sequías), son

probablemente las causas principales del incremento en las tasas de acumulación másica sedimentaria en la presa ANG.

Las concentraciones As y Hg en sedimentos de algunas secciones de los núcleos de la ANG fueron mayores al PEL, indicativo de que pueden causar efectos adversos en la biota del ecosistema. Los resultados resaltan la importancia del control del uso del suelo que producen incrementos en los flujos de elementos traza en el reservorio ANG, para mejorar la calidad ambiental de la zona y las actividades económicas que se desarrollan en sus alrededores.

11.2. El Cajón de Onapa (ECO)

La radiocronología con ^{210}Pb permitió el fechado de dos núcleos sedimentarios en la Presa El Cajón de Onapa, uno de 32 cm de longitud y el segundo de 15 cm de longitud. La datación fue de 37.5 años (1981 D.C.) para el núcleo ECO-1, y de 34.1 años (1984 D.C.) para el núcleo ECO-2, que son acordes con la época de construcción del reservorio. Las TAS y TAM han aumentaron de manera progresiva a lo largo del período fechado. Estos incrementos en la TAS y TAM se relacionan directamente con las fluctuaciones en el nivel de agua en el reservorio, ocasionados por periodos de lluvias y sequias.

De acuerdo a los FE_{VF} , ningún elemento presento alto grado de contaminación ($FE_{VF} < 2.0$), a excepción de Hg con un enriquecimiento menor ($1.6 \leq FE_{VF} \leq 2.4$) en secciones superficiales (≤ 12 cm, 2007–2018). Aunado a esto, las concentraciones de As y Hg en estas secciones superficiales de los núcleos fueron mayores a PEL, indicativo de que son probables los efectos adversos sobre la biota. Por lo tanto, aunque los núcleos recolectados en este reservorio no presenten enriquecimiento, las concentraciones encontradas en este reservorio serian naturalmente altas.

Las concentraciones de algunos elementos en ambos núcleos fueron superiores a las reportadas como naturales en los alrededores de este reservorio; incluso, los niveles de Hg fueron mayores a los reportados en reservorios acuáticos impactados por diversas actividades antropogénicas. Los flujos de As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb y Zn mostraron valores hasta 3 veces más altos que los registrados en las fechas cercanas a la construcción de la presa, lo que puede estar asociado a aportaciones naturales por intemperismo, considerando que no hay actividades antropogénicas a gran escala en sus alrededores.

11.3. El Oviachic (OVI)

Las tasas de acumulación de sedimentos mostraron que un aumento constante durante los últimos 70 años (actualmente es ~ 2.5 veces más alto que cuando se construyó el reservorio).

Aunque los FE_{VF} solo indicaron enriquecimiento para Hg, los FE_{CC} indicaron enriquecimientos menores para Pb en algunas secciones, enriquecimientos moderadamente severos para As y enriquecimientos severos para Hg, en las secciones superficiales de los dos núcleos para estos dos últimos elementos. Las concentraciones de As y Hg en secciones del 1-7cm en los núcleos estuvieron por encima del criterio PEL, por lo que los efectos adversos a la biota son probables.

Los flujos más altos de Cr, Ni, Pb y Zn fueron registrados entre las décadas de 1970 y 1990, y se atribuyeron a la erosión del suelo en la cuenca, promovida por inadecuadas prácticas agrícolas y ganaderas. Los altos flujos de As y Cu, observados en la última década, probablemente son provocados por las condiciones climáticas de sequía, que incrementan las concentraciones ya sea por menor precipitación y recarga del acuífero, o por evaporación del agua en el reservorio.

Una posible fuente de enriquecimiento por Hg es la extracción de oro a escala artesanal (que utiliza el Hg como amalgamador), ya que los niveles de este elemento han aumentado en los últimos años; cuando se ha reportado el incremento de esta actividad aguas arriba de la presa. Es necesario regular estas actividades para evitar que se sigan incrementando los niveles de Hg y que la problemática se incremente.

Este estudio resalta la necesidad de hacer estudios continuos en este embalse para monitorear las tendencias en la acumulación de elementos potencialmente tóxicos, que permita la implementación de acciones regulatorias de la contaminación con estos elementos.

12. RECOMENDACIONES

Para establecer los estándares de calidad del sedimento en una región determinada, se recomienda la determinación de los valores de fondo de elementos potencialmente tóxicos mediante el uso de núcleos sedimentarios, ya que dichos valores permiten estimar las concentraciones de referencia (u objetivo) a las cuales deberían enfocarse los programas de remediación.

Hacer estudios sobre la extracción de oro artesanal en la cuenca del río Yaqui, para conocer a detalle la problemática y los impactos que está teniendo en los niveles de Hg en los tres reservorios estudiados. Con el fin de proponer alternativas de solución e implementar regulaciones a estas actividades.

Hacer la evaluación de los riesgos a la salud humana por la acumulación de As y Hg tanto en sedimentos, como en agua y la biota, en los tres reservorios de la cuenca del río Yaqui.

13. BIBLIOGRAFÍA

- Acevedo-Sandoval, O., Ortiz-Hernández, E., Cruz-Sánchez, M., & Cruz-Chávez, E. (2004). Role of Iron Oxides in Soils. *Terra Latinoamericana*, 22(4), 485–497. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57311096013.pdf>
- Aiken, G. R., Hsu-Kim, H., & Ryan, J. N. (2011). Influence of Dissolved Organic Matter on the Environmental Fate of Metals, Nanoparticles, and Colloids. *Environmental Science & Technology*, 45(8), 3196–3201. <https://doi.org/10.1021/es103992s>
- Alonso-Hernández, C. M., Días-Asencio, M., Gómez-Batista, M., Bolaños-Alvares, Y., Muñoz-Caravaca, A., & Morena-Gómez, Y. (2016). Radiocronología de sedimentos marinos y su aplicación en la comprensión de los procesos de contaminación ambiental en ecosistemas marinos cubanos. *Ciencias Nucleares*, 60, 35–40.
- Amos, H. M., Jacob, D. J., Kocman, D., Horowitz, H. M., Zhang, Y., Dutkiewicz, S., Horvat, M., Corbitt, E. S., Krabbenhoft, D. P., & Sunderland, E. M. (2014). Global Biogeochemical Implications of Mercury Discharges from Rivers and Sediment Burial. *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9514–9522. <https://doi.org/10.1021/es502134t>
- Antoniadis, V., Shaheen, S. M., Boersch, J., Frohne, T., Du Laing, G., & Rinklebe, J. (2017). Bioavailability and risk assessment of potentially toxic elements in garden edible vegetables and soils around a highly contaminated former mining area in Germany. *Journal of Environmental Management*, 186, 192–200. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.036>
- Appenroth, K.-J. (2010). *Definition of “Heavy Metals” and Their Role in Biological Systems* (pp. 19–29). https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_2
- Appleby, P. G. (1998). DATING RECENT SEDIMENTS BY ²¹⁰Pb: PROBLEMS AND SOLUTIONS. *Stuk A-145*, 18.
- Appleby, P. G. (2005). Chronostratigraphic Techniques in Recent Sediments. In *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments* (pp. 171–203). Kluwer Academic Publishers. https://doi.org/10.1007/0-306-47669-X_9
- Appleby, P. G., & Oldfield, F. (1978). The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ²¹⁰Pb to the sediment. *CATENA*, 5(1), 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(78\)80002-2](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(78)80002-2)
- Appleby, P. G., & Oldfield, F. (1992). Applications of ²¹⁰Pb to sedimentation studies. In *Uranium Series Disequilibrium Application to the Earth* (2 ed, pp. 731–783).
- Appleby, P. G., Semertzidou, P., Piliposian, G. T., Chiverrell, R. C., Schillereff, D. N., & Warburton, J. (2019). The transport and mass balance of fallout radionuclides in Brotherswater, Cumbria (UK). *Journal of Paleolimnology*, 62(4), 389–407. <https://doi.org/10.1007/s10933-019-00095-z>
- Arhin, E., Mouri, H., & Kazapoe, R. (2017). Inherent Errors in Using Continental Crustal Averages and Legislated Accepted Values in the Determination of Enrichment Factors (EFs): A Case Study in Northern Ghana in Developing Environmental Policies. *Journal of Geography & Natural Disasters*, 7(3), 8. <https://doi.org/10.4172/2167-0587.1000204>

- Attix, F. H. (1986). Introduction to Radiological Physics and Radiation Dosimetry. In *Introduction to Radiological Physics and Radiation Dosimetry*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9783527617135>
- Baeyens, B., Maes, A., & Cremers, A. (1985). In situ physico-chemical characterization of boom clay. In *Radioact Waste Manage Nucl Fuel Cycle* (Vol. 6, Issues 3–4).
- Bailey, R. (2017). Layers and gaps: the nature of the stratigraphical record. *Geology Today*. <https://doi.org/10.1111/gto.12174>
- Baldwin, D. S., & Howitt, J. A. (2007). Baseline assessment of metals and hydrocarbons in the sediments of Lake Mulwala, Australia. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 12(3), 167–174. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2007.00331.x>
- Beiyuan, J., Tsang, D. C. W., Valix, M., Zhang, W., Yang, X., Ok, Y. S., & Li, X.-D. (2017). Selective dissolution followed by EDDS washing of an e-waste contaminated soil: Extraction efficiency, fate of residual metals, and impact on soil environment. *Chemosphere*, 166, 489–496. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.110>
- Benesty, J., Chen, J., Huang, Y., & Cohen, I. (2009). Pearson Correlation Coefficient. In *Springer Topics in Signal Processing* (pp. 1–4). https://doi.org/10.1007/978-3-642-00296-0_5
- Benesty, J., Jingdong Chen, & Yiteng Huang. (2008). On the Importance of the Pearson Correlation Coefficient in Noise Reduction. *IEEE Transactions on Audio, Speech, and Language Processing*, 16(4), 757–765. <https://doi.org/10.1109/TASL.2008.919072>
- Berner, R. A. (1964). An idealized model of dissolved sulfate distribution in recent sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28(9), 1497–1503. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90164-4](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90164-4)
- Berner, R. A. (1981). A New Geochemical Classification of Sedimentary Environments. *SEPM Journal of Sedimentary Research*, 51(2), 359–365. <https://doi.org/10.1306/212F7C7F-2B24-11D7-8648000102C1865D>
- Biester, H., Bindler, R., Martinez-Cortizas, A., & Engstrom, D. R. (2007). Modeling the Past Atmospheric Deposition of Mercury Using Natural Archives. *Environmental Science & Technology*, 41(14), 4851–4860. <https://doi.org/10.1021/es0704232>
- Binford, M. (1990). Calculation and uncertainty analysis of 210Pb dates for PIRLA project lake sediment cores. *Journal of Paleolimnology*, 3(3). <https://doi.org/10.1007/BF00219461>
- Birch, G. F. (2017). Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments – A critical review. *Science of The Total Environment*, 580, 813–831. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.028>
- Birch, G. F., & Olmos, M. A. (2008). Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8), 1407–1413. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsn139>
- Biswas, A., Blum, J. D., Klaue, B., & Keeler, G. J. (2007). Release of mercury from Rocky Mountain forest fires. *Global Biogeochemical Cycles*, 21(1). <https://doi.org/10.1029/2006GB002696>
- Bjerregaard, P., Andersen, C. B. I., & Andersen, O. (2015). Ecotoxicology of Metals—Sources,

- Transport, and Effects on the Ecosystem. In *Handbook on the Toxicology of Metals* (pp. 425–459). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00021-4>
- Booth, S., & Zeller, D. (2005). Mercury, Food Webs, and Marine Mammals: Implications of Diet and Climate Change for Human Health. *Environmental Health Perspectives*, *113*(5), 521–526. <https://doi.org/10.1289/ehp.7603>
- Brown, R. B., Kling, G. F., & Cutshall, N. H. (1981). Agricultural Erosion Indicated by ¹³⁷Cs Redistribution: II. Estimates of Erosion Rates. *Soil Science Society of America Journal*, *45*(6), 1191–1197. <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500060036x>
- Buat-Menard, P., & Chesselet, R. (1979). Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth and Planetary Science Letters*, *42*(3), 399–411. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(79\)90049-9](https://doi.org/10.1016/0012-821X(79)90049-9)
- Buchman, M. F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1. *National Oceanic and Atmospheric Administration*, 34. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>
- Burke, M. P., Hogue, T. S., Ferreira, M., Mendez, C. B., Navarro, B., Lopez, S., & Jay, J. A. (2010). The Effect of Wildfire on Soil Mercury Concentrations in Southern California Watersheds. *Water, Air, & Soil Pollution*, *212*(1–4), 369–385. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0351-y>
- Burton, G. A. (2002). Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, *3*(2), 65–76. <https://doi.org/10.1007/s102010200008>
- Caeiro, S., Costa, M. H., Ramos, T. B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., Medeiros, G., & Painho, M. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*, *5*(2), 151–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.02.001>
- Caitcheon, G. G. (1993). Sediment source tracing using environmental magnetism: A new approach with examples from Australia. *Hydrological Processes*, *7*(4), 349–358. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360070402>
- Callender, E. (2014). Heavy Metals in the Environment – Historical Trends. In *Treatise on Geochemistry* (pp. 59–89). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00903-7>
- Carnero-Bravo, V., Merino-Ibarra, M., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., & Ghaleb, B. (2015). Sedimentary record of water column trophic conditions and sediment carbon fluxes in a tropical water reservoir (Valle de Bravo, Mexico). *Environmental Science and Pollution Research*, *22*(6), 4680–4694. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3703-0>
- Cedeño Gilardi, H., & Pérez Salicrup, D. (2007). *La legislación forestal y su efecto en la restauración de México*.
- Chapman, P. M., & Mann, G. S. (1999). Sediment Quality Values (SQVs) and Ecological Risk Assessment (ERA). *Marine Pollution Bulletin*, *38*(5), 339–344. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00033-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00033-8)
- Chapman, P. M., Wang, F., Janssen, C., Persoone, G., & Allen, H. E. (1998). Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *55*(10), 2221–2243.

<https://doi.org/10.1139/f98-145>

- Chester, R., & Jickells, T. (2012). Marine Geochemistry. In *Marine Geochemistry* (1st ed.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118349083>
- Clement, B. M., Javier, J., Sah, J. P., & Ross, M. S. (2011). The effects of wildfires on the magnetic properties of soils in the Everglades. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(4), 460–466. <https://doi.org/10.1002/esp.2060>
- Cochran, J. K., Hirschberg, D. J., Wang, J., & Dere, C. (1998). Atmospheric deposition of metals to coastal waters (Long Island Sound, New York U.S.A.): Evidence from saltmarsh deposits. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. <https://doi.org/10.1006/ecss.1997.0299>
- COESPO. (2010). *100 Años de Población y Desarrollo*.
- Collins, A. L., Walling, D. E., & Leeks, G. J. L. (1997). Source type ascription for fluvial suspended sediment based on a quantitative composite fingerprinting technique. *CATENA*, 29(1), 1–27. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(96\)00064-1](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(96)00064-1)
- Collins, A. L., Walling, D. E., Webb, L., & King, P. (2010). Apportioning catchment scale sediment sources using a modified composite fingerprinting technique incorporating property weightings and prior information. *Geoderma*, 155(3–4), 249–261. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.12.008>
- Conagua. (2010). Capítulo 3. Usos del Agua. *Estadísticas Del Agua En México, Edición 2010*.
- CONAGUA. (2008). Estadística del Agua en México. Síntesis, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. In *Comisión Nacional del Agua. Sistema Nacional de Información del Agua*. <http://www.gob.mx/conagua/documentos/publicaciones-estadisticas-y-geograficas>
- CONAGUA. (2011). Situación de los recursos hídricos. *Estadísticas Del Agua En México, Edición 2011*.
- CONAGUA. (2015a). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Río Sahuaripa (2638), Estado de Sonora*. https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/sonora/DR_2638.pdf
- CONAGUA. (2015b). *Disponibilidad por acuíferos-Sonora*.
- CONAGUA. (2017). Estadísticas del agua en México, Edición 2017. In *Estadísticas del agua en México* (1st ed.). Comisión Nacional del Agua. https://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf
- CONAGUA. (2020). *Normales Climatológicas por Estado*. <https://smn.conagua.gob.mx/tools/RECURSOS/%0AMensuales/son/00026068.TXT>
- CONAPESCA. (2016). *Torneo Internacional de Pesca de Lobina*. https://conapesca.gob.mx/wb/cona/presa_a_obregon_oviachic
- Coquery, M., Carvalho, F. P., Azemard, S., & Horvat, M. (1999). The IAEA worldwide intercomparison exercises (1990–1997): determination of trace elements in marine sediments and biological samples. *Science of The Total Environment*, 237–238, 501–508. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00161-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00161-8)
- Cortés-Jiménez, J., Troyo-Diéguez, E., Murillo-Amador, B. GarcíaHernández, J. L. Garatuza-Payán, J., & Suh Lee, S. (2009). Índices de la calidad del agua del acuífero del Valle del Yaqui,

Sonora. *Terra Latinoamericana*, 27, 133–141.

- Cotler-Ávalos, H. (2010). Las Cuencas Hidrográficas de México. Diagnóstico y Priorización. In *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales Instituto Nacional de Ecología Fundación Gonzalo Río Arronte* (1 ed).
- Covelo, E. F., Vega, F. A., & Andrade, M. L. (2008). Sorption and desorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn by a Fibric Histosol and its organo-mineral fraction. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2–3), 342–347. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.025>
- Csuros, M. (2018). Environmental Sampling and Analysis. In *Environmental Sampling and Analysis* (1st ed). Routledge. <https://doi.org/10.1201/9780203756881>
- Davies, S. J., Metcalfe, S. E., MacKenzie, A. B., Newton, A. J., Endfield, G. H., & Farmer, J. G. (2004). Environmental changes in the Zirahuén Basin, Michoacán, Mexico, during the last 1000 years. *Journal of Paleolimnology*, 31(1), 77–98. <https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000013284.21726.3d>
- DDET. (2003). *Table de radionucléides 210Pb*.
- de Groot, A. J., Zschuppel, K. H., & Salomons, W. (1982). Standardization of methods of analysis for heavy metals in sediments. *Hydrobiologia*, 91–92, 689–695. <https://doi.org/10.1007/BF00000068>
- De la Barrera, E. (2008). Invasión reciente de zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) en un área natural protegida del desierto sonorense. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79(2), 8. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2008.002.562>
- de la O Villanueva, M., Meza Figueroa, D., Maier, R. M., Moreno, D., Gómez Alvarez, A., Del Río Salas, R., Mendivil, H., & Montijo, A. (2013). Procesos erosivos en jales de la Presa I de Nacozari de García, Sonora y su efecto en la dispersión de contaminantes. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 65(1), 27–38. <https://doi.org/10.18268/BSGM2013v65n1a3>
- De Simone, F., Cinnirella, S., Gencarelli, C. N., Yang, X., Hedgecock, I. M., & Pirrone, N. (2015). Model Study of Global Mercury Deposition from Biomass Burning. *Environmental Science & Technology*, 49(11), 6712–6721. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00969>
- Dean, W. E. (1974). Determination of Carbonate and Organic Matter in Calcareous Sediments and Sedimentary Rocks by Loss on Ignition: Comparison With Other Methods. *SEPM Journal of Sedimentary Research*, 44(1), 242–248. <https://doi.org/10.1306/74D729D2-2B21-11D7-8648000102C1865D>
- Dearing, J. A. (1999). Holocene environmental change from magnetic proxies in lake sediments. In *Quaternary Climates, Environments and Magnetism* (pp. 231–278). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535635.008>
- Díaz-Asencio, M., Sanchez-Cabeza, J.-A., Ruiz-Fernández, A. C., Corcho-Alvarado, J. A., & Pérez-Bernal, L. H. (2020). Calibration and use of well-type germanium detectors for low-level gamma-ray spectrometry of sediments using a semi-empirical method. *Journal of Environmental Radioactivity*, 225, 106385. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2020.106385>
- DOF. (1994). *NORMA Oficial Mexicana NOM-062-ECOL-1994*.
- Doney, S. C. (2010). The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry. *Science*, 328(5985), 1512–1516. <https://doi.org/10.1126/science.1185198>

- Donisa, C., Mocanu, R., & Steinnes, E. (2003). Distribution of some major and minor elements between fulvic and humic acid fractions in natural soils. *Geoderma*, *111*(1–2), 75–84. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00254-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00254-9)
- Du Laing, G., Rinklebe, J., Vandecasteele, B., Meers, E., & Tack, F. M. G. (2009). Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Science of The Total Environment*, *407*(13), 3972–3985. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.025>
- DUKER, A., CARRANZA, E., & HALE, M. (2005). Arsenic geochemistry and health. *Environment International*, *31*(5), 631–641. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.10.020>
- Dung, T. T. T., Cappuyns, V., Swennen, R., & Phung, N. K. (2013). From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, *12*(4), 335–353. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9315-1>
- Embleton, C., & Richards, K. (1984). Rivers: Form and Process in Alluvial Channels. *The Geographical Journal*, *150*(1), 94. <https://doi.org/10.2307/633949>
- EPA. (1996). Method 3050B. *ReVision*.
- Eriksson, Å. (2001). Arbuscular mycorrhiza in relation to management history, soil nutrients and plant species diversity. *Plant Ecology*, *155*, 129–137. <https://doi.org/10.1023/A:1013204803560>
- Escobar, J., Whitmore, T. J., Kamenov, G. D., & Riedinger-Whitmore, M. A. (2013). Isotope record of anthropogenic lead pollution in lake sediments of Florida, USA. *Journal of Paleolimnology*, *49*(2), 237–252. <https://doi.org/10.1007/s10933-012-9671-9>
- Evans, D. W., Alberts, J. J., & Clark, R. A. (1983). Reversible ion-exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *47*(6), 1041–1049. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(83\)90234-X](https://doi.org/10.1016/0016-7037(83)90234-X)
- Fang, T. H., & Hong, E. (1999). Mechanisms influencing the spatial distribution of trace metals in surficial sediments off the South-Western Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00134-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00134-4)
- Faure, G., & Powell, J. L. (1972). The Geochemistry of Rubidium and Strontium. In *Strontium Isotope Geology* (pp. 1–8). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-65367-4_1
- Faust, S. D., & Aly, O. M. (1987). Elements of Surface Chemistry. In *Adsorption Processes for Water Treatment* (pp. 1–23). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-409-90000-2.50004-2>
- Fleeger, J. W., Carman, K. R., & Nisbet, R. M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of The Total Environment*, *317*(1–3), 207–233. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00141-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00141-4)
- Frohne, T., Diaz-Bone, R. A., Du Laing, G., & Rinklebe, J. (2015). Impact of systematic change of redox potential on the leaching of Ba, Cr, Sr, and V from a riverine soil into water. *Journal of Soils and Sediments*, *15*(3), 623–633. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1036-8>
- García-Rico, L., Meza-Figueroa, D., Jay Gandolfi, A., Del Río-Salas, R., Romero, F. M., & Meza-Montenegro, M. M. (2016). Dust–Metal Sources in an Urbanized Arid Zone: Implications

- for Health-Risk Assessments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 70(3), 522–533. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0229-5>
- Garrett, R. G. (2000). Natural Sources of Metals to the Environment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 6(6), 945–963. <https://doi.org/10.1080/10807030091124383>
- Geissman, J. (2004). Environmental Magnetism: Principles and Applications of Enviromagnetics. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 85(20), 202–202. <https://doi.org/10.1029/2004EO200009>
- GESAMP. (2001). Protecting the oceans from land-based activities - land-based sources and activities affecting the quality and uses of marine, coastal and associated freshwater environment. In *Rep.Stud. GESAMP No. 71*.
- Ginoux, P., Prospero, J. M., Gill, T. E., Hsu, N. C., & Zhao, M. (2012). Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products. *Reviews of Geophysics*, 50(3). <https://doi.org/10.1029/2012RG000388>
- Goldberg, E. . (1963). Proceeding of a symposium on radioactive dating. *Geochronology with Pb-210*.
- González, R. C., & González-Chávez, M. C. A. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, 144(1), 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.006>
- Goudie, A. S. (2006). Global warming and fluvial geomorphology. *Geomorphology*, 79(3–4), 384–394. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.023>
- Gupta, A. (2021). *Heavy Metal and Metalloid Contamination of Surface and Underground Water* (1st ed.). CRC Press.
- Haddadchi, A., Olley, J., & Laceby, P. (2014). Accuracy of mixing models in predicting sediment source contributions. *Science of The Total Environment*, 497–498, 139–152. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.105>
- Hair, J. F., Black, W. C., Babin, B. J., & Anderson, R. E. (2010). Multivariate Data Analysis. In *Vectors* (p. 812). PRENTICE HALL/PEARSON. <https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2011.02.019>
- Hans Wedepohl, K. (1995). The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(7), 1217–1232. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00038-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(95)00038-2)
- Hansen, A. M. (2012). Lake sediment cores as indicators of historical metal(loid) accumulation – A case study in Mexico. *Applied Geochemistry*, 27(9), 1745–1752. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.02.010>
- Hartwig, A., & Jahnke, G. (2017). Toxic Metals and Metalloids in Foods. In *Chemical Contaminants and Residues in Food* (pp. 209–222). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100674-0.00010-2>
- Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25, 101–110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>

- Helling, C. S., Chesters, G., & Corey, R. B. (1964). Contribution of Organic Matter and Clay to Soil Cation-Exchange Capacity as Affected by the pH of the Saturating Solution. *Soil Science Society of America Journal*, 28(4), 517–520. <https://doi.org/10.2136/sssaj1964.03615995002800040020x>
- Hesterberg, D. (1998). Biogeochemical cycles and processes leading to changes in mobility of chemicals in soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 67(2–3), 121–133. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00110-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00110-2)
- Heyvaert, A. C., Reuter, J. E., Slotton, D. G., & Goldman, C. R. (2000). Paleolimnological Reconstruction of Historical Atmospheric Lead and Mercury Deposition at Lake Tahoe, California–Nevada. *Environmental Science & Technology*, 34(17), 3588–3597. <https://doi.org/10.1021/es991309p>
- Hill, M. K. (2011). Understanding environmental pollution. *Choice Reviews Online*, 48(07), 48-3900-48–3900. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.48-3900>
- Horowitz, A. J., & Elrick, K. A. (1987). The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry*, 2(4), 437–451. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(87\)90027-8](https://doi.org/10.1016/0883-2927(87)90027-8)
- Huerta-Diaz, M. A., & Morse, J. W. (1992). Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 56(7), 2681–2702. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(92\)90353-K](https://doi.org/10.1016/0016-7037(92)90353-K)
- IAES. (2020). *Siembra de tilapia en el embalse Cajón de Onapa*. https://www.iaes.gob.mx/index.php?pag=m_blog&gad=detalle_entrada&entry=673
- INAFED. (2019). *Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México - Estado de Sonora*. <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM26sonora/municipios/26018a.html>
- INEGI. (1962). *Octavo censo general de población - 1960: 8 de Junio de 1960*.
- INEGI. (1999). *Síntesis de Información Geográfica del Estado de Sonora* (1st ed, p. 100). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825223328/702825223328_3.pdf
- INEGI. (2016). Anuario estadístico y geográfico de Sonora 2015. In *INEGI, Gobierno del Estado de Sonora*. <https://estrategia.sonora.gob.mx/productos/estadisticos-y-geograficos.html>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2017). “Generar Información Cualitativa y Cuantitativa de las Fuentes Minero-Metalúrgicas en México.” 52(5000), 217. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/329304/INFORME_FINAL_MERCURIO.pdf
- 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>
- Jaramillo-Juárez, F.J., Rincón-Sánchez, A.R., Rico-Martínez, R. R. (2009). *Toxicología Ambiental*. Universidad Autónoma de Aguascalientes.
- Jones, C. S., & Schilling, K. E. (2011). From Agricultural Intensification to Conservation:

- Sediment Transport in the Raccoon River, Iowa, 1916-2009. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0507>
- Kabata-Pendias, A. (2000). Trace Elements in Soils and Plants. In *Trace Elements in Soils and Plants* (3rd Editio). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>
- Kaschl, A., Römheld, V., & Chen, Y. (2002). The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils. *Science of The Total Environment*, 291(1–3), 45–57. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01091-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01091-9)
- Kendall, C., & McDonnell, J. J. (1998). Isotope tracers in catchment hydrology. In *Isotope tracers in catchment hydrology*. <https://doi.org/10.1029/99eo00193>
- Khatri, N., & Tyagi, S. (2015). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, 8(1), 23–39. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>
- Koide, M., Soutar, A., & Goldberg, E. D. (1972). Marine geochronology with²¹⁰Pb. *Earth and Planetary Science Letters*, 14(3), 442–446. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(72\)90146-X](https://doi.org/10.1016/0012-821X(72)90146-X)
- Korosi, J. B., Thienpont, J. R., Smol, J. P., & Blais, J. M. (2017). Paleo-ecotoxicology: What Can Lake Sediments Tell Us about Ecosystem Responses to Environmental Pollutants? *Environmental Science & Technology*, 51(17), 9446–9457. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02375>
- Krishnaswamy, S., Lal, D., Martin, J. M., & Meybeck, M. (1971). Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters*, 11(1–5), 407–414. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(71\)90202-0](https://doi.org/10.1016/0012-821X(71)90202-0)
- Kuselman, I., & Fajgelj, A. (2010). IUPAC/CITAC Guide: Selection and use of proficiency testing schemes for a limited number of participants—chemical analytical laboratories (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 82(5), 1099–1135. <https://doi.org/10.1351/PAC-REP-09-08-15>
- Lan, J., Wang, T., Chawchai, S., Cheng, P., Zhou, K., Yu, K., Yan, D., Wang, Y., Zang, J., Liu, Y., Tan, L., Ai, L., & Xu, H. (2020). Time marker of ¹³⁷Cs fallout maximum in lake sediments of Northwest China. *Quaternary Science Reviews*, 241, 106413. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106413>
- Licht, M. A., & Al-Kaisi, M. (2005). Strip-tillage effect on seedbed soil temperature and other soil physical properties. *Soil and Tillage Research*, 80(1–2), 233–249. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.017>
- Ligero, R. ., Barrera, M., Casas-Ruiz, M., Sales, D., & López-Aguayo, F. (2002). Dating of marine sediments and time evolution of heavy metal concentrations in the Bay of Cádiz, Spain. *Environmental Pollution*, 118(1), 97–108. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00209-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00209-3)
- López-Reyes, M. (2001). Degradación de suelo en Sonora: el problema de la erosión en los suelos de uso ganadero. *El Colegio de Sonora*, 13, 73–97.
- Lorenzana Durán, G. (2019). La Gran Hidráulica en los ríos Yaqui y Mayo, Sonora, 1936-1957. *Anuario de Estudios Americanos*, 76(2), 715. <https://doi.org/10.3989/aeamer.2019.2.11>
- Loring, D. . (1990). Lithium — a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. *Marine Chemistry*, 29, 155–168. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(90\)90011-Z](https://doi.org/10.1016/0304-4203(90)90011-Z)

- Loring, D. H., & Rantala, R. T. T. (1992). Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*, 32(4), 235–283. [https://doi.org/10.1016/0012-8252\(92\)90001-A](https://doi.org/10.1016/0012-8252(92)90001-A)
- Luoma, S. N., & Bryan, G. W. (1981). A statistical assessment of the form of trace metals in oxidized estuarine sediments employing chemical extractants. *Science of The Total Environment*, 17(2), 165–196. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(81\)90182-0](https://doi.org/10.1016/0048-9697(81)90182-0)
- Lutz, A., & Curl, K. (2014). *scholar*. Panorama de La Cuenca Del Río Yaqui. <http://aquasec.org>.
- Ma, X., Zuo, H., Tian, M., Zhang, L., Meng, J., Zhou, X., Min, N., Chang, X., & Liu, Y. (2016). Assessment of heavy metals contamination in sediments from three adjacent regions of the Yellow River using metal chemical fractions and multivariate analysis techniques. *Chemosphere*, 144, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.026>
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20–31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- Mackay, D., Celsie, A. K. D., Arnot, J. A., & Powell, D. E. (2016). Processes influencing chemical biomagnification and trophic magnification factors in aquatic ecosystems: Implications for chemical hazard and risk assessment. *Chemosphere*, 154, 99–108. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.048>
- Mackenzie, R. C. (1975). The Classification of Soil Silicates and Oxides. In *Soil Components* (pp. 1–25). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-65917-1_1
- Malmaeus, J. ., & Håkanson, L. (2003). A dynamic model to predict suspended particulate matter in lakes. *Ecological Modelling*, 167(3), 247–262. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00166-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00166-2)
- Martínez-Austria, P. F., Patiño-Gómez, C., & Tamayo-Escobar, J. E. (2014). Análisis de tendencias climáticas en la cuenca baja del río Yaqui, Sonora, México TT - Climatic Trends in the Lower Yaqui Valley Watershed, Sonora, Mexico. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 5(6), 135–149.
- Melendez-Perez, J. J., Fostier, A. H., Carvalho, J. A., Windmöller, C. C., Santos, J. C., & Carpi, A. (2014). Soil and biomass mercury emissions during a prescribed fire in the Amazonian rain forest. *Atmospheric Environment*, 96, 415–422. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.032>
- Méndez-García, C. G., Luna-Porres, M. Y., Montero-Cabrera, M. E., Renteria-Villalobos, M., Pérez-Cázares, B., & García-Tenorio, R. (2016). Arsenic, lead, and uranium concentrations on sediments deposited in reservoirs in the Rio Grande Basin, USA–Mexico border. *Journal of Soils and Sediments*, 16(7), 1970–1985. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1400-y>
- Meyers, P. A. (1994). Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*, 114(3–4), 289–302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)
- Meyers, P. A. (1997). Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic Geochemistry*. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(97\)00049-1](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(97)00049-1)

- Meyers, P. A., & Ishiwatari, R. (1993). Lacustrine organic geochemistry—an overview of indicators of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Organic Geochemistry*, 20(7), 867–900. [https://doi.org/10.1016/0146-6380\(93\)90100-P](https://doi.org/10.1016/0146-6380(93)90100-P)
- Meyers, P. A., & Teranes, J. L. (2001). Sediment organic matter. In D. Springer (Ed.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. (pp. 239–269). The Netherlands. https://link.springer.com/chapter/10.1007/0-306-47670-3_9
- Meza-Figueroa, D., Maier, R. M., de la O-Villanueva, M., Gómez-Alvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, J., Campillo, A., Grandlic, C. J., Anaya, R., & Palafox-Reyes, J. (2009). The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77(1), 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.04.068>
- 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>
- MFE. (2016). *Our marine environment 2016*. <http://www.mfe.govt.nz/>
- Mil-Homens, M., Stevens, R. L., Abrantes, F., & Cato, I. (2006). Heavy metal assessment for surface sediments from three areas of the Portuguese continental shelf. *Continental Shelf Research*, 26(10), 1184–1205. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2006.04.002>
- Miller, J. (2013). Forensic Assessment of Metal Contaminated Rivers in the 21st Century Using Geochemical and Isotopic Tracers. *Minerals*, 3(2), 192–246. <https://doi.org/10.3390/min3020192>
- Minjares-Lugo, J., & Salomón-Castelo, R. (2009). Índice económico para el manejo interanual del agua: caso del Distrito de Riego 041 Río Yaqui, México. *Ingeniería Hidráulica En México*, 24, 41–54.
- Mitchell, P. J., Lane, P. N. J., & Benyon, R. G. (2012). Capturing within catchment variation in evapotranspiration from montane forests using LiDAR canopy profiles with measured and modelled fluxes of water. *Ecohydrology*, 5(6), 708–720. <https://doi.org/10.1002/eco.255>
- Moody, J. R., & Lindstrom, R. M. (1977). Selection and cleaning of plastic containers for storage of trace element samples. *Analytical Chemistry*, 49(14), 2264–2267. <https://doi.org/10.1021/ac50022a039>
- Moreira, D. (2016). *Estudio de los procesos que determinan el transporte de los sedimentos finos y su variabilidad en el Río de la Plata en base a simulaciones numéricas y observaciones satelitales e in situ*. [Universidad de Buenos Aires]. https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n6101_Moreira.pdf
- Muñiz Ugarte, O., Rodríguez Alfaro, M., Montanero Álvarez, A., Estéves Álvarez, J., Aguiar Accioly, A. M., & Araujo Do Nascimento, C. W. (2015). Nickel in soils and plants of Cuba. *Cultivos Tropicales*, 36, 25–33. <http://scielo.sld.cu/pdf/ctr/v36s1/ctr03s115.pdf>
- Muñoz-Arriola, F., Avissar, R., Zhu, C., & Lettenmaier, D. P. (2009). Sensitivity of the water

- resources of Rio Yaqui Basin, Mexico, to agriculture extensification under multiscale climate conditions. *Water Resources Research*, 45(11). <https://doi.org/10.1029/2007WR006783>
- Nordberg, G. F., Fowler, B. A., & Nordberg, M. (2015). Handbook on the Toxicology of Metals. In *Handbook on the Toxicology of Metals: Fourth Edition*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2011-0-07884-5>
- OIEA. (2012). *Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando 210Pb: Modelos, Validación y Aplicaciones* (J. A. Sanchez-Cabeza, M. Díaz-Asencio, & A. C. Ruiz-Fernández (eds.); OIEA, p. 118). https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/P1538_S_web.pdf
- Olley, J., & Caitcheon, G. (2000). Major element chemistry of sediments from the Darling-Barwon river and its tributaries: implications for sediment and phosphorus sources. *Hydrological Processes*, 14(7), 1159–1175. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(200005\)14:7<1159::AID-HYP6>3.0.CO;2-P](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(200005)14:7<1159::AID-HYP6>3.0.CO;2-P)
- Ontiveros-Cuadras, J. F., Thunell, R., Ruiz-Fernández, A. C., Benitez-Nelson, C., Machain-Castillo, M. L., Tappa, E., & Sanchez-Cabeza, J.-A. (2019). Centennial OMZ changes in the NW Mexican Margin from geochemical and foraminiferal sedimentary records. *Continental Shelf Research*, 176, 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2019.02.009>
- Owens, P. N., Blake, W. H., Giles, T. R., & Williams, N. D. (2012). Determining the effects of wildfire on sediment sources using ¹³⁷Cs and unsupported ²¹⁰Pb: the role of landscape disturbances and driving forces. *Journal of Soils and Sediments*, 12(6), 982–994. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0497-x>
- Pacyna, E. G., Pacyna, J. M., Fudala, J., Strzelecka-Jastrzab, E., Hlawiczka, S., & Panasiuk, D. (2006). Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020. *Science of The Total Environment*, 370(1), 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.06.023>
- Páez-Osuna, F., Álvarez-Borrego, S., Ruiz-Fernández, A. C., García-Hernández, J., Jara-Marini, M. E., Bergés-Tiznado, M. E., Piñón-Gimate, A., Alonso-Rodríguez, R., Soto-Jiménez, M. F., Frías-Espericueta, M. G., Ruelas-Inzunza, J. R., Green-Ruiz, C. R., Osuna-Martínez, C. C., & Sanchez-Cabeza, J.-A. (2017). Environmental status of the Gulf of California: A pollution review. *Earth-Science Reviews*, 166, 181–205. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.01.014>
- Pai, P., Niemi, D., & Powers, B. (2000). A North American inventory of anthropogenic mercury emissions. *Fuel Processing Technology*, 65–66, 101–115. [https://doi.org/10.1016/S0378-3820\(99\)00079-X](https://doi.org/10.1016/S0378-3820(99)00079-X)
- Pattanapanchai, M., Shah, F., & Annandale, G. (2002). Sediment management in flood control dams. *American Agricultural Economics Association Annual Meeting*, 22. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.19874>
- Pennington, W., Tutin, T. G., Cambray, R. S., & Fisher, E. M. (1973). Observations on Lake Sediments using Fallout ¹³⁷Cs as a Tracer. *Nature*, 242(5396), 324–326. <https://doi.org/10.1038/242324a0>
- Pilon, P. G., Howarth, P. J., Bullock, R. A., & Adeniyi, P. O. (1988). An enhanced classification approach to change detection in semi-arid environments. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 54(12), 1709–1716. [https://doi.org/0099-1112/88/5412-1709\\$02.25/0](https://doi.org/0099-1112/88/5412-1709$02.25/0)

- Porta, J., López, M., & Roquero, C. (1994). EDAFOLOGÍA Para la agricultura y el medio. *Ambiente, EDAFOLOGÍA Para La Agricultura y El Medio*.
- Pribyl, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. In *Geoderma*. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- PROFEPA. (2010). *Clausura PROFEPA mina de oro de placer en Sonora*. www.profepa.gob.mx/innovaportal/v/5989/1/mx.wap/clausura_%0Aprofepa_mina_de_oro_de_placer_en_sonora.html.
- Reimann, C., & De Caritat, P. (2000). Intrinsic flaws of element enrichment factors (EFs) in environmental geochemistry. *Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1021/es001339o>
- Reimann, C., Filzmoser, P., & Garrett, R. G. (2005). Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *Science of The Total Environment*, 346(1–3), 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.11.023>
- Rinklebe, J., & Shaheen, S. M. (2017). Redox chemistry of nickel in soils and sediments A review. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.153>
- Rinklebe, J., Shaheen, S. M., & Frohne, T. (2016). Amendment of biochar reduces the release of toxic elements under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Chemosphere*, 142, 41–47. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.067>
- Rivera Trejo, F., & Soto Cortés, G. (2002). Análisis comparativo del transporte de sedimentos con cambio granulométrico. *Ingeniería Del Agua*, 9(1), 73. <https://doi.org/10.4995/ia.2002.2609>
- Robbins, J. A. (1978). Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. *Biogeochemistry of Lead in the Environment*, 285–393.
- Robbins, J.A., Edgington, D. N., & Kemp, A. L. W. (1978). Comparative 210 Pb, 137 Cs, and Pollen Geochronologies of Sediments from Lakes Ontario and Erie. *Quaternary Research*, 10(2), 256–278. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(78\)90105-9](https://doi.org/10.1016/0033-5894(78)90105-9)
- Robbins, John A., & Edgington, D. N. (1975). Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 39(3), 285–304. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(75\)90198-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(75)90198-2)
- Rodríguez-Obeso, O., Alvarez-Guerra, M., Andrés, A., Viguri, J. R., DelValls, T. A., Riba, I., & Martín-Díaz, M. L. (2007). Monitoring and managing sediment quality and impact assessment in Spain in the past 10 years. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 26(3), 252–260. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2006.12.002>
- Rodríguez-Oroz, D., Lasheras, E., Elustondo, D., & Garrigó, J. (2017). Assessment of Indexes for Heavy Metal Contamination in Remote Areas: A Case Study in a Pyrenean Forest, Navarra, Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 98(1), 91–96. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1972-7>
- Rodríguez Eugenio, Natalia; McLaughlin, M., & Pennock, D. (2019). La contaminación del suelo: una realidad oculta. In *Organizacion de las Naciones Unidas para la alimentacion y la agricultura FAO*. <http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>
- Rothwell, R. G., & Croudace, I. W. (2015). Micro-XRF Studies of Sediment Cores. In *Micro-XRF Studies of Sediment Cores: Applications of a non-destructive tool for the environmental*

sciences (Vol. 17).

- Rudnick, R. L., & Gao, S. (2003). Composition of the Continental Crust. In *Treatise on Geochemistry* (pp. 1–64). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/03016-4>
- Ruiz-Fernández, A. C., Ontiveros-Cuadras, J. F., Sericano, J. L., Sanchez-Cabeza, J.-A., Liong Wee Kwong, L., Dunbar, R. B., Mucciarone, D. A., Pérez-Bernal, L. H., & Páez-Osuna, F. (2014). Long-range atmospheric transport of persistent organic pollutants to remote lacustrine environments. *Science of The Total Environment*, *493*, 505–520. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.002>
- Ruiz-Fernández, A. C., Páez-Osuna, F., Urrutia-Fucugauchi, J., Preda, M., & Rehault, I. (2004). Historical trace metal fluxes in the Mexico City Metropolitan Zone as evidenced by a sedimentary record from the Espejo de los Lirios lake. *Journal of Environmental Monitoring*, *6*(5), 473–480. <https://doi.org/10.1039/B316583C>
- Ruiz-Fernández, A.C., & Hillaire-Marcel, C. (2009). 210Pb-derived ages for the reconstruction of terrestrial contaminant history into the Mexican Pacific coast: Potential and limitations. *Marine Pollution Bulletin*, *59*(4–7), 134–145. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.006>
- Ruiz-Fernández, A C, Páez-Osuna, F., Machain-Castillo, M. L., & Arellano-Torres, E. (2004). 210Pb geochronology and trace metal fluxes (Cd, Cu and Pb) in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific of Mexico. *Journal of Environmental Radioactivity*, *76*(1–2), 161–175. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2004.03.024>
- Ruiz-Fernández, Ana Carolina, Hillaire-Marcel, C., Páez-Osuna, F., Ghaleb, B., & Caballero, M. (2007). 210 Pb chronology and trace metal geochemistry at Los Tuxtlas, Mexico, as evidenced by a sedimentary record from the Lago Verde crater lake. *Quaternary Research*, *67*(2), 181–192. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2006.11.003>
- Ruiz Armenteros, A. M., García Balboa, J. L., & Mesa Mingorance, J. L. (2010). Error, Incertidumbre, Precisión Y Exactitud, Términos Asociados a La Calidad Espacial Del Dato Geográfico. *Universidad De Jaén*, 8. http://coello.ujaen.es/congresos/cicum/ponencias/Cicum2010.2.02_Ruiz_y_otros_Error_incertidumbre_precision.pdf
- 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 & Management*, *4*, 27–36. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2015.02.002>
- Salmasi, R., & Tavassoli, A. (2006). Pollution of south of Tehran ground waters with heavy metals. *International Journal of Environmental Science & Technology*, *3*(2), 147–152. <https://doi.org/10.1007/BF03325918>
- Salminen, R. (2005). Geochemical Atlas of Europe. In *Geological Survey of Finland* (Electronic). FOREGS. <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/articles.php>
- Salomons, W., & Forstner, U. (1985). Metals in the Hydrocycle. *The Journal of Applied Ecology*, *22*(3), 1028. <https://doi.org/10.2307/2403266>
- Sánchez-Cabeza, J. A., Ani-Ragolta, I., & Masquè, P. (2000). Some considerations of the 210 Pb

- constant rate of supply (CRS) dating model. *Limnology and Oceanography*, 45(4), 990–995. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.4.0990>
- Sánchez-Cabeza, J. A., Pham, M. K., & Povinec, P. P. (2008). IAEA programme on the quality of marine radioactivity data. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(10), 1680–1686. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.04.007>
- Sánchez-Cabeza, J. A., & Ruiz-Fernández, A. C. (2012). 210Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, 183–200. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.12.024>
- Sánchez-Duarte, N. E., & Jara-Marini, M. E. (2017). EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL POR METALES Y METALOIDES. *Biotecnia*, 19(1), 10–16. <https://doi.org/10.18633/biotecnia.v19i1.363>
- Sastre, J., Hernández, E., Rodríguez, R., Alcobé, X., Vidal, M., & Rauret, G. (2004). Use of sorption and extraction tests to predict the dynamics of the interaction of trace elements in agricultural soils contaminated by a mine tailing accident. *Science of The Total Environment*, 329(1–3), 261–281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.03.012>
- Satsangi, P. G., & Yadav, S. (2014). Characterization of PM2.5 by X-ray diffraction and scanning electron microscopy–energy dispersive spectrometer: its relation with different pollution sources. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(1), 217–232. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0173-0>
- Schroeder, W. H., & Munthe, J. (1998). Atmospheric mercury—An overview. *Atmospheric Environment*, 32(5), 809–822. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00293-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00293-8)
- Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., von Gunten, U., & Wehrli, B. (2006). The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science*, 313(5790), 1072–1077. <https://doi.org/10.1126/science.1127291>
- SE. (2019). *Sonora en la Minería. Secretaría de Economía, Gobierno del Estado de Sonora.* <http://economiasonora.gob.mx/portal/minero>
- SEDESOL. (2013). *Municipios: Nacional. Unidad de Microrregiones. Cédulas de Información Municipal (SCIM).* 2013. <http://www.microrregiones.gob.mx/zap/medioFisico.aspx?entra=nacion&ent=26&m959%0Aun=018>
- SEMARNAP. (1997). *Defensa de la frontera forestal y lucha contra la desertificación. Resultados 1996-1997 (Working document).*
- SEMARNAT-INECC. (2017). *Generar información cualitativa y cuantitativa de las fuentes minero-metalúrgicas en México. Informe final. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.* https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/329304/INFORME_FINAL_MERCURIO.pdf
- SEMARNAT. (2014). *Inventario Estatal Forestal y de Suelos - Sonora (Primera Ed).*
- SGM. (1999). *Carta Geológica-Minera - Esqueda H12-B65 Sonora.*
- SGM. (2002). *Carta Geológica-Minera, Ciudad Obregón G12-3, Sonora.*

- SGM. (2014). *Carta Geológica-Minera, Guisamopa H12-D66, Sonora*.
- SGM. (2015). *Cartas Geoquímicas del Estado de Sonora*. <https://www.sgm.gob.mx/CartasDisponibles/>
- Shaheen, N., Irfan, N. M., Khan, I. N., Islam, S., Islam, M. S., & Ahmed, M. K. (2016). Presence of heavy metals in fruits and vegetables: Health risk implications in Bangladesh. *Chemosphere*, *152*, 431–438. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.060>
- Sharma, K. D., Vangani, N. S., Menenti, M., Huygen, J., & Vich, A. (1994). Spatiotemporal variability of sediment transport in arid regions. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences*, *224*, 251–258.
- Shine, J. P., Ika, R. V., & Ford, T. E. (1995). Multivariate Statistical Examination of Spatial and Temporal Patterns of Heavy Metal Contamination in New Bedford Harbor Marine Sediments. *Environmental Science & Technology*, *29*(7), 1781–1788. <https://doi.org/10.1021/es00007a014>
- SINA. (2022). *Monitoreo de las Principales Presas de México*. <http://sina.conagua.gob.mx/sina/almacenamientoPresas.php>
- Singh, S. P., Tack, F. M., & Verloo, M. G. (1998). Heavy metal fractionation and extractability in dredged sediment derived surface soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, *102*(3), 313–328. <https://doi.org/10.1023/A:1004916632457>
- Sipos, P., Németh, T., Kis, V. K., & Mohai, I. (2008). Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. *Chemosphere*, *73*(4), 461–469. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.046>
- Smith, H. G., Blake, W. H., & Owens, P. N. (2013). Discriminating fine sediment sources and the application of sediment tracers in burned catchments: a review. *Hydrological Processes*, *27*(6), 943–958. <https://doi.org/10.1002/hyp.9537>
- Song, S., Selin, N. E., Gratz, L. E., Ambrose, J. L., Jaffe, D. A., Shah, V., Jaeglé, L., Giang, A., Yuan, B., Kaser, L., Apel, E. C., Hornbrook, R. S., Blake, N. J., Weinheimer, A. J., Mauldin III, R. L., Cantrell, C. A., Castro, M. S., Conley, G., Holsen, T. M., ... Talbot, R. (2016). Constraints from observations and modeling on atmosphere–surface exchange of mercury in eastern North America. *Elementa: Science of the Anthropocene*, *4*, 17. <https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000100>
- Sophia A., C., & Lima, E. C. (2018). Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *150*, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.12.026>
- Soto-Jimenez, M. F., Hibdon, S. A., Rankin, C. W., Aggarawl, J., Ruiz-Fernandez, A. C., Paez-Osuna, F., & Flegal, A. R. (2006). Chronicling a Century of Lead Pollution in Mexico: Stable Lead Isotopic Composition Analyses of Dated Sediment Cores. *Environmental Science & Technology*, *40*(3), 764–770. <https://doi.org/10.1021/es048478g>
- Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P. D., Jager, J., Matson, P. A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H. J., Turner, B. L., & Wasson, R. J. (2004). Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure. Executive Summary. *IGBP Secretariat*, 44. http://www.igbp.net/download/18.1b8ae20512db692f2a680007761/1376383137895/IGBP_

- Stoner, J. S., & St-Onge, G. (2007). Chapter Three Magnetic Stratigraphy in Paleooceanography: Reversals, Excursions, Paleointensity, and Secular Variation. In *Developments in Marine Geology* (pp. 99–138). [https://doi.org/10.1016/S1572-5480\(07\)01008-1](https://doi.org/10.1016/S1572-5480(07)01008-1)
- Štrbac, S., Kašanin Grubin, M., & Vasić, N. (2018). Importance of background values in assessing the impact of heavy metals in river ecosystems: case study of Tisza River, Serbia. *Environmental Geochemistry and Health*, 40(4), 1247–1263. <https://doi.org/10.1007/s10653-017-0053-0>
- Szefer, P., Szefer, K., Glasby, G. P., Pempkowiak, J., & Kaliszan, R. (1996). Heavy-metal pollution in surficial sediments from the Southern Baltic sea off Poland. *Journal of Environmental Science and Health . Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, 31(10), 2723–2754. <https://doi.org/10.1080/10934529609376520>
- Taylor, S. R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28(8), 1273–1285. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(64\)90129-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(64)90129-2)
- Tessier, A., Campbell, P. G. C., & Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51(7), 844–851. <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>
- Tipping, E., Rieuwerts, J., Pan, G., Ashmore, M. R., Lofts, S., Hill, M. T. R., Farago, M. E., & Thornton, I. (2003). The solid–solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental Pollution*, 125(2), 213–225. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00058-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00058-7)
- Toledo Ocampo, A. (2005). Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias. In *Golfo de México. Contaminación e Impacto ambiental: Diagnóstico y Tendencias* (2da ed). EPOMEX. [https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental Diagnóstico y Tendencias .pdf&tipo=paginas](https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Golfo%20de%20M%C3%A9xico%20Contaminaci%C3%B3n%20e%20Impacto%20Ambiental%20Diagn%C3%B3stico%20y%20Tendencias.pdf&tipo=paginas)
- Turekian, K. K., & Wedepohl, K. H. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Bulletin of the Geological Society of America*, 72, 175–192. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175:DOTEIS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175:DOTEIS]2.0.CO;2)
- Tyson, R. V. (2001). Sedimentation rate, dilution, preservation and total organic carbon: some results of a modelling study. *Organic Geochemistry*, 32(2), 333–339. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00161-3](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00161-3)
- Tyson, R. V. (1995). Abundance of Organic Matter in Sediments: TOC, Hydrodynamic Equivalence, Dilution and Flux Effects. In *Sedimentary Organic Matter* (pp. 81–118). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0739-6_5
- UNSCEAR. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (2017). SOURCES, EFFECTS AND RISKS OF IONIZING RADIATION. UNSCEAR 2016 report. In *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*.
- Valdez-Zamudio, D., & Guertin, D. (2000). *Soil erosion studies in Buffelgrass pastures*. https://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_p013/rmrs_%0A013_282_286.pdf
- Valencia-Moreno, M., Ochoa-Landín, L., Noguez-Alcántara, B., Ruiz, J., & Pérez-Segura, E.

- (2006). Características metalogenéticas de los depósitos de tipo pórfido cuprífero en México y su situación en el contexto mundial. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 58(1), 1–26. <https://doi.org/10.18268/BSGM2006v58n1a1>
- Vallabhajosula, S. (2009). Molecular Imaging. In *Molecular Imaging: Radiopharmaceuticals for PET and SPECT*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-76735-0>
- van Afferden, M., Hansen, A. M., & Fuller, C. (2005). Reconstrucción de la deposición atmosférica histórica de DDT en la laguna de Zempoala en el centro de México. *Instituto Mexicano de Tecnología Del Agua*, 20, 71–83. <http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/799/215693.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- van der Waal, B., Rowntree, K., & Pulley, S. (2015). Flood bench chronology and sediment source tracing in the upper Thina catchment, South Africa: the role of transformed landscape connectivity. *Journal of Soils and Sediments*, 15(12), 2398–2411. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1185-4>
- Varela, G., & Grotiuz, G. (2002). Fisiología y metabolismo bacteriano. *Uruguay, Editorial Cefa*, 8.
- Walden, J., Slattery, M. ., & Burt, T. . (1997). Use of mineral magnetic measurements to fingerprint suspended sediment sources: approaches and techniques for data analysis. *Journal of Hydrology*, 202(1–4), 353–372. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00078-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00078-4)
- Wallbrink, P. J., & Murray, A. S. (1993). Use of fallout radionuclides as indicators of erosion processes. *Hydrological Processes*, 7(3), 297–304. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360070307>
- Woodruff, L. G., & Cannon, W. F. (2010). Immediate and Long-Term Fire Effects on Total Mercury in Forests Soils of Northeastern Minnesota. *Environmental Science & Technology*, 44(14), 5371–5376. <https://doi.org/10.1021/es100544d>
- Wyatt, C., Fimbres, C., Romo, L., Méndez, R. O., & Grijalva, M. (1998). Incidence of Heavy Metal Contamination in Water Supplies in Northern Mexico. *Environmental Research*, 76(2), 114–119. <https://doi.org/10.1006/enrs.1997.3795>
- Yang, X., Igalavithana, A. D., Oh, S.-E., Nam, H., Zhang, M., Wang, C.-H., Kwon, E. E., Tsang, D. C. W., & Ok, Y. S. (2018). Characterization of bioenergy biochar and its utilization for metal/metalloid immobilization in contaminated soil. *Science of The Total Environment*, 640–641, 704–713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.298>
- Yu, L., & Oldfield, F. (1989). A Multivariate Mixing Model for Identifying Sediment Source from Magnetic Measurements. *Quaternary Research*, 32(2), 168–181. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(89\)90073-2](https://doi.org/10.1016/0033-5894(89)90073-2)
- Zanin, C., & Sillère, G. (2021). *Global forest watch*. Mappemonde. <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/country/MEX/26/41/?category=summary&dashboardPrompts=eyJzaG93UHJvbXB0cyI6dHJ1ZSwicHJvbXB0c1ZpZXdlZCI6WyJzaGFyZVdpZGdldCJdLCJzZXR0aW5ncyI6eyJzaG93UHJvbXB0cyI6dHJ1ZSwicHJvbXB0c1ZpZXdlZCI6W10sInNldHRpbmdzIjp7Im9wZ>
- Zeller, R. A. (2005). Measurement Error, Issues and Solutions. In *Encyclopedia of Social Measurement* (pp. 665–676). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-369398-5/00109-2>

- Zhang, J., Hua, P., & Krebs, P. (2015). The build-up dynamic and chemical fractionation of Cu, Zn and Cd in road-deposited sediment. *Science of The Total Environment*, 532, 723–732. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.074>
- Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, L., & Calmano, W. (2001). Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Science of the Total Environment*, 266(1–3), 195–202. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00740-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00740-3).