



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Determinación de cadmio en sedimentos costeros de Laguna
de Términos, Campeche

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Licenciada en Ciencias de la Tierra

PRESENTA :

Saraí González y González



ASESOR

Dr. Jorge Feliciano Ontiveros Cuadras

Ciudad Universitaria, CDMX, 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos de la alumna:
González
y González
Saraí
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Ciencias de la Tierra
309238270
2. Datos del asesor:
Dr.
Jorge Feliciano
Ontiveros
Cuadras
3. Datos del sinodal 1:
Dra.
Elsa
Arellano
Torres
4. Datos del sinodal 2:
Dra.
Ruth Cecilia
Vanegas
Pérez
5. Datos del sinodal 3:
Dr.
Juan José
Kasper
Zubillaga
6. Datos del sinodal 4:
Dra.
María Guadalupe
Ponce
Vélez
7. Datos del trabajo escrito:
Determinación de cadmio en sedimentos costeros
de Laguna de Términos, Campeche.
112 p.
2021

Índice general

Índice de tablas	6
Índice de figuras	7
Agradecimientos	8
Resumen	9
Abstract	10
1. Introducción	11
2. Marco teórico	
2.1. Ecosistemas costeros.....	13
2.2. Caracterización de los sedimentos.....	17
2.2.1. Susceptibilidad magnética.....	17
2.2.2. Carbono orgánico e inorgánico.....	18
2.3. Fechado de sedimentos con ^{210}Pb	19
2.4. Área de estudio.....	24
2.5. Elementos químicos.....	27
2.5.1. Indicadores geoquímicos.....	29
2.5.2. Diagénesis.....	33
2.5.3. Normalización.....	34
2.5.4. Factor de enriquecimiento.....	35
2.6. Antecedentes de investigación.....	35
3. Pregunta e Hipótesis de Investigación	
3.1. Pregunta de investigación.....	39

3.2. Hipótesis de investigación.....	39
--------------------------------------	----

4. Objetivos

4.1. Objetivo general.....	40
4.2. Objetivos particulares.....	40

5. Materiales y métodos

5.1. Muestreo.....	41
5.2. Tamaño de grano	44
5.3. Susceptibilidad magnética.....	44
5.4. Carbono orgánico e inorgánico.....	44
5.5. Radiocronología con ^{210}Pb	45
5.6. Elementos químicos.....	46
5.6.1. Flujos históricos.....	47
5.7. Control de calidad y análisis estadístico	
5.7.1. Control de calidad.....	47
5.7.2. Análisis estadístico	
5.7.2.1. Correlación de Pearson.....	48

6. Resultados

6.1. Tamaño de grano.....	50
6.2. Susceptibilidad magnética.....	52
6.3. Carbono orgánico e inorgánico.....	53
6.4. Radiocronología	
6.4.1. ^{210}Pb total.....	55
6.4.2. ^{210}Pb de base y en exceso.....	57
6.4.3. Radiocronología con ^{210}Pb	57
6.4.4. Tasas de acumulación másica y sedimentaria.....	58

6.5. Elementos químicos	
6.5.1. Perfiles de concentración.....	61
6.5.2. Normalización y concentraciones naturales.....	66
6.5.3. Factor de enriquecimiento.....	67
6.5.4. Correlación de Pearson.....	67
6.5.5. Flujo histórico del Cd.....	68
7. Discusión	
7.1. Tamaño de grano y susceptibilidad magnética.....	70
7.2. Carbono orgánico e inorgánico.....	71
7.3. Tasas de acumulación másica y sedimentaria.....	72
7.4. Enriquecimiento y concentraciones de Cd.....	72
7.5. Diagénesis.....	76
7.6. Flujo histórico del Cd.....	76
8. Conclusiones.....	78
9. Referencias bibliográficas.....	79
10. Anexos.....	94

Índice de tablas

Tabla 1. Localización de los núcleos de sedimento recolectados en La Deseada (Laguna de Términos), Campeche.....	43
Tabla 2. Evaluación de la precisión (CV) de las variables analizadas en los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3.....	48
Tabla 3. Evaluación de la exactitud en el análisis de Cd mediante tres materiales de referencia certificados (MRC). Los valores están en $\mu\text{g g}^{-1}$	48
Tabla 4. Actividades (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ en los núcleos de sedimento del sitio La Deseada, Laguna de Términos, Campeche.....	57
Tabla 5. Tasas de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) y sedimentaria (TAS, cm año^{-1}) de los núcleos sedimentarios recolectados en el sitio La Deseada, Laguna de Términos, Campeche.....	58
Tabla 6. Concentraciones naturales y de referencia de los elementos químicos en los núcleos LD1, LD2 y LD3. Los valores están en $\mu\text{g g}^{-1}$, excepto por Al, Ti y Fe que están en %.....	66
Tabla 7. Factor de enriquecimiento de los elementos químicos analizados en los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3.....	67
Tabla 8. Concentraciones de cadmio en sedimentos de cuerpos de agua costeros en México y otras partes del mundo. Los valores están en $\mu\text{g g}^{-1}$	75

Índice de figuras

Fig. 1. Ecosistema costero de manglar ubicado en Laguna de Términos, Campeche.....	16
Fig. 2. Serie de desintegración radiactiva del ^{238}U	20
Fig. 3. Ciclo del ^{210}Pb en ecosistemas costeros y perfil sedimentario de la actividad de ^{210}Pb total respecto a la profundidad.....	21
Fig. 4. Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos en Campeche, al sur del Golfo de México	27
Fig. 5. Sitios de recolección de los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3 en La Deseada (Laguna de Términos), Campeche.....	50
Fig. 6. Distribución de tamaño de grano (%) respecto a la profundidad (cm) de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.....	51
Fig. 7. Perfiles de susceptibilidad magnética de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.....	53
Fig. 8. Perfiles de carbono orgánico (C_{org}) de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.....	54
Fig. 9. Perfiles de carbono inorgánico (C_{inorg}) de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.....	55
Fig. 10. Actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$) contra la profundidad (cm) de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.....	56
Fig. 11. Perfiles de las tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS) del núcleo sedimentario LD1.....	59
Fig. 12. Perfiles de las tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS) del núcleo sedimentario LD2.....	60
Fig. 13. Perfiles de las tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS) del núcleo sedimentario LD3.....	61
Fig. 14. Perfiles de las concentraciones de elementos químicos en el núcleo de sedimento LD1.....	63
Fig. 15. Perfiles de las concentraciones de elementos químicos en el núcleo de sedimento LD2.....	64
Fig. 16. Perfiles de las concentraciones de elementos químicos en el núcleo de sedimento LD3.....	65
Fig. 17. Flujos de Cd en los núcleos sedimentarios.....	69

Agradecimientos

A mi mamá por darme la oportunidad y a mis hermanos por estar.

A Iabin por apoyarme y ver perritos al final de cada momento juntos.

A mis amigos/as y conocidos/as por mostrarme la buena vibra.

A mi asesor y a la Lic. Santiago Pérez por compartirme parte de su trabajo.

A mis sinodales por indicarme las observaciones pertinentes.

A las mujeres investigadoras citadas en esta tesis.

A la universidad y al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por permitirme el espacio.

A mí por tratar de no desperdiciarlos.

Dedicado a Maya (2007-2021), una perrita que dio y recibió mucho amor; gracias por haberme distraído con juego y dulzura cuando era necesario.

Resumen

Con el fin de evaluar los posibles efectos nocivos que conllevan las altas concentraciones de Cd sobre la biota bentónica, se realizó la reconstrucción histórica de los flujos de Cd durante los últimos 100 años mediante el método de fechado con ^{210}Pb en tres núcleos sedimentarios costeros (LD1, LD2 y LD3), recolectados en el arroyo La Deseada, ubicado al norte de Laguna de Términos, Campeche. Los sedimentos en los tres núcleos fueron predominantemente arenosos. El contenido de C_{org} observado varió entre 0.04 y 3.9%, y el contenido de C_{inorg} varió entre 5.2 y 8.3%. Durante el periodo analizado, las tasas de acumulación másica y sedimentaria en los núcleos variaron entre 0.03 y 0.39 $\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ y entre 0.03 y 0.62 cm año^{-1} , respectivamente. Los intervalos de concentración de los elementos químicos en los núcleos fueron: Na, 2.9-19.9%; Al, 1.4-3.09%; Cl, 0.5-11.8%; Ti, 0.08-0.20%; Mn, 126.6-293.8 $\mu\text{g g}^{-1}$; Fe, 0.01-0.41%; Br, 47.5-383.7 $\mu\text{g g}^{-1}$; Mo, 3.0-7.6 $\mu\text{g g}^{-1}$; Cd, 0.05-0.31 $\mu\text{g g}^{-1}$; y U, 1.7-5.1 $\mu\text{g g}^{-1}$. El factor de enriquecimiento (FE) de Cd en los tres núcleos mostró un $\text{FE} \leq 2.4$, clasificado como enriquecimiento menor. Los flujos de Cd ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$) mostraron una tendencia creciente hacia las últimas décadas del siglo XX en los tres núcleos sedimentarios y posteriormente algunos decrementos hacia años recientes en el núcleo LD1.

Abstract

The ^{210}Pb radiochronology was used to reconstruct the Cd fluxes during the last 100 years in three coastal sediment cores (LD1, LD2, LD3) collected in La Deseada creek, located in the north of Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. All sediment cores were mostly sandy, with C_{org} contents that varied between 0.04 and 3.9%, and C_{inorg} values from 5.2 to 8.3%. During the period recorded in the sediment cores, the mass and sediment accumulation rates varied from 0.03 to 0.39 $\text{g cm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ and from 0.03 to 0.62 cm yr^{-1} , respectively. The concentration intervals for chemical elements in the cores were: Na, 2.9-19.9%; Al, 1.4-3.09%; Cl, 0.5-11.8%; Ti, 0.08-0.20%; Mn, 126.6-293.8 $\mu\text{g g}^{-1}$; Fe, 0.01-0.41%; Br, 47.5-383.7 $\mu\text{g g}^{-1}$; Mo, 3.0-7.6 $\mu\text{g g}^{-1}$; Cd, 0.05-0.31 $\mu\text{g g}^{-1}$; and U, 1.7-5.1 $\mu\text{g g}^{-1}$. The enrichment factor (EF) for Cd in all sediment cores was ≤ 2.4 , classified as a minimum enrichment. The sediment cores showed that Cd fluxes ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{yr}^{-1}$) increased until the last decades of the 20th century in the three records, and after that a decreasing tendency to the sampling date for LD1.

Capítulo 1.

Introducción

En México existen 6,331 humedales, de ellos, 142 se encuentran categorizados como ecosistemas acuáticos protegidos, repartidos a lo largo de las costas conectadas al Océano Pacífico mexicano y al Golfo de México. Al denominarse áreas protegidas, éstas son observadas bajo múltiples enfoques (i.e. fisicoquímico, biológico y sociocultural) con la finalidad de identificar y mitigar los efectos procedentes de sus modificaciones debido a procesos naturales y antropogénicos (Saavedra, 2019). Es importante mencionar que el 62% de los estuarios mexicanos han sido modificados de manera negativa por causas directas como la creación de zonas urbanas, el vertimiento de desechos orgánicos e inorgánicos generados por la actividad agrícola y petroquímica, la construcción o dragado de encauzamientos que modifican la cantidad de agua, nutrientes o sedimento que llegan a estos ecosistemas, así como la pesca desmedida. Desde mediados del siglo XX se han estudiado los efectos del fuerte desarrollo industrial en zonas contiguas a las costas, ligados al Cambio Global, que encauzan al deterioro de ecosistemas costeros (Ramos-Miranda y Villalobos-Zapata, 2015). Entre ellos, la Laguna de Términos, cuya cercanía a las zonas de extracción de petróleo de la Sonda de Campeche ha sido vulnerable a los residuos industriales (e.g. aguas negras, petróleo y sus derivados, metales y metaloides); de esta manera la relevancia del presente proyecto de investigación que se une a estos esfuerzos desde la perspectiva de la geoquímica sedimentaria. En consecuencia, el objetivo de este trabajo fue determinar la concentración y flujos históricos de Cd en núcleos de sedimento fechados con ^{210}Pb , recolectados en el arroyo La Deseada, ubicado al norte de Laguna de Términos, Campeche.

En el siguiente capítulo de esta tesis se presenta el marco teórico, mientras que en el tercer capítulo se señalan la pregunta e hipótesis de investigación. En el cuarto capítulo se aborda el objetivo general, junto con los objetivos específicos, seguido del quinto capítulo con los materiales y métodos utilizados en la parte experimental, incluyendo el control de calidad y el análisis estadístico. En el sexto capítulo se describen los resultados, en tanto que en el séptimo capítulo se aborda su discusión. Finalmente, las conclusiones se enuncian en el octavo capítulo, seguido de las referencias bibliográficas en el noveno y finalmente los anexos en el décimo y último capítulo.

Capítulo 2.

Marco teórico

2.1. Ecosistemas costeros

La limnología, cuya etimología recae en el griego *limne*, palabra asociada al agua como “laguna” y de *logos* como el “estudio” en sí, se ha definido como la ciencia que estudia las aguas epicontinentales, aquellas aguas someras o superficiales que recorren el territorio continental y se reparten dentro del mismo (Margalef, 1983; Banderas, 1996). Los sistemas epicontinentales se clasifican de la siguiente manera: lóticos, adjunto a aguas corrientes; lénticos, relativo a aguas estancadas, y sistemas híbridos entre lótico y léntico, originalmente artificiales (Cervantes, 2007). Estos sistemas pueden estar asociados a humedales, los cuales son “zonas donde el agua es el principal factor controlador del medio y la vida vegetal y animal asociada a él [...] Se dan donde la capa freática se halla en la superficie terrestre o cerca de ella o donde la tierra está cubierta por aguas poco profundas” (Convención de Ramsar, 2006). Asimismo, Semarnat (2008) propone su propia definición de humedales como “zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, tanto continentales como costeras, sujetas o no a la influencia de mareas”. Los humedales internos o terrestres se originan en territorio continental y se desarrollan en gran medida dentro de éste, con sus respectivas características biogeoquímicas y biota. Estos ecosistemas pueden presentarse en lagos, lagunas, ríos, arroyos, bordos, embalses, cenotes, petenes, bolsones, ciénagas, marismas y pantanos. Los humedales artificiales son ecotecnologías que mediante procesos de biotransformación y mineralización permite mantener condiciones bioquímicas idóneas para el hábitat de ciertas

especies; éstos pueden ser estanques de cría de peces y camarones, estanques de granja, tierras agrícolas de regadío, depresiones inundadas salinas, embalses, estanques de grava, piletas de aguas residuales y canales (CREHO, 2020; Luna-Pabello y Aburto-Castañeda, 2014). Por último, los humedales marinos son aquellos que están ubicados en el área de la plataforma continental, no excediendo los seis metros de profundidad en marea baja (e.g. los arrecifes; Convención de Ramsar, 2006), mientras que los humedales costeros, dentro de los cuales se incluye la zona de estudio de esta tesis, son aquellos que se encuentran en la zona litoral con comunicación temporal o permanentemente con el medio marino, aunque también pueden vincularse a sistemas dulceacuícolas, pero no necesariamente. Ejemplos de este tipo de ecosistemas suelen ser las marismas de mareas, manglares, deltas, esteros, estuarios, bahías y lagunas costeras (Sánchez *et al.*, 2007; Berlanga-Robles *et al.*, 2008).

Las lagunas costeras están definidas por Lankford (1977) y por Cervantes (2007) como una depresión de agua somera con salinidad inconstante, provistas de una barrera o isla, la cual generalmente es paralela a la línea de costa. México cuenta con una extensión territorial de 1,964,375 km², de los cuales 430,000 km² corresponden a la zona costera terrestre, cuya superficie está distribuida en 17 estados de la república, donde 263 municipios son costeros (150 con frente de mar y 113 con influencia costera; Lara-Lara *et al.*, 2008). La línea de costa abarca 12,018 km sin considerar las costas insulares (Conabio, 2019). En México, el 6.5% del territorio nacional son humedales (INEGI, 2005), esto representa ~0.6% de los humedales existentes en el mundo con 3,318,500 ha (Olmsted, 1993), de las que 1,567,000 ha se clasifican como humedales costeros, sustentando una alta diversidad de vegetación y fauna (Contreras, 1993).

Entre los mecanismos más importantes de formación de los sistemas costeros se encuentran los procesos de transporte de sedimentos asociados comúnmente a los sistemas

fluvio-deltaícos, los cuales crean barreras en forma de islas o penínsulas. Otros mecanismos a considerar son los antecedentes geomorfológicos, el tectonismo o vulcanismo, las características sedimentarias, la frecuencia de mareas y el clima, ya que pueden afectar igualmente al sistema costero debido a desbordamientos, fluctuaciones en el nivel de salinidad, aumento de tamaño o profundidad de las planicies costeras y creación de entradas costeras con conexión al mar (Lankford, 1977; Bird, 1994; Newton *et al.*, 2014).

Las lagunas costeras proveen importantes servicios ambientales como liberación de oxígeno y captura de dióxido de carbono. Las lagunas costeras filtran, limpian y suministran agua dulce, retienen sedimentos, previenen la erosión, regulan las inundaciones, brindan protección ante diferentes eventos meteorológicos, ofrecen suelos ricos en nutrientes, así como un hábitat para el desarrollo y almacenamiento de materia orgánica y la consecuente línea de consumidores primarios y secundarios (Flores-Verdugo *et al.*, 2007).

Alrededor del 35% de bosques de manglar derivados de los humedales costeros se han perdido en el mundo (Valiela *et al.*, 2001; Alongi, 2008; Donato *et al.*, 2011). De hecho, los sistemas costeros se encuentran entre los más vulnerables ante las amenazas naturales y antropogénicas (i.e. contaminación, tala ilegal, Cambio Climático; Eisenreich, 2005; Newton *et al.*, 2014). Además, estos sistemas suelen ser el depósito final de residuos orgánicos e inorgánicos producidos por las actividades industriales, portuarias y urbanas que se desarrollan a sus alrededores (Luoma, 1990; Giordano *et al.*, 1992; French, 1993). Estos residuos suelen contener altas cargas de metales y metaloides, generando efectos negativos en las comunidades biológicas de ambientes costeros y marinos (Moore y Ramamoorthy, 1984). Conocer la distribución de los elementos metálicos en los sedimentos permite determinar su disponibilidad (Cosma *et al.*, 1982), ya que esta matriz ambiental funciona como un reservorio, donde metales y metaloides están propensos a regresar a la columna de

agua debido a procesos de difusión y mezcla, así como a la actividad de los organismos bentónicos (Meyerson *et al.*, 1981; Calderón y Valdés, 2012).

En el caso particular de México, se han modificado de manera negativa aproximadamente el 62% de sus humedales (i.e. continentales, costeros y marinos; Semarnat, 2012). Los humedales costeros más afectados se encuentran en Baja California y Sonora, seguidos por Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, Campeche, Quintana Roo, Chiapas, Sinaloa, Jalisco, Guerrero y Oaxaca, mientras que los humedales menos afectados se ubican en Nayarit, Colima, Yucatán y Michoacán (Landgrave y Moreno-Casasola, 2012).

La costa occidental del Golfo de México tiene una longitud de 3,294 km, con un área de vegetación de manglar de ~742,000 ha. Es importante mencionar que México ocupa la cuarta posición a nivel mundial respecto a la cantidad de manglar que cubre sus costas. Sin embargo, se estima que aproximadamente el 10% de esa vegetación se ha reducido en los últimos 40 años (Giri *et al.*, 2011; Valderrama *et al.*, 2014; Canales-Delgado *et al.*, 2019).

Los ecosistemas costeros del Golfo de México son alimentados por sistemas fluviales o por sistemas fluvio-lagunares, también llamados estuarino-lagunares. Los sistemas estuarino-lagunares suelen ser oligohalinos (i.e. 0.5-5 ups) a mesohalinos (5-18 ups) como Laguna de Términos. También existen sistemas polihalinos (18-30 ups), eurihalinos (30-40 ups) e hipersalinos por tener climas más áridos y secos extremos (≥ 40 ups; Lara-Lara, 2008).



Fig. 1. Ecosistema costero de manglar ubicado en Laguna de Términos, Campeche (Conanp, 2019).

2.2. Caracterización de los sedimentos

2.2.1. Susceptibilidad magnética

La susceptibilidad magnética (SM) volumétrica k es la medida de respuesta de los elementos que componen una muestra (i.e. sedimentos o rocas) al ser magnetizados, donde:

$$k = M/H$$

M representa la intensidad de magnetización inducida por unidad de volumen y H es la fuerza del campo magnético aplicado. El parámetro k es adimensional ($k \times 10^5$, según el Sistema Internacional de Unidades). La SM depende del contenido de materiales ferromagnéticos en una muestra, clasificándose en: i) minerales ferromagnéticos (altamente magnetizables) como óxidos de hierro, titanio, pirrotina o greigita; ii) minerales paramagnéticos (magnetización moderada) como minerales arcillosos, carbonatos de hierro y manganeso, silicatos ferromagnéticos o mineraloides oxihidróxido-férricos que contienen iones Fe^{2+} , Fe^{3+} o Mn^{2+} (Bojórquez-Sánchez, 2009; Ontiveros-Cuadras, 2015) y iii) minerales diamagnéticos (magnetización débil o nula) como cuarzo, dolomita, alkali-feldespatos, fosforita o calcita (Bautista *et al.*, 2014). La SM varía de acuerdo a los cambios en el tamaño y forma del grano o a la composición mineralógica (Thompson *et al.*, 1980; Stone, J.S., Stone-Onge, 2007), por tanto, se utiliza como un indicador de cambios litológicos, climáticos y geológicos (Carmichael, 1982).

2.2.2. Carbono orgánico e inorgánico

Dentro del ciclo de carbono, el CO₂ disuelto no difundido a la atmósfera es transformado a carbono orgánico por el fitoplancton, el cual es enterrado en los sedimentos posteriormente. El carbono en los sedimentos se clasifica como: carbono orgánico (C_{org}) y carbono inorgánico (C_{inorg}). El C_{org} se constituye de la mezcla entre el detrito de la biota que habita el sistema acuático conocido como material autóctono y el particulado orgánico, el cual es suministrado por escorrentía y se clasifica como alóctono. El C_{inorg} está compuesto por minerales biogénicos (i.e. de organismos que secretan CaCO₃ o que lo usan para construir sus exo o endo esqueleto) y no-biogénicos de carbonatos (i.e. de la formación *in situ*, como la precipitación directa del agua marina; Bojórquez-Sánchez, 2009; Ontiveros-Cuadras, 2015). La concentración de C_{org} se utiliza para evaluar la relación que tiene la materia orgánica con el transporte, depósito y retención de metales y otros contaminantes en los sedimentos (Nieuwenhuize *et al.*, 1994). Mientras que, el C_{inorg} es útil como indicador de dispersión de material terrígeno, además de actuar como diluyente de las concentraciones de contaminantes metálicos (Loring y Rantala, 1992).

La materia orgánica, especialmente por su cantidad y composición, influye en el comportamiento y acumulación de metales y metaloides, ya que estos elementos tienen una alta afinidad a ésta, así como la materia orgánica a sedimentos de grano fino (Herut y Sandler, 2006). La materia orgánica se conforma de compuestos hidrofóbicos (i.e. ácidos húmicos y ácidos fúlvicos) y entre otros compuestos hidrofílicos de menor peso molecular (Stevenson, 1994). La sorción entre metales y metaloides con la materia orgánica está relacionada con la alta biodisponibilidad de los compuestos hidrofílicos de menor peso molecular y la baja movilidad de los ácidos húmicos, sin embargo, este proceso depende de la naturaleza de las muestras de sedimento y los metales a evaluar (Laborda *et al.* 2009). Generalmente, mientras

sea mayor la cantidad de materia orgánica, mayor será la adsorción de metales (Schlütter, 1997).

2.3. Fechado de sedimentos con ^{210}Pb

Al establecer el marco temporal en un núcleo sedimentario mediante la radiocronología con ^{210}Pb , es posible reconstruir aspectos relacionados con el cambio global, como son las tendencias históricas de la contaminación por metales y metaloides (Ontiveros-Cuadras, 2015). El ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22.23 \pm 0.12$ años) es un radionúclido natural altamente reactivo, emisor beta débil (i.e. 63.1 keV y 16.6 keV) que presenta una emisión gamma de 46.5 keV (Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012). La determinación indirecta de ^{210}Pb se realiza por medio del análisis de su radionúclido hijo el ^{210}Po ($T_{1/2} = 138.3$ días) por espectrometría alfa, asumiendo equilibrio secular (i.e. cuando el $T_{1/2}$ del núclido padre es considerablemente mayor a la del núclido hijo) entre ambos radionúclidos. Entre las ventajas de la espectrometría alfa se incluye que la separación radioquímica del ^{210}Po es sencilla no es complicada, su conteo permite obtener una estadística aceptable (<10%) y la cantidad de muestra requerida para el análisis es pequeña (0.2-1.0 g; García-Orellana y García-León, 2002; Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012).

El ^{210}Pb forma parte de la cadena de desintegración del ^{238}U ($T_{1/2} = 4.5 \times 10^9$ años; Figura 2) y está presente en la atmósfera, litósfera e hidrósfera (Figura 3; Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012).

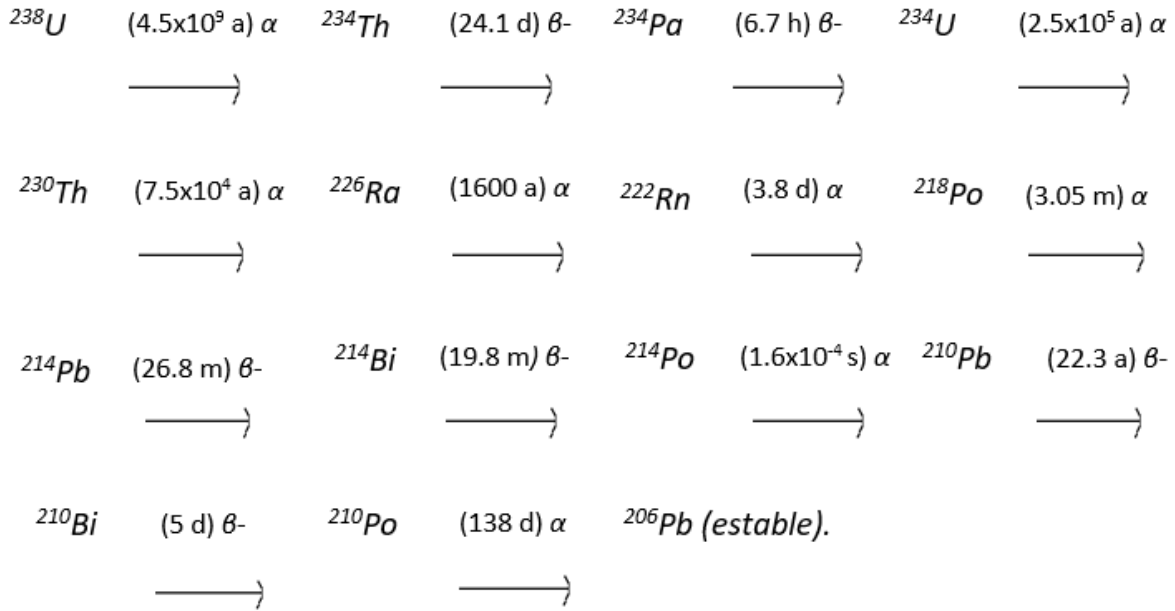


Fig. 2. Serie de desintegración radiactiva del ^{238}U .

Dentro de las zonas costeras someras (<100 m) la fuente principal de ^{210}Pb es el flujo atmosférico (Figura 3) y en segundo lugar los ríos y las escorrentías. De tal manera que, el radionúclido intermedio procedente de la desintegración del ^{226}Ra ($T_{1/2} = 1600$ años), el ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3.8$ días), emana del suelo y se incorpora a la atmósfera hasta desintegrarse a ^{210}Pb . El ^{210}Pb se asocia a los aerosoles (tamaño: 0.05-2.00 μm) y se deposita por precipitación húmeda y seca sobre los cuerpos de agua y continentes. Por otro lado, el ^{222}Rn que emana del sedimento, y que se incorpora a la columna de agua, se desintegra a ^{210}Pb , el cual tiene gran afinidad con la materia en suspensión que lo transporta posteriormente hasta los sedimentos. Asimismo, existe una fracción de ^{226}Ra disuelta en la columna de agua que se desintegra en ^{222}Rn y éste en ^{210}Pb , que también tiende a asociarse a las partículas en suspensión. Por último, el ^{226}Ra que se encuentra dentro del sedimento se desintegrará hasta ^{210}Pb (Hötzl y Winkler, 1987; Sánchez-Cabeza *et al.*, 2012).

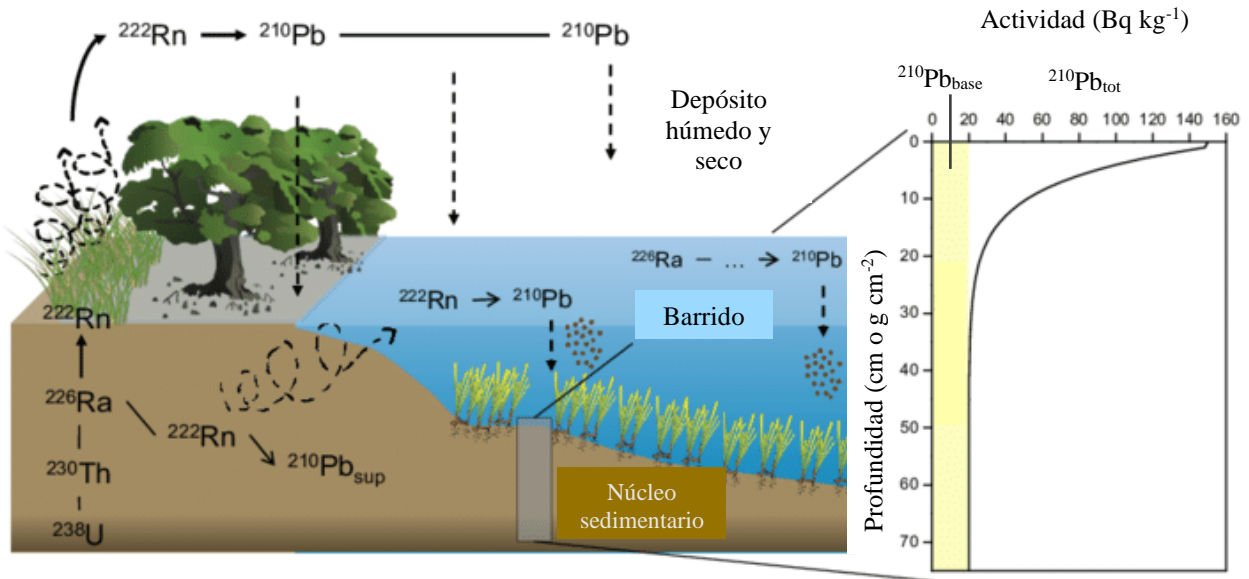


Fig. 3. Ciclo del ^{210}Pb en ecosistemas costeros y perfil sedimentario de la actividad de ^{210}Pb total respecto a la profundidad (Arias-Ortíz et al., 2018).

De acuerdo con Koide *et al.* (1972), el ^{210}Pb producido in situ en los sedimentos por la desintegración del ^{226}Ra (i.e. origen litogénico) es llamado ^{210}Pb de base o soportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$). El ^{210}Pb que procede del depósito atmosférico es llamado ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$). La diferencia entre el ^{210}Pb total ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, en desequilibrio) y el de base resulta en el ^{210}Pb en exceso. De manera que:

$$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}} = ^{210}\text{Pb}_{\text{tot}} - ^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$$

El $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ es el parámetro principal para realizar el fechado de los sedimentos. El modelo matemático de desintegración radiactiva del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ respecto a la profundidad es como sigue, suponiendo condiciones de un sistema cerrado (Appleby y Oldfield, 1983; Appleby, 1998):

$$^{210}\text{Pb}_{(z)} = ^{210}\text{Pb}_{(0)} e^{-\lambda t}$$

Donde $^{210}\text{Pb}_{(0)}$ representa la actividad del radionúclido en la capa superficial del núcleo de sedimento, $^{210}\text{Pb}_{(z)}$ representa la actividad a la profundidad z y λ es la constante de desintegración radiactiva (0.03114 año^{-1}). La radiocronología con ^{210}Pb posibilita estimar fechas dentro de un marco temporal de 100 a 150 años (Krishnaswami *et al.*, 1971), lo cual nos sitúa en la época de mayor crecimiento industrial y demográfico experimentado por la mayoría de países en el mundo (Ontiveros-Cuadras, 2015). Otras aplicaciones importantes de la radiocronología con ^{210}Pb son el poder estimar las tasas de acumulación sedimentaria (TAS, cm año^{-1}) y másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) mediante el modelo de flujo constante (CF, por sus siglas en inglés; Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Al CF también se le conoce como modelo de tasa constante de suministro (CRS, por sus siglas en inglés). En este sentido, la hipótesis fundamental del modelo CF es que el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ a la superficie del sedimento es constante. Si el flujo es constante, se define un equilibrio entre la cantidad en exceso de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ aportada y aquella que se pierde por desintegración radiactiva.

La TAS y la TAM se calculan de la siguiente manera (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012):

$$TAS = \frac{\Delta z_i}{\Delta t_i} \quad TAS = \frac{\Delta m_i}{\Delta t_i}$$

Donde Δz_i es el espesor de la sección i (cm), Δm_i es la profundidad másica media de la sección i (g cm^2) y Δt_i es el periodo de formación de la sección i , el cual se calcula a partir de:

$$\Delta t_i = t(i) - t(i-1)$$

$t(i)$ es la edad de la capa i en años. Para estimar el flujo de $^{210}\text{Pb}(\Phi)$ a la superficie del sedimento se utiliza el inventario total de ^{210}Pb :

$$\Phi = \lambda * A$$

A es el inventario total de ^{210}Pb (Bq m^{-2}). El inventario total de ^{210}Pb se obtiene a partir de:

$$A_i = (C_i M_i) / S$$

A_i es la actividad por unidad de área (o depósito) de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en la sección i (Bq m^{-2}), C_i es la concentración de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en la sección i (Bq kg^{-1}) y S es la superficie transversal del núcleo sedimentario (m^2). La actividad acumulada $A(i)$ se calcula como:

$$A(i) = \sum_{j=i+1}^{j=\infty} A_j$$

De la ecuación anterior se concluye que la actividad acumulada por unidad de área de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ bajo la capa (i) en el momento de su formación ($t=0$) es igual a:

$$A(i, t=0)$$

Por lo tanto, el inventario completo de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ en el núcleo es igual a:

$$I = A(0)$$

El inventario se define como la cantidad de ^{210}Pb almacenada en la columna de sedimento, la cual proviene del balance entre la cantidad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ que llega al reservorio mediante diferentes fuentes (i.e. atmósfera, escorrentías y columna de agua) y la disminución de la actividad del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ por desintegración radiactiva (Appleby y Oldfield, 1983; Binford, 1990).

El fechado con ^{210}Pb necesita de corroboración y para ello se hace uso de marcadores estratigráficos como los radionúclidos artificiales ^{137}Cs y ^{239}Pu . Estos radionúclidos son producto de la detonación atmosférica de armas nucleares y su actividad máxima en los perfiles sedimentarios debería coincidir con el horizonte temporal entre 1962 y 1964, periodo en el que ocurrió la mayor actividad de pruebas nucleares en el mundo. La evaluación consiste en que los máximos de ^{137}Cs y ^{239}Pu puedan corresponder con las fechas derivadas del análisis de ^{210}Pb , así quedaría comprobado que el resto de los parámetros calculados a

través de la radiocronología (e.g. TAS, TAM, flujo atmosférico) son confiables (Ruiz-Fernández *et al.*, 2004; Ontiveros-Cuadras, 2015).

2.4. Área de estudio

El arroyo La Deseada (LD) se ubica al norte de Laguna de Términos (LT), al sureste de la Isla del Carmen, en el estado de Campeche, México. Es un sitio protegido y poco profundo (<1 m), con velocidad de corriente ~30% menor al resto de la línea de costa del interior de la Isla del Carmen (Ruiz-Fernández *et al.*, 2020), cuya velocidad fluctúa entre 0.18 y 1.50 km hr⁻¹ (SEMAR, 2010). La zona pareció idónea para el estudio de muestras estuarinas debido a la presencia de pastos marinos, que son sitios de sedimentación, reconocidos como hábitats de cría para la producción pesquera y la retención de nutrientes.

LT es un sistema estuarino de 70 km de longitud y 35 km de ancho (~1,700 km² de superficie), con una profundidad media de 3.5 m y un área de 705,016 ha (Guerra-Santos, 2018; Figura 4). Los municipios de Campeche que rodean LT son el Carmen (73%), Palizada (22%), Champotón (0.5%), así como Jonuta (4.8%) en el estado de Tabasco. La laguna tiene al oeste el río San Pedro y San Pablo, al este el área de drenaje del estero de Sabancuy, al norte la Isla del Carmen, y al sur el territorio continental de Campeche. Al sur también se encuentra el delta del sistema Grijalva-Usumacinta, el cual contribuye con el mayor volumen de descarga de agua dulce y sedimentos hacia el mar de todo el país (Semarnat, 1997).

LT se describe como una cuenca exorreica con conexión al Golfo de México mediante tres puntos: 1) al suroeste de la laguna se encuentra el canal o boca del Carmen con 4 km de largo y una profundidad media de 4.5 m (profundidad máxima de 19 m); 2) al este el canal o boca Puerto Real con 3.3 km de largo y 3.5 m de profundidad media (profundidad máxima

de 12 m) y 3) al este el canal angosto y poco profundo de Sabancuy conectado a LT a 22.6 km (Contreras-Ruiz *et al.*, 2014). Los primeros dos canales están perfilados por dos islas que separan a la laguna del Golfo de México, que son Isla del Carmen (38 km de longitud y 2.5 km de ancho), y la Isla Aguada (40 km de longitud y 900 m de ancho), ambas clasificadas como islas de barrera de arena calcárea del periodo Holoceno (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia, 1982; Gutiérrez-Estrada, 1988; Contreras-Ruiz *et al.*, 2014).

LT es la laguna costera de mayor volumen en el país (Ramos-Miranda *et al.*, 2015) y desde 1994 obtuvo la categoría de Área de Protección de Flora y Fauna publicado en el Diario Oficial de la Federación, cuyo Programa de Manejo se publicó en marzo de 1997 de acuerdo a la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA, 1988). Desde el 2004, la región pertenece al Convenio de Ramsar debido a que alberga una diversidad biológica terrestre y acuática representativa de la región biogeográfica tropical (incluyendo especies endémicas y en peligro de extinción), como los manglares, cuya abundancia es la mayor registrada en Latinoamérica (~127,000 ha; Guerra-Santos, 2018).

En la región se observan tres tipos de clima: 1) cálido subhúmedo intermedio, con lluvias en verano desde isla Aguada hasta el estero de Sabancuy; 2) cálido subhúmedo en la mayor parte de LT, Isla del Carmen y desde la desembocadura del río Palizada hasta la boca de Puerto Real y 3) cálido húmedo, con lluvias abundantes en verano en la zona de Palizada, Pom-Atasta, los ríos San Pedro, San Pablo, y en el límite del estado de Tabasco hasta la desembocadura del río Palizada (Ramos-Miranda *et al.*, 2015). Las temperaturas pueden fluctuar entre 19 y 36 °C (Venegas-Pérez, 2003) y las lluvias de 100 a 1800 mm año⁻¹ (Ramos-Miranda *et al.*, 2006). De acuerdo con Yáñez-Arancibia (1982) y Guerra-Santos (2018), las estaciones climáticas se dividen en estación seca de febrero a abril, con presencia de nortes de noviembre a enero, mayo es un mes de transición, y la estación de lluvias de

junio a octubre. Los vientos dominantes provenientes del noroeste (NO) fluyen con dirección suroeste (SO) de forma paralela a la costa casi todo el año. En cambio, en otoño los vientos viran hacia el noreste (NE) y sureste (SE) con una velocidad promedio de 4 a 8 m s⁻¹ durante el invierno y durante eventos norte de ~12 m s⁻¹, lo que ocasiona un enriquecimiento de agua marina dentro de la laguna, mientras que, en época de lluvias ingresa mayor volumen de agua dulce (Amezcu-Linares, 1978; Venegas-Pérez, 2003; Zavala-Hidalgo *et al.*, 2003; Dubranna *et al.*, 2011; Contreras-Ruiz *et al.*, 2014).

Varios afluentes descargan sus aguas dulces en LT como el Palizada al suroeste, Chumpán al sur y Candelaria al este. El río Palizada es un río tributario del río Usumacinta que desemboca en LT por la barra de Boca Chica con un flujo de 240 m³ s⁻¹. Por su parte, el río Chumpán desemboca en LT por la boca de Balchacah con un flujo de 35 m³ s⁻¹ y, finalmente el río Candelaria, junto con los ríos Caribe y Mamantel forman la Laguna de Panlau que se comunica con LT por la Boca de los Pargos, con un flujo de 2 m³ s⁻¹ (Amezcu-Linares, 1978; Villalobos-Zapata *et al.*, 2010; Magallanes-Ordoñez *et al.*, 2015; Navarrete-Rodríguez *et al.*, 2020).

LT forma parte de la región hidrológica 30 y su planicie costera es parte de la llanura deltaica del sistema fluvial Grijalva-Usumacinta (Conagua, 2012). Debido al caudal del río Palizada, el lado este de LT presenta mayor salinidad (30-37 psu) y claridad (>60%), junto con una mayor concentración de sedimentos carbonatados (60-90%), mientras que en su lado oeste se presenta baja salinidad (15-25 psu), menor claridad (~40%) y una concentración del 10 al 30% de sedimentos carbonatados, principalmente lodosos. En la parte central de LT, la salinidad varía entre 12 y 30 psu, dependiendo de la temporada, su transparencia es mayor en época de lluvias y es una zona de transición en cuanto al volumen de sedimentos terrígenos

y carbonatados (~50%; Phleger, 1971; Bach *et al.*, 2005; Herrera-Silveira *et al.*, 2019; Santana-Carrillo, 2019).

En los alrededores de LT la mayor parte de la población (~10,000 habitantes) se dedica a alguna actividad primaria, ya que son zonas no urbanizadas, exceptuando a Ciudad del Carmen (Venegas-Pérez, 2003; Conapesca-Campeche, 2016; INEGI, 2020). A 85 km de Ciudad del Carmen se extrae petróleo y gas en la Sonda de Campeche y a 60 km se encuentra la Planta de Nitrógeno Cantarell.

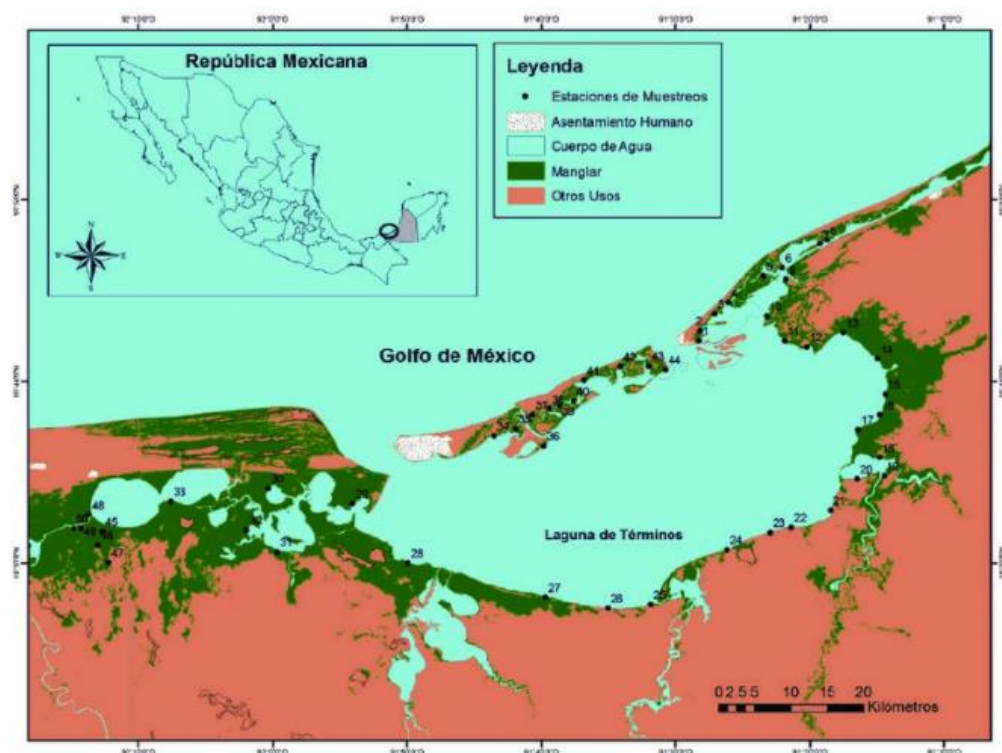


Fig. 4. Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos en Campeche, al sur del Golfo de México (Hernández *et al.*, 2012).

2.5. Elementos químicos

Algunos metales (e.g. hierro, magnesio, manganeso) son considerados nutrientes esenciales para distintos organismos, ya que intervienen en sus funciones bioquímicas y fisiológicas. Los metaloides (e.g. boro, silicio, arsénico) son elementos químicos que

presentan características intermedias entre los metales y no metales; generalmente son sólidos con lustre brillante u opaco, pueden o no ser dúctiles, maleables o frágiles, conducen mejor la electricidad que los no metales, pero no mejor que los metales, por lo que se consideran semiconductores, tienen puntos de ebullición, fusión y densidades variadas (Duffus, 2002). De acuerdo a su abundancia, los metales y metaloides son catalogados como elementos traza (i.e. concentraciones que van de las partes por billón (ppb) a 10 partes por millón (ppm)). Su disponibilidad en la naturaleza depende de factores como la temperatura, fase de asociación, solubilidad lipídica, cinética química, hasta interacciones tróficas (Verkleji, 1993; Tchounwou *et al.*, 2012).

Las fuentes de estos elementos metálicos no siempre son geogénicas (e.g. intemperismo, erupciones volcánicas, actividad geotérmica), sino antropogénicas como los procesos industriales, la agricultura o la descarga de desechos urbanos no tratados (Tchounwou *et al.*, 2012).

Entre los principales factores que influyen en la movilización de los metales y metaloides en el sedimento (fase acuosa a la sólida y viceversa) se encuentran (McBride, 1989):

- i. Concentraciones elevadas de solutos: las altas concentraciones de iones pueden competir por los sitios de adsorción sobre partículas sólidas, siendo desplazados los iones metálicos adsorbidos.
- ii. Cambios en las condiciones redox: la disminución del nivel de oxígeno en los sedimentos ocasiona modificaciones en la especiación de los elementos metálicos y cambios en su solubilidad.

- iii. Cambios de pH: el decremento de pH permite la disolución de carbonatos e hidróxidos, así como el aumento en la desorción de cationes metálicos debido a la competencia con los iones de hidrógeno.
- iv. Presencia de agentes acomplejantes: los metales y metaloides son capaces de formar complejos estables y/o solubles con algunas especies naturales, de igual modo pueden ser adsorbidos a partículas sólidas.
- v. Transformación bioquímica: este proceso permite la transferencia de metales y metaloides presentes en los sedimentos hacia la fase acuosa o la ingesta por los organismos acuáticos y su posible subsecuente liberación mediante productos de descomposición. De igual forma, existen procesos (e.g. biosorción, bioacumulación) que retienen a los metales o sus respectivas especiaciones en las superficies celulares de los organismos a través de compuestos orgánicos como enzimas o grupos funcionales (e.g. carboxilo, amino, hidroxilo, fosfato, sulfhidrilo; Liu *et al.*, 2020).

2.5.1. Indicadores geoquímicos

Los elementos incluidos en esta sección pueden ser agrupados con relación a sus características geoquímicas en: i) indicadores marinos (Na, Cl, Br); ii) trazadores terrígenos (Al, Ti); iii) redox sensibles (Mn, Fe, Mo, U) y iv) contaminante metálico (Cd).

Sodio (Na)

El sodio es un metal alcalino ampliamente distribuido en la corteza terrestre, con una concentración promedio de 22,700 mg kg⁻¹ (Fyfe, 1999). Asimismo, es el principal catión presente en el agua de mar con una concentración media de 10,500 mg L⁻¹ (Hem, 1992).

Aluminio (Al)

El aluminio es el metal más abundante de la litósfera (8.1%; Salminen, 2005). Es conocido por su baja movilidad, no obstante, su solubilidad aumenta en ambientes con valores de pH menores a 5.5 (Shiller, 1996). La abundancia promedio del Al en los sedimentos se relaciona a la presencia de aluminosilicatos (i.e. detritos finos; Duchart *et al.*, 1973). Tanto el Al como el Fe y Ti, son indicadores de aporte terrígeno en sedimentos marino-costeros (Sirocko *et al.*, 2000; Fütterer *et al.*, 2006).

Cloro (Cl)

El cloro es un halógeno que presenta una concentración de 19,000 mg L⁻¹ (Hem, 1992) en el medio marino. Más del 75% de este elemento se encuentra en la litósfera, atmósfera e hidrósfera, pero en el océano se encuentra en su forma iónica Cl⁻. Su concentración promedio en la corteza continental es de 370 mg kg⁻¹ (Salminen, 2005). El Cl es un indicador de intrusión salina en sedimentos costeros, utilizado en estudios de paleotsunamis (Chagué-Goff, 2010; Sayyed, 2013).

Titanio (Ti)

El titanio es un metal bastante abundante en la corteza continental (0.9%; Turekian, 1969), mientras que su concentración en los sedimentos marinos es menor (~0.5%). En el proceso de la cristalización magmática, el Ti se encuentra enriquecido en rocas máficas y ultramáficas usualmente en su forma iónica Ti⁴⁺, en minerales como ilmenita (FeTiO₃) y rutilo (TiO₂; Salminen, 2005).

Manganeso (Mn)

El manganeso, con una concentración de ~1400 ppm (McLennan, 1999) en la corteza continental, es un metal que está presente en varios minerales como pirolusita (MnO₂), rodocrosita (MnCO₃) y manganita (MnO(OH)). Su concentración promedio en agua dulce es

de 15.9 ug L⁻¹ (Salminen, 2005), en agua superficial marina de 0.1 ug L⁻¹ (Bender *et al.*, 1966), en sedimentos fluviales de 452 mg kg⁻¹ (Salminen, 2005), y en sedimentos costeros de 300 a 400 mg kg⁻¹ (Salazar *et al.*, 2004). En la naturaleza se encuentra combinado con otros elementos como oxígeno, cloro y azufre.

Hierro (Fe)

El hierro es un metal, con un contenido de ~3.5%, es el cuarto elemento más abundante en la corteza continental y se puede encontrar en minerales como pirita (FeS₂), magnetita (Fe₃O₄), hematita (Fe₂O₃) y siderita (FeCO₃). Las concentraciones en sedimentos fluviales y costeros varían entre 0.1 a 25%, siendo los valores mayores a 3.5% relacionados a zonas con alto contenido de rocas máficas y ultramáficas (Salminen, 2005).

Bromo (Br)

El bromo, con una concentración promedio de 67 mg L⁻¹ (Hem, 1992), es un halógeno y uno de los elementos más abundante en el agua marina y las zonas continentales (Turekian, 1969). El Br sirve como trazador de material de origen marino y de paleosalinidad (Billo, 1991).

Molibdeno (Mo)

El molibdeno es un metal conservativo en los océanos (i.e. molibdato (MoO₄)) con una concentración de ~105 nmol kg⁻¹ (Morford, 1999). Su concentración en la corteza terrestre va desde 1 a 2 ppm (Taylor, 1985) y se encuentra relacionado al azufre mediante el mineral de molibdenita (MoS₂), y con otros elementos formando minerales como wulfenita (PbMoO₄) y la powellita (CaMoO₄). El Mo es capturado por los oxhidróxidos de Mn usualmente en la superficie de los sedimentos (Calvert, 1993) y su concentración está íntimamente ligada a las concentraciones de oxígeno en la columna de agua. Entre menor sea la concentración de oxígeno en la columna de agua (i.e. condiciones sub-óxicas/anóxicas),

mayor será el flujo Mo hacia los sedimentos. Por tanto, el Mo es un indicador de las condiciones redox presentes en los fondos costeros y marinos (Crusius *et al.*, 1996; Zheng *et al.*, 2000; Sageman *et al.*, 2003; Böning, *et al.*, 2009; Montero-Serrano *et al.*, 2009).

Cadmio (Cd)

El cadmio es un metal de transición cuya presencia en la corteza terrestre se encuentra asociada a elementos como el oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio), azufre (sulfato y sulfuro de cadmio) y carbono (carbonato de cadmio u otavita). Puede extraerse durante la producción de zinc, plomo y cobre. De acuerdo con la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 2017), el Cd se encuentra entre las primeras diez sustancias químicas con mayor peligrosidad. Es un elemento tóxico y persistente con mayor movilidad y solubilidad en comparación con otros metales pesados como el cobre, zinc y plomo (Huang *et al.*, 2017); en comparación al As, el Cd puede concentrarse en capas profundas de suelos de manera indefinida (ATSDR, 2007). Por otra parte, este elemento se utiliza ampliamente en la industria eléctrica, en la galvanoplastia, galvanostegia y galvanización, así como en la elaboración de plásticos, pigmentos, pinturas y cerámica (Klaassen, 2008). Además, se ha reportado (Ramírez, 2002; Acosta *et al.*, 2011; Ozkutlu, 2013) la presencia de Cd en productos aplicados a suelos agrícolas (e.g. fertilizantes).

Bajas concentraciones de Cd pueden causar una toxicidad directa en organismos (Liu *et al.*, 2009) y altas concentraciones en plantas pueden ocasionar inhibición de crecimiento, clorosis, estrés oxidativo, peroxidación lipídica, inhibición de enzimas, oxidación de proteínas y daño genético (Pernía *et al.*, 2008; Castrillo *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2013). En animales, el Cd puede tener repercusiones en los riñones, pulmones, esqueleto, hígado, testículos, vejiga, sistema gástrico, en el sistema nervioso (Gulis *et al.*, 2002; Hamid *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2018, Liu *et al.*, 2020) y podría generar hipocalcemia, diabetes, osteoporosis

y cáncer (Clemens *et al.*, 2013). Respecto a su biodisponibilidad, el metal no es susceptible a la degradación microbiana y/o química, por ello persiste en suelos por largos periodos después de ser introducido (Liu *et al.*, 2009)

Por todo lo anterior, se eligió al cadmio como objeto de estudio entre los diferentes elementos analizados en este trabajo, al ser el metal pesado con mayores implicaciones en términos toxicológicos (e.g. bioacumulación; OSPAR, 2017).

Uranio (U)

El uranio es un elemento radiactivo presente en el manto y la corteza terrestre (~2.7 ppm), en minerales como uraninita (UO_2) y brannerita ($\text{U, Ca, Ce}(\text{Ti, Fe})_2\text{O}_6$). Geoquímicamente, el U en agua marina suele mantenerse estable (Salminen, 2005; Barnes, 1990). De igual forma, el U disuelto suele asociarse con la materia orgánica, óxidos de hierro y fosfatos disueltos (Drever, 1988). Este elemento puede enriquecerse en sedimentos marinos bajo condiciones reductoras y en sedimentos estuarinos bajo condiciones anóxicas (Barnes, 1993).

2.5.2. Diagénesis

La diagénesis incluye a los distintos procesos y cambios que experimenta el sedimento durante su formación y depósito. Estos cambios se relacionan a las condiciones redox del sedimento, las cuales están influidas por la descomposición microbiana de la materia orgánica, su tasa de suministro y acumulación. Durante la diagénesis se produce una secuencia de reacciones químicas, en la que participan una serie de oxidantes como el oxígeno (O_2), que es considerado el oxidante primario. Cuando la concentración de O_2 disminuye lo suficiente, la descomposición de la materia orgánica continúa mediante

oxidantes secundarios (i.e. diagénesis subóxica) como los nitratos, óxidos de manganeso, óxidos de hierro y, finalmente, los sulfatos (Calvert, 1993; Chester, 2000).

La reducción de estos compuestos produce la liberación de iones metálicos y su solubilización en el agua intersticial (i.e. contenida entre los granos de sedimento), permitiendo que los iones se redistribuyan en la columna sedimentaria (Serrato de la Peña, 2014). Por ejemplo, la disolución de los óxidos de Mn y Fe ocasiona la movilidad y aumento de las concentraciones de metales como el Cd, Hg y Pb en la superficie del sedimento, producto de su re-precipitación en condiciones óxicas (interface agua-sedimento), las cuales pueden ser confundidas con aportes antropogénicos (Bojórquez-Sánchez, 2009; Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2019).

2.5.3. Normalización

El tamaño de grano influye en los procesos de acumulación de metales y metaloides (Abraham, 1998; Callender, 2003), ya que regularmente cuando el tamaño de partícula disminuye, la concentración de estos elementos aumenta (i.e. cambios en las características mineralógicas, aumento en el área superficial; Ontiveros-Cuadras, 2015). Para normalizar las concentraciones de metales y metaloides en los sedimentos se utilizan a los elementos de referencia (ER) como el Al, Li o Ti, cuya naturaleza es conservativa. Por tanto, el ER seleccionado deberá mostrar una correlación significativa positiva ($p < 0.05$) con alguna fracción del tamaño de grano, preferentemente con la fracción fina (limos y arcillas; Serrato de la Peña, 2014; Ontiveros-Cuadras, 2015).

2.5.4. Factor de enriquecimiento

El factor de enriquecimiento (FE) evalúa el incremento de las concentraciones de elementos metálicos por arriba de sus niveles naturales de la siguiente manera (Glasby y Szefer, 1998):

$$FE = \frac{[Me] \text{ muestra}/[Al] \text{ muestra}}{[Me]CN/[Al]CN}$$

Donde $[Me] \text{ muestra}$ es la concentración del metal en la muestra, $[Al] \text{ muestra}$ la concentración de Al o elemento conservativo en la muestra, $[Me]CN$ es la concentración natural (CN) de metal y $[Al]CN$ es la CN de Al o del elemento conservativo. Como CN de metales y metaloides se utilizan: (1) los valores naturales promedio reportados para la corteza terrestre (e.g. Taylor, 1964); (2) las concentraciones de zonas prístinas con mineralogía similar; o (3) el promedio de las concentraciones de elementos metálicos en las capas más profundas de un núcleo sedimentario fechado con ^{210}Pb , que corresponden al periodo preindustrial (Loring y Rantala, 1992).

Las categorías de enriquecimiento (Sutherland, 2000) son:

- A) $FE < 2$, no contaminado.
- B) $FE 2-5$, moderadamente contaminado.
- C) $FE 5-20$, significativamente contaminado.
- D) $FE 20-40$, fuertemente contaminado.
- E) $FE > 40$, extremadamente contaminado.

2.6. Antecedentes de investigación

En las últimas décadas se han realizado diversos estudios relacionados con el contenido Cd en sedimentos recolectados en LT. Por ejemplo, Ponce (1988) obtuvo

concentraciones de Cd ($0.76-2.12 \mu\text{g g}^{-1}$) provenientes de 16 sitios alrededor de LT durante la temporada de lluvias. Asimismo, Vázquez *et al.* (2002) observaron una concentración máxima de Cd de $6.82 \mu\text{g g}^{-1}$, sugiriendo como posibles fuentes al transporte atmosférico y a la industria petrolera. Benítez *et al.* (2012) determinaron las concentraciones de Cd en tres temporadas distintas (secas, lluvias y nortes) en muestras de sedimento superficial de 15 estaciones en LT (entre 2006 y 2012), reportando una concentración máxima de $0.28 \mu\text{g g}^{-1}$ (promedio de $0.08 \mu\text{g g}^{-1}$) que relacionaron a distintas actividades antropogénicas como la industria petrolera, el cambio de uso de suelo, descargas fluviales con residuos agrícolas y al incremento de la población en la región. Del mismo modo Cuevas-Madrid *et al.* (2018) analizaron el contenido de Cd en tres núcleos de sedimento de la zona de manglar de Isla del Carmen, reportando un intervalo de concentración de 0.04 a $0.41 \mu\text{g g}^{-1}$.

Por otra parte, Páez-Osuna *et al.* (1987) determinaron el contenido de Cd en muestras de agua de los sistemas fluviales que descargan a LT, mientras que Aguilar *et al.* (2012) utilizaron sedimentos de la misma zona y Navarrete *et al.* (2020) únicamente del río Palizada. Hicks (1976), Rosas *et al.* (1983), Vázquez *et al.* (1993) y Gold-Bouchot *et al.* (2007) analizaron el contenido de Cd en ostras *Crassostrea virginica*. Finalmente, Vázquez *et al.* (1999) investigaron la presencia Cd en muestras de agua, en tanto que Conde *et al.* (2004) lo hicieron en sedimentos recolectados en los sistemas lagunares circundantes, Pom y Atasta.

A nivel nacional, Macías-Zamora *et al.* (2008) analizaron el contenido de Cd en muestras de sedimento superficial de las lagunas costeras Ojo de Liebre (supuestamente impactada durante 50 años por operaciones de minería de sal, pesca y acuacultura) y San Ignacio (laguna prístina ubicada a 250 km al sur de Ojo de Liebre) del estado de Baja California. El intervalo de concentración reportado fue $<0.001-0.22 \mu\text{g g}^{-1}$ en la Laguna Ojo de Liebre, $<0.001-0.74 \mu\text{g g}^{-1}$ en la Laguna San Ignacio, aludiendo que la circulación de

aguas entre estos dos cuerpos de agua pudo haber ocasionado un enriquecimiento del metal. Ruiz-Fernández *et al.* (2009) determinaron las concentraciones de Cd en muestras de sedimento provenientes de tres lagunas costeras del Golfo de California: Ohuira, Chiricahueto y Estero de Urías. El intervalo de concentración reportado fue 0.2-2.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ para las lagunas de Chiricahueto y Estero de Urías, mientras que en la laguna de Ohuira fue 0.1-0.5 $\mu\text{g g}^{-1}$. Los autores adjudicaron estos valores a la entrada de desechos agroquímicos provenientes de zonas de cultivos de los alrededores. Vargas-González *et al.* (2017) examinaron el contenido de Cd en 36 muestras de sedimento superficial de las lagunas costeras Lobos, Tóbari, y El Soldado (sitio RAMSAR), ubicadas en el Golfo de California, en costas de Sonora. El intervalo de concentraciones de Cd para cada laguna fue 0.22-2.39 $\mu\text{g g}^{-1}$, <0.04-2.81 $\mu\text{g g}^{-1}$, 0.92-2.48 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. Los autores asociaron el 99% del Cd a fuentes naturales (e.g. surgencias), mientras que el 1% sugieren que es de origen antropogénico (i.e. pesca y acuicultura). En la Laguna La Salada en Veracruz, Bojórquez-Sánchez *et al.* (2017) determinaron las concentraciones de Cd en dos núcleos de sedimento recolectados en las inmediaciones de la Planta Nuclear de Laguna Verde. El intervalo de concentración en estos registros fue 0.1-0.6 mg g^{-1} y se concluyó que no existía evidencia para establecer que la fuente contaminante haya sido la planta nuclear. Por último, Mendoza-Carranza *et al.* (2016) analizaron muestras de sedimento de la Laguna San Pedrito de los Pantanos de Centla en Tabasco, encontrando una concentración promedio de $3.99 \pm 1.67 \mu\text{g g}^{-1}$; además, sugieren que la presencia del metal se debe a la extracción de petróleo y a la actividad agroindustrial.

A nivel internacional, Monte *et al.* (2018) reportan el contenido de Cd en sedimentos de la Bahía Guanabara en Río de Janeiro, Brasil, que recibe aguas residuales domésticas y presentan un intervalo de concentración de <0.10-2.90 $\mu\text{g g}^{-1}$. De igual forma, Romano *et al.*

(2012) analizaron la distribución de Cd en muestras de sedimento provenientes de nueve lagunas costeras de Vietnam (i.e. Lang Co, Truong Giang, An Khe, Nuoc Man, Nuoc Ngot, Thi Nai, O Loan, Thuy Trieu y Dam Nai), encontrando un intervalo de concentración 0.01-0.25 $\mu\text{g g}^{-1}$ que relacionaron a la composición química de las rocas y suelos de las cuencas, así como a las actividades de minería, metalurgia y extracción de crudo. El-Younsy *et al.* (2017) determinaron la presencia de Cd en muestras de sedimento de la planicie costera Tihama, Yemen, con un intervalo de concentraciones de 0.25-1.29 $\mu\text{g g}^{-1}$ que se relacionó con actividades como el pintado de botes y almacenamiento de basura. Para la Laguna Swan en China, Wang *et al.* (2017) estudiaron muestras de sedimento superficial y observaron una concentración promedio de Cd de $0.35 \pm 0.04 \mu\text{g g}^{-1}$, cuyas posibles fuentes son el uso de fertilizantes en campos de cultivo cercanos al área y/o al desecho de baterías níquel-cadmio. Finalmente, Serrano *et al.* (2019) reportan valores de Cd para muestras de sedimento de dos sitios de la Laguna Mar Menor, España: El Beal Wadi y San Pedro. El promedio de concentración observado en El Beal fue de $19 \pm 3 \mu\text{g g}^{-1}$, aunque en San Pedro los valores de Cd estuvieron por debajo del límite de detección ($5 \mu\text{g g}^{-1}$) de la técnica de análisis. La presencia de Cd, de acuerdo a los autores, se debe a desechos mineros de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión de la región de Murcia.

Capítulo 3.

Pregunta de Investigación e Hipótesis

3.1. Pregunta de Investigación

¿Cuáles son los niveles pre-antropogénicos y actuales del contenido de Cd en los sedimentos del sitio La Deseada, y cómo se relaciona con el desarrollo socioeconómico alrededor de Laguna de Términos?

3.2. Hipótesis de Investigación

Si los niveles pre-antropogénicos de Cd en los núcleos de sedimento recolectados en el sitio La Deseada son menores en comparación a las concentraciones recientes (2017 A.D.), esto se relacionará con el desarrollo socioeconómico alrededor de Laguna de Términos.

Capítulo 4.

Objetivos

4.1. Objetivo general

Determinar las concentraciones y flujos de Cd en núcleos de sedimento fechados con ^{210}Pb , recolectados en el sitio La Deseada en Laguna de Términos, Campeche, con el fin de evaluar los posibles efectos nocivos que conllevan las altas concentraciones de Cd sobre la biota bentónica.

4.2. Objetivos específicos

- Determinar las concentraciones de Cd en las muestras de sedimento.
- Evaluar las concentraciones naturales de Cd y calcular los factores de enriquecimiento en los núcleos de sedimento.
- Utilizar la radiocronología con ^{210}Pb para fechar los núcleos de sedimento y calcular los flujos históricos de Cd.

Capítulo 5.

Materiales y métodos

Los análisis incluidos en la caracterización de los núcleos de sedimento (i.e. tamaño de grano, susceptibilidad magnética, contenido de carbono orgánico e inorgánico), la radiocronología con ^{210}Pb y la determinación de elementos químicos por fluorescencia de rayos X (Na, Al, Cl, Ti, Mn, Fe, Br, Mo y U), los realizó el grupo académico del Laboratorio de Geoquímica Isotópica y Geocronología a cargo de la Dra. Ana Carolina Ruiz Fernández, en la Unidad Académica Mazatlán del ICML. Por otro lado, participé en la evaluación del contenido de Cd por espectrometría de absorción atómica en horno de grafito en el Laboratorio de Química Acuática del ICML, en Ciudad Universitaria. Todos los resultados de los análisis de laboratorio se expresan en unidades de peso seco de sedimento total.

5.1. Muestreo

En mayo de 2017 tres núcleos de sedimento (LD1, LD2 y LD3) fueron recolectados en el arroyo La Deseada al norte de Laguna de Términos, Campeche (Figura 5).

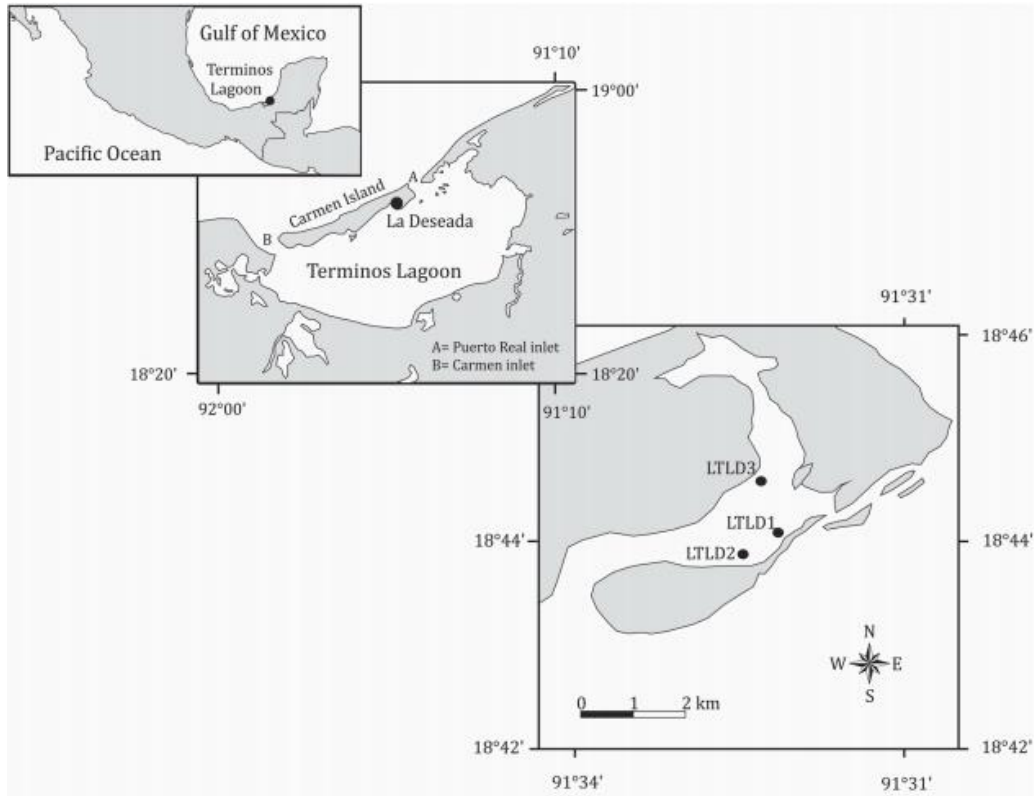


Fig. 5. Sitios de recolección de los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3 en La Deseada (Laguna de Términos), Campeche.

Durante el muestreo se utilizaron tubos de PVC transparente (50 cm de largo, 2 mm de paredes gruesas, serrados y biselados en el extremo inferior de los tubos), los cuales fueron introducidos al fondo del sedimento por dos buzos hasta que no descendían más por la dureza del sustrato (Ruiz-Fernández *et al.*, 2020). En la siguiente tabla (Tabla 1) se muestra la localización, largo y profundidad de los tres núcleos recolectados.

Tabla 1. Localización de los núcleos de sedimento recolectados en La Deseada (Laguna de Términos), Campeche.

Núcleo	Localización	Largo (cm)	Profundidad (cm)
LD1	18,74° 44,133' N; 91,54° 32,139' O	40	39.5
LD2	18,73° 43,892' N; 91,54° 32,446' O	32	30.5
LD3	18,74° 44,578' N; 91,54° 32,291' O	18	17

Los núcleos fueron verticalmente trasladados al laboratorio (1 h después del muestreo) para ser extrudidos. El primer núcleo (LD1) fue seccionado en intervalos de 1 cm de espesor, el segundo (LD2) en intervalos de 1 cm, exceptuando los últimos 2 cm que fueron tomados como una sola sección y el tercero (LD3), se seccionó cada 2 cm, ya que la consistencia del sedimento no permitió cortes más estrechos. Las muestras de cada sección se pesaron, congelaron y liofilizaron. Posteriormente fueron molidas en un mortero de porcelana (excepto las alícuotas de 2 g de sedimento para el análisis de tamaño de grano), se secaron en una estufa a 50 °C y se almacenaron en bolsas de plástico dentro de un desecador con sílice gel para su posterior análisis, que incluyó la distribución de tamaño de grano, susceptibilidad magnética, análisis de carbono orgánico e inorgánico, radiocronología con ^{210}Pb y análisis de elementos químicos. Los pesos de las secciones secas fueron usados para calcular la profundidad másica (masa del sedimento acumulada por unidad de área, g cm^{-2} ; Ruiz-Fernández *et al.*, 2020).

5.2. Tamaño de grano

Para el análisis de la distribución de tamaño de grano, para cada una de las secciones, se utilizó una alícuota de sedimento seco (~0.2 g) sin moler, el cual fue digerido con 10 mL de H₂O₂ al 30% en un vaso de precipitado de 250 mL sobre la plancha de calentamiento a 60 ± 5 °C. Previo al secado completo de la muestra, se le añadió 20 mL de agua MilliQ y se evaporó de nuevo a la misma temperatura. Este proceso se realizó por duplicado con el fin de evitar residuos de H₂O₂. Posteriormente, la muestra se resuspendió con agua destilada y se sumergió en baño sónico por tres minutos. Por medio del método de difracción de rayos láser (Malvern Mastersizer modelo 2000E) se efectuó la cuantificación relativa (%) del tamaño de partícula (Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2021).

5.3. Susceptibilidad magnética

En la determinación de la susceptibilidad magnética (SM) se usó una alícuota de sedimento molido (~1.5 g) dentro de un tubo de polimetileno de 33 mm de largo y 8 mm de diámetro. Posteriormente, se montó el tubo sobre un medidor de SM modelo Bartington-MS2 acoplado a un sensor de frecuencia simple MSG2 por tres minutos para el registro de medición. Este mismo proceso se realizó para la medición de blancos y el material de referencia certificado Bartington-G039 (n = 6; Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2021).

5.4. Carbono orgánico e inorgánico

El contenido de carbono orgánico (C_{org}) e inorgánico (C_{inorg}) se determinó en un analizador elemental modelo Elementar Vario MICRO select. Para el análisis de la fracción orgánica, se utilizó sedimento previamente descalcificado con HCl (1 mol L⁻¹) y liofilizado.

Las muestras de cada sección se colocaron en cápsulas de estaño (sin tratamiento previo y descalcificadas), para entrar en el muestreador automático del analizador elemental. Para el análisis se utilizó una curva de calibración con el intervalo de 0.4 a 23.2% de carbono total. La determinación de la exactitud de las mediciones utilizó el material de referencia de suelos Leco 502-309 lote 1005 (C=8.92%, S=0.088%, N=0.77%; Ruiz-Fernández *et al.*, 2020).

5.5. Radiocronología con ^{210}Pb

En la determinación de la actividad del ^{210}Po se utilizó una alícuota de 0.3 g de sedimento molido a la que se le agregó ~0.05 g de ^{209}Po ($T_{1/2} = 103$ años) como trazador interno (0.50 ± 0.02 Bq g^{-1}). Las muestras fueron digeridas en una mezcla 5:4:1 de HNO_3 , HCl y HF concentrado (Loring y Rantala, 1992), usando bombas de teflón tipo Savillex sobre la plancha de calentamiento a 120 °C por 12 h. La disolución del digerido se evaporó a 70 °C y el residuo se disolvió con HCl concentrado para ser evaporado nuevamente a la misma temperatura. Este proceso se realizó por triplicado con el fin de eliminar los remanentes de HNO_3 y HF . El residuo se disolvió con 50 mL de HCl 0.5 N y se centrifugó por 10 minutos a 3000 rpm; el sobrenadante se recolectó en un vaso Berzelius de 200 mL, al que se le añadieron 0.5 g de ácido ascórbico para reducir el hierro (Fe) presente en la disolución. Los isótopos de Po fueron aislados por depósito espontáneo en discos de plata de 2 cm de diámetro (Flynn, 1986). Las emisiones alfa del ^{209}Po y ^{210}Po se midieron en detectores de barrera de silicio (Ortec-Ametek™ 920E) hasta obtener ~1000 cuentas en el pico más débil, que corresponde a una incertidumbre < 5%.

En el análisis del ^{137}Cs y ^{226}Ra se usó una alícuota de sedimento molido (~4.5 g) dentro de un vial de poliestireno de 40 mm de largo y 8 mm de diámetro (1 mL de capacidad).

El vial junto con la muestra se insertó en un detector gamma HPGe de pozo marca Ortec™ para su conteo por un tiempo mínimo de 48 horas, con el fin de obtener una incertidumbre menor al 10% (Ruiz-Fernández *et al.*, 2005).

5.6. Elementos químicos

Las concentraciones de Na, Al, Cl, Ti, Mn, Fe, Br, Mo, y U se determinaron por el método de fluorescencia de rayos X (sistema Spectro™ Xepos). Para su análisis, 4 g PS de sedimento molido fueron puestos en una celda de polietileno de baja densidad cuyo fondo fue previamente envuelto con una película de Prolene™ (Ruiz-Fernández *et al.*, 2020). Durante los análisis se utilizaron los materiales de referencia certificados (MRC) IAEA-433 sedimento marino (Argelia) e IAEA-158 sedimento marino (Kilbrannan Sound).

En el análisis de Cd se utilizaron ~0.5 g PS de sedimento pulverizado, que fueron digeridos en viales Savillex (30 mL con tapones de 33 mm) con una mezcla ácida (4 mL de HCl, 5 mL de HNO₃ y 1 mL HF concentrado) utilizando un digestor Marsx Press SOLAR-Thermo Electron Corporation (potencia de 800 W, temperatura de 100 °C por 40 minutos y enseguida a 130 °C por 20 minutos). Las digestiones se dejaron reposar durante 24 horas, se pasaron a tubos de centrífuga de 50 mL, que previamente contenían 0.15 g de H₃BO₃ y se adicionó agua Milli-Q hasta alcanzar un volumen de 20 mL. Los tubos se colocaron en un vortex Thermo Scientific y se centrifugaron a 4500 rpm por 10 minutos. Los tubos con las disoluciones se pesaron y se tomó un volumen de 8 mL, que se colocó en viales de vidrio de 25 mL. El volumen restante de cada disolución se conservó en viales de plástico de 30 mL hasta su análisis por espectrometría de absorción atómica (EAA) en horno de grafito (Rangel-García y Ruiz-Fernández, 2018). Los MRC utilizados fueron HISS-1 sedimento marino (Isla

de Terranova), MESS-3 sedimento marino (Mar de Beaufort) y PACS-2 sedimento marino (Puerto Esquimalt).

5.6.1. Flujos históricos

Los flujos de Cd ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) se calcularon mediante el producto de la concentración total del elemento en el sedimento ($\mu\text{g g}^{-1}$) por la tasa de acumulación másica de cada sección del núcleo ($\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Ruiz-Fernández *et al.*, 2007).

5.7. Control de calidad y análisis estadístico

5.7.1. Control de calidad

La precisión de las variables analizadas (i.e. tamaño de grano, C_{org} , C_{inorg} , actividad de ^{210}Pb , ^{226}Ra y Cd) se obtuvo mediante un conjunto de réplicas de una misma muestra ($n=6$). Se calculó el promedio (\bar{x}), la desviación estándar (σ) y el coeficiente de variación (CV) con la fórmula siguiente (Horowitz, 1991):

$$\text{CV} = (\sigma / \bar{x}) * 100$$

Los valores de coeficiente de variación de las variables en los núcleos sedimentarios se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Evaluación de la precisión (CV) de las variables analizadas en los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3.

Variable	CV (%)
Tamaño de grano	<5
C _{org}	<3
C _{inorg}	<3
SM	4
XRF	8
²¹⁰ Pb	<10
²²⁶ Ra	<10
Cd	11

En la Tabla 3 se muestran las estimaciones de la exactitud para los análisis de Cd, utilizando los MRC: HISS-1, MESS-3 y PACS-2.

Tabla 3. Evaluación de la exactitud en el análisis de Cd mediante tres materiales de referencia certificados (MRC). Los valores están en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Metal Cd	Valor certificado	Valor observado	Exactitud (%)
HISS-1	0.024	0.023	96.6
MESS-3	0.24	0.27	115.7
PACS-2	2.11	1.35	64.3

5.7.2. Análisis estadístico

5.7.2.1. Correlación de Pearson

El coeficiente de correlación de Pearson (r) permite medir el grado de asociación entre dos variables aleatorias que se distribuyen normalmente. Para este análisis, se asumió la distribución normal en cada variable y se incluyeron todas las variables disponibles: concentraciones de metales y metaloides, tamaño de grano, SM y concentraciones de C_{org} y C_{inorg}. Es importante mencionar que, el análisis de correlación limita las asociaciones a un

rango de -1 a +1. El coeficiente r indica la dirección e intensidad de la correlación, donde el extremo positivo señala correlación perfecta, cero advierte ausencia de correlación y valores negativos indican un comportamiento inversamente proporcional entre las variables (Restrepo *et al.*, 2007).

Capítulo 6.

Resultados

6.1. Tamaño de grano

De acuerdo con los resultados del análisis de la distribución de tamaño de grano, los núcleos recolectados en el sitio La Deseada (Figura 6) se componen en su mayoría por partículas del tamaño de las arenas (33-81% en LD1, 57% en promedio; 40-76% en LD2, 58% en promedio, y 63-81% en LD3, 71.5% en promedio), seguido por las fracciones de limos (15-55% en LD1, 36% en promedio; 19-50% en LD2, 34% en promedio, y 15-31% en LD3, 23.6% en promedio) y arcillas (4-14% en LD1, 8% en promedio; 4-12% en LD2, 8% en promedio, y 4-7% en LD3, 4.9% en promedio). En los tres núcleos se presentan niveles máximos comparables en el contenido de arenas (81% de los 27 a 28 cm en LD1, 76% de los 30 a 32 cm en LD2 y 81% de los 12 a 14 cm en LD3; anexos 1-3). Sin embargo, se observa que existe una clara tendencia hacia el aumento de la abundancia de arenas desde los 17 cm de profundidad hacia la base del núcleo LD1, mientras que en LD2 inicia a los 5 cm y en LD3 desde la superficie del perfil sedimentario. Las abundancias de limos presentan un comportamiento inverso a las tendencias observadas en el contenido de arenas para los núcleos LD1 y LD2, mientras que LD3 no muestra una distribución específica. Las concentraciones de arcillas en el núcleo LD1 muestran una disminución desde los 17 cm de profundidad hacia la base del perfil, en el núcleo LD2 se observa la misma tendencia desde los 13 cm y en LD3 su distribución es homogénea.

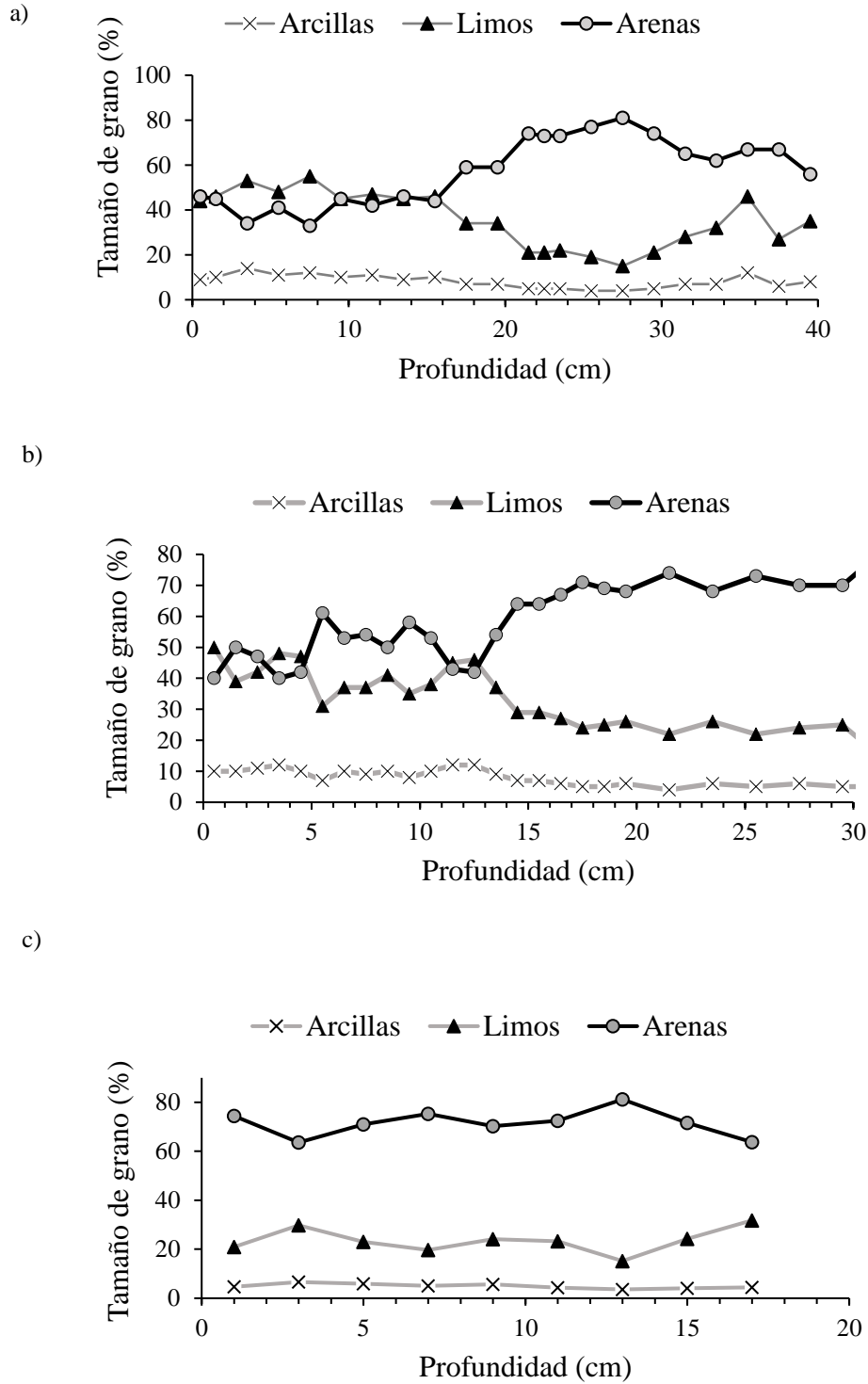


Fig. 6. Distribución de tamaño de grano (%) respecto a la profundidad (cm) de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.

6.2. Susceptibilidad magnética

Los perfiles de SM (k) de los núcleos de sedimento ($2.8-12.5 \times 10^5$ SI en LD1, $1.5-4.5 \times 10^5$ SI en LD2 y $3.2-4.5 \times 10^5$ SI en LD3) se muestran en la Figura 7, mientras que en el anexo 4 se encuentran los valores medidos en cada una de las secciones de estos núcleos. En LD1, que es el núcleo más largo, se observa que los valores de SM son casi homogéneos desde las secciones superficiales hasta los 27.5 cm de profundidad, donde drásticamente la SM aumenta hasta llegar a un valor máximo (12.5×10^5 SI), para volver a disminuir hacia el fondo del núcleo. En LD2, los valores de SM son casi homogéneos hasta el fondo del perfil, en el que se observa un máximo de 4.5×10^5 SI (29.5 cm de profundidad). De igual forma, el núcleo LD3 mostró una señal de SM homogénea a lo largo del perfil. Los tres núcleos coinciden en los intervalos de sus valores en las secciones superficiales y de fondo (e.g. $3.7-4.8 \times 10^5$ SI en LD1, $4.0-4.3 \times 10^5$ SI en LD2 y $3.5-4.2 \times 10^5$ SI en LD3), lo que podría indicar uniformidad en el aporte de material detrítico (e.g. sustancias ferromagnéticas; Stone y Stone, 2007) durante la formación de esos estratos sedimentarios.

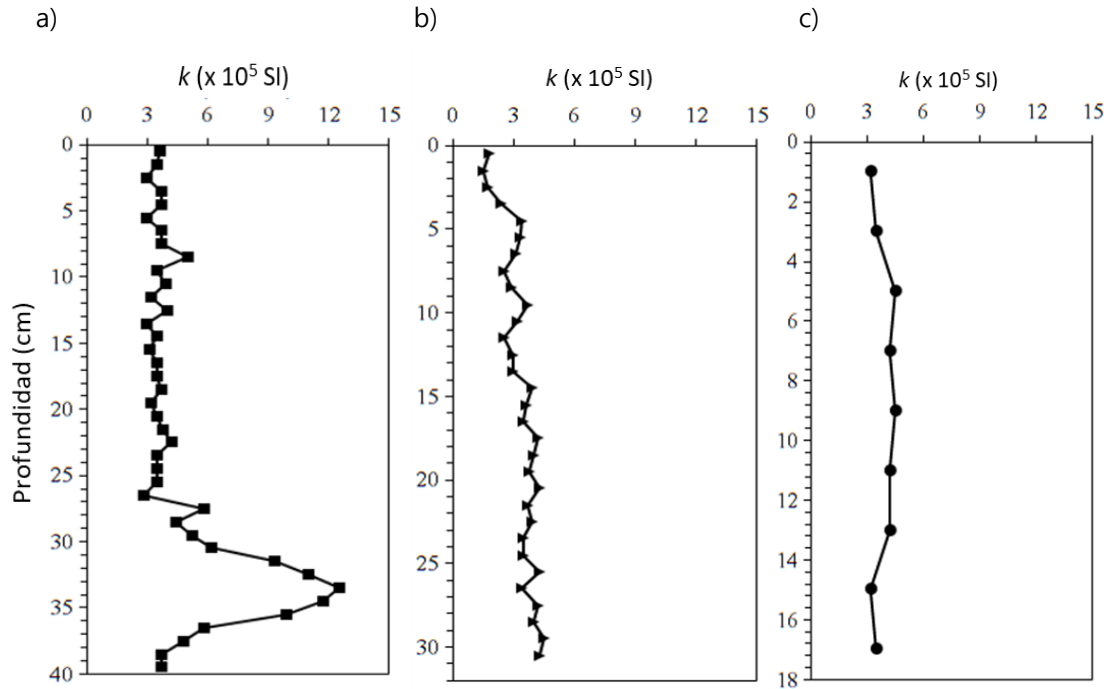


Fig. 7. Perfiles de susceptibilidad magnética de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.

6.3. Carbono orgánico e inorgánico

Los intervalos de concentración de C_{org} fueron similares: 0.7-2.1% en LD1, 0.6-3.9% en LD2 y 0.04-2.0% en LD3 (anexos 5-7). En la Figura 8 se presentan los tres perfiles de C_{org} . En LD1 y LD3 se muestran tendencias más homogéneas, mientras que en LD2 se presenta una disminución de C_{org} desde la superficie hasta los ~15 cm de profundidad. Las concentraciones más altas de C_{org} se ubican sobre los primeros 22 cm de profundidad para el núcleo LD1, los primeros 10 cm para el núcleo LD2 y los primeros 11 cm para el núcleo LD3.

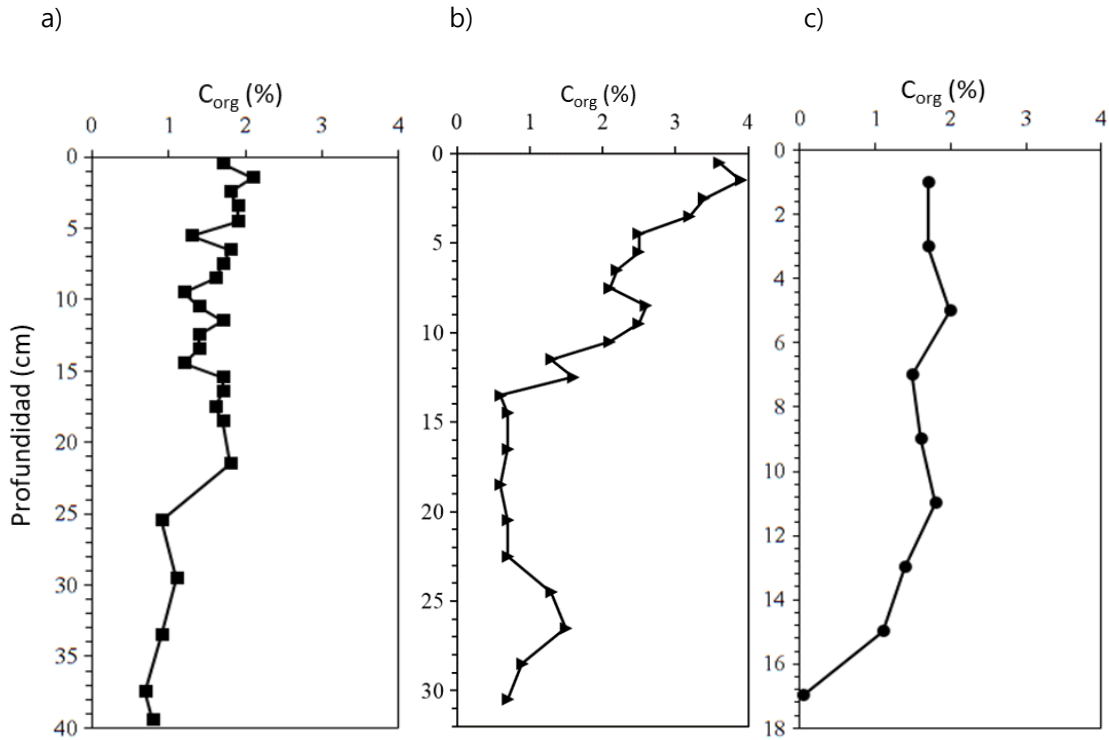


Fig. 8. Perfiles de carbono orgánico (C_{org}) de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.

El contenido de C_{inorg} en los núcleos fue de: 7.1-8.0% en LD1, 5.9-7.6% en LD2 y para LD3 de 5.2-8.3% (anexos 5-7). En la Figura 9 se muestran los perfiles de C_{inorg} respecto a la profundidad, observándose que los tres núcleos presentan tendencias similares, con concentraciones máximas hacia la base de los núcleos y mínimos cerca de la superficie. El núcleo LD3 mostró concentraciones de C_{inorg} más bajas con relación a LD1 y LD2.

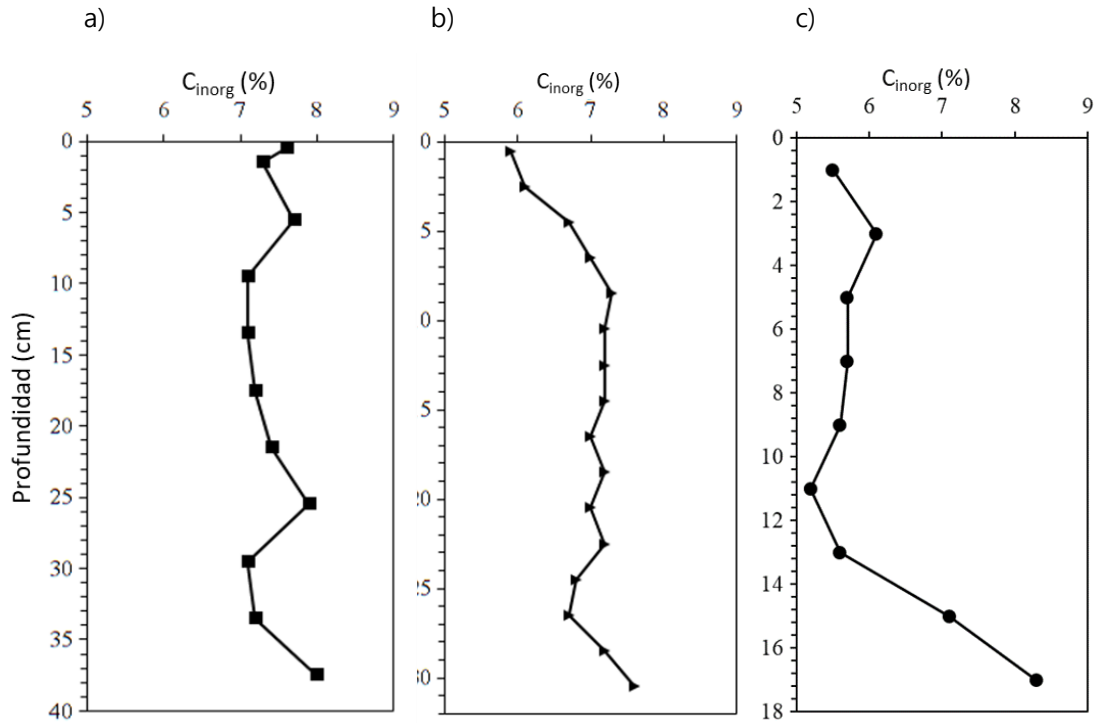


Fig. 9. Perfiles de carbono inorgánico (C_{inorg}) de los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.

6.4. Radiocronología

6.4.1. ^{210}Pb total

Los perfiles de actividad de ^{210}Pb total ($^{210}\text{Pb}_{tot}$; Bq kg^{-1}) respecto a la profundidad para los núcleos del sitio La Deseada, se muestran en la Figura 10 (anexos 8-10).

La actividad del $^{210}\text{Pb}_{tot}$ en LD1 (15-44 Bq kg^{-1}), LD2 (15-60 Bq kg^{-1}) y LD3 (14-45 Bq kg^{-1}) disminuye de forma gradual desde las secciones superficiales hacia el fondo de los perfiles, llegando a la región asintótica o de ^{210}Pb de base a los 15 cm de profundidad en el núcleo LD2 y a los 7 cm en LD3. Por el contrario, en el perfil del núcleo LD1 no se logra observar claramente una región asintótica. El núcleo LD2 presenta actividades de $^{210}\text{Pb}_{tot}$ más altas (45-60 Bq kg^{-1}) al inicio del perfil, en comparación con los otros dos núcleos. Varios

autores coinciden (Robbins, 1975; Binford, 1990; Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012) que la disminución exponencial de los valores de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ con respecto a la profundidad, indica que un sistema sedimentario no está perturbado. Los núcleos del sitio La Deseada muestran perfiles de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ que se alejan de este comportamiento ideal, que podrían ser resultado de cambios en las tasas de acumulación sedimentaria.

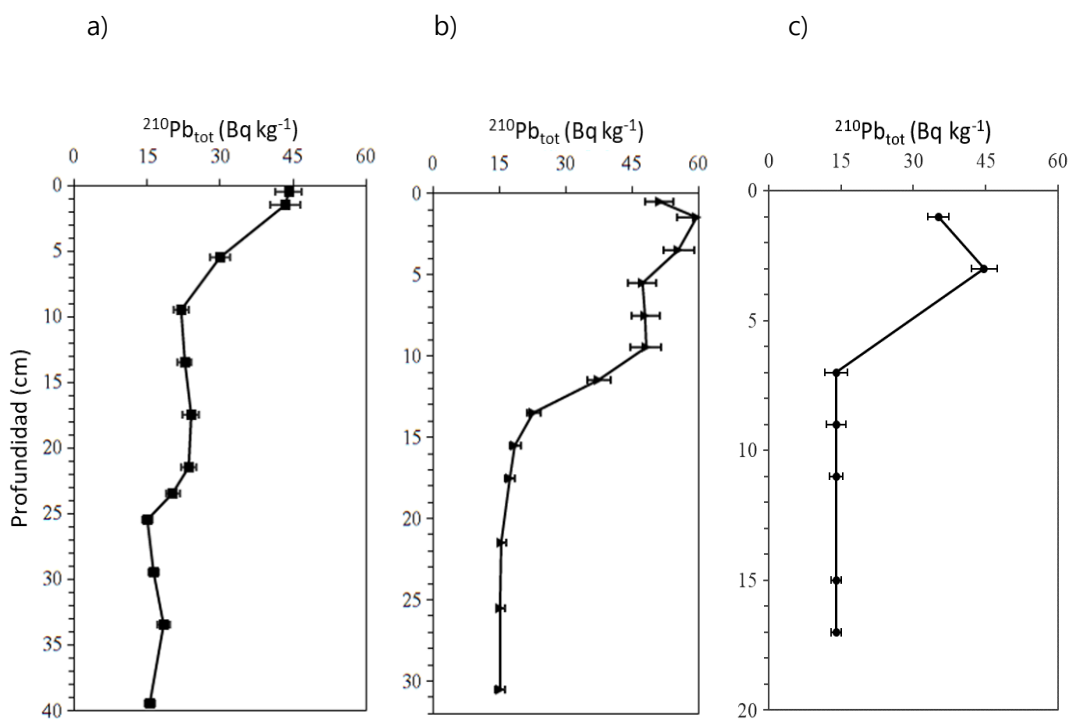


Fig. 10. Actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ ($^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$) contra la profundidad (cm) de los núcleos sedimentarios a) LD1, b) LD2 y c) LD3.

6.4.2. ^{210}Pb de base y en exceso

Para estimar la actividad del ^{210}Pb de base ($^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$) en los núcleos de sedimento se utilizaron las actividades de ^{226}Ra , cuyos valores fueron de 16-20 Bq kg^{-1} para LD1, 16-23 Bq kg^{-1} en LD2 y 12-16 Bq kg^{-1} en LD3. Por tanto, las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ para cada núcleo fueron: en LD1 fue $17.7 \pm 1.6 \text{ Bq kg}^{-1}$, en LD2 fue $17.6 \pm 1.2 \text{ Bq kg}^{-1}$ y para LD3 fue $14.1 \pm 1.4 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Los valores de ^{210}Pb en exceso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) utilizados para el fechado de los núcleos de sedimento del sitio La Deseada, se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Actividades (Bq kg^{-1}) de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ y $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$ en los núcleos de sedimento del sitio La Deseada, Laguna de Términos, Campeche.

Núcleo	$^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$	$^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$
LD1	2.6-26.4	17.7 ± 1.6
LD2	0.4-42.0	17.6 ± 1.2
LD3	0.6-30.6	14.1 ± 1.4

En los tres núcleos, las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ decrecen con el aumento en la profundidad, hasta llegar a la profundidad del $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$, cuyos valores son comparables con la actividad de ^{226}Ra . Por consiguiente, se utilizaron las actividades de ^{226}Ra como los valores de $^{210}\text{Pb}_{\text{base}}$.

6.4.3. Radiocronología con ^{210}Pb

El modelo de flujo constante (CF, por sus siglas en inglés; Robbins, 1978; Sánchez-Cabeza, 2012), se utilizó para fechar a los tres núcleos de sedimento. La hipótesis fundamental del modelo CF es que el flujo de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ hacia la superficie de sedimento es constante e independiente de las variaciones del flujo de partículas en hundimiento. Lo

anterior, permite la estimación de tasas de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y sedimentaria (TAS, cm año^{-1}) variables. La edad máxima obtenida para cada uno de los núcleos fue 110 ± 14 años para LD1, 115 ± 19 años para LD2 y 89 ± 13 años para LD3. En cuanto a la corroboración de la radiocronología con ^{210}Pb , se determinó que las actividades de ^{137}Cs en los tres núcleos se encuentran por debajo del límite de detección ($<2 \text{ Bq kg}^{-1}$) de la técnica analítica. En este sentido, no se identificó la presencia de otros marcadores estratigráficos (e.g. capa de cenizas) en los perfiles sedimentarios, que pudieran utilizarse para la corroboración del fechado, por lo que el marco temporal propuesto es una aproximación que puede mejorarse, si se dispone de información adicional en el futuro.

6.4.4. Tasas de acumulación másica y sedimentaria

Las tasas de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y sedimentaria (TAS, cm año^{-1}) medidas en cada una de las secciones de los núcleos recolectados en el sitio La Deseada, Laguna de Términos, se muestran en los anexos 8-10. En el núcleo LD1 (Tabla 5) la TAM varió de 0.03 a $0.37 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y la TAS de 0.04 a 0.55 cm año^{-1} .

Tabla 5. Tasas de acumulación másica (TAM, $\text{g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y sedimentaria (TAS, cm año^{-1}) de los núcleos sedimentarios recolectados en el sitio La Deseada, Laguna de Términos, Campeche.

Núcleo	TAM	TAS
LD1	0.03-0.37	0.04-0.55
LD2	0.03-0.18	0.03-0.55
LD3	0.08-0.39	0.05-0.62

En la Figura 11 se observa que, tanto la TAM como la TAS presentan incrementos importantes ($0.31\text{-}0.37\text{ g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$ y $0.44\text{-}0.55\text{ cm año}^{-1}$, respectivamente) cercanos a 1990 (i.e. 8 a 12 cm de profundidad). Es importante aclarar que, las fechas utilizadas en las distintas interpretaciones corresponden a la edad promedio de cada sección de sedimento. El modelo edad CF, únicamente permite fechar capas de sedimento; en este sentido, una sección cualquiera dentro de un núcleo sedimentario estará compuesta por una capa superior y una inferior. Entonces, el promedio de las edades de dos capas continuas corresponderá a la edad promedio de la sección.

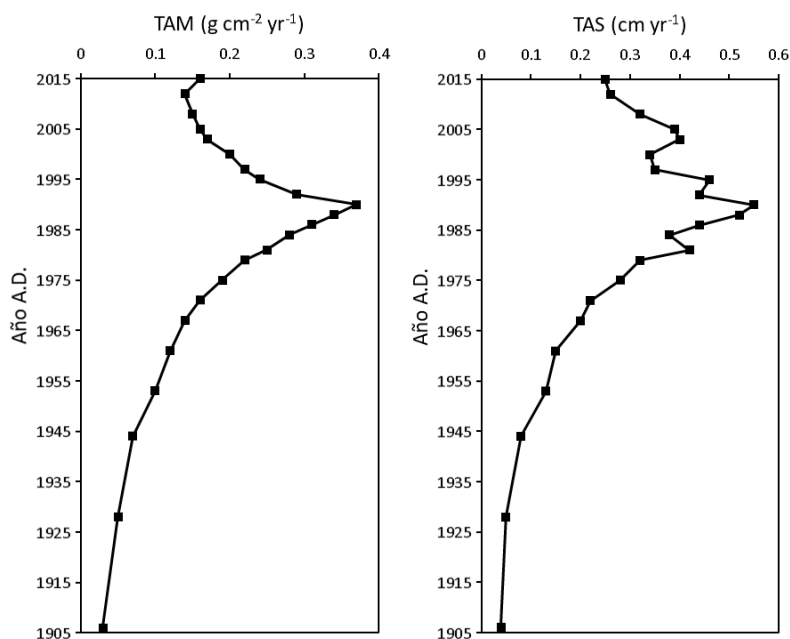


Fig. 11. Perfiles de las tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS) del núcleo sedimentario LD1.

En el núcleo LD2, la TAM osciló de $0.03\text{ a }0.18\text{ g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$ y la TAS de $0.03\text{ a }0.55\text{ cm año}^{-1}$. En la Figura 12 se muestra que tanto la TAM como la TAS presentan incrementos importantes ($0.14\text{-}0.18\text{ g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$ y $0.12\text{-}0.16\text{ cm año}^{-1}$, respectivamente) hacia las capas

más recientes (~2017), los cuales se ubican en los primeros centímetros del perfil (i.e. entre 1 y 2 cm de profundidad).

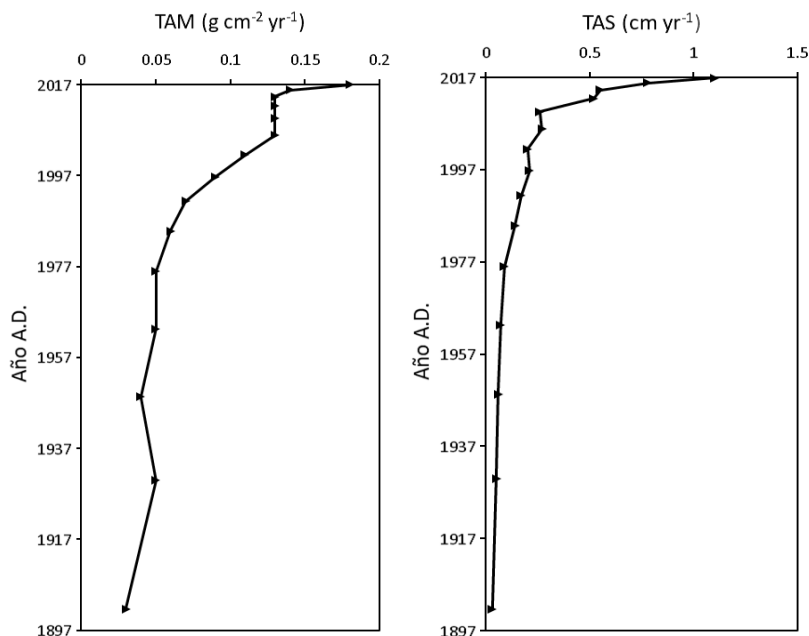


Fig. 12. Perfiles de las tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS) del núcleo sedimentario LD2.

Por último, en el núcleo LD3, la TAM fue de 0.08 a 0.39 g cm⁻² año⁻¹ y la TAS de 0.05 a 0.62 cm año⁻¹, presentando (Figura 13) valores más altos (TAM, 0.22-0.39 g cm⁻² año⁻¹ y TAS, 0.30-0.62 cm año⁻¹) en la superficie (~2017).

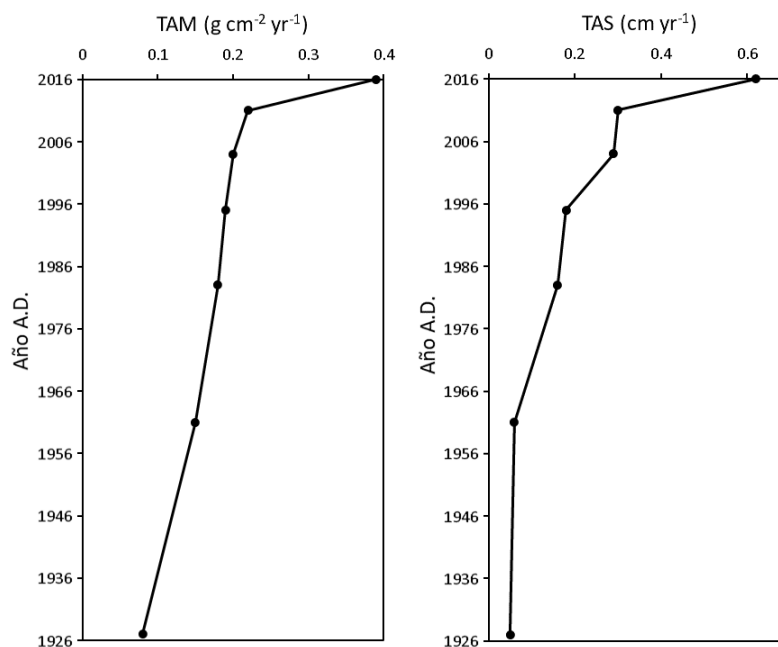


Fig. 13. Perfiles de las tasas de acumulación másica (TAM) y sedimentaria (TAS) del núcleo sedimentario LD3.

6.5. Elementos químicos

6.5.1. Perfiles de concentración de los elementos químicos

La distribución vertical de las concentraciones de los elementos químicos en los núcleos de sedimento se muestra en las Figuras 14-16, mientras que los valores para cada una de las secciones analizadas se reúnen en los anexos 11-13.

Las concentraciones de Na, Cl, Ti, Mn, Fe y Br tienen valores comparables entre los núcleos LD1, LD2 y LD3, con perfiles de concentración similares. En particular, se observa que en los tres núcleos las concentraciones de Na, Cl y Br se incrementan desde el fondo de los perfiles hacia la superficie, mostrando las concentraciones más altas de Na y Cl en el núcleo LD2 (Na: 4.2-19.9 %; Cl: 0.93-11.80 %). Para el Ti, Mn y Fe sus valores son, en general, homogéneos a lo largo de los perfiles de sedimento.

Las concentraciones de Al exhiben una tendencia a disminuir, desde las secciones del fondo a la superficie de los tres núcleos, con valores que similares de 2.1-3.0% en LD1 y LD2, así como de 1.4-2.6% en LD3. En cambio, los elementos Mo y U, presentan un ligero aumento en sus concentraciones en las secciones superiores de los núcleos LD1 (Mo: 3.5-6.7 $\mu\text{g g}^{-1}$; U: 2.2-4.1 $\mu\text{g g}^{-1}$) y LD2 (Mo: 3.0-7.0 $\mu\text{g g}^{-1}$; U: 1.7-5.1 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que en LD3 (Mo: 4.3-7.6 $\mu\text{g g}^{-1}$; U: 2.5-4.4 $\mu\text{g g}^{-1}$) se observa una disminución. Las concentraciones de Cd presentaron una distribución casi homogénea en los tres perfiles de sedimento (0.1-0.3 $\mu\text{g g}^{-1}$ en LD1; 0.1-0.2 $\mu\text{g g}^{-1}$ en LD2; 0.05-0.1 $\mu\text{g g}^{-1}$ en LD3). Sin embargo, en LD1 los valores más altos se observaron en las secciones inferiores a partir de los 17 cm de profundidad hacia el fondo (0.25 y 0.35 $\mu\text{g g}^{-1}$), mientras que en LD2 la concentración fluctuó principalmente entre los 0.10 y 0.20 $\mu\text{g g}^{-1}$ a lo largo del perfil y en LD3, las mayores concentraciones (0.09 y 0.10 $\mu\text{g g}^{-1}$) se determinaron en las secciones intermedias del núcleo.

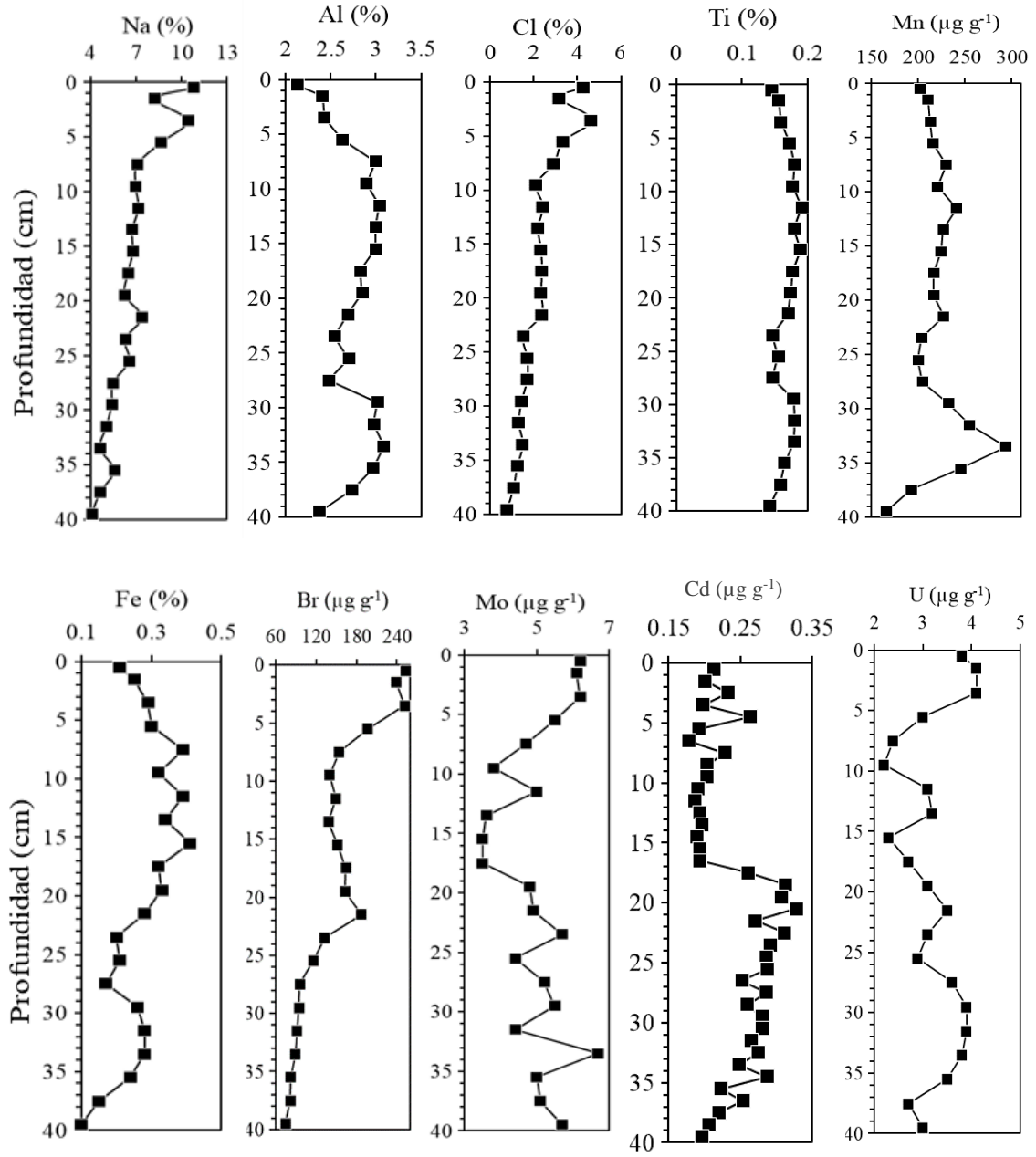


Fig. 14. Perfiles de las concentraciones de los elementos químicos en el núcleo de sedimento LDI.

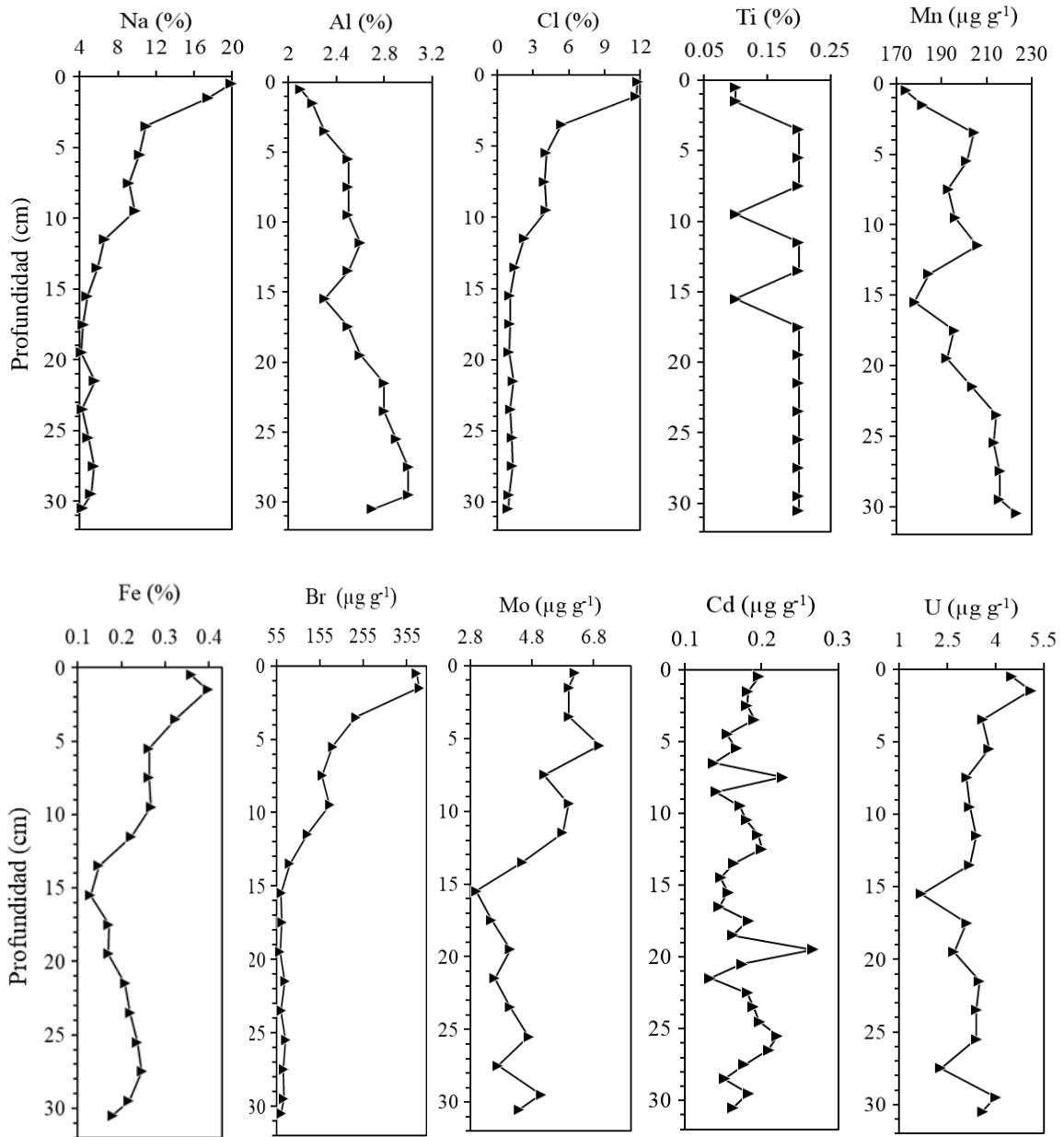


Fig. 15. Perfiles de las concentraciones de los elementos químicos en el núcleo de sedimento LD2.

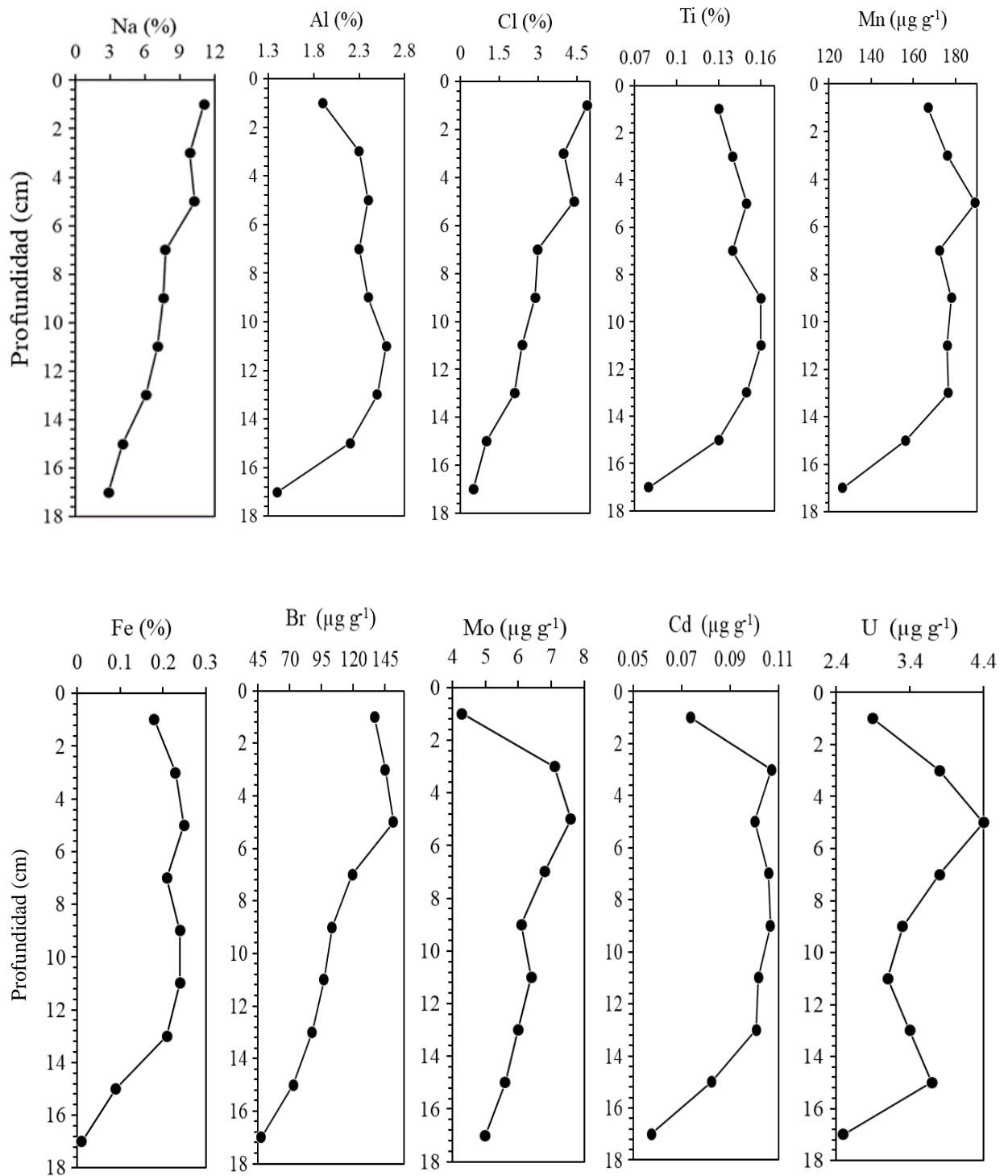


Fig. 16. Perfiles de las concentraciones de los elementos químicos en el núcleo de sedimento LD3.

6.5.2. Normalización y concentraciones naturales

En los tres núcleos se seleccionó al metal Al como elemento normalizador por su correlación significativa positiva ($p < 0.05$) con la fracción de tamaño de grano más abundante en los sedimentos, es decir, las arenas. Por otro lado, la concentración natural (CN) de los elementos metálicos y el actínido U se determinó como el promedio de sus concentraciones en las tres últimas secciones de cada núcleo, que corresponden a los estratos sedimentarios en los que la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no es detectable (i.e. > 100 años) y que representa el contenido preindustrial de estos elementos (Loring y Rantala, 1992).

Los valores de CN de los tres núcleos sedimentarios se muestran en la Tabla 6, junto con las concentraciones naturales de referencia (CNR) de la corteza terrestre para los elementos analizados (Taylor, 1964). Tanto la CN como la CNR de Al, Mn, Fe y Mo muestran grandes discrepancias en sus concentraciones, mientras que, para Ti, Cd y U, las diferencias son pequeñas.

Tabla 6. Concentraciones naturales y de referencia de los elementos metálicos en los núcleos LD1, LD2 y LD3. Los valores están en $\mu\text{g g}^{-1}$, excepto por Al, Ti y Fe que están en %, como se reportan internacionalmente.

Núcleo	Al	Ti	Mn	Fe	Mo	Cd	U
LD1-CN	2.7	0.15	201	0.16	5.3	0.20	3.1
LD2-CN	2.9	0.20	218	0.21	4.4	0.16	3.3
LD3-CN	2.0	0.12	153	0.01	5.5	0.08	3.2
CNR	8.2	0.57	950	5.63	1.5	0.20	2.7

CN=concentración natural.

CNR= concentración natural de referencia (Taylor, 1964).

6.5.3. Factor de enriquecimiento

Los factores de enriquecimiento de los elementos analizados se muestran en la Tabla 7. En los tres núcleos sedimentarios se observó un enriquecimiento menor para Fe y Mo. Por otro lado, Cd y U tuvieron un enriquecimiento ligeramente mayor en LD1 y LD2, en comparación con el núcleo LD3 ($FE < 1.5$). En todos los núcleos Ti y Mn presentaron valores de $FE < 1.5$. En el caso del Na, en los núcleos LD1 y LD3 se obtuvo un enriquecimiento menor ($FE < 3$), mientras que, en LD2 se observó un fuerte enriquecimiento ($FE > 5$). Para el Cl, los núcleos LD1 y LD2 mostraron valores de $FE > 5$, mientras que, en LD3 se presentó un enriquecimiento moderado ($FE < 5$). Por último, en el caso del Br, LD1 tuvo un enriquecimiento moderado ($FE < 5$), en LD2 tuvo un valor de $FE > 5$ y en LD3 se obtuvo un enriquecimiento menor ($FE < 3$).

Tabla 7. Factor de enriquecimiento de los elementos químicos analizados en los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3.

Núcleo	Na	Cl	Ti	Mn	Fe	Br	Mo	Cd	U
LD1	0.8-2.8	0.8-5.2	0.9-1.1	0.9-1.2	0.6-2.2	0.9-4.0	0.5-1.4	0.8-1.4	0.6-1.5
LD2	0.8-5.4	0.8-15	0.5-1.2	0.9-1.1	0.7-2.4	0.9-7.4	0.8-1.9	0.8-1.7	0.6-2.0
LD3	0.8-2.7	0.6-4.3	0.9-1.1	0.8-1.2	0.1-2.0	0.9-2.1	0.8-1.3	0.9-1.1	0.7-1.1

6.5.4. Correlación de Pearson

En el núcleo LD1 se identificó una correlación positiva significativa ($p < 0.05$; $r > 0.5$) entre C_{org} y los elementos Na, Cl, Fe y Br. El contenido de arcillas se correlacionó positivamente ($r > 0.5$) con Na, Cl y Fe, mientras que las arenas se correlacionaron significativamente ($r > 0.5$) con el contenido de Al y Cd (anexo 14). En el núcleo LD2, el contenido de C_{org} se correlacionó significativamente ($r > 0.7$) con Na, Cl, Fe, Br, Mo y U,

mientras que las arenas se correlacionaron con Al y Mn ($r > 0.5$; anexo 15). Por último, en el núcleo sedimentario LD3, las correlaciones significativas ($p < 0.05$) fueron entre la SM ($r > 0.6$) y el contenido de Al, Ti, Mn, Fe, Mo y Cd, mientras que las arcillas se correlacionaron ($r > 0.6$) con el contenido de C_{inorg} , (anexo 16).

6.5.5. Flujos históricos de Cd

Los intervalos de flujos de Cd en LD1 fue de 0.009 a $0.07 \mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$, en LD2 fue de 0.004 a $0.03 \mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ y en LD3 fue de 0.008 a $0.03 \mu\text{g cm}^{-2} \text{año}^{-1}$ (anexos 17-19). En el núcleo LD1 (Figura 17) los flujos muestran una tendencia general a incrementarse desde 1920 hasta 1990, no obstante, a partir de esa fecha, los flujos disminuyen hacia la fecha de muestreo (2017). En el caso del núcleo LD2, el flujo de Cd muestra poca variabilidad desde 1925 hasta finales de la década de 1980, cuando sus valores incrementan hacia la superficie del perfil. Por otro lado, en LD3 se observa que, en general, el flujo de Cd aumenta desde 1925 hacia la superficie del núcleo. Las diferencias en los flujos de Cd entre los registros sedimentarios del sitio La Deseada se relacionan con las tendencias observadas en las TAM (Figuras 11-13), ya que en LD1 se determinó una disminución en la acumulación de los sedimentos durante los últimos 30 años registrados en el núcleo, que corresponden a la disminución en los flujos de Cd para esas mismas secciones.

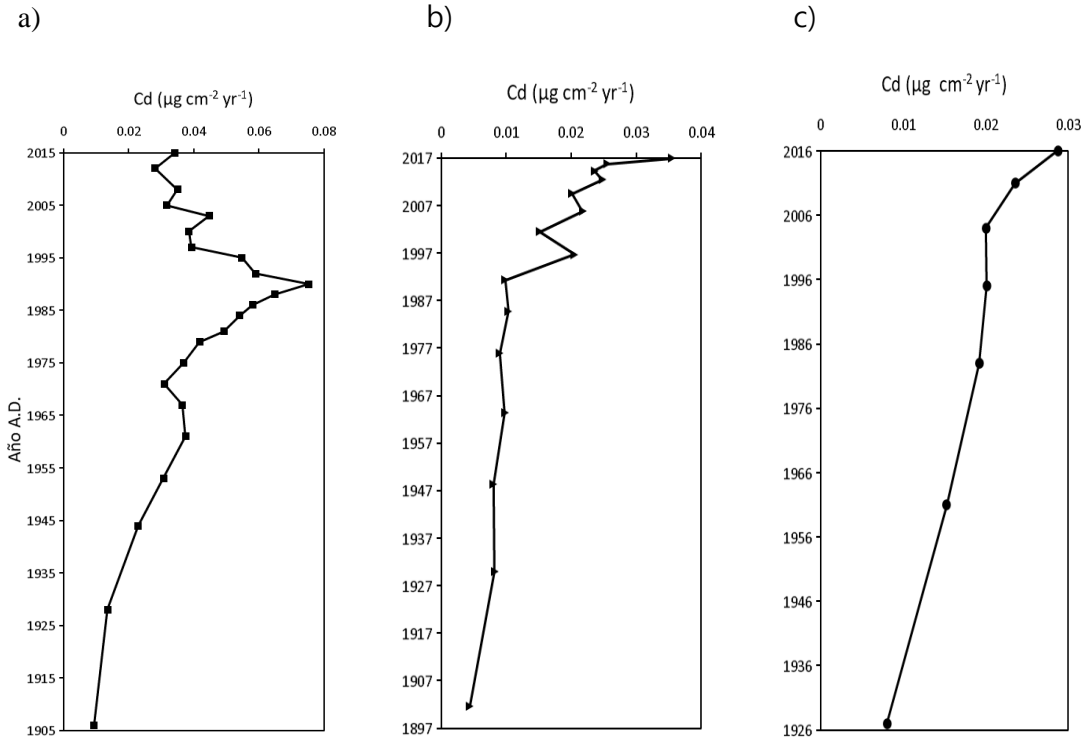


Fig. 17. Flujos de Cd en los núcleos sedimentarios: a) LD1, b) LD2 y c) LD3.

Capítulo 7.

Discusión

7.1. Tamaño de grano y susceptibilidad magnética

El tamaño de grano de arenas fue la fracción más abundante en las muestras de sedimento como se describió en el capítulo de resultados, esto es, se observó un aumento sostenido en el contenido de estas partículas a partir de los 17 cm de profundidad hacia la base del núcleo LD1, en LD2 a partir de los 5 cm y en LD3 desde la superficie del perfil. La correlación entre las arenas y Cd fue positiva ($r > 0.5$, $p < 0.05$) en LD1 y negativa para LD2 y LD3; lo anterior sugiere que, al menos para el núcleo LD1, el contenido de Cd se asocia al depósito de la fracción gruesa de los sedimentos. Por otro lado, los valores de Cd no mostraron una correlación significativa con la fracción fina de los sedimentos (limos y arcillas) que posee una mayor área superficial por unidad de volumen, facilita el intercambio iónico y que junto a la materia orgánica forma complejos muy estables con los iones metálicos (Horowitz, 1991). Por otro lado, el aumento en los valores de elementos clasificados como indicadores marinos (Na, Cl, Br y Mo) hacia las secciones superficiales de los núcleos LD1 y LD2, así como las correlaciones positivas significativas ($p < 0.05$) de estos elementos con el contenido de limos sugiere un posible evento de transgresión marina reciente (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018a).

La susceptibilidad magnética evaluada en los perfiles de los tres núcleos sugiere una uniformidad con el aporte de material detrítico (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018a) debido a las coincidencias en los valores de cada sección superficial y de fondo en los tres núcleos sedimentarios.

7.2. Carbono orgánico e inorgánico

Los perfiles de C_{org} indicaron una disminución en su contenido con respecto a la profundidad a diferencia del C_{inorg} que presentó concentraciones más elevadas hacia el fondo de los perfiles. El contenido de C_{org} es más alto en las secciones superficiales de los núcleos sedimentarios, donde existe igualmente un incremento en las concentraciones de limos, que es un tamaño de grano en el que se acumula preferentemente la materia orgánica (Loring y Rantala, 1992). Las fluctuaciones en la concentración de C_{org} de los registros de sedimento podría deberse a distintos procesos, como son los cambios en el suministro de la materia orgánica (incremento de aporte terrígeno) y la tasa de degradación de carbono (Aldana-Gutiérrez *et al.*, 2021). De hecho, el C_{org} presentó una correlación negativa significativa ($p < 0.05$) con los elementos indicadores de transporte terrígeno (i.e. Al, Ti, Mn y Fe), en los núcleos LD1 y LD2, así como una correlación positiva significativa ($r > 0.5$, $p < 0.05$) con los indicadores marinos (i.e. Na, Cl, Br y Mo). Por el contrario, el núcleo LD3 presentó una correlación positiva significativa entre ambos indicadores y el contenido C_{org} . La disminución en el contenido de C_{org} respecto a los elementos terrígenos sugiere que el aporte de material detrítico pudiera estar diluyendo la señal orgánica (Ruiz-Fernández *et al.*, 2018a) en los registros sedimentarios, mientras que el aumento en conjunto del C_{org} y los indicadores salinos podría relacionarse a que, bajo condiciones salinas y en presencia de arcillas, la tasa de descomposición de la materia orgánica se reduce, permitiendo la formación de macroagregados y su posterior depósito en los sedimentos (De la Reguera y Tully, 2020).

7.3. Tasas de acumulación másica y sedimentaria

Los valores promedio de las TAM ($0.16 \pm 0.04 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y TAS ($0.30 \pm 0.06 \text{ cm año}^{-1}$) observadas en este trabajo fueron altos en comparación de los valores reportados para zonas de manglar del Sistema de Marismas Nacionales de la costa del Pacífico Norte (TAM = $0.14 \pm 0.01 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y TAS $0.23 \pm 0.01 \text{ cm año}^{-1}$; Ruiz-Fernández *et al.*, 2018b). Igualmente, el valor promedio de TAS fue más alto que los valores observados en otras zonas de manglar en LT (en promedio 0.24 cm año^{-1} ; Lynch *et al.*, 1989), aunque se encuentra dentro del intervalo de 0.2 a 0.4 cm año^{-1} determinado para las lagunas Chelem y Celestún (Gonneea *et al.*, 2004). Estos ritmos de acumulación sedimentaria ligeramente más altos en La Deseada, podrían relacionarse con la presencia y abundancia de pastos marinos, que son sitios reconocidos por la acumulación de sedimentos y nutrientes (Ruiz-Fernández *et al.*, 2020).

7.4. Enriquecimiento y concentraciones de Cd

El fuerte enriquecimiento ($FE > 5$) presentado por los elementos considerados como indicadores marinos, Na, Cl y Br en los sedimentos se relaciona con la intrusión regular de agua salada al sitio La Deseada, debido al cambio en el nivel del mar (Ruiz-Fernández *et al.*, 2020). Esto se apoya igualmente con el estudio de Dorantes-Velázquez (1988) en el que se establece que en promedio esta área contiene la salinidad más alta encontrada en LT a lo largo del año con $\sim 28.57 \text{ psu}$.

En cambio, el enriquecimiento menor ($FE < 2$) de Mo, Cd y U sugiere condiciones de hipoxia ($O_2 = 5\text{-}63 \mu\text{M}$) en la columna de agua, ya que la acumulación autigénica de estos elementos redox-sensibles en los sedimentos se relaciona con bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2019). No obstante, aunque bajo estas

condiciones el Cd puede ser retenido como sulfuro (CdS), el metal puede ser rápidamente movilizado mediante aireación de los sedimentos y quedar biodisponible a la biota bentónica (Wang *et al.*, 2010).

En los anexos 11-13 se muestran los niveles TEL (nivel de umbral de efectos, por sus siglas en inglés) y PEL (nivel de efectos probables, por sus siglas en inglés) de la guía internacional de la NOAA (Administración Nacional del Océano y la Atmósfera; Buchman, 2008) para evaluar el contenido de Cd en sedimentos. En México no existen normas oficiales que establezcan los límites máximos permisibles de cadmio en sedimentos superficiales de ambientes costeros, por ello, se compararon las concentraciones determinadas en este trabajo de investigación (Tabla 8) con los valores propuestos por Buchman (2008). Las concentraciones de Cd observadas en el sitio La Deseada están por debajo del umbral TEL (i.e. $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$) y, claramente, del PEL (i.e. $3.5 \mu\text{g g}^{-1}$) en todos los núcleos sedimentarios, por lo que no se esperan efectos adversos para la biota local. De hecho, el enriquecimiento de Cd fue en general nulo (FE: 0.8-1.7).

Por otro lado, en la Tabla 8 se muestran las concentraciones de Cd en sedimentos recolectados en cuerpos de agua costeros en México y otras partes del mundo. El intervalo de concentración de Cd en el sitio La Deseada fue de 0.05 a $0.31 \mu\text{g g}^{-1}$, que es similar a los valores reportados por otros autores para la misma zona de estudio, como es Benítez *et al.* (2012), con una concentración de Cd promedio de $0.28 \mu\text{g g}^{-1}$ y Cuevas-Madrid *et al.* (2018) que registraron un intervalo de 0.04 a $0.41 \mu\text{g g}^{-1}$, a diferencia de las concentraciones máximas registradas por Vázquez *et al.* (2002) de $\sim 6.8 \mu\text{g g}^{-1}$ y Ponce (1988) de $2.12 \mu\text{g g}^{-1}$. En comparación con otros trabajos realizados en México, Macías-Zamora *et al.* (2008), reportan concentraciones más altas de Cd ($\sim 0.7 \mu\text{g g}^{-1}$) en las lagunas costeras de Ojo de Liebre y San Ignacio, Baja California, así como Ruiz-Fernández *et al.* (2009), para los sitios

Ohuira, Chiricahueto y el Estero de Urías ($0.1-2.1 \mu\text{g g}^{-1}$) en Sinaloa. De igual forma, el contenido de Cd en el sitio La Deseada fue menor que los valores publicados para las lagunas costeras de Lobos, Tóbari y El Soldado, Golfo de California (Vargas-González *et al.*, 2017), La Salada en Veracruz (Bojórquez-Sánchez *et al.*, 2017) y San Pedrito de los Pantanos de Centla en Tabasco (Mendoza-Carranza, 2016). En relación a los valores de Cd publicados para sistemas costeros de otros países, se observó que los sitios seleccionados en Guanabara, Brasil (Monte *et al.*, 2018), Tihama, Yemen (El-Younsy *et al.*, 2017) y San Pedro, España (Serrano *et al.*, 2019) presentan concentraciones mayores a las determinadas en este trabajo de investigación, mientras que las lagunas costeras de Vietnam (Romano *et al.*, 2012) y Swan, China (Wang *et al.*, 2017) muestran contenidos de Cd similares.

Tabla 8. Concentraciones de cadmio en sedimentos de cuerpos de agua costeros en México y otras partes del mundo. Los valores están en $\mu\text{g g}^{-1}$.

Sistema costero	Ambiente	Clasificación	Cd	Referencia
Ojo de Liebre y San Ignacio, Baja California	LC	NC	<0.0011-0.74	Macías-Zamora <i>et al.</i> (2008).
Ohuira, Chiricahueto y Estero de Urías, Sinaloa	LC	NC	0.1-2.1	Ruiz-Fernández <i>et al.</i> (2009).
Lobos, Tóbari y El Soldado, Golfo de California	LC	NC	<0.04-2.81	Vargas-González <i>et al.</i> (2017).
La Salada, Veracruz	LC	NC	0.1-0.6	Bojórquez-Sánchez <i>et al.</i> (2017).
San Pedrito de los Pantanos de Centla, Tabasco	LC	C	3.99 ± 1.67	Mendoza-Carranza (2016).
Guanabara, Brasil	B	NC	<0.10-2.90	Monte <i>et al.</i> (2018).
Nueve lagunas costeras, centro de Vietnam	LC	NC	0.01-0.25	Romano <i>et al.</i> (2012).
Tihama, Yemen	PC	NC	0.25-1.29	El-Younsy <i>et al.</i> (2017).
Swan, China	LC	NC	0.35 ± 0.04	Wang <i>et al.</i> (2017).
El Beal Wadi y San Pedro, España	LC	C	19 ± 3	Serrano <i>et al.</i> (2019).
Términos, Campeche	LC	NC	0.76-2.12	Ponce (1988).
Términos, Campeche	LC	C	0.05-6.82	Vázquez <i>et al.</i> (2002).
Términos, Campeche	LC	NC	0.28	Benítez <i>et al.</i> (2012).
Términos, Campeche	LC	NC	0.04-0.41	Cuevas-Madrid <i>et al.</i> (2018).
Términos, Campeche	LC	NC	0.05-0.31	Este estudio

LC = laguna costera, B = bahía, PC = planicie costera, C = contaminado si sobrepasa PEL, NC = no contaminado

7.5. Diagénesis

Durante los procesos diagenéticos, cambios de condiciones oxidantes a reductoras en el sedimento, produce la disolución de óxidos metálicos (i.e. Fe^{3+} , Mn^{4+}) y la remobilización de elementos traza (e.g. Cd), desde el agua intersticial hacia la interfaz agua-sedimento, suscitando su depósito con la formación de oxihidróxidos de Mn y Fe (Anawar *et al.*, 2002; Ontiveros-Cuadras *et al.*, 2021).

Las concentraciones de Mn y Fe (i.e. elementos redox-sensibles) reflejan una disminución en las secciones superficiales de los núcleos LD1 y LD3, mientras que en LD2 solo se observa esa tendencia para Mn. Los elementos indicadores de aporte terrígeno (i.e. Ti y Al) tuvieron valores mínimos superficiales en los tres núcleos, lo cual pudiera indicar un decremento en el aporte continental (Loring y Rantala, 1992). En este sentido, las concentraciones de Mn y Fe en los núcleos se correlacionaron positivamente y de forma significativa ($p < 0.05$) con el contenido de Al, sugiriendo que el suministro de material terrígeno podría estar regulando la acumulación y distribución de ambos metales. En consecuencia, se asume que la migración diagenética de metales y metaloides a lo largo de los perfiles sedimentarios del sitio La Deseada es poco probable.

7.6. Flujos históricos de Cd

A pesar de la cercanía de los puntos de muestreo, se observaron algunas diferencias en las tendencias históricas de los flujos de Cd (Fig. 17). Por ejemplo, en el núcleo LD1 el flujo de Cd se incrementa desde finales de la década de 1960, coincidiendo estrechamente con el inicio de la era del petróleo en el Golfo de México que trajo consigo extensos cambios de uso de suelo, debido a la expansión de áreas urbanas, para la agricultura y el ganado

alrededor de LT desde 1970 (Robadue *et al.*, 2004; Soto-Galera *et al.*, 2010). Además, los flujos alcanzaron sus valores más altos entre 1986 y 1990, seguidos de una disminución durante los últimos 30 años registrados en el sedimento. Un trabajo previo (Ruiz-Fernández *et al.*, 2020) sugiere que los máximos en los valores de la TAM ($0.31\text{-}0.37\text{ g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$) en el núcleo LD1, que corresponden con los valores más altos de los flujos de Cd, podrían estar relacionados a la llegada de grandes eventos meteorológicos (e.g. el huracán Diana en 1990); sin embargo, estos incrementos en los flujos de Cd, también coinciden con una serie de derrames de petróleo (Abkatun en 1986, YUM II/Zapoteca en 1987 y Och en 1988) que ocurrieron en las aguas costeras adyacentes a LT (NOAA, 2016; Wakida-Kusunoki y Caballero-Chávez, 2009). En comparación, los flujos de Cd en los núcleos LD2 y LD3 presentan pequeñas variaciones en las secciones más antiguas de ambas secuencias sedimentarias. No obstante, a partir del inicio de la década del 2000 y hasta la fecha de muestreo (2017), se observaron los valores más altos, quizá como un reflejo del reciente cambio ambiental detonado por el desarrollo socioeconómico en la zona, que incluyó el incremento de actividades industriales (i.e. producción, transporte y almacenamiento de los derivados del petróleo), el crecimiento poblacional continuo en Ciudad del Carmen desde 2005 (tasa anual de crecimiento de $\sim 1.2\%$) y el incremento de las descargas de los ríos a LT, producto de la intensa deforestación en la cuenca hidrográfica aledaña a la laguna (Benítez *et al.*, 2012; SEDESOL, 2013; Fichez *et al.*, 2017; INEGI, 2020b).

Capítulo 8.

Conclusiones

La radiocronología con ^{210}Pb permitió el fechado de los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3 recolectados en el sitio La Deseada en Laguna de Términos, Campeche, con una edad máxima de 110 ± 14 años en LD1, 115 ± 19 años en LD2 y 89 ± 13 años en LD3. Al estimar las tasas de acumulación másica y sedimentaria se observó que el ritmo de acumulación aumentó de manera progresiva a lo largo del periodo contenido en sus registros para LD2 (TAM, $0.03\text{-}0.18\text{ g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; TAS, $0.03\text{-}0.55\text{ cm año}^{-1}$) y para LD3 (TAM, $0.08\text{-}0.39\text{ g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; TAS, $0.05\text{-}0.62\text{ cm año}^{-1}$). Caso contrario en LD1, cuyo ritmo de acumulación disminuyó en los últimos 30 años (TAM, $0.03\text{-}0.37\text{ g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$; TAS, $0.04\text{-}0.55\text{ cm año}^{-1}$). Al calcular los flujos de Cd en LD1 ($0.009\text{-}0.07\text{ }\mu\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$), en LD2 ($0.004\text{-}0.03\text{ }\mu\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$) y en LD3 ($0.008\text{ a }0.03\text{ }\mu\text{g cm}^{-2}\text{ año}^{-1}$) se observó que el flujo en LD1 disminuyó a partir de 1990 hacia 2017, en cambio, los flujos en LD2 y LD3 incrementan hacia la superficie.

La caracterización geoquímica de los tres núcleos de sedimento se utilizó para conocer los niveles de concentración natural (CN) de varios elementos, incluido el Cd (i.e. $0.20\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ en LD1, $0.16\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ en LD2 y $0.08\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ en LD3). Ninguno de los núcleos en La Deseada presentó evidencia de un alto grado de contaminación por metales ($\text{FE} \leq 2.4$), incluido el Cd (i.e. $0.8\text{-}1.4$ en LD1, $0.8\text{-}1.7$ en LD2 y $0.9\text{-}1.1$ en LD3). Los valores de concentración de Cd no excedieron los niveles de calidad ecotoxicológica sedimentaria TEL (i.e. $0.6\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$) ni PEL (i.e. $3.5\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$), lo que sugiere que los sedimentos del sitio La Deseada no representan un riesgo toxicológico para la biota en la zona.

Capítulo 9.

Referencias bibliográficas

- Abraham, J. (1998). Spatial distribution of major and trace elements in shallow reservoir sediments: an example from Lake Waco, Texas. *Environmental Geology* 36, 3-4.
- Acosta, J.A., Jansen, B., Kalbitz, K., Faz, A., Martínez-Martínez, S. (2011). Salinity increases mobility of heavy metals in soils. *Chemosphere*, 85(8), 1318-1324. 10.1016/j.chemosphere.2011.07.046
- Aldana-Gutiérrez, G., Ruiz-Fernández, A.C., Pérez-Bernal, L.H., Flores-Verdugo, F., Cuellar-Martínez, T., Sánchez-Cabeza, J.A. (2021). Flujos e Inventarios de Carbono Azul en Manglares asociados a una Laguna Costera Antropizada. *Geofísica Internacional* 60(1), 13-30.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR en inglés). (2007). Toxicological Profile for Arsenic. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos de América. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR en inglés). (2012). Reseña Toxicológica del Cadmio. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos de América. https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts5.html
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR en inglés). (2016). Reseña Toxicológica de Elementos Químicos. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los Estados Unidos de América.
- Alongi, D.M. (2008). Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76(1), 1-13. 10.1016/j.ecss.2007.08.024
- Amezcu-Linares, F., Yáñez-Arancibia, A. (1978). Ecología de los sistemas fluvio-lagunares asociados a la Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1980-1/articulo86.html>
- Anawar, H.M., Komaki, K., Akai, J., Takada, J., Ishizuka, T., Takahashi, T., Yoshioka, T., Kato, K. (2002). Diagenetic control on arsenic partitioning in sediments of the Meghna River delta, Bangladesh. *Environmental Geology*, 41, 816-825. 10.1007/s00254-001-0459-x
- Appleby, P.G. (1998). Dating of sediments and determination of sedimentation rate. *Proceedings of a seminar held in Helsinki*, 2-3.
- Appleby, P.G., Oldfield, F. (1983). The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. *Hydrobiologia* 103, 29-35.
- Arias-Ortíz, A., Masqué, P., García-Orellana, J., Serrano, O., Mazarrasa, I., Marbà, N., Lovelock, C.E., Lavery, P.S., Duarte, C.M. (2018). Reviews and syntheses: ^{210}Pb derived sediment and carbon accumulation rates in vegetated coastal ecosystems-setting the record straight. *Biogeosciences*, 15, 6791-6818. <https://www.biogeosciences.net/15/6791/2018/>

- Bach, L., Calderon, R., Cepeda, M.F., Oczkowski, A., Olsen, S., Robadue, D. (2005). Managing freshwater inflows to estuaries. Level One Site Profile: Laguna de Términos and its Watershed, Mexico. Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island. https://www.crc.uri.edu/download/L1_Profile_MX_Final_Eng.pdf
- Banderas, A.G., González, R. (1996). La limnología, una revisión del concepto. *Ingeniería Hidráulica en México*, 11(1), 77-84.
- Barnes, C.E., Cochran, J.K. (1993). Uranium geochemistry in estuarine sediments: Controls on removal and release processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 57, 555 – 559.
- Barnes, C.E. and Cochran, J.K. (1990). Uranium removal in oceanic sediments and the oceanic U balance. *Earth and Planetary Science Letters*. 97, 94–101.
- Bautista, F., Cejudo-Ruiz, R., Aguilar-Reyes, B., Gogichaishvili, A. (2014). El potencial del magnetismo en la clasificación de suelos: una revisión. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 66(2), 365-376. <http://www.scielo.org.mx/pdf/bsgm/v66n2/v66n2a12.pdf>
- Bender, M.L., Ku, T.L., Broecker, W.S. (1966). Manganese nodules: their evolution. *Science* 151, 325–328.
- Benítez, J.A., Vidal, J., Brichieri-Colombi, T., Delgado-Estrella, A. (2012). Monitoring ecosystem health of the Términos Lagoon region using heavy metals as environment indicators. *Transactions on Ecology and The Environment*, 162, 349-358. 10.2495/EID120311
- Berlanga-Robles, C.A., Ruiz-Luna, A., de la Lanza-Espino, G. (2008). Esquema de clasificación de humedales de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 66, 25-46.
- Billo, S.M. (1991). Bromine function in halite geochemistry. AAPG Rocky Mountain Section Meeting, Billings, Montana, July 28-31, 1991.
- Binford, M.W. (1990). Calculation and uncertainty analysis of ^{210}Pb dates for PIRLA project lake sediment cores. *Journal of Paleolimnology* 3, 253-267.
- Bird, E.C.F. (1994). Physical Setting and Geomorphology of Coastal Lagoons. En Kjerfve, B. *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier Oceanography Series, 60, 9-39. 10.1016/S0422-9894(08)70007-2
- Bojórquez-Sánchez, S. (2009). Geocronología reciente (^{210}Pb) en el Río Coatzacoalcos. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México. <http://132.248.9.195/ptd2009/diciembre/0652237/Index.html>
- Bojórquez-Sánchez, S., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Ruiz-Fernández, A.C., Sánchez-González, A., Sánchez-Cabeza, J.A., Bojórquez-Leyva, H., Pérez-Bernal, L.H. (2017). Trace elements fluxes during the last 100 years in sediment near a nuclear power plant. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 198, 343-353. 10.1016/j.ecss.2017.05.005
- Böning, P., Brumsack, H.J., Schnetger, B., Grunwald, M. (2009). Trace element signatures of Chilean upwelling sediments at ~ 36°S. *Marine Geology* 259, 112-121.
- Botello, A.V., Hicks, E., Mandelli, E.F. (1979). Preliminary study on levels of pollutants in Lake Terminos, Campeche, Mexico. *Simposio sobre adelantos en las investigaciones marinas en el Caribe y regiones adyacentes*. FAO, 267-280.
- Boyle, J.F., Mackay, A.W., Rose, N.L., Flower, R.J., Appleby, P.G. (1998). Sediment heavy metal record in Lake Baikal: natural and anthropogenic sources. *Journal of Paleolimnology*, 2, 35-150.

- Buchman, M.F. (2008). NOAA Screening Quick Reference Tables NOAA OR&R Report 08-1. Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, WA, 1-34.
- Burger, J. (2008). Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. *Science of The Total Environment*, 389(1), 37-45. 10.1016/j.scitotenv.2007.08.037
- Calderón, C., Valdés, J. (2012). Contenido de metals en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47(1): 121-133.
- Callender, E. (2003). Heavy Metals in the Environment-Historical Trends, in: Turekian, K.K, Hollan, H.D. (Eds.), *Treatise on Geochemistry*. Elsevier, Miami, 67-105.
- Calvert, S.E., Pedersen, T.F. (1993). Geochemistry of recent toxic and anoxic sediments: implications for the geological record. *Marine Geology* 113: 67-88.
- Calvert, S.E., Pedersen, T.F. (2007). Elemental proxies for paleoclimatic and palaeoceanographic variability in marine sediments: interpretation and application. En: Hillaire-Marcel, C., De Vernal, A. (Eds.), *Developments in Marine Geology* 1. Elsevier B.V., Amsterdam 576-644.
- Canales-Delgado, J.C., Pérez-Ceballos, R., Zaldívar-Jiménez, M.A., Merino-Ibarra, M., Cardoza, G., Cardoso-Mohedano, J.G. (2019). The effect of mangrove restoration on avian assemblages of a coastal lagoon in southern Mexico. *PeerJ* 7. 10.7717/peerj.7493
- Carmichael, R. S. (1982). *Magnetic Properties of Minerals and Rocks: CRC Handbook of Physical Properties of Rocks*. 2 ed. (2).
- Castrillo, M., Pernía, B., De Sousa, A., Reyes, R. (2012). Utilization of different aspects associated with cadmium tolerance in plants to compare sensitive and bioindicator species. En libro: *Phytotechnologies: remediation of environmental contaminants*, 427-440. <https://www.researchgate.net/publication/232242636>
- Centro Regional Ramsar para la Capacitación e Investigación sobre Humedales para Hemisferio Occidental (2020). *Tipos de humedales*. Panamá. <https://creho.org/humedales/tipos-de-humedales/>
- Cervantes, M. (2007). Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México. *Los escenarios acuáticos*. <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/533/conceptos.pdf>
- Chagué-Goff, C. Andrew, A. Szczucinsky, W., Goff, J., Nishimura, Y. (2012). Geochemical signatures up to the maximum inundation of the 2011 Tohoku-oki tsunami – Implication for the 869AD Jogan and other paleotsunamis. *Sedimentary Geology*, 282, 65–77.
- Chester, R. (2000). Nutrients, organic carbon and the cycle carbon in sea water, p. 200-241. In: *Marine Geochemistry*. Second Edition. Blackwell Science, London, 1-506.
- Chester, R., Jickells, T. (2012). *Marine Geochemistry*. John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex, UK, 1-411.
- Clemens, S., Aarts, M.G.M., Thomine, S., Verbruggen, N. (2013). Plant Science: The Key to Preventing Slow Cadmium Poisoning. *Trends in plant science*, 18(2), 92-99. 10.1016/j.tplants.2012.08.003
- Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca (Conapesca). (2016). *Anuario estadístico de Acuicultura y Pesca*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.

- https://www.conapesca.gob.mx/work/sites/cona/dgppe/2016/ANUARIO_ESTADISTICO_2016.pdf
- Comisión Nacional del Agua (Conagua). (2012). Programa hídrico regional visión 2030. Región Hidrológico-Administrativa XII Península de Yucatán. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 1-138.
- Comisión Nacional de Areas Naturales Protegidas (Conanp). (2019). Laguna de Términos establece UMA de manglar para enfrentar el cambio climático. <https://www.gob.mx/conanp/articulos/laguna-de-terminos-establece-uma-de-manglar-para-enfrentar-el-cambio-climatico?idiom=es>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio). (2019). Conabio genera nueva cartografía de la línea de costa de México. México. <https://www.gob.mx/conabio/prensa/conabio-genera-nueva-cartografia-de-la-linea-de-costa-de-mexico?idiom=es>
- Conde, I.S., Reyes-Fernández, Z.E., Cancino-Contreras, R.C., Santoyo-Velázquez, M.E., Rejón-Lorenzo, L., Sabido-Pérez, M.Y., Ruiz-Marín, A., González-Oreja, J.A. (2004). Heavy metal distribution in the sediments of the fluvial-lagoon system Pom-Atasta, Campeche. Remediation of Contaminated Sediments-2003: Proceedings of the Second International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, 359-367.
- Contreras, E.F. (1993). Ecosistemas costeros mexicanos. CONABIO, Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- Contreras-Ruiz, E.A., Douillet, P., Zavala-Hidalgo, J. (2014). Tidal dynamics of the Terminos Lagoon, Mexico: observations and 3D numerical modelling. *Ocean Dynamics*, 64, 1349-1371. 10.1007/s10236-014-0752-3
- Cosma, B., Frahe, R., Baffi, F., Dadone, A. (1982). Trace metals in sediments from the Ligurian coast, Italy. *Marine Pollution Bulletin* 13: 127-132.
- Cowardin, L.M., Carter, V., Golet, F.C., Laroe, E.T. (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. Fish and Wildlife Service y Office of Biological Services, 1-142. <https://www.fws.gov/wetlands/Documents/Classification-of-Wetlands-and-Deepwater-Habitats-of-the-United-States.pdf>
- Crusius, J., Calvert, S., Pedersen, T., Sage, D. (1996). Rhenium and molybdenum enrichments in sediments as indicators of oxic, suboxic, and sulfidic conditions of deposition. *Earth and Planetary Science Letters* 145, 65-78.
- Cuellar-Martinez, T., Ruiz-Fernández, A. C., Sánchez-Cabeza, J. A., Alonso-Rodríguez, R. A. (2017). Sedimentary record of recent climate impacts on an insular coastal lagoon in the Gulf of California. *Quaternary Science Reviews*, 160, 139-149.
- Cuevas-Madrid, H., Rosales-Hoz, L., Márquez-García, A.Z., Carranza-Edwards, A. (2018). Environmental assessment of a mangrove protected area in the southeast Gulf of Mexico through sediment core analysis. *Environmental Earth Sciences*, 77(73). 10.1007/s12665-017-7160-1
- De la Reguera, E., Tully, K.L. (2020). Farming carbon: The link between saltwater intrusion and carbon storage in coastal agricultural fields. *Agricultural, Ecosystems & Environment*, 314. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107416>
- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarsa, D., Kurnianto, S., Stidham, M., Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience* 4, 293-297.

- Dorantes-Velázquez, H. (1988). Estudio del Sistema del dióxido de carbón en la Laguna de Términos, Campeche durante las diferentes estaciones del año. Tesis Profesional, Facultad de Química, UNAM.
- Drever, J.I. (1988). The geochemistry of natural waters. Second Edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J., 388.
- Dubranna, J., Pérez-Brunius P, López, M., Candela J. (2011). Circulation over the continental shelf of the western and southwestern Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research*, 116 (C8). 10.1029/2011JC007007
- Duchart, P. Calvert, S. E., Price, N. B. (1973). Distribution of trace metals in pore waters of shallow marine sediments. *Limnology and Oceanography*, 18, 605–610.
- Duffus, J.H. (2002). "Heavy metals" a meaningless term? (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74, 793–807. 10.1351/pac200274050793
- Dyrssen, D.W. (2001). Conservative elements. In: Steele, J.H., Thorpe, S.A., Turekian, K.K. (Eds.) *Marine Chemistry & Geochemistry*. Academic Press, London, 13-16.
- Eisenreich, S.J. (2005). Climate Change and the Water Dimension. JRS, Ispra, Italia 1-253. EU Report N 21553.
- El-Younsy, A.R., Mahmoud, A.E., Wased, S.O. (2017). Sedimentological and geoenvironmental evaluation of the coastal area between Al-Khowkhah and Al-Mokha, southeastern Red Sea, Republic of Yemen. *Environmental Earth Science*, 76:50. 10.1007/s12665-016-6355-1
- Fichez, R., Archundia, D., Grenz, C., Douillet, P., Gutiérrez-Mendieta, F., Origel-Moreno, M., Denis, L., Contreras-Ruiz-Esparza, A., Zavala-Hidalgo, J., (2017). Global climate change and local watershed management as potential drivers of salinity variation in a tropical coastal lagoon (Laguna de Terminos, Mexico). *Aquatic. Sciences*. 79, 219-230. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1007/s00027-016-0492-1>
- Flores-Verdugo, F.J., Agraz-Hernández, C.M., Benítez-Pardo, D. (2007). Ecosistemas acuáticos costeros: importancia, retos y prioridades para su conservación. En: Óscar Sánchez, Mónica Herzig, Eduardo Peters, Roberto Márquez-Huitzil y Luis Zambrano (Eds). *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología, 145-188.
- Flynn, W.W. (1968). The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials. *Analytica Chimica Acta* 43, 221-227.
- Folk, R.L. (1974). *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Pub. Co., Austin.
- French, P. (1993). Post-industrial pollutant levels in contemporary Sven estuary intertidal desiments compared to pre-industrial levels. *Marine Pollution Bulletin* 26:30-35.
- Fütterer, D.K., Damaske, D., Kleinschmidt, G., Miller, H., Tessensohn, F. (2006). *Antartica. Contributions to Global Earth Sciences*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 217– 228.
- Fyfe, W.S. (1999). Geochemistry. En: Marshall, C.P. y Fairbridge, R.W. (editors). *Encyclopedia of geochemistry*. 572-575. (Dordrecht: Kluwer Academic Publishers).
- García-Orellana, I., García-León, M. (2002). An easy method to determine ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb by alpha spectrometry in marine environmental samples. *Applied Radiation and Isotopes*, 56(4), 633–636. 10.1016/S0969-8043(01)00261-5.
- Giner, J.L. (2005). Tetrahydropyran formation by rearrangement of an epoxy ester: A model for the biosynthesis of marine polyether toxins. *Journal of Organic Chemistry*, 70(2), 721-724.

- Giordano, P., Musmeci, L., Ciaralli, L., Vernillo, P., Chirico, J., Piccioni, N., Costatini, S. (1992). Total content and sequential extractions of Hg, Cd, and Pb in coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 24: 350-357.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L.L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20, 154-159.
- Glasby, G.P., Szefer, P., (1998). Marine pollution in Gdansk Bay, Puck Bay and the Vistula Lagoon, Poland: An overview. *The Science of the Total Environment* 212, 49-57.
- Gold-Bouchot, G., Zapata-Pérez, O., Ceja-Moreno, V., Rodríguez-Fuentes, G., Sima-Álvarez, R., Aguirre-Macedo, M.L., Vidal-Martínez, V.M., Da Ros, L., Nasci, C. (2007). Biological effects of environmental pollutants in American Oyster, *Crassostrea virginica*: A field of study in Laguna de Terminos, Mexico. *International Journal of Environment and Health* 1(2) 171-184.
- Gonneea, M.E., Paytan, A., Herrera-Silveira, J.A. (2004). Tracing organic matter sources and carbon burial in mangrove sediments over the past 160 years. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 61(2), 211-227.
- Guerra, R., Pasteris, A., Ponti, M. (2009). Impacts of maintenance channel dredging in a northern Adriatic coastal lagoon. I: Effects on sediment properties, contamination and toxicity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85(1), 134-142. 10.1016/j.ecss.2009.05.021
- Guerra, R. (2012). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Biphenyls and Trace Metals in Sediments from a Coastal Lagoon (Northern Adriatic, Italy). *Water, Air, Soil Pollution*, 223, 85-98. 10.1007/s11270-011-0841-6
- Guerra-Santos, J.J., Kahl, J.D.W. (2018). Redefining the Seasons in the Términos Lagoon Region of Southeastern México: May Is a Transition Month, Not a Dry Month. *Journal of Coastal Research*, 34(1), 193-201. 10.2112/JCOASTRES-D-16-00114.1
- Guevara, M., Verma, S.P., Velasco-Tapia, F., Lozano-Santa Cruz, R., Girón, P. (2005). Comparison of linear regression models for quantitative geochemical analysis: an example using X-ray fluorescence spectrometry. *Geostandards and Geoanalytical Research*, 29, 271-284.
- Gulis, G., Czompolyova, M., Cerhan, J.R. (2002). An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia. *Environmental Research*, 88(3), 182-187. 10.1006/enrs.2002.4331
- Gutiérrez-Estrada, M., Maplica-Cruz, V.M., Martínez-Reyes, J. (1981). Geomorfología y sedimentos recientes del Sistema Lagunar Atasta-Pom, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad Nacional Autónoma de México. <http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/instituto/1982-1/articulo130.html>
- Gutiérrez-Estrada M, Castro-del-Río A. (1988). Origen y desarrollo geológico de la Laguna de Términos. *Ecology of coastal ecosystems in the southern Gulf of Mexico: the Terminos Lagoon region*. National Autonomous University of Mexico, Mexico.
- Hamid, Y., Tang, L., Wang, X.W., Hussain, B., Yaseen, M., Aziz, M.Z., Yang, X. (2018). Immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field using inorganic and organic additives. *Scientific Reports*, 8, 1-10. 10.1038/s41598-018-35881-8
- Harut, B., Sandler, A. (2006). Normalization methods for pollutants in marine sediments: review and recommendations for the Mediterranean. *Israel Oceanographic and Limnological Research*.

- Herrera-Silveira, J.A., Lara-Domínguez, A.L., Day, J.W., Yáñez-Arancibia, A., Morales-Ojeda, S., Teutli-Hernández, C., Kemp, G.P. (2019). Chapter 22-Ecosystem Functioning and Sustainable Management in Coastal Systems with High Freshwater Input in the Southern Gulf of Mexico and Yucatan Peninsula. *Coasts and Estuaries*, 377-397. 10.1016/B978-0-12-814003-1.00022-8
- Hem, J. (1992). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. (Reston: US Geological Survey).
- Heyvaert, A.C., Reuter, J.E., Sloton, D.G., Goldman, C.R. (2000). Paleo-limnological reconstruction of historical atmospheric lead and Hg deposition at lake Tahoe, California-Nevada. *Environmental Science & Technology*, 34, 3588-3597. 10.1021/es991309p
- Hicks, E.A. (1976). Variación estacional en la concentración de elementos metálicos en ostiones de la Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis Profesional, Facultad de Química, UNAM, 1-50.
- Horowitz, A.J. (1991). *A Primer on Sediment-Trace Element Chemistry*. 2nd Ed. United States Geological Survey, 1-142.
- Hötzl, H., Winkler, R. (1987). Activity Concentrations of ²²⁶Ra, ²²⁸Ra, ²¹⁰Pb, ⁴⁰K and ⁷Be and their Temporal Variations in Surface Air. *Journal of Environmental Radioactivity* 5(6), 445–458. 10.1016/0265-931X(87)90019-1
- Huang, D. Liu, L., Zeng, G., Xu, P., Huang, C., Deng, L., Wang, R., Wan, J. (2017). The effects of rice straw biochar on indigenous microbial community and enzymes activity in heavy metal-contaminated sediment, *Chemosphere*, 174, 545-553. 10.1016/j.chemosphere.2017.01.130
- INEGI. (2005). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Humedales potenciales. Escala 1:250000. México.
- INEGI. (2020). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (Censo de Población y Vivienda 2020. Gobierno de México. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- INEGI, (2020b). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Presentación de resultados Campeche. https://www.inegi.org.mx/contenidos/programas/ccpv/2020/doc/cpv2020_pres_res_camp.pdf
- Kasper-Zubillaga, J.J., Arellano-Torres, E., Armstrong-Altrin, J.S., Sial, A.N. (2016). A study of carbonate beach sands from the Yucatan Peninsula, Mexico: a case study. *Carbonates Evaporites* 32(1):1-12.
- Klaassen, C. (2008). Metales pesados y sus antagonistas. En: Brunton L, Lazo J, Parker K, editores. *Goodman & Gilman, Las bases farmacológicas de la terapéutica*. McGraw Hill, 1766-1768.
- Koide, M., Soutar, A., Goldberg, E.D. (1972). Marine geochronology with ²¹⁰Pb. *Earth and planetary science letters* 14, 442-446.
- Krishnaswami, S., Lal, D., Martin, J.M., Meybek, M. (1971). Geochronology of lake sediments: *Earth and Planetary Science Letters*, 11: 407-414.
- Laborda, F., Ruiz-Begueria, S., Bolea, F., Castillo, J.R. (2009). Functional speciation of metal-dissolved organic matter complexes by size exclusion chromatography coupled to inductively coupled plasma mass spectrometry and deconvolution analysis. *Spectrochimica Acta Part B*, 392, 392-398. 10.1016/j.sab.2009.04.007

- Landgrave, R. y Moreno-Casasola, P. (2012). Evaluación cuantitativa de la pérdida de humedales en México. *Investigación Ambiental* 4(1), 19-35. <https://proyectopuente.com.mx/wp-content/uploads/2019/05/121-707-1-pb.pdf>
- Lankford, R.R. (1977). Coastal Lagoons of Mexico, their origin and clasifcation. En Cronin, L.E., Eds. "Estuarine Processes, Circulation, Sediments, Transfer of Materials in the Estuary". Academic Press, New York, 2, pg. 182.
- Lara-Lara, J.R., Arreola-Lizárraga, J.A., Calderón-Aguilera, L.E., Camacho-Ibar, V.F., De la Lanza-Espino, G., Escofer-Giansone, A., Espejel-Carbajal, M.I., Guzmán-Arroyo, M., Ladah, L.B., López-Hernández, M., Meling-López, E.A., Moreno-Casasola, P., Reyes-Bonilla, H., Ríos-Jara, E., Zertuche-González, J.A. (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, 109-134. <http://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium/Documentos/13310.pdf>
- Liu, L., Chen, H., Cai, P., Liang, W., Huang, Q. (2009). Immobilization and phototoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost. *Journal of Hazardous Materials*, 163, 563-567. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.004>
- Liu, Q., Wang, F., Meng, F., Jiang, L., Li, G., Zhou, R. (2018). Assessment of metal contamination in estuarine surface sediments from Dongying City, China: use of a modified ecological risk index. *Marine Pollution Bulletin*, 126, 293-303. [10.1016/j.marpolbul.2017.11.017](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.017)
- Liu, Q., Sheng, Y., Wang, W., Li, C., Zhao, G. (2020). Remediation and its biological response of Cd contaminated sediments using biochar and minerals with nanoscale zero-valent iron loading. *Science of The Total Environment*, 713, 1-10. [10.1016/j.scitotenv.2020.136650](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136650)
- Loring, D.H., Rantala, R.T.T. (1992). Geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Fisheries and Marine Services, Technical Report, 700.
- Luna-Pabello, V., Aburto-Castañeda, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *Revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 17(1):32-55. <http://www.scielo.org.mx/pdf/tip/v17n1/v17n1a3.pdf>
- Luoma, S. (1990). Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal sediments. In: Furnes R & P Rainbow (eds). *Heavy metals in the marine environment*, 225 pp. CRC Press, New York.
- Lynch, J.C., Meriwether, J.R., McKee, B.A., Vera-Herrera, F., Twilley, R.R. (1989). Recent accretion in mangrove ecosystems based on ^{137}Cs and ^{210}Pb . *Estuaries* 12(4), 284-299.
- Macías-Zamora, J.V., Sánchez-Osorio, J.L., Ríos-Mnedoza, L.M., Ramírez-Álvarez, N., Huerta-Díaz, A., López-Sánchez, D. (2008). Trace Metals in Sediments and *Zostera marina* of San Ignacio and Ojo de Liebre Lagoons in the Central Pacific Coast of Baja California, Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55(218). [10.1007/s00244-007-9115-0](https://doi.org/10.1007/s00244-007-9115-0)
- Magallanes-Ordoñez, V.R., Marmolejo-Rodríguez, A.J., Rodríguez-Figueroa, G.M., Sánchez-González, A., Aguiñiga-García, S., Arreguín-Sánchez, F., Zetina-Rejón, M., Tripp-Valdéz, A., Romo-Ríos, J.A. (2014). Characterization of lithogenic and biogenic zones and natural enrichment of nickel in sediments of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 156, 116-123. [10.1016/j.ecss.2014.11.007](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.11.007)

- Manual de la Convención de Ramsar: Guía de la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 4a edición. Gland (Suiza): Secretaría de la Convención de Ramsar, 2006.
- Margalef, R. (1984). Limnología. *Limnology and Oceanography*, 29(6), 1-1349. 10.4319/lo.1984.29.6.1349b
- Martin J. M., Whitfield, M., (1983). The Significance of the River Input of Chemical Elements to the Ocean. In: Wong, C.S., Boyle E., Bruland K.W., Burton J.D., Goldberg, E.D. (Eds.) *Trace Metals in Sea Water*. NATO Conference Series (IV Marine Sciences), 9, 265-296.
- McBride, M.B. (1989). Reaction controlling heavy metal solubility in soils. *Advances in Soil Science*, 10, 1-56
- McLennan, S.M., Taylor, S.R. (1999). Earth's continental crust. In: C.P. Marshall & R.W. Fairbridge (Eds.), *Encyclopedia of Geochemistry*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Germany, 145-150.
- Mendoza-Carranza, M., Sepúlveda-Lozada, A., Dias-Ferreira, C., Geissen, V. (2016). Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: A case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexic. *Environmental Pollution*, 210, 155-165. 10.1016/j.envpol.2015.12.014
- Meyerson, A., Luther, G., Krajewski, J., Hires, E. (1981). Heavy metals distribution in Newark bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 12: 244-250.
- Monte, C., Cesar, R., Rodrigues, A.P., Siqueira, D., Serrano, A., Abreu, L., Teixeira, M., Vezzone, M., Polivanov, H., Castilhos, Z., De Campos, T., Machado, G.G.M., Souza, W.F., Machado, W. (2018). Spatial variability and seasonal toxicity of dredged sediments from Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil): acute effects on earthworms. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 34496-34509. 10.1007/s11356-018-3338-7
- Montero-Serrano, J.C., Martínez-Santana, M, Tribovillard, N, Riboulleau, A., Garbán, G. (2009). Comportamiento geoquímico del molibdeno y sus isótopos en el ambiente sedimentario: Un resumen bibliográfico. *Revista de biología marina y oceanografía*, 44(2), 263-275. 10.4067/S0718-19572009000200001
- Moore S., Ramamoorthy, S. (1984). *Heavy metals in natural Waters*, 269 pp. Springer-Verlag, New York.
- Morford J.L., Emerson, S. (1999). The geochemistry of redox sensitive trace metals in sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63: 1735-1750. 10.1016/S0016-7037(99)00126-X
- National Research Council of Canada (NRC). (2000). *Marine Sediment Reference Materials for Trace Metals and other Constituents*. National Research Council of Canada. <http://www.cm.inms.nrc.ca>
- Navarrete-Rodríguez, G., Castañeda-Chávez, M.R., Lango-Reynoso, F. (2020). Geoaccumulation of Heavy Metals in Sediment of the Fluvial-Lagoon-Deltaic System of the Palizada River, Campeche, México. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3). <https://doi.org/10.3390/ijerph17030969>
- Newton, A., Icely, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A.C., Colijn, F., Zaldívar, J.M. (2014). An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional Waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 95-122. 10.1016/j.ecss.2013.05.023
- Nieuwenhuize, J., Maas, Y.E.M., Middelburg, J.J. (1994). Rapid analysis of organic carbon and nitrogen in particulate materials. *Marine Chemistry* 45, 217-224.

- NOAA-National Hurricane Center (2012) 1995 Atlantic hurricane season. http://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/AL191995_Roxanne.pdf.
- NOAA-National Hurricane Center (2014) 1995 Atlantic hurricane season. http://www.nhc.noaa.gov/data/tcr/AL171995_Opal.pdf.
- NOAA (2016) NOAA incident news. <http://incidentnews.noaa.gov/incident/6250>.
- Olmsted, I. (1993). Wetlands of Mexico. En: Whigham, D.F., Dykjavá, D., Hejný, S. Wetlands of the World: Inventory, ecology and management Volume I. Handbook of vegetation science, 15(2), 637–677. 10.1007/978-94-015-8212-4_13
- Ontiveros-Cuadras, J.F. (2015). Estudio retrospectivo de las tendencias históricas de los flujos de elementos potencialmente tóxicos (As, Cr, Cu, Hg, Pb, Rb, Zn, V), contaminantes orgánicos persistentes (PCBs, PBDEs y PAHs) y de carbono orgánico, en dos lagos ubicados en el Altiplano Mexicano, caracterizados por niveles de antropización contrastantes. Tesis de doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México, México. <http://132.248.9.195/ptd2015/febrero/0725191/Index.html>
- Ontiveros-Cuadras, J.F., Ruiz-Fernández, A.C., Pérez-Bernal, L.H., Serrato de la Peña, J.L., Sánchez-Cabeza, J.A. (2019). Recent trace metal enrichment and sediment quality assessment in an anthropized coastal lagoon (SE Gulf of California) from ²¹⁰Pb-dated sediment cores. *Marine Pollution Bulletin*, 149. 10.1016/j.marpolbul.2019.110653
- Ontiveros-Cuadras, J.F., Ruiz-Fernández, A.C., Pérez-Bernal, L.H., Raygoza-Viera, J.R., Sánchez-Cabeza, J.A. (2021). Historical reconstruction of trace element concentrations and fluxes in a tropical coastal lagoon (Mexican Pacific) derived from ²¹⁰Pb radiochronology. *Continental Shelf Research*, 213(15). 10.1016/j.csr.2020.104315
- OSPAR Comission. (2017). Status and Trend Heavy Metals (Cadmium, Mercury and Lead) in Sediment. OSPAR Environmental Assessment Criteria. https://oap-cloudfront.ospar.org/media/filer_public/55/6c/556c5f40-b4aa-47dc-abd1-f589b466cfd6/metals_sediment.pdf
- Ozkutlu, F., Turan, M., Öztürkmen, A. R. (2013). Soil salinity increase Cd uptake of lettuce (*Lattuca sativa* L.) Carpath. *Journal Earth Environment*, 8(2), 97-106. <http://journals.usamvcluj.ro/index.php/promediu/article/viewFile/9913/8286>
- Páez-Osuna, F., Valdez-Lozano, D.S., Alexander, H.M., Fernández-Pérez, H. (1987). Trace metals in the fluvial systems of Términos Lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 294-297.
- Palacio-Prieto, J.L., Ortíz-Pérez, M.A., Garrido-Pérez, A. (1999) Cambios morfológicos costeros en Isla del Carmen, Campeche, por el paso del huracán “Roxanne”. *Investigación Geográfica* 40, 48–57.
- Pernía, B., Sousa, A. D. E., Reyes, R., Castrillo, M. (2008). Biomarcadores de contaminación por cadmio en plantas. *Interciencia*, 33(2), 112-119.
- Phleger, F.B., Ayala-Castañares, A. (1971). The American Association of Petroleum Geologist Bulletin. Process and history of Terminos lagoon, Mexico, 55(12), 2130-2140.
- Ponce V.M.G. (1988). Evaluación de metales pesados es sedimentos recientes y tejidos de ostión *Crassostrea virginica* de la Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, UNAM, 1-70.
- Ramírez, A. (2002). Toxicología del cadmio. Conceptos actuales para evaluar exposición ambiental u ocupacional con indicadores biológicos. Facultad de Medicina, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, 63, 51-64.

- Ramos-Miranda, J., Flores Hernández, D., Ayala Pérez, L.A., Rendón Von Osten, J., Villalobos Zapata, G.J., Sosa López, A. (2006). Atlas Hidrológico e Ictiológico de la Laguna de Términos. Centro Epomex, Universidad Autónoma de Campeche, 1-140.
- Ramos-Miranda, J., Villalobos Zapata, G.J. (2015). Aspectos Socioambientales de la región de la Laguna de Términos. Universidad Autónoma de Campeche, 1-210. <https://epomex.uacam.mx/view/download?file=14/Aspectos%20Socioambientales%20de%20la%20Regio%CC%81n%20de%20la%20Laguna%20de%20Te%CC%81rminos%20.pdf&tipo=paginas>
- Rangel-García, M., Ruiz-Fernández, A.C. (2018). Análisis de mercurio en sedimento por medio de Espectroscopía de Absorción Atómica acoplado a Generador de Hidruros (EAA-GH). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, 1-11.
- Restrepo, L.F., González, J. (2007). De Pearson a Spearman. Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias, 20(2), 183-192.
- Robadue, D., Oczkowski, A., Calderon, R., Bach, L., Cepeda, M.F., (2004). Characterization of the Region of the Laguna de Términos Campeche, Mexico. Coastal Resources Center, University of Rhode Island. https://www.crc.uri.edu/download/23s_L1Profile_Draft_Terminos_2004.pdf
- Robbins, J.A. (1978). Geochemical and geophysical applications of radioactive lead isotopes. Nriagu, J.O. (Ed.), Biochemistry of Lead, Elsevier, Amsterdam, 85-393.
- Robbins, J.A., Edgington, D. (1975) Determination of Recent Sedimentation Rates in Lake Michigan Using Pb-210 and Cs-137. Geochimica et Cosmochimica Acta, 39, 285-304. 10.1016/0016-7037(75)90198-2
- Romano, S., Mugnai, C., Giuliani, S., Turetta, C., Huu Cu, N., Bellucci, L.G., Hoai Nhon, D., Capodaglio, G., Frignani, M. (2012). Metals in Sediment Cores from Nine Coastal Lagoons in Central Vietnam, American Journal of Environmental Sciences 8(2), 130-142. <https://thescrib.com/pdf/10.3844/ajessp.2012.130.142.pdf>
- Rosas, P.I., Báez, A., Belmont, R. (1983). Oyster (*Crassostrea virginica*) as an indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico. Water, Air and Soil Pollution, 20, 127-135.
- 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. 10.1016/j.jenvrad.2004.03.024
- Ruiz-Fernández, A.C., Páez-Osuna, F., Urrutia-Fucugauchi, J., Preda, M. (2005). ²¹⁰Pb geochronology of sediment accumulation rates in Mexico City Metropolitan Zone as recorded at Espejo de los Lirios lake sediment. Catena 61(1), 31-48. 10.1016/j.catena.2005.01.003
- Ruiz-Fernández, A.C., Frignani M., Tesi, T., Bojórquez-Leyva, H., Bellucci, L., Páez-Osuna, F. (2007). Recent sedimentary history of organic matter and nutrient accumulation in the Ohuira Lagoon, northwestern Mexico. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 53, 159–167.
- Ruiz-Fernández, A.C., Hillaire-Marcel, C., de Vernal, A., Machain-Castillo, M.L., Vásquez, L., Ghaleb, B., Aspiazu-Fabián, J.A., Páez-Osuna, F. (2009). Changes of coastal sedimentation in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific Mexico, over the last 100 years from short-lived radionuclide measurements. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 82, 525–536.

- Ruiz-Fernández, A. C., Carnero-Bravo, V., Sanchez-Cabeza, J. A., Pérez, Bernal, L. H., Amaya-Monterrosa, O. A., Bojórquez-Sánchez, S., López-Mendoza, P. G., Cardoso-Mohedano, J. G., Dunbar, R. B., Mucciarone, D. A., Marmolejo-Rodríguez, A. J., (2018a). Carbon burial and storage in tropical salt marshes under the influence of sea level rise. *Science of the Total Environment*, 630, 1628-1640.
- Ruiz-Fernández, A.C., Agraz-Hernández, C.M., Sánchez-Cabeza, J.A., Díaz-Asencio, M., Pérez-Bernal, L.H., Chan-Keb, C.A., López-Mendoza, P.G., Blanco y Correa, J.M., Ontiveros-Cuadras, J.F., Osti-Saenz, J., Reyes-Castellanos, J.E., (2018b). Sediment Geochemistry, Accumulation Rates and Forest Structure in a Large Tropical Mangrove Ecosystem. *Wetlands*, 38: 307-325.
- Ruiz-Fernández, A.C., Rangel-García, M., Pérez-Bernal, L.H., López-Mendoza, P.G., Gracia, A., Schwing, P., Hollander, D., Páez-Osuna, F., Cardoso-Mohedano, J.G., Cuellar-Martínez, T., Sánchez-Cabeza, J.A. (2019). Mercury in sediment cores from the southern Gulf of Mexico: Preindustrial levels and temporal enrichment trends. *Marine Pollution Bulletin*, 149.
- Ruiz-Fernández, A.C., Sánchez-Cabeza, J.A., Cuéllar-Martínez, T., Pérez-Bernal, L.H., Carnero-Bravo, V., Ávila, E., Cardoso-Mohedano, J.G. (2020). Increasing salinization and organic carbon burial rates in seagrass meadows from an anthropogenically-modified coastal lagoon in southern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 242. 10.1016/j.ecss.2020.106843
- Sageman BB, Murphy, A.E., Werne, J.P., Straeten, C.A., Hollander, D.J., Lyons, T.W. (2003). A tale of shales: the relative roles of production, decomposition, and dilution in the accumulation of organic-rich strata, Middle-Upper Devonian, Appalachian Basin. *Chemical Geology*, 195, 229-273.
- Salazar, A., Lizano, O., Alfaro, E. (2004). Composición de sedimentos en las zonas costeras de Costa Rica utilizando fluorescencia de rayos X (FRX). *Revista de Biología Tropical*. 52(2), 61- 75.
- Salminen, R. (ed.). (2005). *Geochemical Atlas of Europe. Part 1 Background information, Methodology and Maps.* Forum of the European Geological Surveys. <http://www.gtk.fi/publ/foregsatlas/>
- Sánchez-Cabeza, J.A., Díaz-Asencio, M., Ruiz-Fernández, A.C. (2012). Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando ^{210}Pb : Modelos, Validación y Aplicaciones. *Organismo Internacional de Energía Atómica*, 1-118. https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/P1538_S_web.pdf
- Sánchez-Cabeza, J.A., Ruiz-Fernández, A.C. (2012). ^{210}Pb sediment radiochronology: An integrated formulation and classification of dating models. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82, 183-200.
- Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Márquez, R. & Zambrano, L. (2007). Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México. *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*, 37-67.
- Santana-Carrillo, M.S. (2019). Análisis de las variaciones litorales en las bocas de Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. <http://132.248.9.195/ptd2019/junio/0790599/Index.html>
- Saavedra, D. (2019). Perdido, el 62% de humedales en México. *Gaceta UNAM*, México. <https://www.gaceta.unam.mx/perdido-el-62-de-humedales-en-mexico/>
- Sayed, M.R.G. (2013). Flood basalt hosted paleosols: Potential paleoclimatic indicators of global climate change. *Geoscience Frontiers*, 1–9.

- Schlütter, K. (1997). Sorption of inorganic mercury and monomethyl mercury in an iron-humus podzol of soil of southern Norway studied by batch elements. *Environmental Geology*, 30, 266-278. 10.1007/s002540050156.
- Secretaría de Marina (SEMAR). (2010). Isla del Carmen. <https://digaohm.semar.gob.mx/cuestionarios/cnarioCddelcarmen.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (1997). Programa de manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, México. México D.F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología. <http://www.paot.org.mx/centro/ine-semarnat/anp/AN19.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2008). Inventario Nacional de Humedales. Semarnat-Conabio-INEGI.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2012). Los humedales en México. Oportunidades para la sociedad. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto de Ecología, 1-28. <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Cecadesu/Libros/Humedales.pdf>
- SEDESOL, (2013). Secretaría de desarrollo social. Unidad de microrregiones, cédula de información municipal. <http://www.microrregiones.gob.mx/zap/datGenerales.aspx?entra=nacion&ent=04&mun=003>
- Serrano, R., Gras, L., Giménez-Casalduero, F., del-Pilar-Ruso, Y., Grindlay, G., Mora, J. (2019). The role of *Cymodocea nodosa* on the dynamics of trace elements in different marine environmental compartments at the Mar Menor Lagoon (Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 141, 52-60. 10.1016/j.marpolbul.2019.02.019
- Serrato de la Peña, J.L. (2014). Caracterización geoquímica de sedimentos de marismas del Estero de Urías. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, 1-144. <http://132.248.9.195/ptd2014/octubre/0721099/Index.html>
- Shiller, A.M. & Frilot, D.M. (1996). The geochemistry of gallium relative to aluminum in Californian streams. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(8), 1323-1328.
- Sirocko, F., Garbe-Schönberg, D., Devey, C. (2000). Processes controlling trace element geochemistry of Arabian Sea sediments during the last 25,000 years. *Global and Planetary Change*, 26(3), 217-303.
- Soto-Galera E., Piera, J., Lopez, P., (2010). Spatial and temporal land cover changes in Terminos Lagoon Reserve, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 58, 565-575. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5229>
- Stevenson, F.J. (1994). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions* (2nd ed). New York, NY, USA.
- Stone, J.S., St-Onge, G. (2007). Magnetic stratigraphy in paleoceanography: reversal, excursions, paleointensity, and secular variation, en Hillaire-Marcel, C., De Vernal, A. (Eds.). *Proxies in Late Cenozoic Paleocyanography*, Elsevier, Amsterdam, 99-138.
- Stuardo, J., Villaroel, M. (1976). Lagunas costeras del estado de Guerrero. *Anales ICMYL* 3, 1-180.
- Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*. 39, 611-627.
- Szefer, P., Geldon, A.A.A., Páez-Osuna, F.F., Ruiz-Fernández, A.C., Guerrero-Galván, S.R. (1998). Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of *Mytella strigata* and other benthic organisms from Mazatlan Harbour, Mangrove

- Lagoon of the northwest coast of Mexico. *Environment International*, 24(3), 359-374. 10.1016/S0160-4120(98)00014-2
- Taylor, S.R. (1964). Abundance of chemical elements in the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 28, 1273-1285.
- Taylor, S.R., McLennan, S.M. (1985). *The Continental Crust: Its Composition and Evolution*. Oxford: Blackwell.
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, 101, 133–164. 10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Thompson, R., Bloemendal, J., Dearing, J.A., Oldfield, F., Rummary, T.A., Stober, J.C., Turner, G.M. (1980). Environmental applications of magnetic measurements. *Science* 207, 481-486. 10.1126/science.207.4430.481
- Turekian, K.K. (1969). The oceans, streams and atmosphere. En: K.H. Wedepohl (Ed.). *Handbook of Geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, vol I, cap. 10, 297-323.
- Valderrama, L., Troche, C., Rodríguez, M.T., Márquez, D., Vázquez, B., Velázquez, S., Vázquez, A., Cruz, M.I., Ressler, R. (2014). Evaluation of mangrove cover changes in Mexico during the 1970–2005 period. *Wetlands* 34, 747-758. 10.1007/s13157-014-0539-9
- Valiela, I, Bowen, J.L., York, J.K. (2001). Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience*, 51(10), 807-815. 10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2
- Vargas-González, H.H., Arreola-Lizárraga, J.A., García-Hernández, J., Mendoza-Salgado, R.A., Zenteno-Savín, T., Méndez-Rodríguez, L.C. (2017). Calidad de sedimentos asociada a actividades antrópicas en lagunas costeras semiráridas subtropicales de la costa central este del Golfo de California. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-22. 10.20937/RICA.2017.33
- Vázquez-Luna D. (2012). Environmental Bases on the Exploitation of Crude Oil in Mexico (chapter 5). *Crude Oil Exploration in the World*, ed. M. AbdelAziz. ISBN: 9535103790, 89-106.
- Vázquez, G.F., Sánchez, G.M., Virender, K.S. (1993). Trace metals in the oyster *Cassostrea virginica* of the Terminos Lagoon, Campeche, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 26(7), 388-399.
- Vázquez, G. F., Sharma, V.K., Alexander, V.H., Frausto, C.A. (1995). Metals in some lagoons of Mexico. *Environmental Health Perspectives*, 103.
- Vázquez, G.F., Sharma, V.K., Magallanes, V.R., Marmolejo, A.J. (1999). Heavy metals in a coastal lagoon of the Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 38(6), 479-485.
- Venegas-Pérez, I. (2003). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, y Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. http://www.conanp.gob.mx/conanp/dominios/ramsar/docs/sitios/FIR_RAMSAR/Campeche/APFF_Laguna_de_Terminos/Laguna%20de%20T%C3%A9rminos.pdf
- Verkleji, J. (1993). The effects of heavy metals stress on higher plants and their use as biomonitors In: *Plant as Bioindicators: Indicators of Heavy Metals in the Terrestrial Environment*. Markert B, editor. New York, 415–424.
- Villalobos-Zapata, G. J., Mendoza-Vega, J. (2010). *La Biodiversidad en Campeche: Estudio de Estado*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad

- (Conabio), Gobierno del Estado de Campeche, Universidad Autónoma de Campeche, El Colegio de la Frontera Sur. México. 1-730.
<https://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/117408>
- Villanueva, F.S., Botello, V.A. (1992). Metales pesados en la zona costera del Golfo de México y Caribe Mexicano: una revisión. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 8(1), UNAM, 47-61.
- Wang, S., Jia, Y., Wang, S., Wang, X., Wang, H., Zhao, Z., Liu, B. (2010). Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay, China. *Journal of Environmental Science*, 22 (1): 23-31.
- Wakida-Kusunoki, A., Caballero-Chávez, V. (2009) Efectos del derrame de hidrocarburos del Pozo Kab sobre la pesca ribereña en el litoral de Campeche y Tabasco, México. *Ciencia Pesquera* 17(1), 65–73.
- Wang, F., Xu, S., Zhou, Y., Wang, P., Zhang, X. (2017). Trace element exposure of whooper swans (*Cygnus cygnus*) wintering in a marine lagoon (Swan Lake), northern China. *Marine Pollution Bulletin*, 119(2), 60-67. 10.1016/j.marpolbul.2017.03.063
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J.W. (1982). Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Southern Gulf of Mexico. En: Lasserre, P. y H. Postma. *Coastal Lagoons. Oceanológica Acta.*, 5(4), 431-440.
- Yáñez-Arancibia, A., Sánchez-Gil, P., Lara-Domínguez, A.L. (1999). Ecological functional groups, seasonality, and biodiversity in Términos Lagoon a tropical estuary, Mexico. *Revista Mexicana de Historia Natural*, 49. <http://repositorio.fciencias.unam.mx:8080/xmlui/handle/11154/143163>
- Zavala-Hidalgo, J, Morey S.L., O'Brien, J.J. (2003). Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research*, 108(C12). 10.1029/2003jc001879
- Zhang, L.W., Song, J.B., Shu, X.X., Zhang, Y., Yang, Z.M. (2013). miR395 is involved in detoxification of cadmium in *Brassica napus*. *Journal of Hazardous Materials*, 250-251, 204-211. 10.1016/j.jhazmat.2013.01.053
- Zheng, Y., Anderson, R.F., van Geen, A., Kuwabara, J. (2000). Authigenic molybdenum formation in marine sediments: a link to pore water sulfide in the Santa Barbara Basin. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 64: 4165-4178. https://www.ldeo.columbia.edu/~avangeen/pdf/Zheng_GCA_00.pdf

Capítulo 10.

Anexos

Anexo 1. Distribución de tamaño de grano (%) para arcillas (<2 μm), limos (2-63 μm) y arenas (>63 μm) del núcleo de sedimento LD1.

Sección	Prof. (cm)	Arcilla	u	Limo	u	Arena	u
0-1	0.5	9	1	44	2	46	≤ 1
1-2	1.5	10	1	46	2	45	≤ 1
3-4	3.5	14	2	53	2	34	≤ 1
5-6	5.5	11	1	48	2	41	≤ 1
7-8	7.5	12	2	55	2	33	≤ 1
9-10	9.5	10	1	45	2	45	≤ 1
11-12	11.5	11	1	47	2	42	≤ 1
13-14	13.5	9	1	45	2	46	≤ 1
15-16	15.5	10	1	46	2	44	≤ 1
17-18	17.5	7	1	34	1	59	1
19-20	19.5	7	1	34	1	59	1
21-22	21.5	5	1	21	1	74	1
23-24	23.5	5	1	22	1	73	1
25-26	25.5	4	1	19	1	77	1
27-28	27.5	4	1	15	1	81	1
29-30	29.5	5	1	21	1	74	1
31-32	31.5	7	1	28	1	65	1
33-34	33.5	7	1	32	1	62	1
35-36	35.5	12	2	46	2	67	1
37-38	37.5	6	1	27	1	67	1
39-40	39.5	8	1	35	1	56	1
Máximo		14	2	55	2	81	1
Mínimo		4	1	15	1	33	≤ 1
Promedio		8		36		57	

Anexo 2. Distribución de tamaño de grano (%) para arcillas (<2 μm), limos (2-63 μm) y arenas (>63 μm) del núcleo de sedimento LD2.

Sección	Prof. (cm)	Arcilla	u	Limo	u	Arena	u
0-1	0.5	10	2	50	2	40	1
1-2	1.5	10	2	39	2	50	1
2-3	2.5	11	2	42	2	47	1
3-4	3.5	12	2	48	2	40	1
4-5	4.5	10	2	47	2	42	1
5-6	5.5	7	1	31	1	61	1
6-7	6.5	10	2	37	2	53	1
7-8	7.5	9	2	37	2	54	1
8-9	8.5	10	2	41	2	50	1
9-10	9.5	8	1	35	2	58	1
10-11	10.5	10	2	38	2	53	1
11-12	11.5	12	2	45	2	43	1
12-13	12.5	12	2	46	2	42	1
13-14	13.5	9	2	37	2	54	1
14-15	14.5	7	1	29	1	64	1
15-16	15.5	7	1	29	1	64	1
16-17	16.5	6	1	27	1	67	1
17-18	17.5	5	1	24	1	71	1
18-19	18.5	5	1	25	1	69	1
19-20	19.5	6	1	26	1	68	1
21-22	21.5	4	1	22	1	74	1
23-24	23.5	6	1	26	1	68	1
25-26	25.5	5	1	22	1	73	1
27-28	27.5	6	1	24	1	70	1
29-30	29.5	5	1	25	1	70	1
30-32	30.5	5	1	19	1	76	2
Máximo		12	2	50	2	76	2
Mínimo		4	1	19	1	40	1
Promedio		8		34		58	

Anexo 3. Distribución de tamaño de grano (%) para arcillas (<2 μm), limos (2-63 μm) y arenas (>63 μm) del núcleo de sedimento LD3.

Sección	Prof. (cm)	Arcilla	u	Limo	u	Arena	u
0-2	1	4.7	≤ 1	20.9	≤ 1	74	1
2-4	3	6.6	≤ 1	29	1	63	1
4-6	5	5.9	≤ 1	23.0	≤ 1	71	1
6-8	7	5.0	≤ 1	19.7	≤ 1	75	1
8-10	9	5.7	≤ 1	24.1	≤ 1	70	1
10-12	11	4.3	≤ 1	23.2	≤ 1	72	1
12-14	13	3.6	≤ 1	15.2	≤ 1	81	1
14-16	15	4.1	≤ 1	24.3	≤ 1	71	1
16-18	17	4.4	≤ 1	31	1	63	1
Máximo		6.6	≤ 1	31	1	81	1
Mínimo		3.6	≤ 1	15.2	≤ 1	63	1
Promedio		4.9		23.6		71.5	

Anexo 4. Valores de susceptibilidad magnética (SM) volumétrica k ($\times 10^5$ SI) para los núcleos de sedimento LD1, LD2 y LD3.

Sección LD1	Prof. (cm)	SM	Sección LD2	Prof. (cm)	SM	Sección LD3	Prof. (cm)	SM
0-1	0.5	3.6	0-1	0.5	1.8	0-2	1	3.2
1-2	1.5	3.5	1-2	1.5	1.5	2-4	3	3.5
2-3	2.5	3.0	2-3	2.5	1.7	4-6	5	4.5
3-4	3.5	3.7	3-4	3.5	2.4	6-8	7	4.2
4-5	4.5	3.7	4-5	4.5	3.4	8-10	9	4.5
5-6	5.5	3.0	5-6	5.5	3.3	10-12	11	4.2
6-7	6.5	3.7	6-7	6.5	3.1	12-14	13	4.2
7-8	7.5	3.7	7-8	7.5	2.5	14-16	15	3.2
8-9	8.5	5.0	8-9	8.5	2.9	16-18	17	3.5
9-10	9.5	3.5	9-10	9.5	3.7			
10-11	10.5	3.9	10-11	10.5	3.2			
11-12	11.5	3.2	11-12	11.5	2.5			
12-13	12.5	4.0	12-13	12.5	3.0			
13-14	13.5	3.0	13-14	13.5	3.0			
14-15	14.5	3.5	14-15	14.5	3.9			
15-16	15.5	3.1	15-16	15.5	3.6			
16-17	16.5	3.5	16-17	16.5	3.5			
17-18	17.5	3.5	17-18	17.5	4.2			
18-19	18.5	3.7	18-19	18.5	4.0			
19-20	19.5	3.2	19-20	19.5	3.8			
20-21	20.5	3.5	20-21	20.5	4.3			
21-22	21.5	3.8	21-22	21.5	3.7			
22-23	22.5	4.2	22-23	22.5	3.9			
23-24	23.5	3.5	23-24	23.5	3.5			
24-25	24.5	3.5	24-25	24.5	3.5			
25-26	25.5	3.5	25-26	25.5	4.3			
26-27	26.5	2.8	26-27	26.5	3.4			
27-28	27.5	5.8	27-28	27.5	4.2			
28-29	28.5	4.4	28-29	28.5	4.0			
29-30	29.5	5.2	29-30	29.5	4.5			
30-31	30.5	6.2	30-32	30.5	4.3			
31-32	31.5	9.3						
32-33	32.5	11.0						
33-34	33.5	12.5						
34-35	34.5	11.7						
35-36	35.5	9.9						
36-37	36.5	5.8						
37-38	37.5	4.8						
38-39	38.5	3.7						
39-40	39.5	3.7						
Máximo		12.5			4.5			4.5
Mínimo		2.8			1.5			3.2
Promedio		4.7			3.4			3.8

Anexo 5. Concentraciones (%) de carbono orgánico (C_{org}) e inorgánico (C_{inorg}) del núcleo de sedimento LD1.

Sección	Prof. (cm)	C_{org}	u	C_{inorg}	u
0-1	0.5	1.7	≤ 1	7.6	≤ 1
1-2	1.5	2.1	≤ 1	7.3	≤ 1
2-3	2.5	1.8	≤ 1		
3-4	3.5	1.9	≤ 1		
4-5	4.5	1.9	≤ 1		
5-6	5.5	1.3	≤ 1	7.7	≤ 1
6-7	6.5	1.8	≤ 1		
7-8	7.5	1.7	≤ 1		
8-9	8.5	1.6	≤ 1		
9-10	9.5	1.2	≤ 1	7.1	≤ 1
10-11	10.5	1.4	≤ 1		
11-12	11.5	1.7	≤ 1		
12-13	12.5	1.4	≤ 1		
13-14	13.5	1.4	≤ 1	7.1	≤ 1
14-15	14.5	1.2	≤ 1		
15-16	15.5	1.7	≤ 1		
16-17	16.5	1.7	≤ 1		
17-18	17.5	1.6	≤ 1	7.2	≤ 1
18-19	18.5	1.7	≤ 1		
21-22	21.5	1.8	≤ 1	7.4	≤ 1
25-26	25.5	0.9	≤ 1	7.9	≤ 1
29-30	29.5	1.1	≤ 1	7.1	≤ 1
33-34	33.5	0.9	≤ 1	7.2	≤ 1
37-38	37.5	0.7	≤ 1	8.0	≤ 1
39-40	39.5	0.8	≤ 1		
Máximo		2.1	≤ 1	8.0	≤ 1
Mínimo		0.7	≤ 1	7.1	≤ 1
Promedio		1.5		7.4	

Anexo 6. Concentraciones (%) de carbono orgánico (C_{org}) e inorgánico (C_{inorg}) del núcleo de sedimento LD2.

Sección	Prof. (cm)	C_{org}	u	C_{inorg}	u
0-1	0.5	3.6	≤ 1	5.9	≤ 1
1-2	1.5	3.9	≤ 1		
2-3	2.5	3.4	≤ 1	6.1	≤ 1
3-4	3.5	3.2	≤ 1		
4-5	4.5	2.5	≤ 1	6.7	≤ 1
5-6	5.5	2.5	≤ 1		
6-7	6.5	2.2	≤ 1	7.0	≤ 1
7-8	7.5	2.1	≤ 1		
8-9	8.5	2.6	≤ 1	7.3	≤ 1
9-10	9.5	2.5	≤ 1		
10-11	10.5	2.1	≤ 1	7.2	≤ 1
11-12	11.5	1.3	≤ 1		
12-13	12.5	1.6	≤ 1	7.2	≤ 1
13-14	13.5	0.6	≤ 1		
14-15	14.5	0.7	≤ 1	7.2	≤ 1
16-17	16.5	0.7	≤ 1	7.0	≤ 1
18-19	18.5	0.6	≤ 1	7.2	≤ 1
20-21	20.5	0.7	≤ 1	7.0	≤ 1
22-23	22.5	0.7	≤ 1	7.2	≤ 1
24-25	24.5	1.3	≤ 1	6.8	≤ 1
26-27	26.5	1.5	≤ 1	6.7	≤ 1
28-29	28.5	0.9	≤ 1	7.2	≤ 1
30-32	30.5	0.7	≤ 1	7.6	≤ 1
Máximo		3.9	≤ 1	7.6	≤ 1
Mínimo		0.6	≤ 1	5.9	≤ 1
Promedio		1.8		7.0	

Anexo 7. Concentraciones (%) de carbono orgánico (C_{org}) e inorgánico (C_{inorg}) del núcleo de sedimento LD3.

Sección	Prof. (cm)	C_{org}	u	C_{inorg}	u
0-2	1	1.7	≤ 1	5.5	≤ 1
2-4	3	1.7	≤ 1	6.1	≤ 1
4-6	5	2.0	≤ 1	5.7	≤ 1
6-8	7	1.5	≤ 1	5.7	≤ 1
8-10	9	1.6	≤ 1	5.6	≤ 1
10-12	11	1.8	≤ 1	5.2	≤ 1
12-14	13	1.4	≤ 1	5.6	≤ 1
14-16	15	1.1	≤ 1	7.1	≤ 1
16-18	17	0.04	≤ 1	8.3	≤ 1
Máximo		2.0	≤ 1	8.3	≤ 1
Mínimo		0.04	≤ 1	5.2	≤ 1
Promedio		1.4		6.1	

Anexo 8. Actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, TAM y TAS del núcleo de sedimento LD1.

Sección	Prof. (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (Bq kg $^{-1}$)	u	TAM (g cm $^{-2}$ año $^{-1}$)	u	TAS (cm año $^{-1}$)	u
0-1	0.5	44.1	2.7	0.16	0.02	0.25	0.03
1-2	1.5	43.4	3	0.14	0.02	0.26	0.04
2-3	2.5			0.15	0.02	0.32	0.05
3-4	3.5			0.16	0.02	0.39	0.07
4-5	4.5			0.17	0.03	0.4	0.07
5-6	5.5	30.1	2	0.2	0.04	0.34	0.07
6-7	6.5			0.22	0.04	0.35	0.08
7-8	7.5			0.24	0.06	0.46	0.12
8-9	8.5			0.29	0.08	0.44	0.13
9-10	9.5	22	1.5	0.37	0.13	0.55	0.2
10-11	10.5			0.34	0.12	0.52	0.19
11-12	11.5			0.31	0.1	0.44	0.15
12-13	12.5			0.28	0.09	0.38	0.13
13-14	13.5	22.8	1.4	0.25	0.08	0.42	0.14
14-15	14.5			0.22	0.07	0.32	0.1
15-16	15.5			0.19	0.06	0.28	0.09
16-17	16.5			0.16	0.05	0.22	0.07
17-18	17.5	24	1.6	0.14	0.04	0.2	0.06
18-19	18.5			0.12	0.04	0.15	0.05
19-20	19.5			0.1	0.03	0.13	0.04
20-21	20.5			0.07	0.02	0.08	0.03
21-22	21.5	23.6	1.6	0.05	0.02	0.05	0.02
22-23	22.5			0.03	0.02	0.04	0.02
23-24	23.5	20.3	1.4				
24-25	24.5						
25-26	25.5	15.1	1				
26-27	26.5						
27-28	27.5						
28-29	28.5						
29-30	29.5	16.4	1.1				
30-31	30.5						
31-32	31.5						
32-33	32.5						
33-34	33.5	18.5	1.3				
34-35	34.5						
35-36	35.5						
36-37	36.5						
37-38	37.5						
38-39	38.5						
39-40	39.5	15.6	1.1				

Anexo 9. Actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, TAM y TAS del núcleo de sedimento LD2.

Sección	Prof. (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (Bq kg ⁻¹)	u	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	u	TAS (cm año ⁻¹)	u
0 a 1	0.5	51.2	3.1	0.18	0.02	1.1	0.16
1 a 2	1.5	59.5	4.3	0.14	0.02	0.78	0.12
2 a 3	2.5			0.13	0.02	0.55	0.08
3 a 4	3.5	55.6	3.6	0.13	0.02	0.52	0.08
4 a 5	4.5			0.13	0.02	0.26	0.04
5 a 6	5.5	47.4	3.2	0.13	0.02	0.27	0.04
6 a 7	6.5			0.11	0.01	0.2	0.03
7 a 8	7.5	48	3.2	0.09	0.01	0.21	0.03
8 a 9	8.5			0.07	0.01	0.17	0.03
9 a 10	9.5	48.2	3.5	0.06	0.01	0.14	0.02
10 a 11	10.5			0.05	0.01	0.09	0.02
11 a 12	11.5	37.5	2.6	0.05	0.01	0.07	0.01
12 a 13	12.5			0.04	0.01	0.06	0.02
13 a 14	13.5	22.8	1.6	0.05	0.02	0.05	0.02
14 a 15	14.5			0.03	0.02	0.03	0.02
15 a 16	15.5	18.6	1.3				
16 a 17	16.5						
17 a 18	17.5	17.4	1.2				
18 a 19	18.5						
19 a 20	19.5						
20 a 21	20.5						
21 a 22	21.5	15.5	1				
22 a 23	22.5						
23 a 24	23.5						
24 a 25	24.5						
25 a 26	25.5	15.3	1				
26 a 27	26.5						
27 a 28	27.5						
28 a 29	28.5						
29 a 30	29.5						
30 a 32	30.5	15.2	1				

Anexo 10. Actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$, TAM y TAS del núcleo de sedimento LD3.

Sección	Prof. (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{tot}}$ (Bq kg ⁻¹)	u	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	u	TAS (cm año ⁻¹)	u
0-2	1	35.2	2.2	0.39	0.05	0.62	0.09
2-4	3	44.7	2.7	0.22	0.02	0.3	0.04
4-6	5			0.2	0.03	0.29	0.04
6-8	7	14	2.4	0.19	0.03	0.18	0.03
8-10	9	14	2	0.18	0.03	0.16	0.03
10-12	11	14	1.4	0.15	0.03	0.06	0.01
12-14	13			0.08	0.03	0.05	0.02
14-16	15	14	1.1				
16-18	17	14	1				

Anexo 11. Concentraciones de los elementos analizados en el núcleo de sedimento LD1. Las concentraciones están dadas en $\mu\text{g g}^{-1}$, excepto Na, Al, Cl, Ti y Fe que están en %.

Sección	Prof. (cm)	Na	u	Al	u	Cl	u	Ti	u	Mn	u	Fe	u	Br	u	Mo	u	Cd	u	U	u
0-1	0.5	10.7	≤1	2.13	≤1	4.30	≤1	0.14	≤1	201	2	0.21	≤1	253	1	6.2	≤1	0.21	≤1	3.8	≤1
1-2	1.5	8.2	≤1	2.41	≤1	3.18	≤1	0.15	≤1	210	2	0.25	≤1	239	1	6.1	≤1	0.20	≤1	4.1	≤1
2-3	2.5																	0.23	≤1		
3-4	3.5	10.4	≤1	2.43	≤1	4.64	≤1	0.15	≤1	212	2	0.29	≤1	251	1	6.2	≤1	0.19	≤1	4.1	≤1
4-5	4.5																	0.26	≤1		
5-6	5.5	8.6	≤1	2.63	≤1	3.35	≤1	0.17	≤1	215	2	0.30	≤1	196	1	5.5	≤1	0.19	≤1	3.0	≤1
6-7	6.5																	0.17	≤1		
7-8	7.5	7.1	≤1	3.00	≤1	2.93	≤1	0.18	≤1	230	2	0.39	≤1	154	1	4.7	≤1	0.22	≤1	2.4	≤1
8-9	8.5																	0.20	≤1		
9-10	9.5	7.0	≤1	2.90	≤1	2.12	≤1	0.17	≤1	220	2	0.32	≤1	140	1	3.8	≤1	0.20	≤1	2.2	≤1
10-11	10.5																	0.19	≤1		
11-12	11.5	7.1	≤1	3.04	≤1	2.43	≤1	0.19	≤1	241	2	0.39	≤1	149	1	5.0	≤1	0.18	≤1	3.1	≤1
12-13	12.5																	0.19	≤1		
13-14	13.5	6.7	≤1	3.00	≤1	2.19	≤1	0.17	≤1	226	2	0.34	≤1	138	1	3.6	≤1	0.19	≤1	3.2	≤1
14-15	14.5																	0.18	≤1		
15-16	15.5	6.8	≤1	3.00	≤1	2.34	≤1	0.18	≤1	224	2	0.41	≤1	152	1	3.5	≤1	0.19	≤1	2.3	≤1
16-17	16.5																	0.19	≤1		
17-18	17.5	6.4	≤1	2.83	≤1	2.37	≤1	0.17	≤1	216	2	0.32	≤1	164	1	3.5	≤1	0.26	≤1	2.7	≤1
18-19	18.5																	0.31	≤1		
19-20	19.5	6.2	≤1	2.85	≤1	2.34	≤1	0.17	≤1	216	2	0.33	≤1	163	1	4.8	≤1	0.30	≤1	3.1	≤1
20-21	20.5																	0.32	≤1		
21-22	21.5	7.4	≤1	2.69	≤1	2.36	≤1	0.17	≤1	227	2	0.28	≤1	187	1	4.9	≤1	0.27	≤1	3.5	≤1
22-23	22.5																	0.31	≤1		
23-24	23.5	6.3	≤1	2.54	≤1	1.54	≤1	0.14	≤1	203	2	0.20	≤1	132	1	5.7	≤1	0.29	≤1	3.1	≤1
24-25	24.5																	0.28	≤1		
25-26	25.5	6.5	≤1	2.70	≤1	1.71	≤1	0.15	≤1	199	2	0.21	≤1	115.8	≤1	4.4	≤1	0.28	≤1	2.9	≤1
26-27	26.5																	0.25	≤1		
27-28	27.5	5.5	≤1	2.48	≤1	1.71	≤1	0.14	≤1	204	2	0.17	≤1	95.7	≤1	5.2	≤1	0.28	≤1	3.6	≤1
28-29	28.5																	0.25	≤1		
29-30	29.5	5.4	≤1	3.02	≤1	1.45	≤1	0.17	≤1	232	2	0.26	≤1	94.5	≤1	5.5	≤1	0.27	≤1	3.9	≤1
30-31	30.5																	0.28	≤1		
31-32	31.5	5.0	≤1	2.98	≤1	1.32	≤1	0.18	≤1	255	2	0.28	≤1	91.8	≤1	4.4	≤1	0.26	≤1	3.9	≤1
32-33	32.5																	0.27	≤1		
33-34	33.5	4.6	≤1	3.09	≤1	1.51	≤1	0.17	≤1	293	2	0.28	≤1	89.6	≤1	6.7	≤1	0.24	≤1	3.8	≤1
34-35	34.5																	0.28	≤1		
35-36	35.5	5.5	≤1	2.97	≤1	1.25	≤1	0.16	≤1	245	2	0.24	≤1	82.4	≤1	5.0	≤1	0.22	≤1	3.5	≤1
36-37	36.5																	0.25	≤1		
37-38	37.5	4.6	≤1	2.74	≤1	1.08	≤1	0.15	≤1	192	2	0.15	≤1	81.7	≤1	5.1	≤1	0.21	≤1	2.7	≤1
38-39	38.5																	0.20	≤1		
39-40	39.5	4.0	≤1	2.38	≤1	0.79	≤1	0.14	≤1	165	2	0.10	≤1	74.9	≤1	5.7	≤1	0.19	≤1	3.0	≤1
Máximo		10.7	≤1	3.09	≤1	4.64	≤1	0.19	≤1	293	2	0.41	≤1	253	1	6.7	≤1	0.31	≤1	4.1	≤1
Mínimo		4.0	≤1	2.13	≤1	0.79	≤1	0.14	≤1	165	2	0.10	≤1	74.9	≤1	3.5	≤1	0.17	≤1	2.2	≤1
Promedio		6.7		2.75		2.23		0.16		220.2		0.27		145.2		5.0		0.24		3.2	
CN				2.69				0.15		201.3		0.16				5.26		0.20		3.06	
TEL								n.d.		n.d.		n.d.				n.d.		0.596		n.d.	
PEL								n.d.		n.d.		n.d.				n.d.		3.53		n.d.	

n.d. = no disponible.

CN = concentración natural.

TEL = nivel de umbral de efectos (por sus siglas en inglés, Buchman, 2008).

PEL = nivel de efectos probables (por sus siglas en inglés, Buchman, 2008).

Anexo 12. Concentraciones de los elementos analizados en el núcleo de sedimento LD2. Las concentraciones están dadas en $\mu\text{g g}^{-1}$, excepto Na, Al, Cl, Ti y Fe que están en %.

Sección	Prof. (cm)	Na	u	Al	u	Cl	u	Ti	u	Mn	u	Fe	u	Br	u	Mo	u	Cd	u	U	u
0-1	0.5	19.9	≤ 1	2.1	≤ 1	11.80	≤ 1	0.1	≤ 1	174	2	0.36	≤ 1	377	1	6.2	≤ 1	0.19	≤ 1	4.5	≤ 1
1-2	1.5	17.5	≤ 1	2.2	≤ 1	11.69	≤ 1	0.1	≤ 1	181	2	0.39	≤ 1	383	1	6.0	≤ 1	0.18	≤ 1	5.1	≤ 1
2-3	2.5																	0.18	≤ 1		
3-4	3.5	11.0	≤ 1	2.3	≤ 1	5.38	≤ 1	0.2	≤ 1	204	2	0.32	≤ 1	238	1	6.0	≤ 1	0.19	≤ 1	3.6	≤ 1
4-5	4.5																	0.15	≤ 1		
5-6	5.5	10.3	≤ 1	2.5	≤ 1	4.10	≤ 1	0.2	≤ 1	201	2	0.26	≤ 1	184	1	7.0	≤ 1	0.16	≤ 1	3.8	≤ 1
6-7	6.5																	0.13	≤ 1		
7-8	7.5	9.2	≤ 1	2.5	≤ 1	3.98	≤ 1	0.2	≤ 1	193	2	0.26	≤ 1	160	1	5.2	≤ 1	0.22	≤ 1	3.1	≤ 1
8-9	8.5																	0.14	≤ 1		
9-10	9.5	9.8	≤ 1	2.5	≤ 1	4.12	≤ 1	0.1	≤ 1	196	2	0.26	≤ 1	177	1	6.0	≤ 1	0.17	≤ 1	3.2	≤ 1
10-11	10.5																	0.18	≤ 1		
11-12	11.5	6.6	≤ 1	2.6	≤ 1	2.25	≤ 1	0.2	≤ 1	206	2	0.22	≤ 1	126.5	≤ 1	5.8	≤ 1	0.19	≤ 1	3.4	≤ 1
12-13	12.5																	0.20	≤ 1		
13-14	13.5	5.9	≤ 1	2.5	≤ 1	1.49	≤ 1	0.2	≤ 1	184	2	0.14	≤ 1	86.2	≤ 1	4.5	≤ 1	0.16	≤ 1	3.2	≤ 1
14-15	14.5																	0.14	≤ 1		
15-16	15.5	4.8	≤ 1	2.3	≤ 1	1.05	≤ 1	0.1	≤ 1	178	2	0.13	≤ 1	66.6	≤ 1	3.0	≤ 1	0.15	≤ 1	1.7	≤ 1
16-17	16.5																	0.14	≤ 1		
17-18	17.5	4.4	≤ 1	2.5	≤ 1	1.04	≤ 1	0.2	≤ 1	195	2	0.17	≤ 1	67.6	≤ 1	3.5	≤ 1	0.18	≤ 1	3.1	≤ 1
18-19	18.5																	0.16	≤ 1		
19-20	19.5	4.2	≤ 1	2.6	≤ 1	1.00	≤ 1	0.2	≤ 1	192	2	0.17	≤ 1	64.0	≤ 1	4.1	≤ 1	0.26	≤ 1	2.7	≤ 1
20-21	20.5																	0.17	≤ 1		
21-22	21.5	5.6	≤ 1	2.8	≤ 1	1.35	≤ 1	0.2	≤ 1	203	2	0.20	≤ 1	74.4	≤ 1	3.6	≤ 1	0.13	≤ 1	3.5	≤ 1
22-23	22.5																	0.18	≤ 1		
23-24	23.5	4.3	≤ 1	2.8	≤ 1	1.10	≤ 1	0.2	≤ 1	214	2	0.22	≤ 1	66.5	≤ 1	4.1	≤ 1	0.18	≤ 1	3.4	≤ 1
24-25	24.5																	0.19	≤ 1		
25-26	25.5	4.9	≤ 1	2.9	≤ 1	1.23	≤ 1	0.2	≤ 1	213	2	0.23	≤ 1	76.7	≤ 1	4.7	≤ 1	0.22	≤ 1	3.4	≤ 1
26-27	26.5																	0.20	≤ 1		
27-28	27.5	5.5	≤ 1	3.0	≤ 1	1.29	≤ 1	0.2	≤ 1	216	2	0.24	≤ 1	71.3	≤ 1	3.7	≤ 1	0.17	≤ 1	2.3	≤ 1
28-29	28.5																	0.15	≤ 1		
29-30	29.5	5.2	≤ 1	3.0	≤ 1	0.99	≤ 1	0.2	≤ 1	215	2	0.21	≤ 1	72.0	≤ 1	5.1	≤ 1	0.18	≤ 1	4.0	≤ 1
30-32	30.5	4.3	≤ 1	2.7	≤ 1	0.93	≤ 1	0.2	≤ 1	223	2	0.18	≤ 1	66.4	≤ 1	4.4	≤ 1	0.16	≤ 1	3.6	≤ 1
Máximo		19.9	≤ 1	3.0	≤ 1	11.80	≤ 1	0.2	≤ 1	223	2	0.39	≤ 1	383	1	7.0	≤ 1	0.26	≤ 1	5.1	≤ 1
Mínimo		4.2	≤ 1	2.1	≤ 1	0.93	≤ 1	0.1	≤ 1	174	2	0.13	≤ 1	64.0	≤ 1	3.0	≤ 1	0.13	≤ 1	1.7	≤ 1
Promedio		7.8		2.6		3.22		0.2		199.2		0.23		138.9		4.9		0.178		3.4	
CN				2.9				0.2		218.3		0.21				4.4		0.16		3.3	
TEL								n.d.		n.d.		n.d.				n.d.		0.59		n.d.	
PEL								n.d.		n.d.		n.d.				n.d.		3.53		n.d.	

n.d.= no disponible.

CN = concentración natural.

TEL = nivel de umbral de efectos (por sus siglas en inglés, Buchman, 2008).

PEL = nivel de efectos probables (por sus siglas en inglés, Buchman, 2008).

Anexo 13. Concentraciones de los elementos analizados en el núcleo de sedimento LD3. Las concentraciones están dadas en $\mu\text{g g}^{-1}$, excepto Na, Al, Cl, Ti y Fe que están en %.

Sección	Prof.(cm)	Na	u	Al	u	Cl	u	Ti	u	Mn	u	Fe	u	Br	u	Mo	u	Cd	u	U	u
0-2	1	11.1	≤ 1	1.9	≤ 1	4.9	≤ 1	0.13	≤ 1	167	2	0.18	≤ 1	136.9	≤ 1	4.3	≤ 1	0.07	≤ 1	2.9	≤ 1
2-4	3	9.9	≤ 1	2.3	≤ 1	4.0	≤ 1	0.14	≤ 1	176	2	0.23	≤ 1	145.2	≤ 1	7.1	≤ 1	0.10	≤ 1	3.8	≤ 1
4-6	5	10.3	≤ 1	2.4	≤ 1	4.4	≤ 1	0.15	≤ 1	189	2	0.25	≤ 1	151.8	≤ 1	7.6	≤ 1	0.10	≤ 1	4.4	≤ 1
6-8	7	7.8	≤ 1	2.3	≤ 1	3.0	≤ 1	0.14	≤ 1	172	2	0.21	≤ 1	119.5	≤ 1	6.8	≤ 1	0.10	≤ 1	3.8	≤ 1
8-10	9	7.6	≤ 1	2.4	≤ 1	2.9	≤ 1	0.16	≤ 1	178	2	0.24	≤ 1	103.3	≤ 1	6.1	≤ 1	0.10	≤ 1	3.3	≤ 1
10-12	11	7.1	≤ 1	2.6	≤ 1	2.4	≤ 1	0.16	≤ 1	176	2	0.24	≤ 1	96.9	≤ 1	6.4	≤ 1	0.10	≤ 1	3.1	≤ 1
12-14	13	6.1	≤ 1	2.5	≤ 1	2.1	≤ 1	0.15	≤ 1	176	2	0.21	≤ 1	87.8	≤ 1	6.0	≤ 1	0.10	≤ 1	3.4	≤ 1
14-16	15	4.1	≤ 1	2.2	≤ 1	1.0	≤ 1	0.13	≤ 1	156	2	0.09	≤ 1	73.0	≤ 1	5.6	≤ 1	0.08	≤ 1	3.7	≤ 1
16-18	17	2.9	≤ 1	1.4	≤ 1	0.5	≤ 1	0.08	≤ 1	126	2	0.01	≤ 1	47.5	≤ 1	5.0	≤ 1	0.05	≤ 1	2.5	≤ 1
Máximo		11.1	≤ 1	2.6	≤ 1	4.9	≤ 1	0.16	≤ 1	189	2	0.25	≤ 1	151.8	≤ 1	7.6	≤ 1	0.10	≤ 1	4.4	≤ 1
Mínimo		2.9	≤ 1	1.4	≤ 1	0.5	≤ 1	0.08	≤ 1	126	2	0.01	≤ 1	47.5	≤ 1	4.3	≤ 1	0.05	≤ 1	2.5	≤ 1
Promedio		7.4		2.2		2.8		0.14		168.7		0.18		106.9		6.1		0.09		3.43	
CN				2.03				0.12		153.2		0.01				5.5		0.08		3.2	
TEL								n.d.		n.d.		n.d.				n.d.		0.596		n.d.	
PEL								n.d.		n.d.		n.d.				n.d.		3.53		n.d.	

n.d. = no disponible.

CN = concentración natural.

TEL = nivel de umbral de efectos (por sus siglas en inglés, Buchman, 2008).

PEL = nivel de efectos probables (por sus siglas en inglés, Buchman, 2008).

Anexo 14. Correlación de Pearson de las variables en el núcleo sedimentario LD1.

Variable	C _{org}	C _{inorg}	Arcillas	Limos	Arenas	SM	Na	Al	Cl	Ti	Mn	Fe	Br	Mo	Cd	U
C _{org}	1	-0.3407	0.5538	0.5543	-0.5492	-0.3951	0.7313	-0.1982	0.7668	0.1859	0.1071	0.5552	0.8441	-0.0225	-0.0828	0.2615
C _{inorg}	-0.3407	1	-0.2293	-0.2429	0.2295	-0.1901	0.1060	-0.4699	0.0253	-0.6901	-0.5676	-0.7748	-0.0054	0.1717	0.0286	-0.2087
Arcillas	0.5538	-0.2293	1	0.9661	-0.8794	-0.0827	0.5149	0.0482	0.5716	0.2797	0.1413	0.4795	0.4558	0.0501	-0.7853	-0.0556
Limos	0.5543	-0.2429	0.9661	1	-0.9439	-0.1799	0.5335	0.0631	0.5969	0.3257	0.1120	0.5475	0.5034	-0.0320	-0.8083	-0.1674
Arenas	-0.5492	0.2295	-0.8794	-0.9439	1	0.3398	-0.5913	0.0142	-0.6791	-0.3282	-0.0213	-0.5685	-0.5923	0.0220	0.7894	0.1988
SM	-0.3951	-0.1901	-0.0827	-0.1799	0.3398	1	-0.4772	0.3607	-0.4252	0.1077	0.7035	-0.1610	-0.5155	0.2930	0.2342	0.4167
Na	0.7313	0.1060	0.5149	0.5335	-0.5913	-0.4772	1	-0.4791	0.9629	-0.0884	-0.1456	0.2936	0.9426	0.1871	-0.3543	0.1939
Al	-0.1982	-0.4699	0.0482	0.0631	0.0142	0.3607	-0.4791	1	-0.4191	0.8652	0.7061	0.6231	-0.4953	-0.5017	0.0726	-0.3123
Cl	0.7668	0.0253	0.5716	0.5969	-0.6791	-0.4252	0.9629	-0.4191	1	-0.0049	-0.0738	0.3723	0.9464	0.2186	-0.3616	0.2050
Ti	0.1859	-0.6901	0.2797	0.3257	-0.3282	0.1077	-0.0884	0.8652	-0.0049	1	0.6803	0.8742	-0.0670	-0.5039	-0.1547	-0.2799
Mn	0.1071	-0.5676	0.1413	0.1120	-0.0213	0.7035	-0.1456	0.7061	-0.0738	0.6803	1	0.5318	-0.1607	0.0190	0.0767	0.2499
Fe	0.5552	-0.7748	0.4795	0.5475	-0.5685	-0.1610	0.2936	0.6231	0.3723	0.8742	0.5318	1	0.3130	-0.4711	-0.2198	-0.2975
Br	0.8441	-0.0054	0.4558	0.5034	-0.5923	-0.5155	0.9426	-0.4953	0.9464	-0.0671	-0.1607	0.3130	1	0.2007	-0.3018	0.2124
Mo	-0.0225	0.1717	0.0501	-0.0320	0.0220	0.2930	0.1871	-0.5017	0.2186	-0.5039	0.0190	-0.4711	0.2007	1	-0.0187	0.6609
Cd	-0.0828	0.0286	-0.7853	-0.8083	0.7894	0.2342	-0.3543	0.0726	-0.3616	-0.1547	0.0767	-0.2198	-0.3018	-0.0187	1	0.1547
U	0.2615	-0.2087	-0.0556	-0.1674	0.1988	0.4167	0.1939	-0.3123	0.2050	-0.2799	0.2499	-0.2975	0.2124	0.6609	0.1547	1

Anexo 15. Correlación de Pearson de las variables en el núcleo sedimentario LD2.

Variable	C _{org}	C _{inorg}	Arcillas	Limos	Arenas	SM	Na	Al	Cl	Ti	Mn	Fe	Br	Mo	Cd	U
C _{org}	1	-0.7254	0.5648	0.6419	-0.6391	-0.8039	0.9128	-0.8676	0.8996	-0.6637	-0.5309	0.9821	0.9406	0.7234	0.2237	0.7053
C _{inorg}	-0.7254	1	-0.4536	-0.6439	0.6285	0.7820	-1	1	-1	1	1	-1	-1	-1	-0.4201	-1
Arcillas	0.5648	-0.4536	1	0.9504	-0.9656	-0.7976	0.6170	-0.6640	0.6023	-0.3028	-0.4376	0.5352	0.6617	0.6198	0.0769	0.2811
Limos	0.6419	-0.6439	0.9504	1	-0.9974	-0.8008	0.7403	-0.7256	0.7078	-0.3885	-0.5467	0.6041	0.7548	0.6624	0.0620	0.3698
Arenas	-0.6391	0.6285	-0.9656	-0.9974	1	0.8119	-0.7294	0.7237	-0.7018	0.3698	0.5313	-0.6038	-0.7515	-0.6664	-0.0654	-0.3686
SM	-0.8039	0.7820	-0.7976	-0.8008	0.8119	1	-0.8197	0.7723	-0.8304	0.4318	0.6214	-0.6918	-0.8456	-0.5801	-0.1170	-0.5144
Na	0.9128	-1	0.6170	0.7403	-0.7294	-0.8197	1	-0.7201	0.9893	-0.6288	-0.5675	0.8853	0.9892	0.7093	0.0182	0.6851
Al	-0.8676	1	-0.6640	-0.7256	0.7237	0.7723	-0.7201	1	-0.7264	0.6484	0.8260	-0.4267	-0.7386	-0.4012	-0.0060	-0.2691
Cl	0.8996	-1	0.6023	0.7078	-0.7018	-0.8304	0.9893	-0.7264	1	-0.6433	-0.5706	0.8889	0.9919	0.6560	0.0532	0.7061
Ti	-0.6637	1	-0.3028	-0.3885	0.3698	0.4318	-0.6287	0.6484	-0.6433	1	0.6761	-0.4088	-0.6111	-0.2109	0.1773	-0.1751
Mn	-0.5309	1	-0.4376	-0.5467	0.5313	0.6214	-0.5675	0.8260	-0.5706	0.6761	1	-0.2036	-0.5404	-0.1281	-0.0524	-0.0652
Fe	0.9821	-1	0.5352	0.6041	-0.6038	-0.6918	0.8853	-0.4267	0.8889	-0.4088	-0.2036	1	0.9050	0.7239	0.1087	0.7278
Br	0.9406	-1	0.6617	0.7548	-0.7515	-0.8456	0.9892	-0.7386	0.9919	-0.6111	-0.5404	0.9050	1	0.7237	0.0463	0.7094
Mo	0.7234	-1	0.6198	0.6624	-0.6664	-0.5801	0.7093	-0.4012	0.6560	-0.2109	-0.1281	0.7239	0.7237	1	0.1189	0.6723
Cd	0.2237	-0.4201	0.0769	0.0620	-0.0654	-0.1170	0.0182	-0.0060	0.0532	0.1773	-0.0524	0.1087	0.0463	0.1189	1	-0.0369
U	0.7053	-1	0.2811	0.3698	-0.3686	-0.5144	0.6851	-0.2691	0.7061	-0.1751	-0.0652	0.7278	0.7094	0.6723	-0.0369	1

Anexo 16. Correlación de Pearson de las variables en el núcleo sedimentario LD3.

Variable	C _{org}	C _{inorg}	Arcillas	Limos	Arenas	SM	Na	Al	Cl	Ti	Mn	Fe	Br	Mo	Cd	U
C _{org}	1	-0.9184	0.4219	-0.4796	0.3603	0.4263	0.8302	0.7962	0.7991	0.8864	0.9557	0.9344	0.8364	0.5214	0.7562	0.6089
C _{inorg}	-0.9184	1	-0.1861	0.6688	-0.5754	-0.5294	-0.7256	-0.7952	-0.6960	-0.8977	-0.8990	-0.9334	-0.6722	-0.3595	-0.7446	-0.3611
Arcillas	0.4219	-0.1861	1	0.4384	-0.5774	0.1837	0.6217	0.1285	0.6131	0.2192	0.4090	0.4539	0.7039	0.5654	0.4241	0.4840
Limos	-0.4796	0.6688	0.4384	1	-0.9869	-0.3848	-0.2331	-0.5598	-0.2357	-0.5751	-0.5457	-0.4751	-0.1923	-0.0295	-0.3925	-0.2393
Arenas	0.3603	-0.5754	-0.5774	-0.9869	1	0.3118	0.1029	0.4830	0.1069	0.4821	0.4211	0.3498	0.0497	-0.0800	0.2785	0.1262
SM	0.4263	-0.5294	0.1837	-0.3848	0.3118	1	0.1705	0.6196	0.1542	0.6208	0.6108	0.6459	0.2080	0.6378	0.6739	0.3773
Na	0.8302	-0.7256	0.6217	-0.2331	0.1029	0.1705	1	0.3546	0.9970	0.5191	0.7292	0.7495	0.9692	0.3103	0.4467	0.4249
Al	0.7962	-0.7952	0.1285	-0.5598	0.4830	0.6196	0.3546	1	0.3030	0.9570	0.8770	0.8447	0.4126	0.6533	0.9075	0.6046
Cl	0.7991	-0.6960	0.6131	-0.2357	0.1069	0.1542	0.9970	0.3030	1	0.4764	0.6993	0.7141	0.9622	0.2721	0.3994	0.4092
Ti	0.8864	-0.8977	0.2192	-0.5751	0.4821	0.6208	0.5191	0.9570	0.4764	1	0.9301	0.9170	0.5284	0.5408	0.8800	0.5317
Mn	0.9557	-0.8990	0.4090	-0.5457	0.4211	0.6108	0.7292	0.8770	0.6993	0.9301	1	0.9665	0.7657	0.6528	0.8652	0.6947
Fe	0.9344	-0.9334	0.4539	-0.4751	0.3498	0.6459	0.7495	0.8447	0.7141	0.9170	0.9665	1	0.7569	0.6274	0.8841	0.5490
Br	0.8364	-0.6722	0.7039	-0.1923	0.0497	0.2080	0.9692	0.4126	0.9622	0.5284	0.7657	0.7569	1	0.4923	0.5351	0.6151
Mo	0.5214	-0.3595	0.5654	-0.0295	-0.0800	0.6378	0.3103	0.6533	0.2721	0.5408	0.6528	0.6274	0.4923	1	0.7872	0.8191
Cd	0.7562	-0.7446	0.4241	-0.3925	0.2785	0.6739	0.4467	0.9075	0.3994	0.8800	0.8652	0.8841	0.5351	0.7872	1	0.6566
U	0.6089	-0.3611	0.4840	-0.2393	0.1262	0.3773	0.4249	0.6046	0.4092	0.5317	0.6947	0.5490	0.6151	0.8191	0.6566	1

Anexo 17. Flujo histórico de Cd en el núcleo sedimentario LD1.

Sección	Prof. (cm)	Año A.D.	u	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	u	TAS (cm año ⁻¹)	u	Flujo Cd (μg cm ⁻² año ⁻¹)
0-1	0.5	2015	0.2	0.16	0.02	0.25	0.03	0.03
1-2	1.5	2012	0.5	0.14	0.02	0.26	0.04	0.02
2-3	2.5	2008	0.7	0.15	0.02	0.32	0.05	0.03
3-4	3.5	2005	0.9	0.16	0.02	0.39	0.07	0.03
4-5	4.5	2003	1	0.17	0.03	0.4	0.07	0.04
5-6	5.5	2000	1.2	0.2	0.04	0.34	0.07	0.03
6-7	6.5	1997	1.4	0.22	0.04	0.35	0.08	0.03
7-8	7.5	1995	1.5	0.24	0.06	0.46	0.12	0.05
8-9	8.5	1992	1.7	0.29	0.08	0.44	0.13	0.05
9-10	9.5	1990	1.8	0.37	0.13	0.55	0.2	0.07
10-11	10.5	1988	2	0.34	0.12	0.52	0.19	0.06
11-12	11.5	1986	2.1	0.31	0.1	0.44	0.15	0.05
12-13	12.5	1984	2.3	0.28	0.09	0.38	0.13	0.05
13-14	13.5	1981	2.4	0.25	0.08	0.42	0.14	0.04
14-15	14.5	1979	2.6	0.22	0.07	0.32	0.1	0.04
15-16	15.5	1975	2.9	0.19	0.06	0.28	0.09	0.03
16-17	16.5	1971	3.2	0.16	0.05	0.22	0.07	0.03
17-18	17.5	1967	3.7	0.14	0.04	0.2	0.06	0.03
18-19	18.5	1961	4.2	0.12	0.04	0.15	0.05	0.03
19-20	19.5	1953	5	0.1	0.03	0.13	0.04	0.03
20-21	20.5	1944	6.1	0.07	0.02	0.08	0.03	0.02
21-22	21.5	1928	8.5	0.05	0.02	0.05	0.02	0.01
22-23	22.5	1906	13.7	0.03	0.02	0.04	0.02	0.009

Anexo 18. Flujo histórico de Cd en el núcleo sedimentario LD2.

Sección	Prof. (cm)	Año A.D.	u	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	u	TAS (cm año ⁻¹)	u	Flujo Cd (μg cm ⁻² año ⁻¹)
0-1	0.5	2016	0.1	0.18	0.02	1.1	0.16	0.03
1-2	1.5	2015	0.2	0.14	0.02	0.78	0.12	0.02
2-3	2.5	2014	0.3	0.13	0.02	0.55	0.08	0.02
3-4	3.5	2012	0.4	0.13	0.02	0.52	0.08	0.02
4-5	4.5	2009	0.5	0.13	0.02	0.26	0.04	0.02
5-6	5.5	2005	0.7	0.13	0.02	0.27	0.04	0.02
6-7	6.5	2001	1	0.11	0.01	0.2	0.03	0.01
7-8	7.5	1996	1.2	0.09	0.01	0.21	0.03	0.02
8-9	8.5	1991	1.6	0.07	0.01	0.17	0.03	0.009
9-10	9.5	1984	2	0.06	0.01	0.14	0.02	0.01
10-11	10.5	1975	2.8	0.05	0.01	0.09	0.02	0.009
11-12	11.5	1963	4.1	0.05	0.01	0.07	0.01	0.009
12-13	12.5	1948	6.5	0.04	0.01	0.06	0.02	0.008
13-14	13.5	1929	10.2	0.05	0.02	0.05	0.02	0.008
14-15	14.5	1901	18.9	0.03	0.02	0.03	0.02	0.004

Anexo 19. Flujo histórico de Cd en el núcleo sedimentario LD3.

Sección	Prof. (cm)	Año A.D.	u	TAM (g cm ⁻² año ⁻¹)	u	TAS (cm año ⁻¹)	u	Flujo Cd (μg cm ⁻² año ⁻¹)
0-2	1	2016	0	0.39	0.05	0.62	0.09	0.02
2-4	3	2011	1	0.22	0.02	0.3	0.04	0.02
4-6	5	2004	1	0.2	0.03	0.29	0.04	0.02
6-8	7	1995	2	0.19	0.03	0.18	0.03	0.02
8-10	9	1983	3	0.18	0.03	0.16	0.03	0.01
10-12	11	1961	5	0.15	0.03	0.06	0.01	0.01
12-14	13	1927	13	0.08	0.03	0.05	0.02	0.008