



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**Registros fisicoquímicos, sedimentológicos y presencia de
plaguicidas organofosforados en el Sistema Lagunar de Alvarado,
Veracruz, México.**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS**

**PRESENTA:
ANDRÉS ARENAS NAVARRO**

TUTORA PRINCIPAL:
DRA. MARÍA GUADALUPE PONCE VÉLEZ
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
COMITÉ TUTOR:
DR. FERNANDO ANTONIO GONZÁLEZ FARÍAS
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
DRA. MARÍA LUISA MACHAIN CASTILLO
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
DR. ANTONIO ZOILO MÁRQUEZ GARCÍA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA. UNIDAD IZTAPALAPA
DR. MIGUEL ÁNGEL ALATORRE MENDIETA
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, CD. MX., OCTUBRE 2023



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

Lista de Abreviaturas

- SLA
 - POF
 - OD
 - PT
 - NT
 - PTa
 - NTa
 - PTs
 - NTs
 - DQO
 - COD
 - CO
 - OF
 - CGMS

 - RPM
 - CO₃
 - MAE
 - STD
 - pH
 - ACP
 - LD
 - LC
- Sistema Lagunar de Alvarado
 - Plaguicidas Organofosforados
 - Oxígeno Disuelto
 - Fósforo Total
 - Nitrógeno Total
 - Fósforo Total en agua
 - Nitrógeno Total en agua
 - Fósforo Total en sedimentos
 - Nitrógeno Total en sedimentos
 - Demanda Química de Oxígeno
 - Carbono Orgánico Disuelto
 - Carbono Orgánico
 - Organofosforados
 - Cromatógrafo de Gases acoplado a Espectrómetro de Masas
 - Revoluciones por Minuto
 - Carbonato
 - Extracción Asistida por Microondas
 - Sólidos Totales Disueltos
 - Potencial de Hidrógeno
 - Análisis de componentes principales
 - Límite de detección
 - Límite de cuantificación

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México por haberme brindado una formación académica, científica, ética y cultural desde la preparatoria hasta la maestría en sus diferentes instalaciones.

Al Proyecto PAPIIT IN214620, Plaguicidas altamente peligrosos en organismos de importancia pesquera en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz. Teniendo como responsable técnica a la Dra. Guadalupe Judith de la Lanza Espino (q.e.p.d.) y como responsable técnico sustituto al Dr. Alfonso Vázquez Botello, por haber financiado el desarrollo de esta tesis, así como por haberme brindado el apoyo de 2 meses de beca ayudándome económicamente para el ingreso a la Maestría en Ciencias de Mar y Limnología

A la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por haberme brindado una beca durante toda mi maestría.

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por la oportunidad de ingresar a un posgrado multidisciplinario y competitivo.

A la Dra. Guadalupe de la Lanza Espino, que me acepto como su alumno y me brindo la confianza para trabajar en su proyecto, del cual siempre estuvo pendiente en su desarrollo y mi formación. A Francisco Salvador Hernández Pulido, quien brindo su conocimiento para la elaboración de esta tesis, además de hacerse responsable del proyecto en el Instituto de Biología y del Laboratorio de Hidrobiología.

Al Dr. Alfonso Vázquez Botello por permitirme trabajar en dentro de su equipo en el Laboratorio de Contaminación Marina en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.

A la Dra. María Guadalupe Ponce Vélez, por su apoyo, consejos, guía desde el comienzo del proyecto y aceptar ser mi asesora, comprometiéndose en terminar mi formación, el desarrollo de esta tesis y en compartirme sus conocimientos los cuales fueron de gran valor.

A mi comité tutor, el Dr. Fernando Antonio González Farías, Dra. María Luisa Machain Castillo, Dr. Antonio Zoilo Márquez García, y Dr. Miguel Ángel Alatorre Mendieta, por el tiempo dedicado, guía y todos los consejos para la elaboración de esta tesis.

Índice

Resumen	1
Abstract.....	2
Introducción.....	3
Marco teórico.....	4
Lagunas Costeras.....	4
Características fisicoquímicas del agua en lagunas costeras.	5
Condiciones que influyen en la fisicoquímica de una laguna costera.	8
Plaguicidas Organofosforados (POF).....	9
Transporte de plaguicidas en el ambiente.	15
Importancia de los parámetros fisicoquímicos en los plaguicidas.	17
Antecedentes	21
Justificación	27
Preguntas de Investigación	29
Hipótesis.....	29
Objetivos.....	29
Objetivo general:	29
Objetivos específicos:	29
Área de Estudio.....	30
Metodología.....	34
Trabajo en Campo	34
Trabajo en laboratorio	36
Agua	36
Fósforo Total (PTa) y Nitrógeno Total (NTa) en agua	36
Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	37
Carbono Orgánico Disuelto (COD)	37
Perfiles verticales en la columna de agua.....	37
Sedimentos.....	38
Granulometría.....	38
Nitrógeno Total (NTs) en sedimentos.	39
Fósforo Total (PTs) en sedimentos.....	39

Carbono Orgánico (CO) en sedimentos.....	40
Carbonatos en sedimentos.....	41
Análisis de los POF.....	42
Análisis estadístico.....	46
Riesgo.....	49
Resultados y discusión.....	50
Condiciones de muestreo.....	50
Agua.....	53
Temperatura.....	53
Oxígeno Disuelto (OD).....	58
Salinidad.....	61
Potencial de Hidrogeno (pH).....	65
Sólidos Totales Disueltos (STD).....	69
Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	72
Carbono Orgánico Disuelto (COD).....	75
Fósforo Total (PTa) y Nitrógeno Total (NTa) en agua.....	78
Perfiles verticales.....	84
Análisis estadístico multivariado del agua.....	87
Sedimentos.....	96
Fósforo Total (PTs) y Nitrógeno Total (NTs).....	96
Granulometría.....	100
Carbono Orgánico (CO).....	106
Carbonatos.....	109
Análisis de los POF.....	112
Análisis estadísticos.....	117
Riesgos.....	126
Conclusiones.....	128
Referencias.....	129
Anexo I.....	135
Anexo II.....	138
Anexo III.....	144

Índice de tablas

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos de los plaguicidas organofosforados (Dhiraj, 2012 y PubChem).....	12
Tabla 2. Características técnicas de los plaguicidas organofosforados.....	14
Tabla 3. Parámetros de control de calidad del método para determinar CO en sedimentos.	40
Tabla 4. Parámetros de control de calidad del método para determinar CO ₃ en sedimentos.....	42
Tabla 5. Plaguicidas organofosforados seleccionados para el proyecto.	43
Tabla 6. Características de los POF para su búsqueda en el CGMS	45
Tabla 7. Ecotoxicidad para organofosforados de acuerdo con <i>Crassostrea virginica</i> (ECOTOX EPA en línea).....	49
Tabla 8. Profundidades y visibilidad en las estaciones de muestreo del SLA, Ver. Durante mayo 2022.	52
Tabla 9. Temperatura (°C) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.	54
Tabla 10. OD (mgL ⁻¹) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.....	58
Tabla 11. Salinidad (UPS) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.	62
Tabla 12. Potencial de hidrogeno (pH) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.....	66
Tabla 13. STD (mgL ⁻¹) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.....	69
Tabla 14. DQO (mgL ⁻¹) en noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.....	73
Tabla 15. COD (mgL ⁻¹) en agua del SLA en noviembre 2021 y mayo 2022.....	76
Tabla 16. PTa y NTa (µM) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.....	79
Tabla 17. Normalidad de los PFQ en noviembre del 2021 del SLA.	87
Tabla 18. Normalidad de los PFQ en mayo del 2022 del SLA.	87
Tabla 19. PTs y NTs (µg/g) en sedimentos de mayo y noviembre 2021 en el SLA.	96
Tabla 20. Tamaño y textura de sedimentos del mes de mayo 2021 en el SLA.....	101
Tabla 21. Tamaño y textura de sedimentos del mes de noviembre 2021 en el SLA.....	101
Tabla 22. CO (%) en sedimentos del mes de mayo y noviembre en el SLA.....	106
Tabla 23. Carbonatos (%) en sedimentos de mayo y noviembre 2021 en el SLA, Ver. .	109
Tabla 24. POF (ng/g) de los sedimentos de mayo 2021 en el SLA, Ver.	113
Tabla 25. POF (ng/g) de los sedimentos de noviembre 2021 en el SLA, Ver.....	115
Tabla 26. Normalidad de los PFQ en sedimentos de mayo del 2021 del SLA.....	117
Tabla 27. Normalidad de los PFQ en sedimentos de noviembre del 2021 del SLA.....	118
Tabla 28. Concentraciones Temporales de Fósforo Total en agua del SLA.....	135
Tabla 29. Concentraciones Temporales de Nitrógeno Total en agua del SLA.....	135
Tabla 30. Temperaturas temporales en agua del SLA	136
Tabla 31. Salinidad temporal en agua del SLA.....	136
Tabla 32. OD temporal en agua del SLA	137

Índice de figuras

Figura 1. Estructura molecular de los plaguicidas organofosforados que se utilizan en el mundo (Kumar <i>et al.</i> , 2017).....	10
Figura 2. Esquema general de un compuesto organofosforado.....	11
Figura 3. Posible destino ambiental de un compuesto xenobiótico,.....	15
Figura 4. Esquema hipotético de distribución de plaguicidas en el ambiente. (Fuente: https://www.ecologistasenaccion.org	16
Figura 5. Ejemplo de la degradación de un compuesto OF por hidrólisis,.....	17
Figura 6. Ejemplo de la fotodegradación del fenitrotión, modificado de Conant (2005) 18	
Figura 7. Ejemplo de las vías propuestas de degradación bacteriana del clorpirifos (Singh y Walker, 2005)	19
Figura 8. Sistema Lagunar de Alvarado.....	30
Figura 9. Plano batimétrico del SLA (Márquez, 1993)	32
Figura 10. Laguna de Alvarado, Veracruz.....	33
Figura 11. Estaciones de muestreo dentro del Sistema Lagunar de Alvarado.....	35
Figura 12. Botella Niskin y Draga tipo van Veen, para la toma de muestras de agua y sedimento (recuperado de aquaticbiotechnology.com)	36
Figura 13. Triángulo de nomenclatura de Shepard (1954)	39
Figura 14. Registro de la marea el día 20 de mayo del 2021 en el SLA, Ver.	51
Figura 15. Registro de la marea el día 12 de noviembre del 2021 en el SLA, Ver.....	51
Figura 16. Registro de la marea el día 25 de mayo del 2022 en el SLA, Ver.	52
Figura 17. Temperatura del agua en el SLA, Ver.....	55
Figura 18. Distribución de temperatura en noviembre 2021 en el SLA, Ver.....	56
Figura 19. Distribución de temperatura en mayo 2022 en el SLA, Ver.....	56
Figura 20. Oxígeno disuelto en agua del SLA, Ver.	59
Figura 21. Distribución del Oxígeno Disuelto del SLA, Ver. en noviembre 2021	59
Figura 22. Distribución del Oxígeno Disuelto del SLA, Ver. en mayo 2022.	60
Figura 23. Salinidad del agua en el SLA.....	63
Figura 24. Distribución de la salinidad en noviembre 2021 en el SLA, Ver.	63
Figura 25. Distribución de la salinidad en mayo 2022 en el SLA, Ver.	64
Figura 26. pH en Agua del SLA.....	66
Figura 27. Distribución del pH en noviembre 2021 en el SLA, Ver.	67
Figura 28. Distribución del pH en mayo 2022 en el SLA, Ver.	68
Figura 29. STD en agua del SLA	70
Figura 30. Distribución de los STD en noviembre 2021 en el SLA, Ver.	71
Figura 31. Distribución de los STD en noviembre 2021 en el SLA, Ver.	71
Figura 32. DQO en el agua del SLA	73
Figura 33. Distribución del DQO en noviembre del 2021	74
Figura 34. Distribución del DQO en mayo del 2022	74
Figura 35. COD en agua del SLA, Ver.	76
Figura 36. Distribución del COD en noviembre del 2021	77
Figura 37. Distribución del COD en mayo del 2022.....	77

Figura 38. Fósforo total en agua del SLA	79
Figura 39. Distribución del PTa en noviembre del 2021	80
Figura 40. Distribución del PTa en mayo del 2022.....	80
Figura 41. Nitrógeno total en agua del SLA.....	82
Figura 42. Distribución del NTa en noviembre del 2021	82
Figura 43. Distribución del NTa en mayo del 2022	83
Figura 44. Perfil vertical en diferentes estaciones del SLA.....	85
Figura 45. Distribución aproximada de la cuña salina en el SLA en mayo 2022.....	86
Figura 46. Correlación múltiple en agua del SLA, Ver. noviembre 2021	89
Figura 47. Correlación múltiple en agua del SLA, Ver. mayo 2022.....	90
Figura 48. ACP de parámetros del agua en el SLA, Ver. noviembre 2021.....	92
Figura 49. ACP de parámetros del agua en el SLA, Ver. mayo 2022.....	93
Figura 50. Dendrograma de parámetros del agua en el SLA, Ver. noviembre 2021	94
Figura 51. Dendrograma de parámetros del agua en el SLA, Ver. mayo 2022.....	95
Figura 52. Fósforo total en sedimentos del SLA.....	97
Figura 53. Distribución del PTs en el SLA, Ver. mayo 2021.....	97
Figura 54. Distribución del PTs en el SLA, Ver. noviembre 2021.....	98
Figura 55. Nitrógeno total en sedimento del SLA.....	98
Figura 56. Distribución del NTs en el SLA, Ver. mayo 2021	99
Figura 57. Distribución del NTs en el SLA, Ver. noviembre 2021	99
Figura 58. Triángulo de nomenclatura de Shepard (1954). Textura de los sedimentos del SLA en mayo.....	102
Figura 59. Triángulo de nomenclatura de Shepard (1954). Textura de los sedimentos del SLA en noviembre.....	102
Figura 60. Composición porcentual de los tres tamaños de partícula sedimentaria dominante en mayo 2021.....	103
Figura 61. Granulometría (%) mayo 2021.....	103
Figura 64. Carbono orgánico en sedimentos del SLA.....	107
Figura 65. Distribución del CO en el SLA, Ver. mayo 2021	107
Figura 66. Distribución del CO en el SLA, Ver. noviembre 2021	108
Figura 67. Carbonatos en sedimentos del SLA	110
Figura 68. Distribución de carbonatos en el SLA, Ver. mayo 2021	110
Figura 69. Distribución de carbonatos en el SLA, Ver. noviembre 2021.....	111
Figura 70. Distribución de la Σ POF en sedimentos del SLA, Ver. mayo 2021.....	113
Figura 71. Distribución de la Σ POF en sedimentos del SLA, Ver. noviembre 2021	115
Figura 72. Correlación de las características sedimentológicas y POF del SLA, Ver. mayo 2021.	119
Figura 73. Correlación de las características sedimentológicas y POF del SLA, Ver. noviembre 2021.	121
figura 74. ACP de los sedimentos en mayo 2021.....	123
figura 75. ACP de los sedimentos en noviembre 2021	124
Figura 76. Dendrograma de los sedimentos en mayo 2021	125
Figura 77. Dendrograma de los sedimentos de noviembre 2021	126

Resumen

El Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, es uno de los ecosistemas costeros más importantes del Golfo de México, destacando por sus dimensiones, historia, pesquerías y ser un sitio Ramsar. Sin embargo, el manejo antropogénico en la periferia del sistema lagunar y a lo largo de sus principales cauces tributarios, los ríos Blanco, Acula, Limón y Papaloapan, han alterado sus condiciones fisicoquímicas, así como la acumulación de compuestos xenobióticos, como los plaguicidas organofosforados (POF). El objetivo de esta tesis fue el analizar las características fisicoquímicas durante las épocas de secas y lluvias, así como determinar la presencia de los plaguicidas organofosforados en sedimentos del Sistema Lagunar de Alvarado. Se realizaron muestreos en mayo y noviembre de 2021, y en mayo del 2022 analizando parámetros fisicoquímicos (Pta, Nta, DQO, COD) en agua y sedimentos (NTs, PTs, CO, Carbonatos), así como la presencia de POF en sedimentos. Se registraron variaciones espacio-temporales de los parámetros fisicoquímicos, debido a las diferencias en los afluentes tributarios del sistema lagunar, variaciones que estuvieron dentro de los intervalos descritos para lagunas costeras tropicales y características de estuarios positivos, en los que el aporte de agua epicontinental es suficiente para mantener una mezcla heterogénea con el agua marina, desde la boca hasta la cabecera de la laguna, provocando la aparición de una cuña salina. Por otra parte, la tendencia al incremento de parámetros como los nutrientes, podría ser el inicio de una eutrofización cultural. Respecto a los POF, se registró la presencia y concentración en sedimentos de algunos plaguicidas como Diclorvos, Mevinfos, Forato, Malatión, destacando el Paratión con una concentración máxima de 2909.60 ng/g lo cual significa un riesgo ecotoxicológico para invertebrados y peces, ya que es considerado un plaguicida altamente peligroso por agencias internacionales.

Abstract

The Alvarado Lagoon System, Veracruz, is one of the most important coastal ecosystems in the Gulf of Mexico, standing out for its dimensions, history, fisheries, and being a Ramsar site. However, anthropogenic management on the periphery of the lagoon system and along its main tributary rivers, Blanco, Acula, Limón, and Papaloapan, have altered its physicochemical conditions, as well as the accumulation of xenobiotic compounds, such as organophosphate pesticides (POF). The objective of this thesis was to analyze the physicochemical characteristics during the dry and rainy seasons, as well as to determine the presence of organophosphate pesticides in sediments of the Alvarado Lagoon System. Samplings were carried out in May and November 2021, and in May 2022, analyzing physicochemical parameters in water (Pta, Nta, DQO, COD) and sediments (NTs, PTs, CO, Carbonates), as well as the presence of POF in sediments. Spatiotemporal variations were registered in the physicochemical parameters, derived from the differences in the tributaries of the lagoon system, but within the intervals described for coastal lagoons in tropical latitudes and characteristic of positive estuaries, since the contribution of epicontinental water was sufficient to maintain an heterogeneous mixture with seawater, from the mouth to the head of the lagoon, causing the appearance of a salt wedge. On the other hand, the tendency to increase parameters such as nutrients, could be the beginning of a cultural eutrophication. Regarding POF, the presence and concentration of some pesticides such as dichlorvos, mevinphos, phorate, and malathion were recorded, highlighting parathion with a maximum concentration of 2909.60 ng/g, which means an ecotoxicological risk for invertebrates and fish, since it is considered a highly dangerous pesticide by international agencies.

Introducción

Una laguna costera comprende una zona de mezcla, donde se intercambian dos masas de agua, una de origen epicontinental a través de ríos y otra de origen marino por medio de bocas naturales, canales artificiales y mareas, que junto con la dinámica de corrientes, favorecen la exportación e importación de materia orgánica, condiciones fisicoquímicas conservativas (temperatura y salinidad), no conservativas (nutrientes nitrogenados y fosforados) e incluso contaminantes, favoreciendo la formación de diferentes ambientes, adecuados para el reclutamiento y crecimiento de especies de importancia comercial (de la Lanza *et al.*, 1991; Ramos y Villalobos, 2015).

El Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz, es uno de los ecosistemas costeros más importantes del Golfo de México, destacando por sus dimensiones y pesquerías, por lo que ha sido objeto de múltiples estudios con diferentes enfoques. Siendo los de tipo hidrológico de gran importancia, por su alta dinámica y la interacción de la zona terrestre con la marina (de la Lanza y Montes, 1999; Muñoz, 2011).

En el SLA, la agricultura es una de las principales actividades antropogénicas en el área terrestre adyacente y de influencia, al igual que en las cuencas de los ríos que en ella desembocan (Papaloapan, Limón, Acula y Blanco), aumentando los niveles de fertilizantes y plaguicidas como los organofosforados (POF), variando características físicas, químicas y biológicas, que afectan a las diversas especies, como los peces, alterando sus ciclos de vida, tamaño poblacional y su comunidad a nivel local o regional, repercutiendo en aspectos de producción primaria y pesqueros (Coll *et al.*, 2004).

En este contexto ambiental y de impacto antrópico sobre los ecosistemas estuarinos, los sedimentos representan la matriz o el compartimento ambiental más importante en los estudios de elementos naturales y antropogénicos acumulados a lo largo del tiempo. En el SLA se han realizado determinaciones de esta naturaleza como son, la recolección de sedimentos para la identificación de plaguicidas organofosforados y su concentración dentro de este ecosistema costero. Además, de la recopilación de datos fisicoquímicos que caracterizan al SLA espaciotemporalmente, para estudiar el impacto que tienen estos parámetros sobre los POF, pues la persistencia e impacto de estos plaguicidas en los sistemas, dependen de las características del agua y sedimentos (tamaño y tipo de grano). De igual forma, el contenido de materia orgánica sedimentaria se ha reportado debido principalmente a la interacción que ocurre con estos y otros contaminantes orgánicos, así como propiamente los niveles encontrados de este grupo de plaguicidas fosforados en época reciente (Ponce-Vélez y de la Lanza-Espino, 2019). Al mismo tiempo, estos estudios pueden aportar información, para regular el uso de estos xenobióticos en México, ya que los POF en el ambiente no han sido considerados como un problema prioritario.

Marco teórico

Lagunas Costeras

El litoral mexicano (11,592.77 km²) se ha caracterizado por sus ricos ecosistemas costeros (bahías, ensenadas, lagunas costeras y estuarios), entre los que destacan 12,500 km² de sistemas costeros tan solo en el Golfo de México (Castañeda y Contreras, 1997), permitiendo una transición de aguas interiores protegidas de diversos componentes hidrográficos al mar, entre las que destacan las lagunas costeras, habiendo un aproximado de 600 en todo el país, según Castañeda y Contreras (2003), abarcando un área de 15,000 km². Por su parte Ortiz y de la Lanza (2006) clasificaron por regiones a la zona costera de México de acuerdo con la red fluvial y su intercambio energético, con el arreglo fisiográfico, con su geología, el clima y la vegetación de ambas márgenes, Pacífico y Golfo de México, obteniendo un total de 164 lagunas. Estas diferencias, se deben a que la clasificación de los cuerpos de agua costeros no ha sido homogénea y los criterios para ello pueden estar basados en múltiples aspectos, como en la composición de los materiales, por su dinámica, evolución, su comportamiento tectónico, su estructura geológica, por su productividad biológica, sus interacciones ecológicas, por la importancia geográfica o estratégica, o por la localización económica y sociológica, que no siempre se integran holísticamente (Ortiz y Espinosa, 1991).

A pesar de las diferentes aceptaciones del término “laguna costera”, la más común las define geomorfológicamente como “depresiones en la costa por debajo del promedio máximo de las mareas más altas, siempre protegidas de las fuerzas del mar por algún tipo de barrera que puede ser de tipo físico, principalmente de arena, y con comunicación con el mar de manera permanente o efímera; o barrera tipo hidrodinámica por la presencia de agua dulce y agua de mar” (Lankford, 1977). Sin embargo, las lagunas costeras por su origen y evolución pueden estar conformadas por varios cuerpos de agua comprendiendo el propio estuario y uno o varios esteros que se originan como lechos abandonados, formando un rosario de cuerpos de agua cegados por modificación del cauce de un río o de una laguna, de baja o somera dinámica e inundada por la marea.

A pesar de esta diversidad de visiones científicas, en lo que la mayoría de los autores concuerdan, es en la importancia que tienen las lagunas costeras, ya sea porque son ecosistemas que destacan económicamente, o porque son áreas de pesca artesanal y medio de vida de miles de pescadores, por su importancia ecológica debido a su alta productividad primaria que permite a estos ecosistemas ser un lugar de crianza, reproducción y resguardo de muchos organismos acuáticos de valor comercial, permitiendo así, concentrar un gran espectro de la biodiversidad. Aunque también destacan los aspectos negativos que afectan a las lagunas costeras, no sólo por las actividades que ahí se desarrollan, sino por su interacción con zonas continentales,

sobresaliendo las descargas domésticas e industriales, escurrimientos superficiales, arrastre y contaminación del suelo, aumento en la implementación de caminos costeros, el consecuente incremento en el tráfico de vehículos, la extracción petrolera, los desarrollos turísticos y sobre todo su fragilidad ante los impactos de los fenómenos hidrometeorológicos (tormentas, huracanes, inundaciones, entre otros). Todo esto se refleja en procesos de deterioro que se resumen en dos puntos: 1) el incremento en la contaminación costera y 2) la pérdida y deterioro de los ecosistemas y recursos costeros (Vázquez-Botello *et al.*, 1996; Steer *et al.*, 1997).

Por esta razón, son importantes los estudios que hagan una correcta caracterización ambiental que tome en cuenta su forma, tamaño, escurrimientos, arroyos tributarios, su conexión con el mar así como su comportamiento a lo largo del año y el tipo de aporte de sedimentos de acuerdo a la cuenca hidrológica a la que está asociada, entre otros, como los procesos abióticos vinculados con la productividad primaria (cantidad total de materia creada por la actividad fotosintética), los cuales pueden provocar que los niveles tróficos se vean beneficiados con mayor transferencia de energía (Contreras-Espinosa *et al.*, 2002). Las condiciones físicas y tróficas de estos sistemas costeros determinarán su utilidad ecológica como áreas de crianza o para la captura de especies con valor comercial como jaibas, ostiones, camarones, peces, entre otros (Margalef, 1975; Zavala y Fernández, 2006).

Características fisicoquímicas del agua en lagunas costeras.

Salinidad: Las aguas marinas que entran a una laguna costera, contienen un alto número de elementos químicos disueltos a través de sus sales; desde hace décadas, para su estudio Riley y Chester (1971) los clasifican en cuatro clases: a) elementos mayores (conservativos), sodio, potasio, magnesio y calcio como cationes, y cloruros, sulfatos, carbonatos y bromuros como aniones; b) gases atmosféricos disueltos; c) micronutrientes (formas iónicas del nitrógeno y fósforo) y; d) elementos menores o traza (metales y metaloides). La salinidad permite clasificar a las lagunas costeras en diversas formas, según el autor, desde oligohalino con concentraciones de 0.5 a 5.0 UPS, hasta hiperhalinos con concentraciones mayores a 40 UPS. En cuanto, al encuentro entre aguas marinas y continentales en las lagunas, establece una distribución vertical y horizontal de la salinidad, que ha permitido clasificarlos en dos grupos: a) Estuarios positivos; en el cual el aporte de agua dulce es suficiente para mantener una mezcla y un patrón de incremento de la salinidad desde la cabecera hasta la boca del estuario, donde la precipitación excede a la evaporación, y el agua marina más densa entra por el fondo y las aguas continentales salen por la superficie (cuña salina) y b) Estuario negativos; predominantes en regiones áridas de alta evaporación, donde el agua marina penetra por la superficie y llega al fondo del estuario.

Temperatura: La temperatura se considera la representación de la energía cinética interna media de las moléculas que integran un cuerpo estudiado, en este caso el agua,

resultado de la colisión entre moléculas que la conforman. Ciertos animales y plantas acuáticas son sensibles a los cambios de temperatura del agua y requieren que esta se mantenga dentro de un intervalo determinado para poder sobrevivir, además afecta a la cantidad de oxígeno que puede transportar el agua (el agua a menor temperatura transporta más oxígeno) (Zamora, 2009).

El aumento de la temperatura en las lagunas puede deberse a vertidos de agua caliente de plantas industriales, especialmente de agua de refrigeración o a las aguas de escorrentías humanas

Gases Disueltos: Todos los gases presentes en la atmósfera se encuentran disueltos en las aguas naturales, su concentración y distribución dependen de factores fisicoquímicos (como temperatura y salinidad), que afectan a la solubilidad, sin embargo, el CO₂ y el O₂ (considerados como no conservativos por su reactividad química y asimilación biológica), dependen de procesos metabólicos como la fotosíntesis y la respiración, aunque también son favorecidos en su disolución por los fuertes vientos.

Las actividades agroindustriales representan un aporte crónico de materiales orgánicos, que en ambientes lagunares someros y de baja amplitud de marea, consumen mayor parte del oxígeno disponible para los procesos metabólicos de la comunidad local, sin mencionar, el consumo que hay por los procesos en las diferencias de las tasas fotosintéticas y respiratorias, que también provocan la variación del contenido de oxígeno en las lagunas (de la Lanza, 1990). Las características mencionadas anteriormente, pueden variar la concentración de oxígeno en una laguna en tiempos cortos, sin embargo, el oxígeno también puede variar a medio plazo debido a otros fenómenos, como factores climáticos (lluvias y sequías), meteorológicos (nortes), mareales, fotoperiódicos, biológicos (mayor fotosíntesis o respiración), entre otros.

En lo que corresponde al litoral del Golfo de México, se han presentado niveles variables en el contenido de oxígeno disuelto, dependiendo de diversas características, y ha dado como resultado que no exista un patrón de respuesta latitudinal como puede registrarse en otras áreas del planeta:

- a) Geomorfología asociada a la dinámica de circulación.
- b) Mayores aportes de materiales orgánicos con alta biomasa de vegetación que consume oxígeno en su descomposición.
- c) Sistemas fluviales que al aumentar el caudal y acarrear mayor contenido de sólidos en suspensión pueden disminuir la disolución del gas.
- d) Fenómenos meteorológicos como los nortes, que afectan en diverso grado el litoral y que incrementan el intercambio gaseoso.
- e) Aguas subterráneas, con aportes de manantiales que representan la mayor vía de agua dulce con bajo contenido de oxígeno.

Nutrientes: Dentro de los compuestos disueltos inorgánicos denominados nutrientes, micronutrientes o microelementos, se encuentran sales del nitrógeno (nitritos, nitratos y amonio), del fósforo (ortofosfatos) y silicatos, básicos para una adecuada producción primaria, algunos autores incluyen a ciertos metales como esenciales para los sistemas enzimáticos. El estudio de los nutrientes puede ser abordado en un marco global a través del ciclo biogeoquímico, donde son muy importantes los aportes fluviales (Kennish, 1986), donde:

- a) La fuente original del nitrógeno y fósforo de las lagunas costeras y estuarios, proviene de la intemperización de la roca y del lixiviado de suelos terrestres, transportados por los ríos.
- b) Desde la cabecera del río hasta la boca o comunicación marina, sucede una serie de reacciones fisicoquímicas que tienden a disminuir progresivamente la concentración de los nutrientes, dependiendo del cambio gradual de salinidad, relacionándose indirectamente con los silicatos, fosfatos y sales del nitrógeno, que se encuentran adsorbidas en el suelo.
- c) Dada la someridad de las lagunas costeras, la fase sedimentaria representa un papel importante en la redistribución y retiro de nutrientes, con la tendencia a mantener contenidos más o menos homogéneos en la columna de agua, sobre todo cuando son asimilados por fitoplancton.
- d) La carga de terrígenos y materiales orgánicos fluviales experimenta una sedimentación gradual junto con los nutrientes que se encuentran adsorbidos y absorbidos, de ahí la importancia de la fase sedimentaria.

El incremento de las actividades humanas en la zona costera ha aumentado los desechos tanto agroindustriales, como urbanos, lo cual ha conducido a una adición de nutrientes y ha provocado la eutrofización de varias lagunas costeras.

Aston (1980) señala a los siguientes, como controles potenciales de distribución tanto de nutrientes como de gases disueltos en aguas estuarinas y lagunares:

- a) Mezcla mareal de aguas dulces y marinas en escala de tiempo diurna y semidiurna.
- b) Circulación que comprende movimientos verticales como modificación de la estratificación y horizontales con cambios de masas de agua en confinamiento (variaciones temporales).
- c) La topografía y batimetría, que modifican y restringen la circulación y mezcla tanto de aguas marinas como salobres, que propician la estratificación y/o la difusión.
- d) Régimen de corrientes en aguas costeras, que repercute en el depósito y resuspensión de sedimentos y en consecuencia en la disolución de gases y nutrientes.
- e) Reacciones químicas durante la mezcla de agua dulce y marina, que para el caso de los gases influyen su solubilidad y remoción.
- f) Producción y respiración biológica.

Potencial de Hidrógeno (pH): Desde el punto de vista químico esta variable es definida como el logaritmo base 10 de la concentración de iones hidrógeno. Normalmente en

cuerpos costeros semicerrados como lagunas, puede variar entre 6.5 a 9.5, debido a la asimilación fotosintética diurna del CO₂. Los pH ácidos son resultado de la respiración durante la noche, y se va volviendo alcalino durante el día por la fotosíntesis. Este amplio intervalo de pH también puede deberse a la mezcla de agua dulce, en donde los ríos usualmente contienen menor concentración de iones alcalinos que el agua de mar, aunado al aporte de materia orgánica en diferentes estados de descomposición. Es posible registrar gradientes espaciales de pH, desde la cabecera de la laguna (ácidos) o hasta su comunicación con el mar (alcalinos), resultado no solo de la mezcla sino también de la precipitación de coloides orgánicos que se encuentran en suspensión y que con el gradiente de salinidad son retirados del agua.

Condiciones que influyen en la fisicoquímica de una laguna costera.

El marco ambiental de una laguna costera es el producto de una interacción entre factores geológicos, físicos, químicos, climáticos y biológicos. Dentro del ambiente químico, se lleva a cabo la transferencia y movimiento de varios compuestos orgánicos e inorgánicos cuyo ciclo es característico para cada cuerpo de agua, dependiendo de la interacción y equilibrio de los factores ya citados. Siendo importantes los estudios biogeoquímicos en las lagunas costeras, por sus aplicaciones en el manejo, conservación e impacto en el medio acuático. El análisis de los gases, como el oxígeno disuelto a través de variaciones temporales y espaciales, ha tenido relevancia ecológica, ya que es el resultado de procesos de fotosíntesis y respiración de los materiales autóctonos. El estudio biogeoquímico de los compuestos del nitrógeno y del fósforo, ha tenido una connotación asociada a la alta producción de recursos en las lagunas y esto se debe a que son esenciales para la micro y macro vegetación, que constituyen la base de las cadenas tróficas.

Sin embargo, todos los parámetros fisicoquímicos en las lagunas costeras estarán influenciados directamente por la variabilidad ambiental, dependiendo de diversos factores como geomorfología, clima, vientos, lluvias, ríos, mareas y circulación costera (Nichols y Allen, 1981; Phleger, 1981).

Las mareas influyen fuertemente en las lagunas por la entrada de agua marina pues se mezclan con el agua dulce proveniente del continente, esto dependiendo de las características de sus bocas por donde se regula el intercambio de agua con el océano, siendo un flujo importante de nutrientes y sedimentos a la columna de agua dentro de la laguna o viceversa, como ha sido determinado en la laguna Ensenada del Pabellón, en Sinaloa (de la Lanza *et al.*, 2011); se ha visto que las concentraciones de nutrientes pueden aumentar en bajamar, respecto a la pleamar, sugiriendo que durante el flujo y el refluo en la boca de la laguna, hay un intercambio de nutrientes del agua intersticial. Además, es importante considerar que estos ecosistemas, como zonas de transición entre la tierra y el mar, son particularmente susceptibles a las oscilaciones cíclicas de diferentes

escalas temporales: días (ciclos mareales), estaciones (flujo de ríos, patrones de lluvias y vientos) o años (eventos meteorológicos) (Wolfe y Kjerfve, 1986). Los sedimentos, también juegan un papel sustancial en el ciclo y flujo de nutrientes, debido a su incorporación a la fase sedimentaria, como materiales suspendidos orgánicos e inorgánicos, esto constituye un reservorio importante, al presentar abundante materia orgánica en diferentes grados de descomposición, que con el tiempo pueden predisponer nitrógeno y fósforo a la columna de agua. Incluso, algunos autores consideran que la remineralización de la materia orgánica en sedimentos puede ser el factor que controle la disponibilidad de nutrientes, y que la velocidad de remineralización varía dependiendo de su composición química, la naturaleza y la granulometría del sedimento, así como de las condiciones fisicoquímicas del agua (de la Lanza, 1986). También existen otros factores físicos como el viento, que juegan un papel importante en la resuspensión de sedimentos y nutrientes (de la Lanza *et al.*, 2011).

Otro aspecto relevante, es la influencia de las actividades humanas sobre estos ecosistemas, ya que puede manifestarse con efectos ambientales adversos, tales como el sobreenriquecimiento por nutrientes (por los fertilizantes de las actividades agropecuarias), contaminación por metales pesados, contaminación por plaguicidas, pérdida de hábitats, agotamiento de recursos pesqueros (sobrepesca), entre otros, provocando que el impacto antropogénico sea el principal problema en estas áreas (Castañeda y Contreras 2004).

Plaguicidas Organofosforados (POF).

Entre los numerosos contaminantes que afectan la calidad del agua, los plaguicidas merecen especial atención, ya que debido al incremento demográfico se ha hecho necesario contar con mayor cantidad de alimento, fomentando el uso de agroquímicos y herbicidas en los cultivos para aumentar el rendimiento de las cosechas. Y ya que la agricultura es una de las principales actividades antropogénicas en la Cuenca del Río Papaloapan y áreas adyacentes al SLA, se ha registrado un aumento en la concentración de plaguicidas, especialmente de los organofosforados (Ponce-Vélez y de la Lanza-Espino, 2019).

Por otra parte, los POF (Fig. 1) se han vuelto los compuestos químicos más utilizados en el mundo desde las restricciones de los plaguicidas organoclorados, representando entre el 30 y 40% de las ventas de plaguicidas en el mundo (Singh y Walker, 2006; Montuori *et al.*, 2016), y utilizados en la agricultura mexicana desde los años 1950, siendo Clorpirifos, Dimetoato, Paratión y Malatión los compuestos más usados, que pueden degradarse y producir "análogos oxo", a menudo más tóxicos o persistentes que las moléculas originales (Kolankaya, 2006; Villaverde *et al.*, 2008)

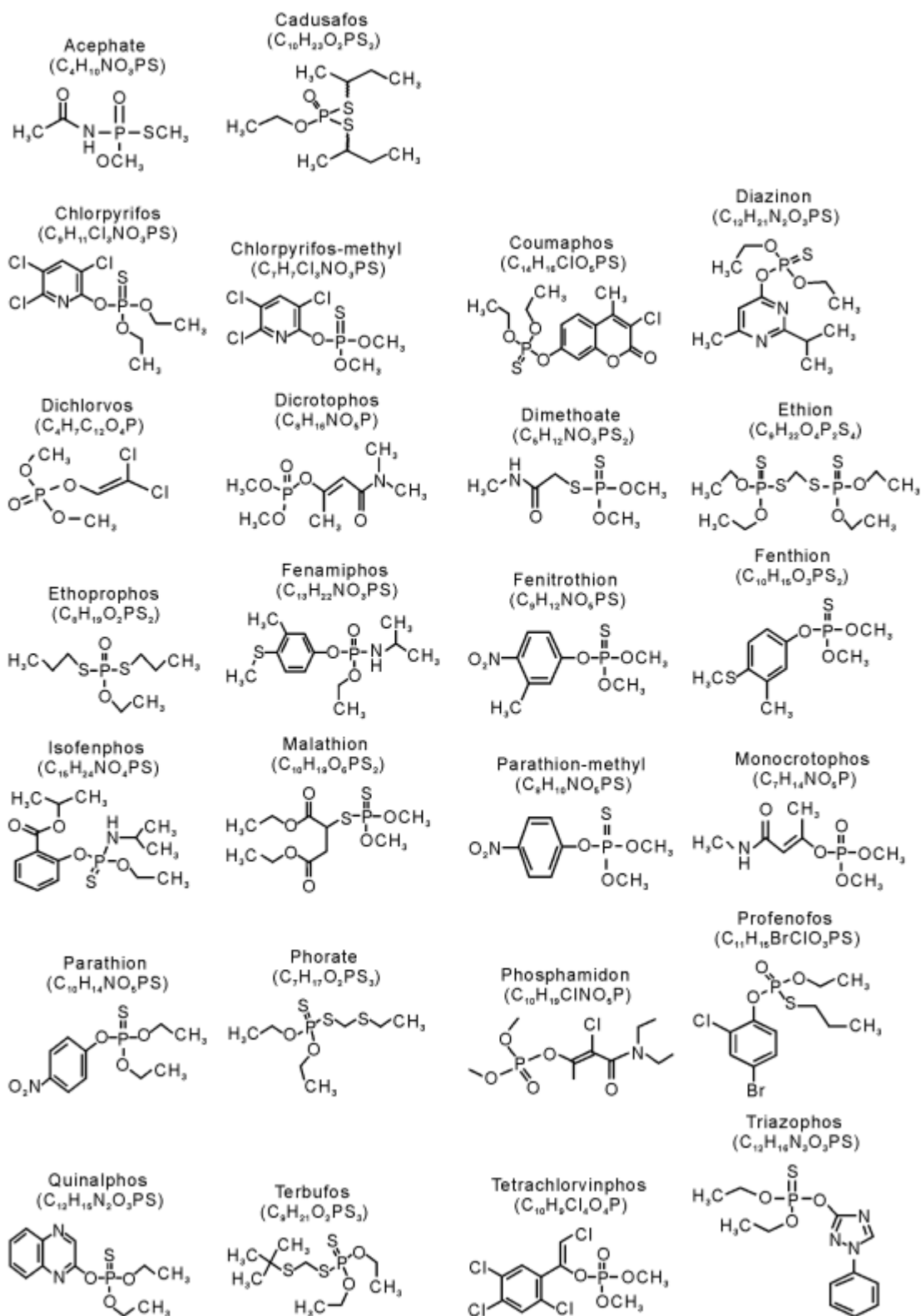


Figura 1. Estructura molecular de los plaguicidas organofosforados que se utilizan en el mundo (Kumar *et al.*, 2017)

Los compuestos OF (Fig. 2), son ésteres o amidas derivadas del ácido fosfórico, tiofosfórico, ditiofosfórico, fosfónico y fosfínico. La mayor actividad de estos compuestos es insecticida, aunque algunos de ellos presentan actividad nematicida, fungicida y herbicida, caracterizándose por tener un espectro de acción más estrecho y una mayor toxicidad aguda, exterminando una mayor diversidad de organismos. Otras características son sus bajos costos, lo cual favorece su uso para el control de diversas especies que afectan tanto a cultivos de relevancia alimentaria como a algunos vectores que representan riesgos para la salud humana. Además, su baja persistencia y fácil descomposición, metabolismo relativamente rápido en organismos vertebrados y ausencia de acumulación en los mismos, los hace preferibles a los organoclorados. Sin embargo, una desventaja de estos compuestos es su toxicidad, relativamente alta para los vertebrados y seres humanos (Sánchez y Sánchez 1985; Singh y Walker, 2005; Kumar *et al.*, 2017).

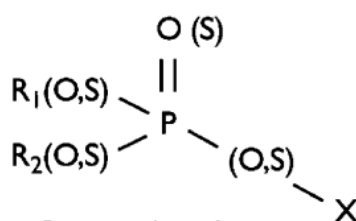


Figura 2. Esquema general de un compuesto organofosforado.

La toxicidad y la acción insecticida de estos compuestos son atribuidas a la inhibición de la actividad acetilcolinesterasa, enzima que se encuentra en las células nerviosas de los insectos y cuya desactivación paraliza su sistema nervioso, ya que, los OF son compuestos conformados por un átomo de fósforo unido a 4 átomos de oxígeno o en algunas sustancias a 3 de oxígeno y uno de azufre. Una de las uniones fósforo-oxígeno es bastante lábil y el fósforo liberado de este “grupo libre” se asocia a la acetilcolinesterasa inhibiendo la transmisión nerviosa (Wilkinson, 1976); por ejemplo, el insecticida Dimetoato que inhibe la enzima acetilcolinesterasa, provoca la acumulación del neurotransmisor acetilcolina y aumenta la sinapsis colinérgica. El efecto de este POF es similar en insectos y mamíferos, siendo la principal diferencia la forma en que se elimina, ya que los mamíferos son más eficientes eliminándolo a través de la orina (87% - 90%) (Blair *et al.*, 2014; Han *et al.*, 2017). Los crustáceos como el camarón y los cangrejos, elementos importantes en la ecología y economía de los ecosistemas costeros del Golfo de México, probablemente se vean afectados por los POF, ya que son similares a los insectos, el objetivo de estos biocidas, ya que forman parte del mismo grupo biológico, los artrópodos.

Entre los POF utilizados en México, se pueden encontrar el Paratión, Metil-Paratión, Malatión, Dimetoato, Monocrotofos, Diazinón, Azinfos-Metil, Disulfotón, Forato, Etión,

entre otros. Siendo el Diazinón, Azinfos-Metil, y Monocrotofos de los más persistentes (Tabla 1) con una vida media en el suelo de 23, 52 y 30 días respectivamente.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos de los plaguicidas organofosforados (Dhiraj, 2012 y PubChem).

Plaguicidas	Solubilidad (20-25°C) (mgL ⁻¹)	Presión de vapor (Pa) (20-25°C)	Log K _{ow}	t _{1/2} (días)	K _{oc} (cm ³ /g)
Acefato	650	2.26x10 ⁻⁴	-1.87	13	500
Azinfos-Metilo	44	1.8x10 ⁻⁴	2.7	52	1465
Clorfeninfos	145	1.0x10 ⁻³	3.8	51.2	295
Clorpirifos	1.4	2.7x10 ⁻³	4.96	94	4981
Diazinón	60	1.2x10 ⁻²	3.3	23	272
Diclorvos	18,000	2.1	1.9	70	151
Dimetoato	23	1.1x10 ⁻³	0.7	7	20
Disulfoton	16.3	0.02	4.02	133	7000
EPN	x	126x10 ⁻⁶	4.78	60	1327
Paratión	11	8.9x10 ⁻⁴	3.83	14	5000
Etoprofos	750	0.05	3.59	1	120
Fenamifos	700	0.12x10 ⁻³	3.3	16	267
Fenitrotión	30	18x10 ⁻³	3.3	100	1531
Fentión	4.2	7.4x10 ⁻⁴	4.84	34	1500
Malatión	145	5.3x10 ⁻³	2.75	1	1800
Metamidofos	90,000	2.3x10 ⁻³	0.8	2.6	1.7
Mevinfos	6x10 ⁵	1.7x10 ⁻²	0.13	3	44
Monocrotofos	Miscible	2.9x10 ⁻⁴	-0.22	30	1
Metil-Paratión	55	0.2x10 ⁻³	3	18.5	236
Forato	50	8.5x10 ⁻²	3.9	60	1000
Pirimifos-metilo	9,9	2x10 ⁻³	10	10	1000
Terbufos	4.5	3.46x10 ⁻²	5	5	500
Tetraclorvinfos	11	5.6x10 ⁻⁶	3.53	8	2000
Triazofos	30	0.39x10 ⁻³	3.3	27	355
Triclorfón	120,000	2.1x10 ⁻⁴	0.43	29	29

K_{ow}= Coeficiente de reparto octanol/agua; generalmente se reporta en valores logarítmicos (log k_{ow} o log P_{ow})
K_{oc}= Coeficiente de adsorción a la materia orgánica del suelo
t_{1/2}= Periodo de vida media

Como se mencionó anteriormente diversos compuestos OF son usados en México como insecticidas, debido a que éstos no son tan persistentes como los organoclorados, su aparición en el ambiente involucra una aplicación reciente de éstos, por lo que es

necesario identificar a los POF utilizados en el territorio de la República Mexicana. En la tabla 2, se encuentran algunos de los POF utilizados en el país (González *et al.*, 2015), destacando que son los encontrados y cuantificados en esta tesis.

Cabe mencionar que los POF enlistados son permitidos en México, pero prohibidos en otros países, además el nombre comercial y los cultivos en los que se usan puede variar por región.

Tabla 2. Características técnicas de los plaguicidas organofosforados

POF	Tipo	Toxicidad (OMS)	Uso	Nombre comercial	Aplicación	Control	Peligro	Países prohibidos
Fentión	Insecticida	II	Agrícola, pecuario, urbano e industrial	Fentión	Brócoli, coliflor, zanahoria, berenjenas, etc	Moscas de fruta, barredores de tallo, mosquitos y chinches	Muy toxico en abejas	30
Mevinfos	Insecticida / acaricida	II	Agrícola, pecuario, urbano e industrial	Duraphos, Gesfid, Mevidrin, Phosdrin.	Alfalfa, frutas y nueces	Áfidos, ácaros, saltamontes, gusanos, orugas, chuletas	Muy toxico en abejas	37
Diclorvos	Insecticida	II	Agrícola, pecuario, domestico, urbano e industrial	Anaphos-50 C.E.	Tomate, pepino, fresa y calabacita	Chicharrita, araña roja, gusano alfiler, mosquita blanca, minador de la hoja	Toxicidad aguda, muy tóxico en abejas	32
Etoprofos	Insecticida	I	Agrícola, pecuario, jardinería, urbano e industrial	Mocap	Plantas ornamentales, papas, maíz, frutas, nueces y otros cultivos	Larva de gusano y gusanos en general	Posible causante cáncer	8
Malatión	Insecticida / acaricida	IV	Agrícola, pecuario, jardinería, urbano e industrial	Malatión 1000E	Frijol, sorgo, chile, cártamo y mango	Chicharrita, mosquita de la panoja, chinches, trips, escamas, hormigas, picudo	Muy toxico en abejas, posible causante cáncer	2
Diazinon	Insecticida / acaricida	II	Agrícola, pecuario, jardinería, urbano e industrial	Diazinon, Alfatox, Basudin, AG 500, Dazzel, Gardentox y Knoxout.	Frutas, nueces, ganado, hortalizas y cultivos ornamentales	Mosca midge, nematodos	Muy toxico para abejas, posible causante cáncer	30
Forato	Insecticida	II	Agrícola, pecuario, jardinería.	Thimet	Bosques de pinos, plantas ornamentales, tubérculos, maíz, algodón y café	Moscas y mosquitos, ácaros y ciertos nematodos	Muy toxico para abejas	37
Metil-Paratión	Insecticida	I	Agrícola e industrial	Paration metilo, Folidol M, Foley, prometil	Trigo, maíz y cultivos en masa	Pulgones, ácaros, escarabajos, lepidóptero, salta hojas, minadores de hojas y otras plagas	Toxicidad agua	59
Disulfoton	Insecticida	I	Agrícola, pecuario y jardinería	Disystox, Frumin AL y Solvirex	Algodón, tabaco, remolacha azucarera, maíz, cacahuetes, trigo, plantas ornamentales, cereales y patatas	Ácaros y pulgones	Toxicidad agua	38
Paratión	Insecticida	I	Agrícola, pecuario e industrial	Paration, ToxFAQs	Alfalfa, cebada, maíz, algodón, sorgo, soja, girasol y trigo	Ácaros, escarabajos, lepidópteros, saltahojas, minadores de hojas y otras plagas	Toxicidad agua	59
Clorpirifos	Insecticida	III	Agrícola, domestico, pecuario, urbano e industrial	Disparo, Lorsban, Foley, Epa 90, Novapro	Maíz, garbanzo, hortalizas	Gusanos en general, larva de diabrotica	Muy toxico en abejas	2

Transporte de plaguicidas en el ambiente.

El destino de los plaguicidas como compuestos xenobióticos en el ambiente está gobernado por los procesos de retención (adsorción), transporte y degradación (Fig. 3), los cuales pueden actuar solos o en combinación sobre la estructura de los diferentes productos específicos (Cheng, 1990; Fetzner, 2002).

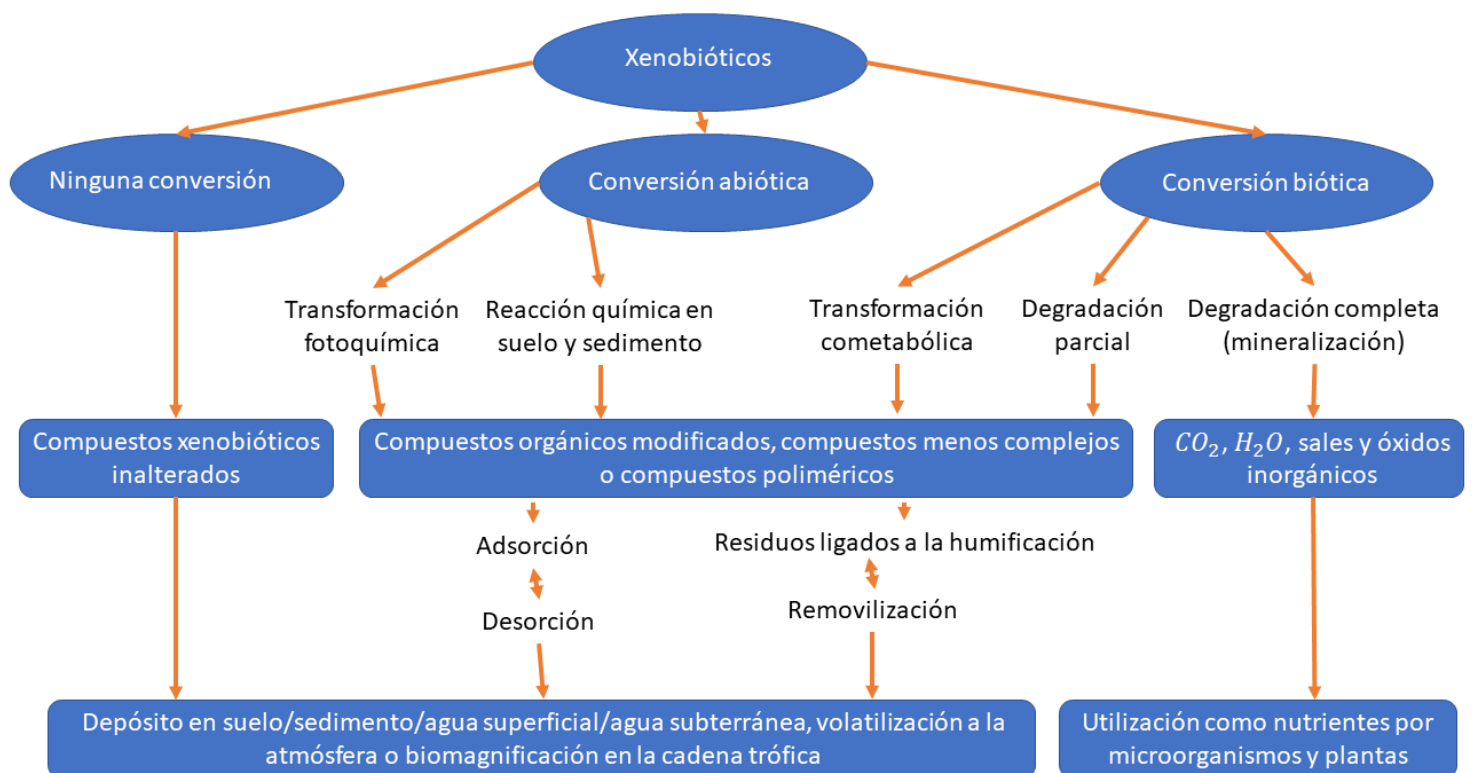


Figura 3. Posible destino ambiental de un compuesto xenobiótico,

La adsorción, es un fenómeno de atracción entre una superficie sólida y un líquido o un vapor. Por este mecanismo las moléculas de plaguicidas pueden ser adsorbidas o retenidas por los coloides presentes en el suelo o liberarse de éstos por lixiviación. Esta fracción coloidal puede ser orgánica (materia orgánica) o inorgánica (minerales de la arcilla), y serán adsorbidos fundamentalmente por la capacidad de intercambio catiónico (mmol Kg^{-1}) y de su superficie específica (m^2g^{-1}) (Limousin *et al.*, 2007). Principalmente, los plaguicidas son adsorbidos por las arcillas, que son aquellos minerales cristalinos y amorfos del suelo, cuyo tamaño de partícula es $< 2\mu\text{m}$ y cuya carga eléctrica superficial les permite adherirse a compuestos con carga de signo contrario (p.e., arcillas con silicio con deficiencia en cargas positivas, tienden adsorber cationes) (Sánchez y Sánchez,

1985). Por lo que la presencia de las arcillas es un factor importante en el transporte de los plaguicidas, dada la alta capacidad de adsorción y su transporte en los escurrimientos luego de haberse presentado precipitaciones o riego en el lugar donde fueron vertidos, y de esta manera, por efecto de la topografía del terreno, transportarse hacia cuerpos de agua, tanto superficiales como subterráneos (Ongley, 1996). Incluso, los plaguicidas pueden ser transportados directamente por el agua si son vertidos cerca de un cauce (Fig. 4), por filtración a mantos freáticos o en el caso que los recipientes en los que son contenidos sean lavados en un cuerpo de agua.

El viento es otra de las causas principales de dispersión de los plaguicidas en el ambiente (Fig. 4), ya que, si la velocidad del viento es mayor a 2 m s^{-1} , favorecerá la dispersión de gotas cuyo diámetro es inferior a 0.1 mm . La temperatura es otra causa de dispersión, el calentamiento desigual de las 11 capas de aire, dan lugar a corrientes térmicas que producen ascensiones y turbulencias del aire. Éstas hacen que las partículas asciendan a alturas desde las cuales pueden dispersarse a grandes distancias. Además, la temperatura también influye en la evaporación y volatilización de las gotas (Sánchez y Sánchez, 1985).

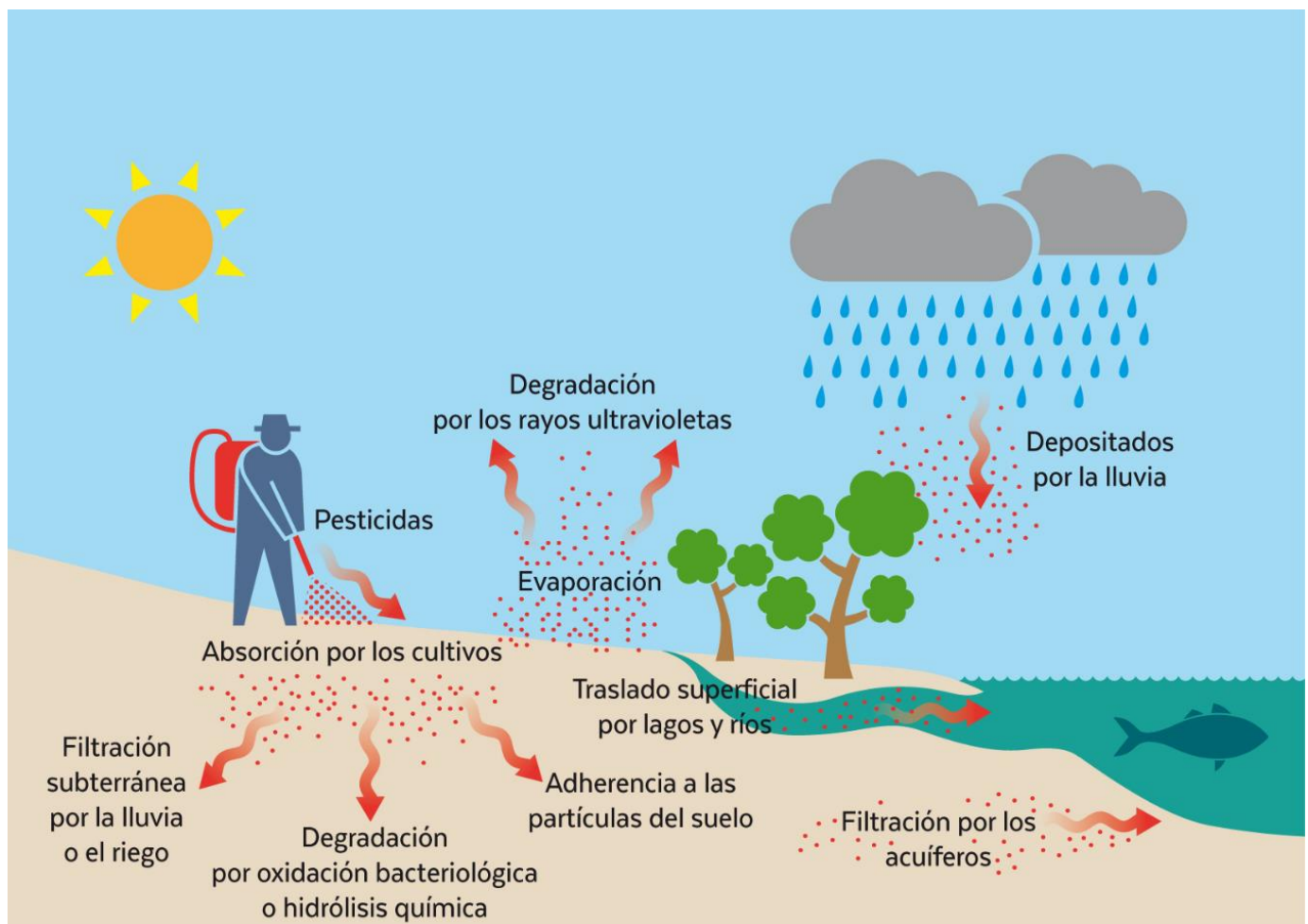


Figura 4. Esquema hipotético de distribución de plaguicidas en el ambiente. (Fuente: <https://www.ecologistasenaccion.org>)

Importancia de los parámetros fisicoquímicos en los plaguicidas.

La importancia de los parámetros fisicoquímicos del agua sobre los plaguicidas se debe a que van a impedir la permanencia de éstos por tiempo indefinido en el medio ambiente, por lo que van a ser uno de los principales responsables de su degradación, así como una limitante en su distribución. La degradación de los plaguicidas por los parámetros fisicoquímicos del agua tiene como finalidad la mineralización completa de estos contaminantes, dando como compuestos finales CO_2 , H_2O , NH_4 , NO_3 , SO_4 , etc., dependiendo de cada plaguicida particular. La degradación empieza desde que los plaguicidas entran en contacto con el agua, ya que, por procesos de hidrólisis (Fig. 5) los POF van a degradarse por este tipo de reacción, donde un compuesto se escinde por contacto con el agua, ocurriendo una reacción química en la que una parte de la molécula de la sustancia es reemplazada por un grupo OH, en el cual, el pH influye de manera importante en este proceso; además, el pH puede aumentar o disminuir la capacidad de adsorción de los plaguicidas y las fracciones coloidales, aunque, en otros casos la misma adsorción de estos contaminantes sobre la materia.

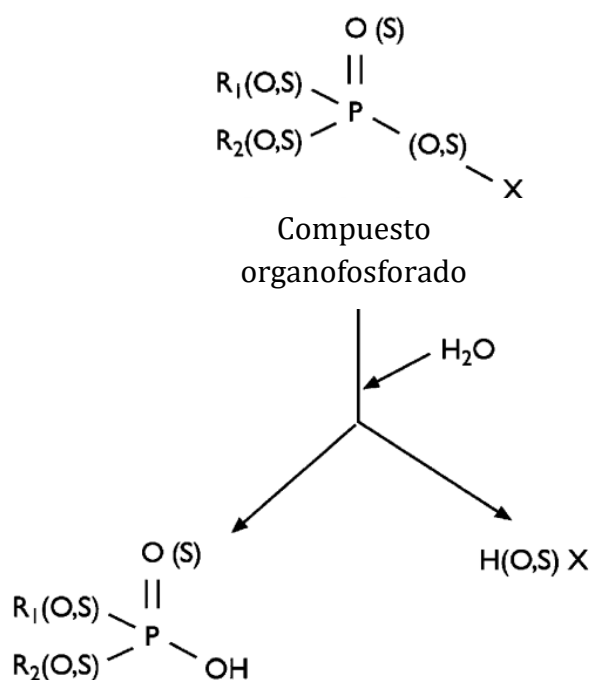


Figura 5. Ejemplo de la degradación de un compuesto OF por hidrólisis, orgánica, puede llegar a impedir su degradación.

La luz solar también puede degradar a los plaguicidas, mediante dos efectos, la fotólisis directa y la fotólisis indirecta (Fig. 6). La fotólisis directa comprende a la absorción directa

de la luz por el plaguicida, este proceso viene condicionado por variables ambientales, sin embargo, la absorción de los fotones por las moléculas del plaguicida reacciona degradándolo. Por otro lado, la fotólisis indirecta, se da cuando la luz es absorbida por otros constituyentes del agua, provocando reacciones de oxidorreducción volviendo a las moléculas de plaguicidas en formas más simples, o permite la formación de especies reactivas como radicales hidroxilos, que reaccionan con el plaguicida y lo transforman (Sánchez y Sánchez, 1985; Conant, 2005; Dhiraj, 2012). La temperatura del agua puede volatilizar a los plaguicidas, perdiendo el compuesto en forma de vapor.

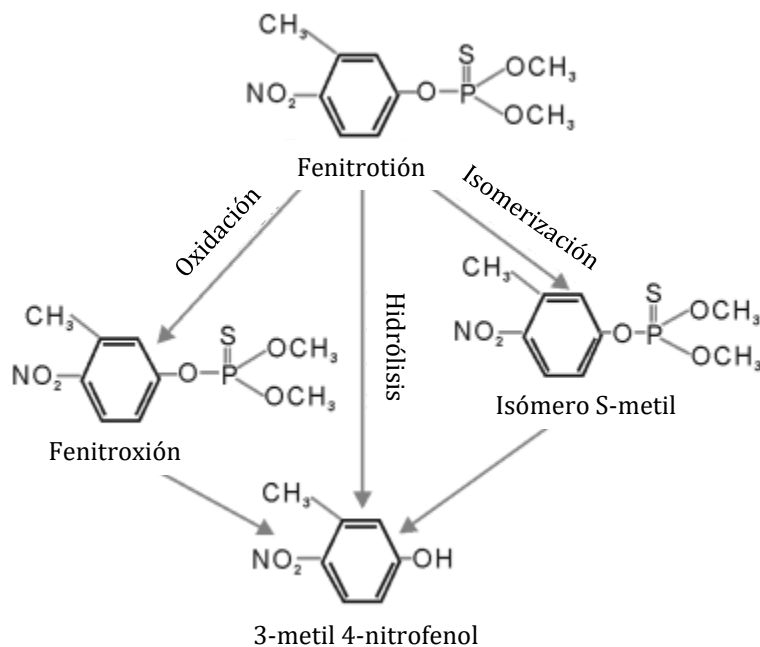


Figura 6. Ejemplo de la fotodegradación del fenitrotión, modificado de Conant (2005).

Los microorganismos pueden usar a los plaguicidas como fuente de energía para su crecimiento por descomposición de éstos y consecuencia de sus procesos metabólicos (Fig. 7). El primer microorganismo que pudo degradar compuestos organofosforados fue aislado en 1973 e identificado como *Flavobacterium sp.* Desde entonces se han aislado varias especies de bacterias y algunas de hongos que pueden degradar una amplia gama de compuestos organofosforados, gracias a una enzima estructuralmente similar llamada organofosfato hidrolasa o fosfotriesterasa catalasa, sintetizada por el gen *opd* (degradación de organofosfato) (Singh y Walker, 2005). Además, se ha visto que los OF podrían presentarse como una fuente alterna de fósforo en ambientes donde su disponibilidad se encuentre limitada, pues, sus ésteres de fosfatos son fáciles de mineralizar por algunos microorganismos (Singh *et al.*, 2000; Benítez *et al.*, 2004; Quinn *et al.*, 2007).

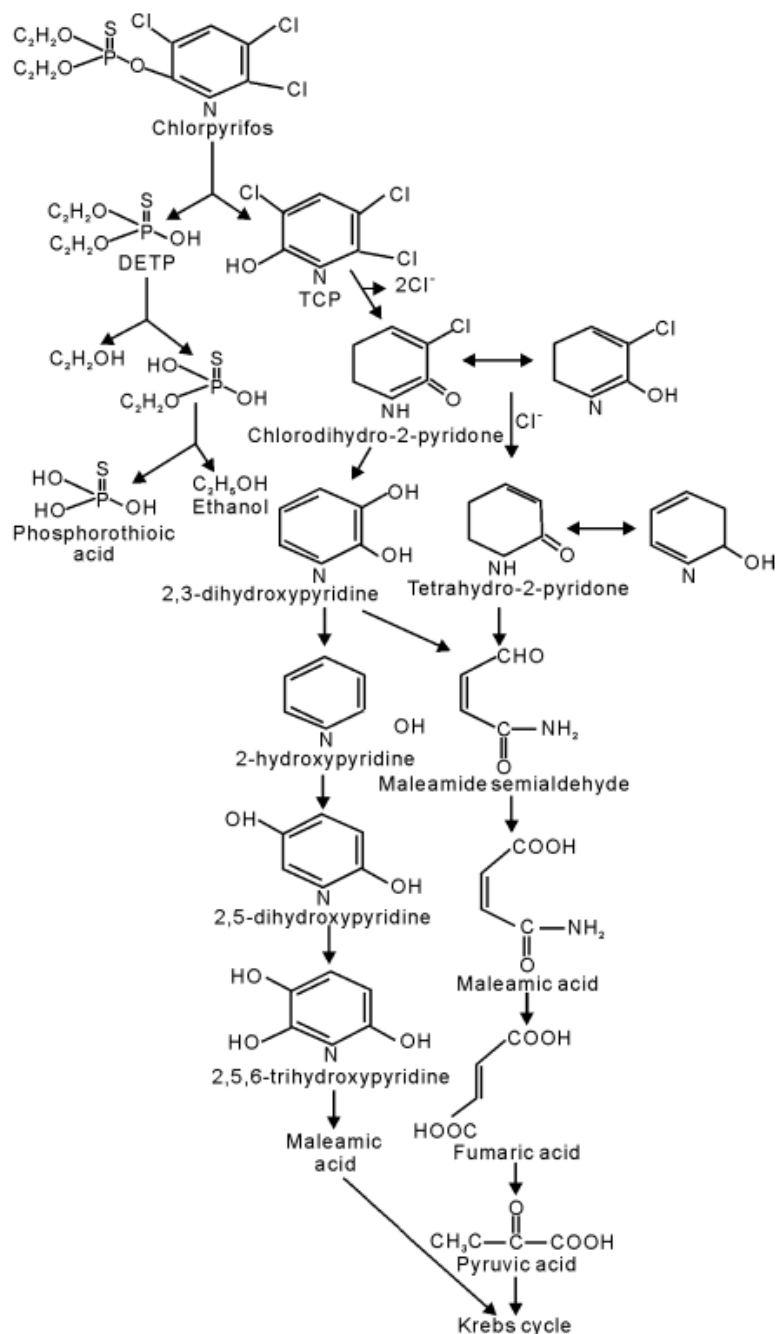


Figura 7. Ejemplo de las vías propuestas de degradación bacteriana del clorpirifos (Singh y Walker, 2005)

Finalmente, es de destacar también la capacidad de la materia orgánica para promover la degradación de algunos plaguicidas. Los grupos reactivos nucleófilos de las sustancias orgánicas (COOH, fenólico, enólico) así como los radicales libres, pueden promover cambios químicos en plaguicidas después de que éstos son adsorbidos, catalizando su degradación. Además, el contenido de materia orgánica en el agua eleva el coeficiente de adsorción de los plaguicidas. Los plaguicidas polares como los POF se unen a la materia

orgánica por enlace de hidrógeno y por coordinación entre los grupos funcionales de los mismos y los cationes inorgánicos de la materia orgánica (Sánchez y Sánchez, 1985).

Sin embargo, los POF también pueden traer consecuencias negativas a la materia orgánicas, como en el fitoplancton y otros organismos, pues de acuerdo con Mani y Konar (1988), han descubierto que ciertos tipos de POF como el clorpirifos, reducen la concentración de microorganismos fotosintetizadores, ya que disminuyen los niveles de oxígeno e incrementan los del dióxido de carbono libre; además, el fitoplancton contaminado con plaguicidas, es una fuente de exposición para invertebrados, peces y otros organismos.

Antecedentes

El SLA ha sido estudiado desde la década de 1960 hasta la actualidad, por ser un entorno complejo, debido a su geología, hidrografía, fisicoquímica, biología y por los servicios ambientales que ofrece al hombre, el cual se ha beneficiado para su desarrollo y crecimiento poblacional en los márgenes de este sistema lagunar, llegando a alcanzar un incremento de población del 9.8% respecto al 2010 (INEGI, 2020), trayendo en consecuencia descargas de aguas grises, negras e industriales directamente en el sistema acuático, además de lixiviados pesqueros y escorrentías de fertilizantes y plaguicidas de campos agrícolas. Esto ha modificado significativamente la fisicoquímica del agua a lo largo de los años, sin considerar la capacidad de carga y su escasa o nula depuración (de la Lanza Espino, 2004).

Debido a lo anterior se hicieron importantes los estudios que determinarán los parámetros químicos fundamentales, y permitirán establecer la fisicoquímica del agua, lo cual ayudará a cuantificar el impacto antropogénico en el SLA y definir su estado trófico. Algunos de estos parámetros estudiados han sido: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y su saturación, demanda química de oxígeno (DQO), y los nutrientes nitrogenados y fosforados. Estos estudios se han hecho generalmente por temporada, a cargo de especialistas con el conocimiento y experiencia para delinear las variaciones espaciotemporales de las lagunas costeras de México, como Gómez-Aguirre (1974), Villalobos *et al.* (1975), Lozano-Montes (1993), Contreras-Espinoza (1993), Vázquez-Botello (2005) y de la Lanza-Espino (2017), entre otros.

Derivado de los anteriores estudios, de la Lanza-Espino (2017) pudo recopilar los resultados de los parámetros fisicoquímicos desde la década de 1960 para caracterizar los intervalos normales de estos parámetros en el SLA, describiendo que de 1960 a 2016 los nutrientes aumentaron más del 56%, teniendo un incremento significativo o acelerado en los últimos 12 años, con un aumento en el contenido de nitrógeno total del 10% y del fósforo total del 16%. Además, esta misma autora señala que específicamente, el contenido total de fósforo y nitrógeno en el agua superó tres veces al registrado de hace 35 años (1980 a 2015), presentando condiciones de eutrofia para el SLA; asimismo, encontró una concentración de amplia heterogeneidad en los nutrientes, con niveles más altos de fósforo total (16.7 a 40.7 μM) y nitrógeno total (35.7 a 428.6 μM) en agosto, los cuales se encontraron por encima del registrado en otras lagunas costeras, lo que puede indicar una influencia generalizada de los vertidos urbanos, lixiviados de la pesca o escorrentías agrícolas, y ser distribuidos en toda la laguna por la dinámica de circulación, el efecto del viento (movilizando sedimentos con exceso de nutrientes) y su exportación e importación durante la bajamar o la pleamar (Arenas y de la Lanza-Espino, 1990).

Cabe resaltar la importancia que tienen los ríos en el aporte de los nutrientes para el SLA, como lo describen de la Lanza-Espino y Lozano-Montes (1999) al determinar una amplia

variación local y mensual en el contenido de nutrientes, en la desembocadura del río Papaloapan durante el mes de septiembre, encontrando concentración de $7\mu\text{M}$ de nitritos y de $165\mu\text{M}$ para nitratos, que podrían ser resultado de adiciones de fertilizantes en las áreas agrícolas de ese río e incluso, el aumento de asentamientos urbanos, superando los niveles normales de estos nutrientes en el SLA, incluidas las formas orgánicas.

Para estimar el tiempo de residencia y la exportación de los nutrientes al mar adyacente, de la Lanza-Espino (2017), con base en el modelo LOICZ, determino para la temporada de lluvias del 2016, la exportación de $77.65 \text{ mmol m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ para fósforo total y $479,72 \text{ mmol m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ para nitrógeno total, estimando un tiempo de residencia de 0.8 días (con una marea de baja amplitud de 0.5 a 0.7 m), únicamente para la laguna de Alvarado y de dos a tres días para todo el SLA, ya que las lagunas Camaronera y Tlalixcoyan se encuentran aisladas geomorfológicamente; sin embargo, el incesante crecimiento antropogénico ha provocado que a través de los años tome más tiempo la depuración del SLA, llevándolo a una evidente eutrofización (Herrera Silveira *et al.*, 2011).

Para la temperatura, de la Lanza-Espino (2017), menciona que a pesar de que en el SLA hay variaciones significativas en la temperatura durante el año, siendo generalmente los meses de mayo y septiembre más cálidos con temperaturas que han alcanzado históricamente los 31°C en 1966 o 29°C en 1999 y los más fríos en febrero-marzo con temperaturas de 21°C o 18°C para 2014, los promedios normales actuales van de 24°C a 27°C , estas variaciones son normales para las regiones en latitudes tropicales, teniendo hasta tres temporadas al año, y del cual no ha habido un aumento térmico significativo en los últimos 50 años.

Respecto a la salinidad, de la Lanza-Espino (2017) menciona que las variaciones en este parámetro están fuertemente influenciadas por las condiciones espacio-temporales; espacialmente, debido al aporte de los diferentes afluentes y la comunicación de la laguna con el mar, haciendo al SLA tener ambientes heterogéneos, desde condiciones oligohalinas hasta mesohalinas, por ejemplo, registró en 2016 en la misma fecha de muestreo, valores de 2.77 UPS para la laguna de Tlalixcoyan alimentada por el río Blanco y de 19 UPS cercano a la boca del SLA. Temporalmente, debido a las tres marcadas épocas del año (nortes, lluvias y secas), Calva Benítez y Torres Alvarado (2011) estimaron un promedio de 8.6 UPS en la época de secas y de 2.2 a 5.2 UPS en la de lluvias y nortes. Villalobos y col. (1966), registraron niveles de mesohalino a marino en el mes de abril y oligohalinos en septiembre. Sin embargo, el SLA también se encuentra estratificado verticalmente, debido a la presencia de una cuña salina, estando muy presente en el nivel inferior de la boca (intercomunicación marina) donde de la Lanza-Espino (2017) cuantificó 32 UPS en el fondo del cuerpo de agua, mientras que en la parte superior se encontraba en condiciones oligohalinas (2 UPS), para el mes de mayo del 2016. Aunque es aceptable referirse a la salinidad como un promedio, la comprensión de sus variaciones espaciotemporales es necesaria para entender ciertos procesos biológicos y las

condiciones biogeoquímicas asociadas a los nutrientes. Para el caso del SLA se estima que su distribución halina se ha mantenido similar en más de 50 años.

Para las variaciones del contenido de oxígeno disuelto, de la Lanza-Espino (2017) detalla marcadas variaciones temporales respecto a la época y las horas del día, describiendo niveles cercanos a la hipoxia (42% de saturación) en el mes de marzo y septiembre, y valores de saturación en el mes de agosto y mayo (92% de saturación). Sin embargo, también describe variaciones espaciales en el sistema, teniendo niveles mayores de saturación en la zona de la boca (96%). Por otra parte, Villalobos *et al.* (1966) también describieron estratificaciones verticales respecto al oxígeno disuelto, con variaciones entre la hipoxia en el nivel inferior y sobresaturación en el nivel superior. Este gas es considerado como no conservativo, con marcadas oscilaciones diarias y por época climática, las cuales pueden ser extremas con ciclones tropicales, frentes fríos y viento del norte, así como las características geomorfológicas y la actividad fitoplanctónica, condición por la cual, no es aceptable referirse a promedios debido a una gran variabilidad (Lara-Lara y Álvarez-Borrego, 1975). Por lo tanto, este parámetro no parece mostrar cambios en los últimos 50 años considerando los diversos factores ambientales naturales. Sin embargo, el incremento poblacional implicaría que los intervalos sean más largos por aumentos en vertidos urbanos y escorrentías agrícolas, que manifestarán condiciones con tendencia a la hipoxia, debido al consumo del gas en la oxidación de materiales orgánicos.

Para los sedimentos, Calva Benítez y Torres Alvarado (2011), reportaron en lo general una heterogeneidad espaciotemporal al tipo de sedimento encontrado en el SLA, con resultados promedios en porcentajes de 43.3 % para limos, 33.3 % para arcillas y 23.4 % para arenas; sin embargo, estas autoras describieron variaciones temporales en la presencia del tipo de sedimentos, pues en abril y diciembre (temporada de secas) al igual que en junio (inicio de lluvias) encontraron el predominio de sedimentos limosos, mientras que en septiembre (lluvias) se dio una mezcla de limos y arcillas, y en octubre (nortes) se presentó una heterogeneidad en las texturas sedimentarias (arenas, limos y arcillas), con promedios en la temporada de lluvias de 23.7 % - 25 % para arenas, 52.6 % - 41.5 % para limos y 23.7 % - 34 % para arcillas, observándose un mayor acarreo de los sedimentos finos (limos y arcillas) durante esta temporada, por las descargas pluviales y fluviales que al mismo tiempo provocan la resuspensión de los sedimentos. Para la temporada de secas las arenas y los limos se mantuvieron iguales que en las lluvias, mientras que las arcillas disminuyeron, y en la época de nortes registraron una heterogeneidad en los sedimentos como consecuencia de la energía hidrodinámica (mareal y/o corrientes influenciadas por los vientos y el oleaje) provocando un incremento de los sedimentos arenosos (38.4%). Además, Calva y Torres (2011), describieron variaciones espaciales en todo el SLA, encontrando una situación atípica en la Boca del sistema lagunar ya que encontraron un promedio de 43.2% de limos, zona en donde por lo general predominan las arenas en la mayoría de las lagunas costeras del Golfo de México. En la entrada a la laguna Camaronera, una de las lagunas interiores importante del SLA, se registraron porcentajes de 12% de arenas en temporada de secas,

sugiriendo el nulo ingreso de sedimentos arenosos al SLA en esta época. En la laguna Tlalixcoyan predominaron los limos con 60.3%, al igual que en la desembocadura del río Papaloapan con 57.1% y al Oeste de Alvarado con 54.5%, posiblemente por las descargas de los ríos Papaloapan, Blanco y Limón. Así mismo, cerca de la ciudad de Alvarado, la laguna Buen País y al oeste de Camaronera, los intervalos de limos fueron de 50.8 % a 24 %, mientras que en la entrada a Camaronera las arcillas estuvieron en 52%, en la entrada a Buen País y Camaronera con 39.8% y al oeste de Camaronera con 48%, probablemente por descargas de menor caudal.

Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011) también reportaron el contenido de carbono orgánico (CO) en los sedimentos del SLA, encontrando variaciones espacio temporales en el contenido de este componente sedimentario, con valores similares en lluvias y secas (1.64% y 1.66% respectivamente), y con la concentración mayor en los nortes (2.32%); además, registraron concentraciones menores de CO en la partes cercanas a la desembocadura del Papaloapan y a la Boca del SLA (1.1, 1.05 y 1.09%), en contraste observaron concentraciones mayores en las cercanías de la laguna Camaronera (2.4 a 2.57%), concluyeron que el SLA presentó promedios de CO (1.77%) similares a los reportados en otras lagunas del Golfo de México (Calva *et al.*, 2006).

Respecto a los carbonatos no hay mucha información de su estudio en la fase sedimentaria del SLA; sin embargo, Raz Guzmán *et al.* (2016) describen las variaciones espaciales de estos componentes a lo largo del sistema lagunar e hicieron comparaciones de ellos con el tamaño de los sedimentos, aunque, estas comparaciones no fueron concluyentes. De acuerdo con estos autores, los mayores porcentajes de carbonatos se encontraron a la mitad del SLA cercano al puerto de Alvarado con una concentración de 31.8% de CO₃, después siguieron concentraciones de 19.5, 16.3 y 15.4 % en estaciones cercanas a la laguna Buen País, el río Blanco y frente a Alvarado, los demás sitios tuvieron valores entre 13 y 6 %, a lo largo del SLA; sin embargo, destaca un punto en la laguna Camaronera donde las concentraciones de CO₃ fue de 2.9%. En general, Raz Guzmán y colaboradores (2016) catalogan al SLA como un sistema lagunar con concentraciones bajas de CO₃ siendo la principal fuente de estos los organismos calcáreos que contribuyen con este compuesto hacia los sedimentos de ciertas zonas, volviéndolo de tipo carbonatado.

Por otra parte, en los últimos años se han realizado revisiones muy completas de la presencia de plaguicidas en México, principalmente del grupo de organoclorados y su situación nacional en aspectos del uso y efectos de estos compuestos tanto en el medio ambiente como en la salud (Ponce-Vélez y Botello, 2018); sin embargo, faltan datos sobre otros grupos de plaguicidas como los POF (a pesar de ser de los compuestos más vendidos en México y en el mundo), además de su presencia en los sistemas costeros, ya que son los reservorios finales de gran parte de los desechos antrópicos, causando estrés ambiental y muerte en las comunidades biológicas que habitan estas áreas naturales (Jegede *et al.*, 2017)

Ponce-Vélez y de la Lanza-Espino (2019) realizaron uno de los primeros estudios para la determinación de los POF en el SLA, en donde determinaron 12 POF en sedimentos de 10 estaciones a lo largo del sistema; solamente reportaron haber encontrado 5 compuestos con concentraciones por encima de los límites de detección (Clorpirifos, Clorpirifos Metilo, Dimetoato, Etión y Fenclorfos), destacando Clorpirifos por haberse encontrado en todas las muestras sedimentarias con un rango de concentración entre 165.4 y 225.5 pg/g y perteneciendo a la categoría toxicológica aguda 3, clasificado como moderadamente peligrosos según el Catálogo Oficial de Plaguicidas de la COFEPRIS, mientras que Dimetoato y Etión únicamente fueron encontrados en los sedimentos de la zona con interacción marina, perteneciendo a las categorías toxicológicas 3 y 2 respectivamente, y Fenclorfos que fue obtenido en 5 estaciones lagunares con contenidos que fueron desde 28.0 a 48.9 pg/g, perteneciendo a la categoría toxicológica 4, clasificado como altamente tóxico, y muy tóxico para los organismos acuáticos. A pesar de estos efectos en el ambiente, en México no existe una regulación establecida que menciona los límites máximos permitidos de contaminantes en sedimentos costeros y marinos para los POF; además, el Catálogo Oficial de Plaguicidas (2016) únicamente cuenta con información generalizada de algunos POF y no incluye a Dioxation, EPN, Fenclorfos y Paratión, y solo considera el paratión-metilo. También es importante mencionar las discrepancias en cuanto a la categoría de toxicidad aguda incluida en el Catálogo Oficial Mexicano de Plaguicidas de 2016, y la clasificación de la Organización Mundial de la Salud de 2009, por ejemplo, EPN, paratión y paratión-metilo se clasifican en la clase que agrupa los plaguicidas extremadamente peligrosos mientras que el documento nacional los ubica en la categoría 2 (nocivo o moderadamente peligrosos).

Por otra parte, Ponce Vélez y de la Lanza-Espino (2019) mencionan la importancia que tienen las características fisicoquímicas de los compuestos OF para aportar información sobre su grado de persistencia en los sistemas acuáticos, ya que su solubilidad en agua y la capacidad de lipofilicidad son determinantes para la permanencia o degradación de los plaguicidas. Por ejemplo, el Dimetoato tiene un $\text{Log } K_{ow} < 1$ (coeficiente de partición octanol-agua < 1) y puede considerarse el menos persistente del grupo de POF evaluados. Le seguirán malatión y paratión-metilo con $\text{Log } K_{ow} < 3$, en contraste con el comportamiento ambiental de Clorpirifos, Etión, EPN y Fenclorfos, ya que está entre 4.8 y 5.27 $\text{Log } K_{ow}$ así como su solubilidad acuosa, con valores desde insoluble a 2 mg L^{-1} , y son estas características fisicoquímicas las que podrían favorecer su permanencia por períodos más prolongados en las matrices ambientales, resultando un alto grado de persistencia en el sedimento con efectos nocivos sobre la comunidad bentónica.

De acuerdo a las concentraciones encontradas en los sedimentos del SLA, Ponce Vélez y de la Lanza-Espino (2019) sugieren que estos agroquímicos son usados en las zonas aledañas y que el área urbana y agrícola de Alvarado es la principal fuente contaminante, lo que explicaría los altos registros; sin embargo, no descartan la importancia que tienen los aportes de los ríos Blanco, Limón, Acula y Papaloapan los cuales también favorecen al

transporte de los agroquímicos desde los campos agrícolas, áreas industriales, asentamientos urbanos, entre otros, que van atravesando desde sus orígenes hasta el Golfo de México (Mamta y Wani, 2015; Lorenzo *et al.*, 2017).

Justificación

Es evidente la importancia que tienen las lagunas costeras tanto ecológica como económicamente, por ello, estudios en desarrollo como esta tesis son de gran relevancia, no solo para tener diagnósticos ambientales de calidad del agua o el estado trófico del ecosistema, sino también como una contribución a los estudios que se han generado a través del tiempo para establecer los intervalos normales de los parámetros fisicoquímicos para las lagunas costeras mexicanas, debido a que son ambientes complejos, resultado de la evolución de los caudales de los ríos y su dinámica marina local, además del manejo antropogénico en ambos ambientes, que puede acelerar la evolución geológica natural, impactando a su vez en las características fisicoquímicas y sus rangos de variación, así como en los niveles tróficos con tendencia a la eutrofización. Sin mencionar el impacto del cambio climático que modifican aceleradamente las condiciones naturales de las zonas costeras. Por esta razón es recomendable realizar periódicamente registros de los parámetros fisicoquímicos para determinar cualquier influencia en algún sistema lagunar; además, autores como de la Lanza-Espino y Gutiérrez-Mendieta (2017), han descrito la importancia de contar con estudios de los intervalos normales de los parámetros fisicoquímicos específicos para lagunas costeras en latitudes tropicales, ya que no es recomendable basarse en normas como la NOM-001-SEMARNAT-2021, que lamentablemente está diseñada para aguas que reciben descargas urbanas o industriales, o en los internacionales que generalmente provienen de países de otras latitudes con diferente geología, lo que hace inaceptable cualquier comparación. Derivado de todo lo anterior, cuando la información de las investigaciones recientes se combina con los datos históricos, los registros ofrecen la posibilidad de estudios retrospectivos de los factores que han provocado y continúan provocando cambios ambientales, que actualmente se están desarrollando en plazos cortos y no contemplan cualquier programa de seguimiento.

Además de que el SLA tiene la misma importancia ecológica de todas las lagunas costeras tropicales, estando incluso dentro de la lista de sitios RAMSAR, también tiene gran relevancia para la comunidad adyacente al sistemas lagunar, debido a que la pesca es de las principales fuentes de ingreso para la comunidad, pues el SLA es una zona de alimentación, reproducción y crianza de diferentes especies de importancia comercial, por ello, contar con intervalos regulares espacio/temporales de los parámetros fisicoquímicos del agua y el buen estado trófico del sistema lagunar es de interés económico en la región.

Por otra parte, el estudio de los POF en esta tesis puede tomarse como un aporte en el incremento de fundamentos científicos para generar concientización respecto al problema del uso irregular de estos plaguicidas en México, pues es notable la presencia de estos xenobióticos en el ambiente y su acumulación en las lagunas costeras, como destino final de los caudales terrestres que atraviesan zonas de cultivo, y los cuales hasta hoy día no han sido considerados como un problema prioritario. Sin embargo, la

fisicoquímica del agua en los sistemas lagunares como el SLA, pueden ayudar a la degradación de los POF reduciendo su tiempo de vida y el impacto al ecosistema.

Preguntas de Investigación

- ¿Cómo han cambiado las condiciones fisicoquímicas espaciotemporalmente en el SLA?
- ¿Cómo será la influencia de los parámetros fisicoquímicos con la presencia y concentración de los POF?
- ¿Cómo será la distribución de los POF en sedimentos en el SLA?
- ¿Cuáles serán los factores climáticos y los procesos principales que favorezcan la presencia de los POF en los sedimentos del SLA?

Hipótesis

Existirán diferencias espacio-temporales de las condiciones fisicoquímicas en el SLA, se encontrarán sitios de acumulación sedimentaria diferencial de POF de acuerdo a las fuentes y los procesos dominantes de donde se derivan, que controlarán la distribución de estos plaguicidas.

Objetivos

Objetivo general:

Analizar las características fisicoquímicas del agua y sedimentos durante las épocas de secas y lluvias, así como determinar la presencia de los plaguicidas organofosforados en sedimentos del Sistema Lagunar de Alvarado.

Objetivos específicos:

- Realizar un análisis de las características fisicoquímicas conservativas (temperatura y salinidad) y no conservativas (nutrientes nitrogenados y fosforados) en diversos sitios del SLA, en la columna de agua y los sedimentos.
- Analizar las variaciones espacio/temporales de las características fisicoquímicas, considerando la influencia climática.
- Registrar la concentración de los plaguicidas organofosforados en los sedimentos del SLA, sugerir las fuentes principales de dónde provengan y analizar el riesgo hacia la comunidad bentónica

Área de Estudio

El Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), se encuentra al suroccidente del Golfo de México y al sureste del Estado de Veracruz, en la conocida localmente como “Llanura de Sotavento”, entre las coordenadas 18°46′-18°24′ N y 95°34′-95°58′ O, en la cual se encuentra las lagunas de Alvarado, Tlalixcoyan, Buen País y Camaronera, con una longitud aproximada de 26 km, 5 km de ancho, 80.6 km² de área y 2.5 m de profundidad (Castañeda y Contreras, 1994) (Fig. 8).

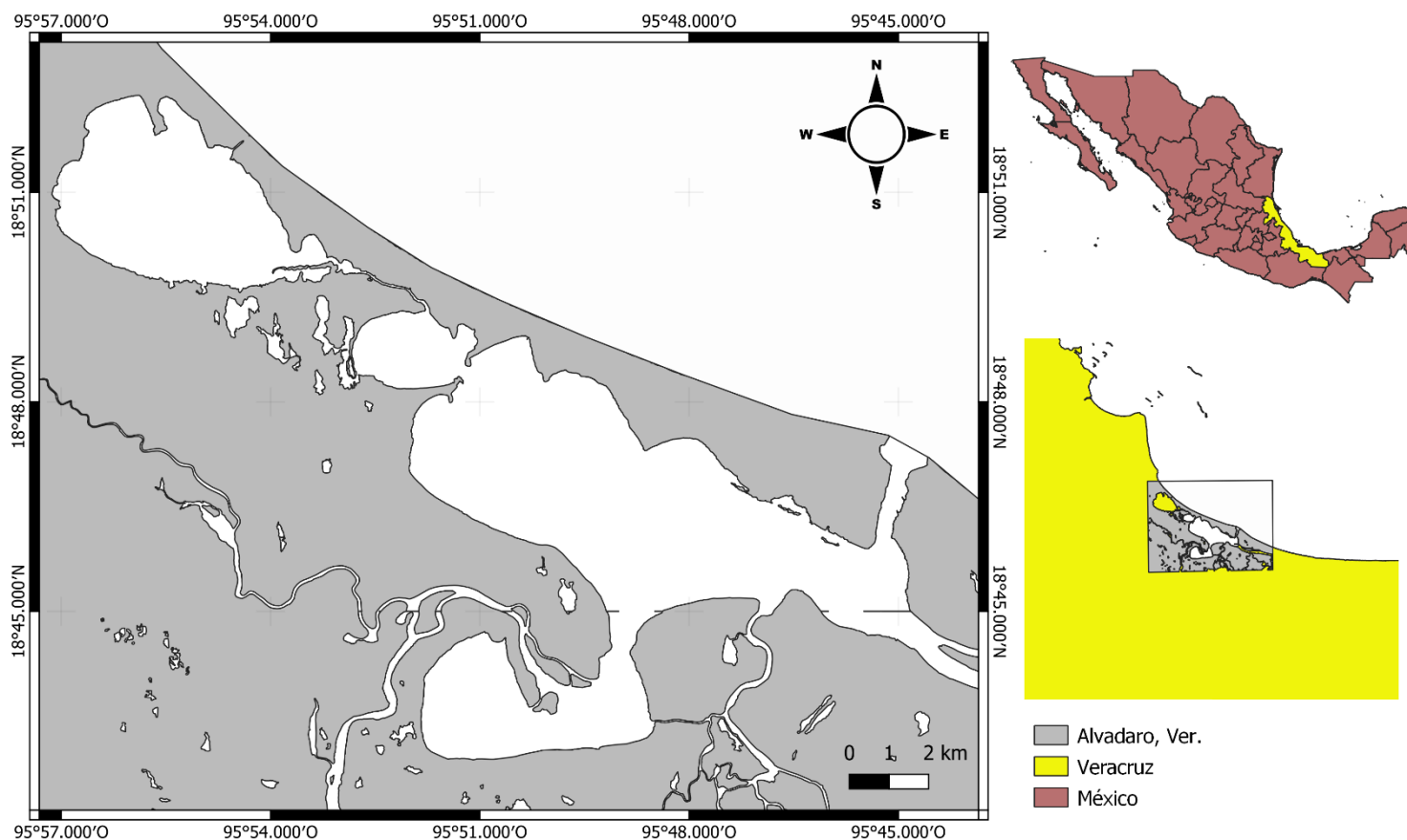


Figura 8. Sistema Lagunar de Alvarado

Cuenta con un clima subhúmedo, con temperaturas de 18°C a 26°C. Está delimitado por la Barrera de Alvarado y desembocan los ríos Papaloapan, Blanco, Limón y Acula, los cuales cruzan zonas de agricultura de temporal y cultivo anual (SEDAP, 1992). Siendo las lluvias, el aporte primordial de los cauces fluviales y las escorrentías de la Cuenca del Papaloapan, sus principales fuentes de agua dulce para la laguna, y la cual, se caracteriza por: (1) tener comunicación permanente con el Golfo de México a través de una boca de aproximadamente 420 m de ancho y 2.8 km de longitud, (2) contar con circulación de agua marina inducida por mareas, las cuales son diurnas o mixtas con amplitud de 0.5 y 0.7 m, debiéndose principalmente a la interacción entre la onda mareal y la topografía,

aunque puede variar con las fases lunares y solares (SEMAR, digaohm.semar.gob.mx/), dando como resultado, las características de contar con una circulación de tipo estuarina, según la clasificación de Postma, 1969 (3) estar influenciada por un patrón estacional de sequías (de marzo a mayo), de lluvias (de mayo a septiembre) y de nortes (de noviembre a febrero), y (4) ser un sistema mezclado verticalmente, en ciertas zonas, derivado de la influencia de mareas y vientos. Con base en estas características, la laguna es del tipo “restringida” según su geomorfología y la clasificación de Kjerfve (1994) (de la Lanza, 2017).

Su batimetría, de acuerdo con Reséndez (1973), en términos generales, cuenta con una profundidad constante de hasta 2.2 o 2.5 metros de profundidad en su porción central, a excepción del lecho del río Papaloapan, donde se forman canales en donde se registran profundidades de hasta 13 metros de profundidad (Fig. 9).

Corresponde a los tipos geomorfológicos I-D, según Lankford (1997) (Conabio, 1998):

I: Erosión diferencial. Depresiones formadas por procesos no marinos durante el descenso del nivel del mar. Inundadas por la trasgresión del Holoceno. Modificadas leve o fuertemente a partir de la estabilización del nivel del mar durante los últimos 5 mil años. La batimetría y la forma son variables; la geomorfología es típicamente de un valle de río inundado; se presentan principalmente a lo largo de planicies costeras anchas y de bajo relieve.

D: Boca de valle inundado con barrera física presente. Escurrimiento continuo; forma y batimetrías modificadas generalmente por deltas lagunares y formación de sub-lagunas; energía debida tanto a la acción mareal como al flujo del río; y la salinidad usualmente muestra gradientes hiposalinos (<0.9% de salinidad).

De acuerdo con Márquez (1997), las profundidades máximas de la laguna de Alvarado corresponden a una gran fosa (2.6 m) localizada en la zona noreste, y una fosa (2.1 m) localizada en la zona sureste. La traza de la laguna es aproximadamente elipsoidal, con su eje principal orientado en dirección NW-SE, con irregularidades en su contorno (Fig. 9).

El SLA destaca por su flora y fauna, además de tener un ambiente adecuado para el reclutamiento y crecimiento de especies marinas por la importación de materia orgánica, condiciones fisicoquímicas conservativas (temperatura y salinidad) y no conservativas (nutrientes nitrogenados y fosforados) (de la Lanza *et al.*, 1991), siendo un ecosistema incluido en la Comisión Nacional de Biodiversidad (CONABIO) en varias categorías de conservación e incluida en el listado de Humedales de Importancia Internacional (sitios RAMSAR). Sin embargo, el SLA, presenta amenazas ambientales (Herrera-Silveira *et al.*, 1990), destacando; 1) reducción y fragmentación del hábitat de flora y fauna debido a la expansión de la frontera agrícola; 2) reducción y deterioro del manglar causado por actividades extractivas, ganadería extensiva y otros cambios en el uso de la tierra, (3) reducción de especies de importancia económica para la pesca local causada por un mayor esfuerzo de pesca, uso de esfuerzo de pesca prohibido y cambios en la calidad del

agua por diferentes tipos de contaminación, y 4) problemas asociados con la sedimentación de cuerpos de agua por erosión en las partes altas de la cuenca hidrográfica por la eliminación de la cubierta forestal, entre otros, como la descarga de aguas grises por parte de vertidos urbanos, agrícolas e industriales, en los que podrían destacar los provenientes de los ingenios azucareros (San Cristóbal, San Gabriel, San Pedro y San Francisco) y zonas urbanas (Alvarado, Tlacotalpan, Cosamaloapan, Tuxtepec y la zona industrial de las ciudades Córdoba-Orizaba) localizadas a lo largo de la cuenca del río Papaloapan y del río Blanco.

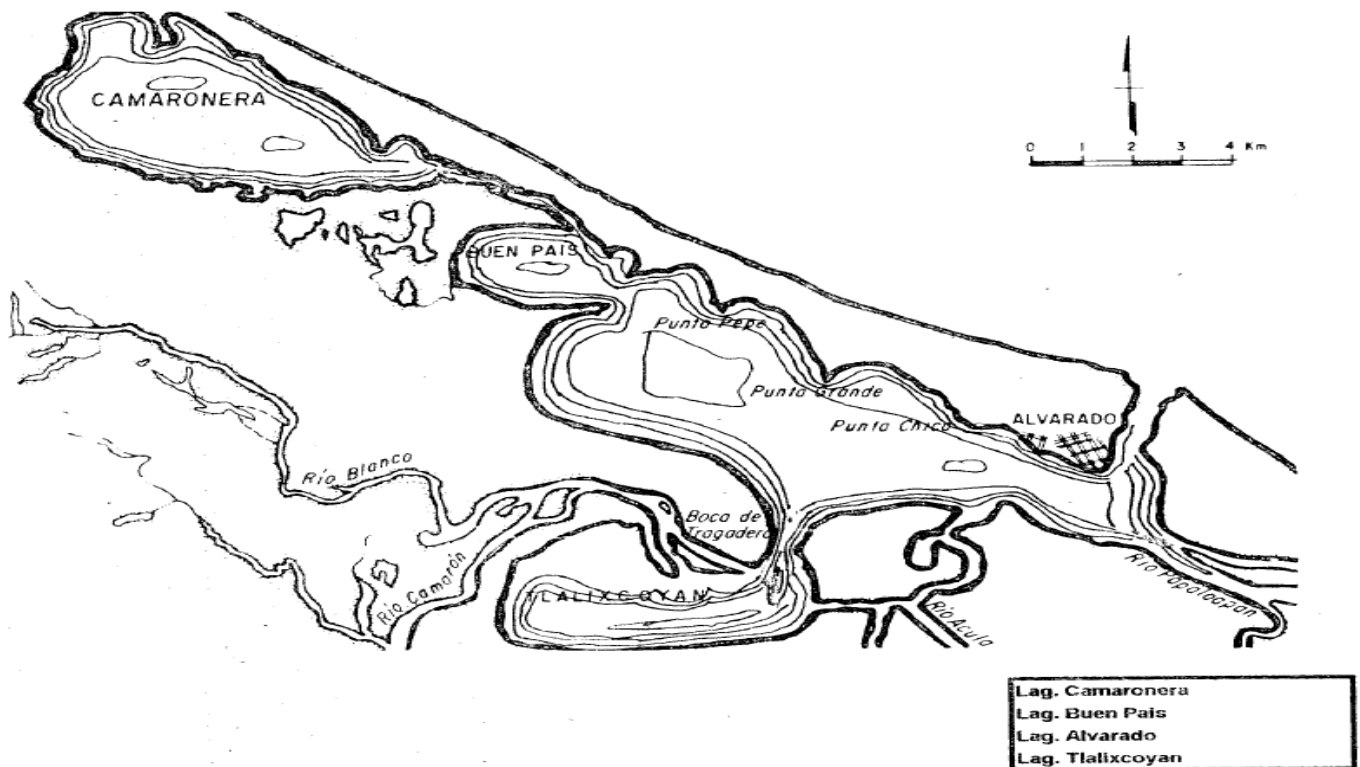


Figura 9. Plano batimétrico del SLA (Márquez, 1993)

La Cuenca del Río Papaloapan (con un área de 47,448 km²) es de gran importancia para el SLA debido a sus dimensiones y por su escurrimiento medio anual de 47,000 millones de metros cúbicos (97% escurrimientos superficiales y 3% subterráneas) los cuales son vertidos en el SLA (siendo el caudal de mayor importancia en el país después del sistema Grijalva-Usumacinta), ésto gracias a su clima, predominando el Am (Cálido húmedo) y Aw2 (Cálido subhúmedo) (Zepeda, 2005), registrando una distribución de precipitaciones que van de 600 a 3000 mm anuales.

Debido a lo anterior es importante hablar de los escurrimientos de agua, de los cuales el 59% se utiliza en actividades agrícolas, 11% industriales, 15% agroindustrial, 14% público urbano, y otros usos representan el 1%, con un volumen total de 1,036 m³año⁻¹. Además, en esta cuenca se ubica un Distrito de Riego (DR) y dos Distritos de Temporal

Tecnificado (DTT), sin mencionar las industrias papeleras, cerveceras e ingenios azucareros, distribuidos a lo largo de la Cuenca. Otra cuenca que aporta agua al SLA es la del río Blanco, sin embargo, destaca más por los desarrollos industriales y urbanos que se han asentado en sus márgenes (como el parque industrial Córdoba-Orizaba) y por la grave alteración ambiental que padece, siendo uno de los ríos más contaminados del país; además, también cuenta con un DR, mediante el cual se riega una superficie de 14,134 ha y los DTT en Tesechoacán y la Isla-Rodríguez Clara en los que se desarrolla agricultura de temporal en superficies pilotos de 31,698 ha (C.C.R.P., 2014).

Respecto a otro tema, es relevante señalar que de acuerdo con Ortiz y de la Lanza (2006), y su clasificación regional del Golfo de México, el SLA se encuentra dentro de la región Centro (Veracruz), destacando por ser de origen acumulativo, presenta cordones de playa con tramos rocosos y de costas mixtas (arenosas y rocosas) y en algunos casos playas de tipo abrasivo acumulativas. El clima es cálido húmedo a subhúmedo con una precipitación entre 2,000 a 3,500 mm



Figura 10. Laguna de Alvarado, Veracruz

Metodología

Trabajo en Campo

Para el desarrollo de esta tesis y cumplir los objetivos, fue necesario realizar dos salidas a campo para la obtención de muestras de agua y sedimentos, para registrar parámetros fisicoquímicos en ambas matrices ecosistémicas y plaguicidas organofosforados en el compartimento sedimentario del SLA.

Es necesario mencionar que, debido al mal funcionamiento de la sonda multiparamétrica durante el muestreo del mes de mayo del 2021, no fue posible confiar en los resultados fisicoquímicos obtenidos, por lo que fue necesario corroborarlos en un muestreo rápido en mayo del 2022 tomando muestras de agua y midiendo los parámetros fisicoquímicos *in situ* con una sonda multiparamétrica calibrada, además se agregó una nueva estación de muestreo considerando las sugerencias del comité tutor, correspondiendo a la estación 13 ubicada en la desembocadura del río Acula, como se muestra en la figura 11, buscando la influencia que tiene este río en el aporte de los parámetros fisicoquímicos, al cuerpo central del SLA. Además, con el último trabajo de campo, se aprovechó para medir la profundidad de las diferentes estaciones de muestreo y realizar perfiles verticales en la columna de agua midiendo los parámetros fisicoquímicos *in situ*, en las estaciones que se encontraban aisladas y cubrieran la mayor parte del SLA.

La primera campaña de muestreo se llevó a cabo en el mes de mayo del año 2021, mientras que la segunda se realizó en el mes de noviembre del mismo año. En ambas, se registraron los parámetros fisicoquímicos *in situ* del agua, además se tomaron muestras de agua y sedimentos en 11 estaciones de muestreo para el mes de mayo, mientras que, para el mes de noviembre se adicionó una estación de muestreo, la estación 12 localizada en la boca de la laguna de Buen País, que se comunica con el cuerpo principal del SLA por la zona norte, la cual se puede observar en la figura 11. Estas estaciones de muestreo fueron seleccionadas por cubrir gran parte del área del SLA y encontrarse geográficamente aisladas, además de su dinámica fluvial, así como su influencia antropogénica, comunicación marina, la incidencia del viento en el sistema lagunar, mareas internas, entre otros, los cuales proporciona al SLA distintas condiciones fisicoquímicas en sus diferentes áreas geográficas, generando incluso la presencia de microambientes.

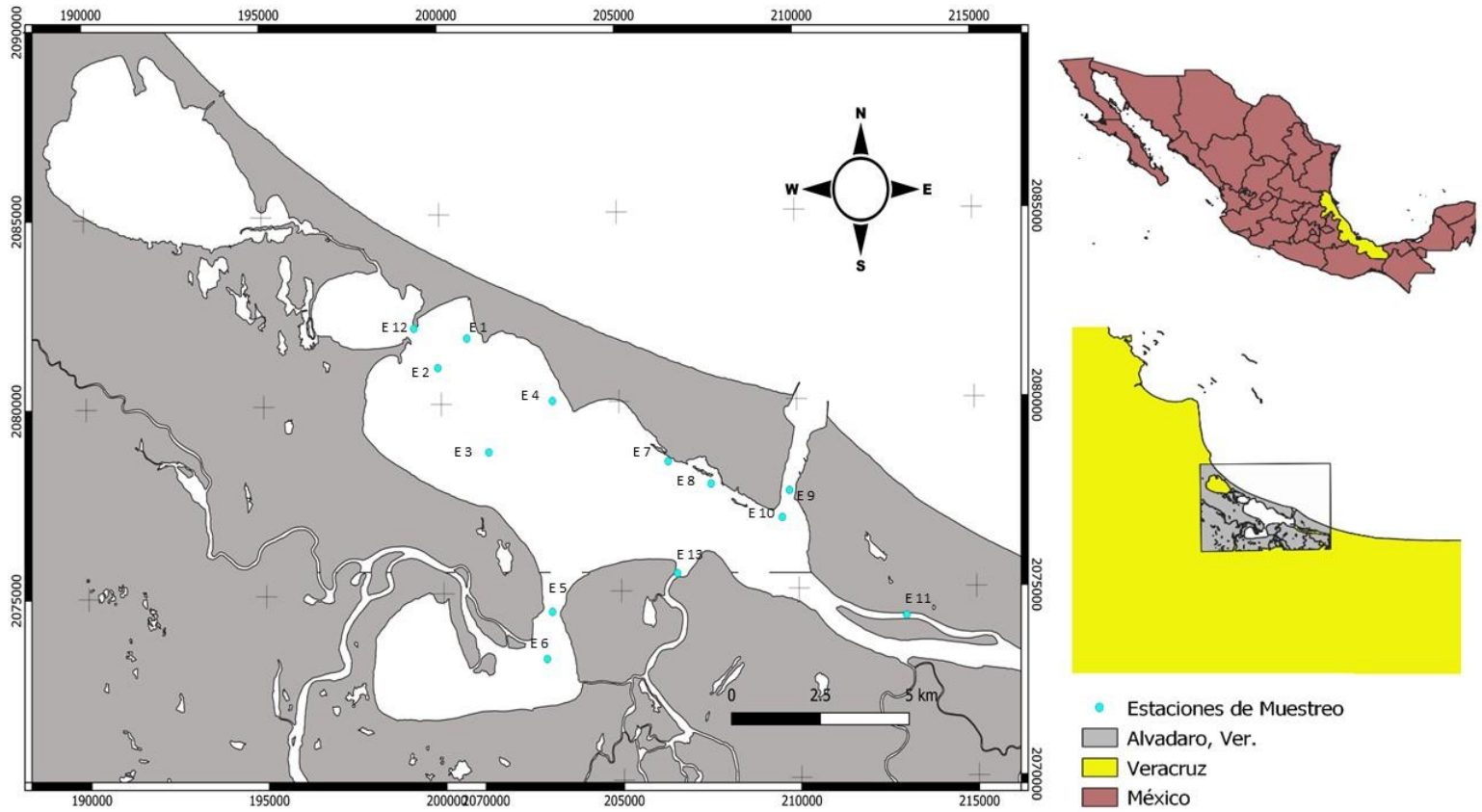


Figura 11. Estaciones de muestreo dentro del Sistema Lagunar de Alvarado.

Durante el muestreo en campo, fue necesario contar con diversos equipos, ya sea para transportarnos en donde fue necesario la renta de una lancha, equipo para obtener los diferentes parámetros fisicoquímicos *in situ* (salinidad, oxígeno disuelto, temperatura, pH), como lo hace una sonda multiparamétrica marca YSI 55, así como el equipo para obtener las muestras de agua y sedimento, donde la fase sedimentaria fue recolectada con una draga tipo van Veen y las muestras de agua se obtuvieron mediante el uso de una botella Niskin (Fig. 12). Además, fue necesario equipo para transportar las muestras que posteriormente se analizaron en el laboratorio, como bolsas aislantes y etiquetadas para transportar el sedimento, y botellas de aproximadamente 500 mL para las muestras de agua además de hieleras para conservar las muestras a una temperatura de aproximadamente 4°C, con el fin de evitar la degradación de la materia orgánica de dichas muestras hasta su análisis en el laboratorio.



Figura 12. Botella Niskin y Draga tipo van Veen, para la toma de muestras de agua y sedimento (recuperado de aquaticbiotechnology.com)

Trabajo en laboratorio

Posterior al trabajo de campo y la toma de muestras, estas se transportaron refrigeradas al laboratorio de Contaminación Marina en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM, donde las muestras de agua y sedimentos fueron llevadas a congelación para su preservación en tiempos relativamente largos y una fracción de éstas, iniciaron su proceso de preparación para ser analizadas. En el caso de los sedimentos, el trabajo en el laboratorio inició con la liofilización de los sedimentos de cada una de las 11 muestras para mayo y las 12 muestras para noviembre, extrayendo el agua de cada una de ellas y de esta forma secando los sedimentos para su posterior molienda y tamizado, obteniendo sedimentos finos para su manipulación en las pruebas de medición de los parámetros fisicoquímicos y la extracción de los POF. Por otra parte, se guardó un volumen de 50 mL del sedimento húmedo para proceder con las pruebas granulométricas, ya que el procedimiento requería que los sedimentos estuvieran hidratados.

A continuación, se describen los procedimientos que se siguieron para la determinación de los diversos parámetros y contaminantes, para agua y sedimentos.

Agua

Fósforo Total (PTa) y Nitrógeno Total (NTa) en agua

El método utilizado para determinar PTa y NTa es el descrito por la APHA (2005), el cual es usado para la determinación de nitrógeno y fósforo totales en aguas superficiales frescas y estuarinas mediante la técnica de oxidación del $K_2S_2O_9$, el cual indica que a 10 mL de una muestra de agua se le añaden 5 mL de $K_2S_2O_9$ como reactivo oxidante, para proceder con la digestión en condiciones alcalinas calientes ($150^{\circ}C$), donde todas las formas orgánicas e inorgánicas de nitrógeno se oxidan a nitrato. A medida que avanza la

reacción, se consume el NaOH y el pH desciende a <2.2, lo que permite la oxidación de todos los compuestos de fósforo a ortofosfato. Posteriormente se analiza una alícuota de la muestra digerida en busca de nitrato y ortofosfato utilizando un espectrofotómetro, para producir concentraciones de nitrógeno y fósforo totales.

Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Se determinó la DQO a través de la oxidación de la materia orgánica en el agua, donde a 100 mL de la muestra de agua se le añadió 20 mL de KMnO_4 a 0.01N (oxidante) y 5 mL de NaOH, posteriormente la muestra se calentó en un baño de agua hirviendo; después de un tiempo fijo (20 min), la oxidación se interrumpió por enfriamiento y la cantidad restante de oxidante se determinó por titulación, añadiendo 5 mL de ácido sulfúrico y 10 mL de yoduro de potasio, donde el precipitado de metales alcalinos se disolvió y la muestra se volvió amarilla, convirtiéndose en una muestra oxigenada.

Para calcular el consumo de KMnO_4 en mg L^{-1} en la muestra se usa la siguiente ecuación:

$$\text{KMnO}_4 \text{ mg L}^{-1} = 3.15 * N * 100 (b-s)$$

N = normalidad de la solución de KMnO_4

b = ml de solución de KMnO_4 consumida por el blanco

s = ml de solución de KMnO_4 consumida por la muestra

Da dos cifras significativas en la respuesta.

Si se desea la respuesta en mg L^{-1} de oxígeno consumido:

$$0 \text{ mg L}^{-1} = 0.8 * N * 100 (b-s)$$

Carbono Orgánico Disuelto (COD)

El carbono orgánico disuelto (COD) se midió con un sensor WTW IQ sensor net, con una terminal MIQC⁻¹ 184 XT bajo resguardo del Dr. Fernando González Farías, y con apoyo del Dr. Martin López Hernández, ambos académicos del ICML, UNAM, el cual es un sistema modular de calidad del agua, capaz de medir diversos parámetros fisicoquímicos; en este caso se utilizó para medir el COD a través de su sensor de ultrasonido.

Perfiles verticales en la columna de agua

De los datos obtenidos *in situ*, con el sensor multiparamétrico dentro de la columna de agua, durante la última salida a campo en mayo del 2022, se optó por graficar los parámetros fisicoquímicos que son más variables dependiendo de la profundidad, tales como la salinidad, temperatura, oxígeno disuelto y densidad, este último se obtuvo a partir de la temperatura (°C), salinidad (UPS) y presión (atm) de acuerdo con la ecuación dada por Millero y Poisson (1981) y adoptada por la UNESCO como la ecuación

internacional de atmosfera única del estado del agua de mar, ya que en este caso se utilizó la ecuación para calcular la densidad en agua de mar superficial a una presión de 1 atm. La ecuación es la siguiente:

$$\rho(S,T,P) = \rho_0 + A_{sp}S + B_{sp}S + C_{sp}S$$

Donde:

S = la salinidad en partes por mil

ρ_0 = es la densidad de agua pura

$A_{sp}S$, $B_{sp}S$ y $C_{sp}S$ = son coeficientes en función de la temperatura del agua

Sedimentos

Granulometría

El análisis de granulometría sedimentaria se realizó mediante el método por volumetría (Gibbs, 1971), obteniendo limos y arcillas de una muestra húmeda de 25 mL en un vaso de precipitado, la cual después de ser tamizada en húmedo (con una malla de 63 μm (4ϕ)) para separar sedimentos gruesos de finos, se midió la sedimentación de estos últimos durante un tiempo determinado de 63 min en una probeta de 250 mL, según lo reportado en la tabla de sedimentación de Folk (1974); para posteriormente medir el volumen sedimentado (correspondiente a limos), mientras que el contenido de arcillas se calculó a partir de la siguiente fórmula:

$$V_{\text{arcilla}} = V_{\text{inicial}} - (V_{\text{arena}} + V_{\text{limo}})$$

Para obtener el porcentaje de tamaño de grano del sedimento en las muestras analizadas, fue necesario hacer una regla de tres, considerando el volumen inicial de las muestras como el 100% y el volumen calculado de cada una de ellas, como se ejemplifica a continuación:

25mL – 100%

Vol. Arena – X

25mL – 100%

Vol. Limos – X

25mL – 100%

Vol. Arcillas – X

Finalizando con la clasificación de los porcentajes de sedimentos calculados para cada fracción, utilizando el triángulo de nomenclatura de Shepard (1954) (Fig. 13).

Carbono Orgánico (CO) en sedimentos.

Para determinar el carbono orgánico (CO) se siguió el método de Gaudette *et al.* (1974) modificado por Ortíz *et al.* (1993) involucrando la oxidación de la materia orgánica con $K_2Cr_2O_7$ y H_2SO_4 , y procesando el exceso de dicromato con $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$ (0,5 N) y difenilamina ($C_{12}H_{11}N$) como indicador, con la modificación de Loring y Rantala (1977). A 0.5 g de una muestra de sedimento seco y tamizado, se agregó 5 ml de $K_2Cr_2O_7$, 1N además de 10 mL de H_2SO_4 concentrado, dejando reposar por 30 min y posteriormente se diluyó la muestra con 25 ml de agua destilada. En seguida se adicionó 5 mL del H_3PO_4 al 85%, 0.2g NaF, y se agregó 3 gotas de indicador de difenilamina ($C_{12}H_{11}N$) a la muestra para ser titulado con $FeSO_4(NH_4)_2SO_4 \cdot H_2O$ 0.5 N, y deteniéndolo cuando el vire se volvió a verde brillante.

A partir del volumen de $FeSO_4(NH_4)_2SO_4 \cdot H_2O$ ocupado en la titulación, se cuantificó el porcentaje de carbono orgánico presente en los sedimentos mediante la siguiente ecuación:

$$\%CO = 10\left(1 - \frac{T}{S}\right)\left(\frac{(1.0N)(0.003)(100)}{W}\right)$$

Donde:

T = mL gastados del sulfato ferroso amoniacal en la titulación de la muestra

S = mL del gastados del sulfato ferroso amoniacal en la titulación del blanco

T/S = Es el factor que anulará el efecto de (la normalidad del sulfato ferroso amoniacal).

0.003 = $12/4000$ = meq peso de carbón

1.0N = normalidad de $K_2Cr_2O_7$

10 mL = volumen de $K_2Cr_2O_7$

W = Peso de la muestra del sedimento en gramos.

Para validar el método se evaluó la precisión y exactitud utilizando dextrosa ($C_6H_{12}O_6$) como estándar de carbono orgánico siguiendo el mismo procedimiento que el de los sedimentos, donde el valor teórico es de 39.99% de carbono por cada 10 mg, y los datos obtenidos se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Parámetros de control de calidad del método para determinar CO en sedimentos.

Valor esperado	39.99%
Valor obtenido	24.049%
Desviación estándar	0.048
Coefficiente de Variación	0.0198%
Porcentaje de recobro	60.13%

muestra y teniendo una repetibilidad de al menos 10 veces. Además, sabiendo que el mismo CaCO_3 puede tener un intervalo de confianza del 98.91%.

Tabla 4. Parámetros de control de calidad del método para determinar CO_3 en sedimentos.

Valor esperado	98.91%
Valor obtenido (n= 10)	100%
Desviación estándar	0.009
Coefficiente de variación	0.0084%
Porcentaje de recobro	100%

Análisis de los POF

Elección

Para llevar a cabo la búsqueda de POF dentro de las muestras de sedimentos del SLA, se seleccionaron analitos a través de diferentes criterios, uno de los más importantes, fue contar con los estándares de alta pureza de los POF a determinar, ya que es necesario para poder realizar la cuantificación de los compuestos de interés; la cual se realizó en un Cromatógrafo de Gases acoplado a un Espectrómetro de Masas (CGMS), de la marca Agilent Technologies® (Cromatógrafo de gases (8890) e inyector automático acoplado a un espectrómetro de masas (7000D), Software: Mass Hunter), además de usarlo como un indicador de calidad del método, al introducir una concentración conocida del estándar en la muestra y calcular la cantidad de recobro del estándar; cabe mencionar que los estándares mencionados fueron adquiridos de la compañía AccuStandard®.

El segundo criterio fue, que de los estándares que se tuvieran disponibles en el laboratorio, estuvieran dentro de la biblioteca digital analítica del CGMS, de esta forma, tener la seguridad de la confirmación de las masas, además de los parámetros cromatográficos específicos como lo son sus tiempos de retención, límites de detección, iones dominantes característicos, etc.

El tercer criterio para escoger los POF fue que estuvieran dentro de la lista de los Plaguicidas Altamente Peligrosos (PAP), criterio con el cual también se puede justificar la importancia que tiene la tesis, generando información sobre xenobióticos presentes en el SLA que pueden impactar de forma negativa directamente a la biota y calidad del agua del lugar. La lista de los POF seleccionados se encuentra a continuación en la tabla 5:

Tabla 5. Plaguicidas organofosforados seleccionados para el proyecto.

	Organofosforado	Log Pow o Kow	log Koc (cm³/g)	PAP
1	Clorpirifos	5.267	4981	Si
2	Fentión	4.84	1500	Si
3	Disulfoton	4.02	684-14013	Si
4	Paratión	3.93	314-15860	Si
5	Forato	3.92	1000	Si
6	Diazinon	3.81	272	Si
7	Etoprofos	3.59	70-120	Si
8	Paratión metil	2.86	236	Si
9	Malatión	2.75	1800	Si
10	Diclorvos	1.4	27.5-151	Si
11	Mevinfos	0.13	44	Si

Preparación de estándares

Posteriormente a la elección de los POF a utilizar, se realizó la preparación de una solución madre de cada compuesto (los 11 estándares seleccionados), diluyendo el volumen original de los POF (todos contenidos en ampollitas de 1mL a una concentración de 1,000 µg/mL), a un matraz de 50 ml para terminar en una concentración de 10,000 µg/L, esto se realizó con cada uno de los compuestos. Posteriormente se hizo, una segunda dilución a partir de la solución madre, a una concentración de 100 µg/L, seguida de una solución de trabajo con una concentración de 10 µg/L, esto con la finalidad de usarla para obtener información cromatográfica de la detección adecuada de la señal del analito, y poder llegar a establecer las condiciones de trabajo completas para la serie de organofosforados para este trabajo, con lo que se pudo construir una mezcla de los POF y usarlos para fortificar las muestras, cuantificar las concentraciones en las muestras sedimentarias del SLA y obtener los datos necesarios básicos del control de calidad analítico, principalmente eficiencia del método (recobro), exactitud (coeficiente de variación) y los límites de detección y cuantificación para cada compuesto, los cuales se describirán posteriormente.

Extracción

En esta etapa, de acuerdo con los resultados mostrados en la recuperación de analito (eficiencia), se escogió el método de la extracción asistida por ultrasonido, siguiendo el método 3550 (2007) de la EPA (USEPA, 2001). Donde, a tubos de centrífuga Falcon de 50 mL se le agregaron 3 g de las muestras de mayo y noviembre del 2021, junto con 4 blancos, 2 blancos fortificados y 6 repeticiones de la estación 8 de noviembre 2021 fortificada (mezcla de los estándares de los 11 POF), posteriormente se agregó 30 ml de la mezcla hexano:acetona (1:1) en dos etapas (15 mL y se repite el proceso con los siguientes 15 mL). Se sometieron a sonicación por 15 min cada vez, centrifugando a 3000 rpm por 5 min, decantando el sobrenadante a un matraz de balón y repitiendo el proceso de extracción, uniendo los sobrenadantes.

Una vez que se contó con los extractos, se rotoevaporaron para concentrarlos y poder realizar el fraccionamiento mediante el método de la extracción en fase sólida (SPE).

Fraccionamiento del extracto en un sistema SPE

El fraccionamiento del extracto se llevó a cabo por el método 3620 de la EPA (USEPA, 2014) en donde a través de distintas eluciones de solventes en un cartucho empacado con Florisil®, se fueron recuperando los analitos de interés.

El primer paso del método fue acoplar los cartuchos de Florisil en el sistema SPE donde en una cámara de vidrio con sistema de vacío se acondicionaron cartuchos con 4 ml de hexano, dejando reposar 5 min. Cabe mencionar que se recuperaron las diferentes fracciones de las eluciones desde este primer paso. Posteriormente al acondicionamiento del cartucho, se recuperó el hexano y se llevó la cámara al vacío, facilitando el paso de los solventes por el cartucho de Florisil en las diferentes eluciones. En seguida, se añadió el extracto al cartucho de Florisil y se dejó reposar 1 min, para posteriormente recuperar la muestra al pasar por el cartucho. La primera elución se hizo con 3 ml de hexano, la segunda elución con una mezcla (75:25) de hexano:diclorometano, y la tercera elución se realizó con una mezcla (90:10) hexano:acetona. Posteriormente, lo recuperado de todas las fracciones o eluciones se trasvasó a matraces bola para ser rotoevaporados a 30°C x 90 de velocidad, hasta llegar a concentrar un volumen de 3 ml, el cual se pasó a un vial de cromatografía y fue llevado a sequedad con nitrógeno, para posteriormente resuspenderlo con 1 mL de hexano, para su posterior análisis en el CGMS.

Análisis Instrumental CGMS

El análisis instrumental inicia con la inyección de una alícuota de 1 µL del extracto orgánico presente en los viales cromatográficos; esto se realiza automáticamente en un cromatógrafo de gases acoplado a un espectrofotómetro de masas (CGMS) (Agilent Technologies. Cromatógrafo de gases (8890) acoplado a un espectrómetro de masas (7000D) Software: Mass Hunter), con una columna capilar de 30 m x 0.25 mm de DI x 0.25 µm de espesor de película; se usó helio de alta pureza (99.99%) como gas transportador y la muestra se analizó con el siguiente programa de temperatura (rampas); inicial con 90°C y manteniéndose 1.5 min, posteriormente aumentando 20°C/min hasta 180°C y manteniéndose 1 min, para finalmente aumentando 5 °C/min hasta alcanzar los 230°C y manteniéndose 11.5 min, dando un total de 28.5 min. Se utilizó la siguiente información para encontrar las señales cromatográficas de los POF utilizados, del espectro resultante (tabla 6):

Porcentaje de recobro.

Tabla 6. Características de los POF para su búsqueda en el CGMS

	Tiempo de retención (tR)	límite de detección (LD)	límite de cuantificación (LQ)	SIM Iones	Recobro
	Minutos	ng/g	ng/g	m/z	%
Fentión	14.28	0.62	2.07	278, 125, 245	382.4
Mevinfos	6.46	0.06	0.21	192, 127, 164	834.5
Diclorvos	5.11	1.14	3.81	109, 185, 79	119.2
Etoprofos	8.48	0.17	0.58	158, 97, 114	1227.8
Malatión	14.19	0.05	0.19	125, 173, 93, 158	1245.6
Diazinon	11.01	0.79	2.65	304, 779, 179	266.7
Forato	9.31	0.73	2.45	260, 231, 121	302
Metil Paratión	12.53	0.36	1.22	109, 263, 79	548.6
Disulfoton	11.20	1.40	4.67	158, 265, 115	155.1
Paratión	14.54	18.91	63.04	291, 261, 235	38.5
Clorpirifos	14.45	0.59	1.96	314, 97, 197, 258	343.28

Como se mencionó anteriormente, se fortificó con 1 mL de la mezcla estándar; la muestra de la estación 8 de noviembre del 2021 por sextuplicado, para calcular el porcentaje de recobro (R (%)), con el fin de corroborar la eficiencia del método, pues estas muestras siguieron con el mismo procedimiento para la extracción de los analitos y análisis cromatográfico descrito anteriormente. Además, para tener una mayor confiabilidad de la respuesta obtenida, se le restó la respuesta del blanco de reactivos, así como la concentración real (sin adición de estándar) de cada analito.

Con los resultados obtenidos se utilizó la siguiente ecuación para conocer la recuperación del analito con el efecto de la matriz estudiada.

$$R(\%) = \frac{[R_n]}{[Estándar]} * 100$$

Donde

$[R_n]$ = concentración de cada réplica.

$[Estándar]$ = concentración del estándar adicionado a cada replica.

Límite de detección y cuantificación (LD y LC)

El LD y LC se determinaron a partir de una curva de calibración de la mezcla de los estándares de los POF, mencionada anteriormente, a concentraciones de 10, 15, 20, 30 y 50 µg/L los cuales fueron inyectados para obtener cada punto de la curva, donde se calculó la ecuación de la recta, la pendiente, la ordenada al origen y el coeficiente de determinación y de correlación lineal.

El cálculo de estos parámetros se llevó a cabo mediante las siguientes ecuaciones

$$LD = 3.3 * \frac{S_b}{\bar{m}}$$

$$LC = 10 * \frac{S_b}{\bar{m}}$$

Donde:

S_b = desviación estándar de la ordenada al origen

\bar{m} = promedio de la pendiente

Los valores obtenidos de estas ecuaciones hacen referencia a los LD y LC instrumentales, sin embargo, fue necesario corregir estos valores considerando el método utilizado y el porcentaje de recobro. Por lo que se hizo el ajuste considerando el volumen de inyección, el recobro y la cantidad de sedimento analizado; las ecuaciones utilizadas son las siguientes:

$$LD \text{ ajustado} = \frac{\left(\frac{LD * ml \text{ inyectados}}{\% \text{ de recobro}} \right)}{g \text{ muestra}}$$

$$LC \text{ ajustado} = \frac{\left(\frac{LC * ml \text{ inyectados}}{\% \text{ de recobro}} \right)}{g \text{ muestra}}$$

Análisis estadístico

Para llevar a cabo los análisis multivariados de los datos correspondientes y el desarrollo de los gráficos, se utilizó la herramienta estadística de entorno de desarrollo integrado "R studio" (versión 2022.02.1+461).

Además, fue necesario realizar la estandarización o unificación tipificada de los datos obtenidos considerando que no comparten las mismas unidades ni escalas. Al realizar

esta estandarización las variables de los datos pueden ser comparables entre sí, independientemente de su medida o unidades que presentan, ya que los datos estandarizados tendrán una media de 0 con desviación estándar unitaria. Además de retener la forma o distribución de los datos primarios. Para realizar esta acción se empleó la estandarización centrada (score) con el comando “scale” en R studio

Pruebas de normalidad

La prueba de normalidad fue aplicada de acuerdo con la metodología de Shapiro-Wilks (1965), debido a que la “n” o número de datos obtenidos es menor a 50. Esta prueba permite plantear la hipótesis nula, de que las muestras provienen de una distribución normal, eligiendo un nivel de significancia de 0.05; si el valor de la prueba es menor a la significancia, se acepta la hipótesis alternativa, y por lo tanto la distribución de la muestra no es normal y se consideran datos no paramétricos.

Para llevar a cabo esta prueba, se calcula la media y la varianza de la muestra (S^2) y se ordenan los datos de mayor a menor; posteriormente se calculan las diferencias entre el primero y el último dato, el segundo y el penúltimo, el tercero y el antepenúltimo y así consecutivamente, después se corrigen con coeficientes tabulados por Shapiro y Wilks (comúnmente conocidos como tabla de coeficientes para el contraste de Shapiro-Wilks). El estadístico de prueba es:

$$W = \frac{D^2}{nS^2}$$

n = media

S^2 = varianza

D^2 = suma de las diferencias corregida

Si los datos obtenidos de esta prueba evidencian un dominio de distribución no normal, de resultados no paramétricos en algunos casos, entonces se utiliza la mediana como medida de tendencia central y análisis multivariado no paramétrico

Correlaciones

Las correlaciones fueron la segunda prueba estadística aplicada a los datos obtenidos, como una herramienta para expresar hasta qué punto dos variables están relacionadas linealmente (cambiando conjuntamente su tasa constante).

Partiendo de las pruebas de normalidad, se optó por utilizar métodos no paramétricos para todos los datos obtenidos, de esta forma tener una mayor certeza en el resultado confiable en la asociación de las diferentes variables, ya que hubo heterogeneidad en la distribución de los datos de las diversas variables o parámetros determinados, es decir, algunas tuvieron un comportamiento normal y otras no. Por lo tanto, dentro de la herramienta Rstudio se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman, ya que en este

caso se utiliza el rango y no el valor de las variables, es decir, el número de orden del valor de cada observación de la variable dentro del conjunto de observaciones, indicando asociaciones positivas, negativas o nulas, dependiendo de la tendencia de su p-valor. Dentro de la herramienta R studio se utilizó el comando “corrplot” para calcular y graficar los coeficientes de correlación.

El estadístico de prueba es:

$$p = 1 - \frac{6 \sum_i^n = 1 d_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

Donde:

d_i = la diferencia entre dos estadísticos de orden de cada observación ($d_i = R_{xi} - R_{yi}$)

Análisis de Componentes Principales (ACP)

El análisis de componentes principales calcula la base en el espacio de atributos más significativos (componentes principales) para expresar un conjunto de variables correlacionadas en un nuevo conjunto de variables no correlacionadas, reduciendo la dimensionalidad en la cual se expresa el conjunto original de variables, conservando la mayor cantidad de información (Peña, 2002). Con el fin de establecer patrones de comportamiento en los sistemas, (Torriente y Torres, 2010).

Para esta clasificación fenotípica en sistemas independientes de caracteres correlacionados se maximizando la varianza de los datos analizados, proyectando el primer componente principal (en el eje de las abscisas) sobre el segundo, que es ortogonalmente al primero (en el eje de las ordenadas), generando un sistema de coordenadas que son expresadas con sus respectivas transformaciones lineales. Dentro de la herramienta de Rstudio, el análisis se realizó con el comando “princomp” y graficándolo con el comando “fviz_pca_var”.

Clúster Jerárquico Aglomerativo (CJA)

El método estadístico clúster se ocupa del análisis y agrupación de datos con dos o más atributos, identificando los grupos que conformen similitudes en el espacio de atributos, de tal manera que los conjuntos sean lo más homogéneos posibles y diferenciarse de los grupos restantes, basándose en las distancias entre cada conjunto de grupos.

Estas agrupaciones se pueden presentar en forma de dendogramas, expresando gráficamente las jerarquías entre las agrupaciones, donde cada variable se le conoce como hojas, la cual será agrupada con otras hojas mediante ramas y nodos.

Dentro de la herramienta de Rstudio se usa el comando “fviz_cluster” con el método “kmenas” el cual es un algoritmo de clasificación que agrupa objetos basándose en la mínima suma de distancias entre cada objeto y el centroide de su grupo o cluster calculados.

Riesgo

De acuerdo con la agencia de protección ambiental de los Estados Unidos (EPA) no se cuentan con suficientes datos de toxicidad crónica directamente para calcular el valor crónico final de algunos organofosforados como el Diclorvos, Disulfoton entre otros, mientras que los datos como los que cuenta Paratión son factibles para calcular el valor crónico de los animales para ese plaguicida en particular, sin embargo, para los que no cuentan con dichos parámetros se debe considerar el valor agudo medio para cada especie o la concentración asociada a toxicidad aguda (EPA,2022), esto para contar con una estimación fiable de la toxicidad de cada plaguicida para el medio ambiente.

Cabe destacar que son muy escasos los estudios sobre la contaminación en sedimentos litorales, marinos o incluso epicontinentales por POF, por lo que se optó por evaluar el riesgo ecotoxicológico de estos xenobióticos en uno de los organismos bentónicos filtradores más estudiados, llegando a tener concentraciones de contaminantes mayores que en agua o sedimentos (del Puerto Rodríguez, 2014), como lo es *Crassostrea virginica* comúnmente conocido como “ostión”, el cual se ha reportado como uno de los organismos colectados en el SLA y de importancia comercial como lo menciona Botello *et al.* (2017).

En este caso se evaluó la concentración efectiva media (EC₅₀) que representa la concentración de una sustancia en un medio ambiental que se espera produzca un cierto efecto en el 50% de los organismos (generalmente utilizado para moluscos), cabe mencionar, que a diferencia que el LD₅₀ (Dosis letal) o la LC₅₀ (Concentración letal), el EC₅₀ evalúa la concentración media en que los organismos tienen una alteración en su crecimiento poblacional, por lo que se puede utilizar como un indicador de impacto ambiental (Rana. 2022)

A continuación, en la tabla # se presenta los valores de EC₅₀ para *Crassostrea virginica* reportado por diferentes autores para cada tipo de POF incluido en esta tesis.

Tabla 7. Ecotoxicidad para organofosforados de acuerdo con *Crassostrea virginica* (ECOTOX EPA en línea)

POF	Concentración (ng/g)	Autor
Diclorvos	2180	Goodyear <i>et al.</i> (1997)
Mevinfos	1000	Mayer (1987)
Etoprofos	3700	Hirsch (1996)
Forato	640	Mayer (1986)
Diazinon	880	Noles (1989)
Disulfoton	720	Mayer (1994)
Paratión metil	800	Mayer (1986)
Malatión	1000	Mayer (1986)
Fentión	321	Erickson (1996)
Clorpirifos	84	Rabert (1992)
Paratión	1000	Lowe (1986)

Resultados y discusión

A continuación, se presentan los resultados obtenidos en este trabajo iniciando por las condiciones hidrológicas presentes en el SLA durante las fechas de los muestreos de noviembre del 2021 y mayo del 2022 para el estudio de los parámetros en la matriz agua, seguido por los resultados de la sedimentaria para los muestreos de mayo 2021 y noviembre 2021. Cabe mencionar que la razón de no contar con las mismas fechas de muestreo entre ambas matrices se debe a que los datos obtenidos de los parámetros fisicoquímicos correspondientes al mes de mayo del 2021 para la matriz agua, se descartaron por falta de confiabilidad, debido a un mal funcionamiento de la sonda multiparamétrica utilizada en aquel muestreo.

Condiciones de muestreo

Como se ha estado mencionando, los sistemas lagunares son muy complejos ya que en ellos interactúan diversos factores como la dinámica de corrientes, precipitaciones, vientos y el intercambio de agua marina y epicontinental a través de la boca, estas dinámicas facilitan la comparación de otros resultados espaciotemporales en el mismo sistema. Y su importancia con los parámetros fisicoquímicos, considerando la influencia que tienen las mareas para el intercambio entre agua dulce y marina (Aston 1980; Nichols y Allen, 1981), además del flujo de nutrientes y sedimentos entre ambas columnas de agua, como se demostró en la laguna Ensenada del Pabellón, en Sinaloa (de la Lanza *et al.*, 2011). Por ello a través de bases de datos on-line como tablademareas.com o es.climate-data.org, se buscaron las condiciones climáticas de las fechas de colecta, registrando que para el mes de mayo del 2021 correspondiendo a la estación de secas, las precipitaciones desde el inicio del año hasta el mes de mayo fueron mínimas, sin embargo, las precipitaciones alcanzaron 56mm de altura con 7 días de lluvias en el mes de mayo; el sitio web también registró que durante el mes de mayo se presentaron dos pleamares y dos bajamares diarias con una altura de 0.3, a las 12 y 10 pm para ambas pleamares, mientras que las bajamares fueron a las 3:22 am y 6:03 pm, con alturas de 0 y 0,2 m correspondientemente (figura 14). Para el caso del mes de noviembre 2021 correspondiente al inicio de la temporada de nortes, las precipitaciones fueron diarias desde inicios del mes, los cuales iban desde los 2.7mm como mínimo hasta 6.1mm como máximo. Además, se registraron dos pleamares y dos bajamares durante el mes de noviembre, el día de la colecta de muestras, las pleamares se registraron a las 7:49 am y 11:08 pm, mientras que las bajamares se registraron a las 5:37 am y 3:38pm con alturas de 0.6 y 0.5m en las pleamares y 0.5 y 0.3 en las bajamares, a las horas correspondientes (figura 15). Por otra parte para el mes de mayo del 2022 las precipitaciones fueron mínimas o nulas, durante todo el mes; también se registró que durante el mes de mayo se presentaron dos pleamares y dos bajamares diarias con una altura máxima de 0.7m y una

altura mínima de 0.4m, sin embargo, durante el día de la colecta ambas pleamares fueron de 0.3, una a la 12:34 am y otra a las 11:45 pm, mientras que las bajamares fueron a las 6:03 am y 6:38 pm, con alturas de 0.2 y 0,1 m correspondientemente (figura 16).

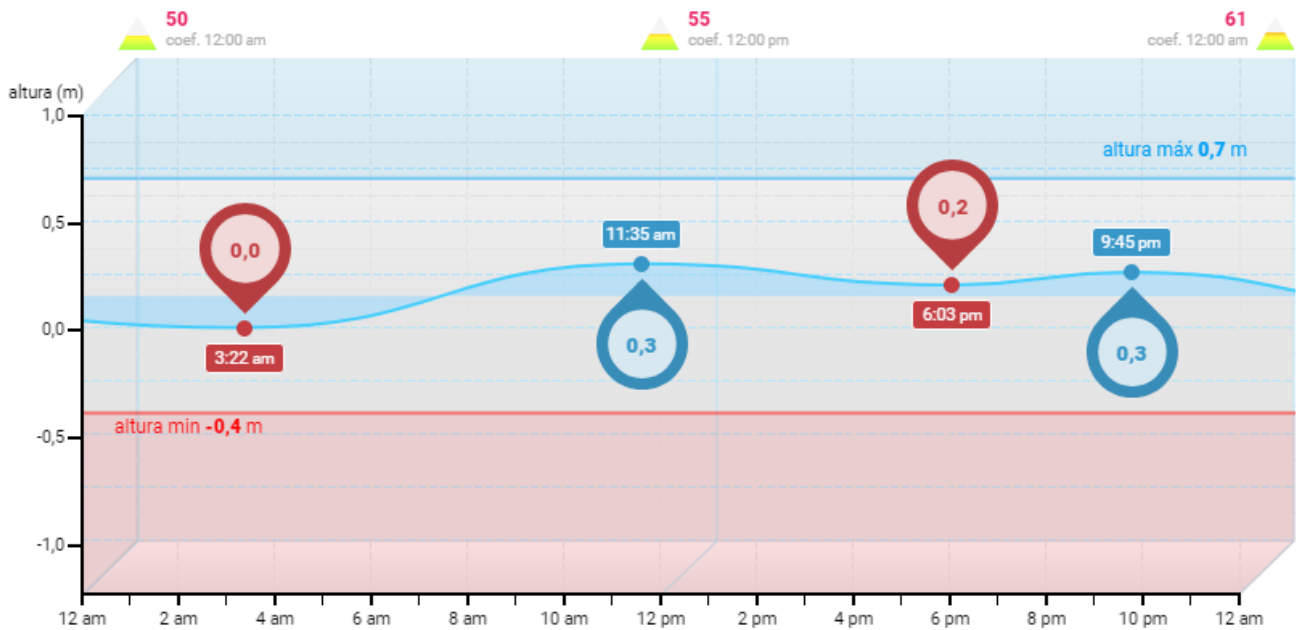


Figura 14. Registro de la marea el día 20 de mayo del 2021 en el SLA, Ver.

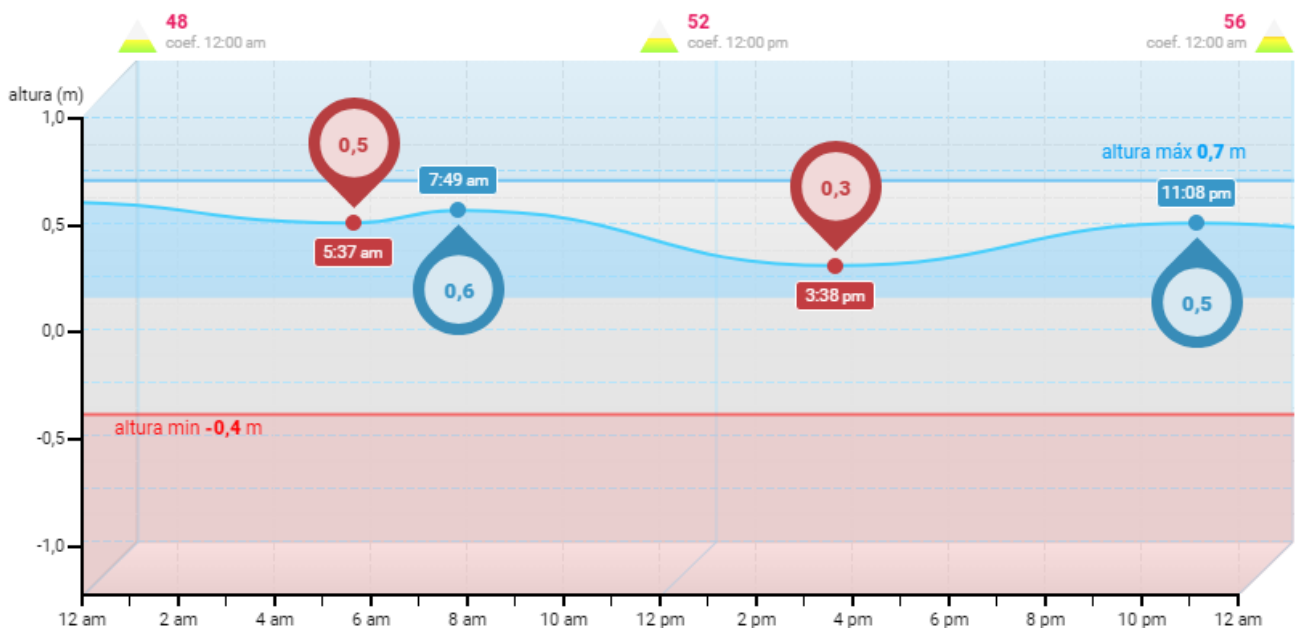


Figura 15. Registro de la marea el día 12 de noviembre del 2021 en el SLA, Ver.

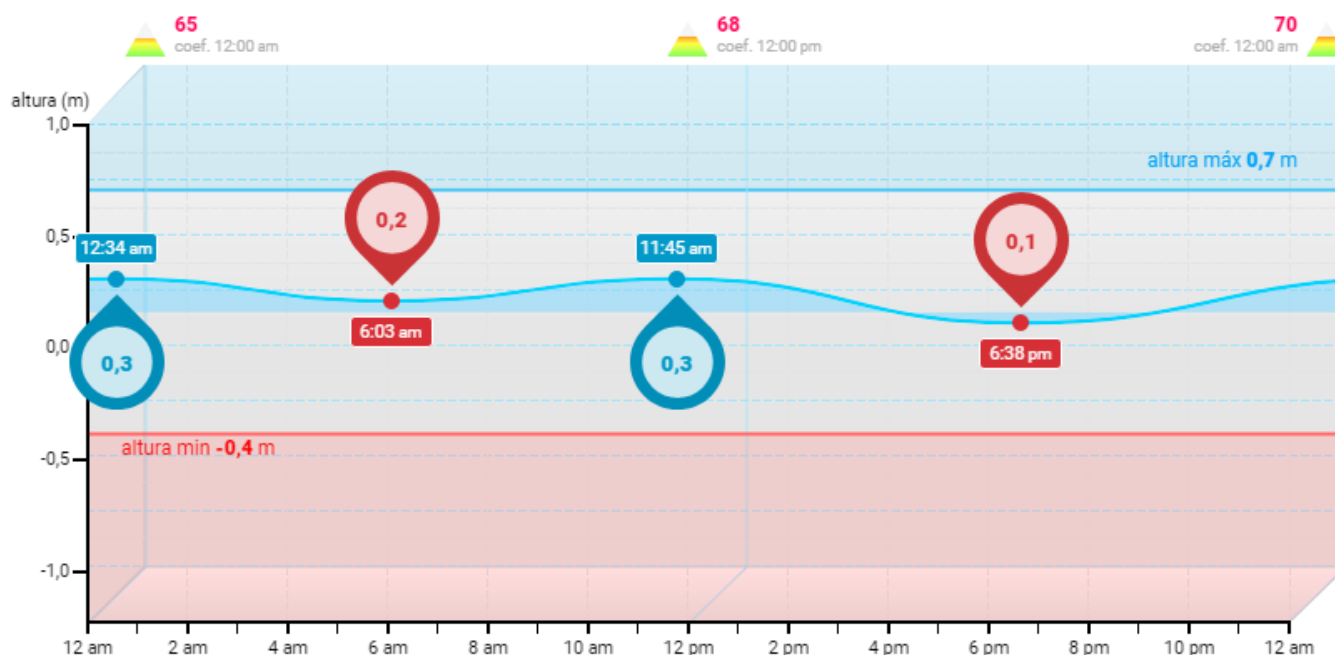


Figura 16. Registro de la marea el día 25 de mayo del 2022 en el SLA, Ver.

Con la finalidad de comprender aún más los resultados obtenidos en esta tesis y las menciones que posteriormente se harán; en la tabla 6 se encontrarán las características que se observaron durante la salida a campo de mayo 2022 para cada estación de muestreo.

Tabla 8. Profundidades y visibilidad en las estaciones de muestreo del SLA, Ver. Durante mayo 2022.

Estación	Profundidad (m)	Visibilidad (cm)
1	0.8	30
2	1.4	50
3	1.6	50
4	1.1	30
5	1.6	50
6	1	60
7	4.2	30
8	3.6	50
9	9.6	70
10	12.1	50
11	2.6	50
12	2.6	50
13	4.6	30

Como se puede ver en la tabla anterior las estaciones ubicadas en la boca del SLA (estaciones 9 y 10) son las más profundas mientras la que se encuentra en la parte central del sistema lagunar (estaciones 1, 2,3 y 4) son las menos profundas con profundidades que van de 0.8 a 1.6 m, mientras que la visibilidad en el agua en todas las estaciones se encuentra dentro del rango de los 50 cm, por lo que podemos ver una alta energía en las corrientes internas del SLA, que incluso pueden ser provocadas por el viento en las estaciones con poca profundidad y la dinámica del intercambio de aguas epicontinentales y marinas en la zona de la boca.

Teniendo la anterior información sobre las condiciones del muestreo en las diferentes estaciones de muestreo dentro del SLA, Ver. A continuación, se describirán y discutirán los resultados obtenidos en este trabajo dentro de las matrices agua y sedimentaria.

Agua

Los primeros parámetros fisicoquímicos obtenidos, fueron los recopilados por la sonda multiparamétrica *in situ* (Temperatura, Oxígeno Disuelto, Salinidad, Sólidos Totales Disueltos y pH). Para el mes de noviembre del 2021 y mayo del 2022, estos datos corresponden al inicio de la temporada de nortes y al final de la temporada de secas. Destacando que, cada medición *in situ* de los parámetros mencionados, fueron obtenidos a un nivel de profundidad de aproximadamente 50 cm, ya que en gran parte de la laguna fue la distancia máxima de visibilidad del sensor.

Cabe mencionar que se usaron medianas como valor central de los conjuntos para un orden de los datos, se tomó la decisión de usar medianas y no promedios con fines de dar un tratamiento estadístico homogéneo a todos los parámetros, ya que al realizar las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilks a cada uno de los parámetros fisicoquímicos en agua y sedimento, se obtuvo el resultado que no todos los parámetros medidos tienden a una distribución normal o paramétrica, lo que hace necesario tratar a todos los datos obtenidos con pruebas estadísticas no paramétricas.

A continuación, se presentan todos los resultados fisicoquímicos obtenidos en la matriz agua en las dos épocas de muestreo.

Temperatura

Como se mencionó anteriormente la temperatura ayuda a predecir o confirmar otros parámetros del agua, como el OD o la supervivencia e índices de reproducción de algunas especies acuáticas, por ejemplo, aguas más calientes pueden aumentar la susceptibilidad de los organismos acuáticos a enfermedades causados por bacterias.

Debido a la importancia de la temperatura para el ecosistema marino se midió este parámetro en el SLA dando los siguientes resultados (tabla 9).

Tabla 9. Temperatura (°C) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Veracruz.

Estación	nov-21	may-22
1	26.9	29
2	26.7	29
3	26.9	29.4
4	26.6	28.9
5	26.7	29.7
6	26.2	30
7	26.4	28.4
8	26.8	28.4
9	25.2	28.2
10	25.2	28.4
11	25.7	29
12	26.6	29.7
13	ND	29.6
Mediana	26.6	29.0
Mínimo	25.2	28.2
Máximo	26.9	30
Desviación Estd.	0.62	0.59

ND: no determinado

De acuerdo con los parámetros fisicoquímicos medidos en agua del SLA *in situ*, se puede observar que la temperatura se mantuvo en un rango relativamente similar en todas las estaciones del sistema, tanto en el mes de noviembre de 2021 como en mayo de 2022, con una mediana de $26.6 \pm 0.6^{\circ}\text{C}$ para noviembre 2021 y de $29 \pm 0.5^{\circ}\text{C}$ para el mes de mayo 2022. Así mismo, para el mes de noviembre, a pesar de que existe una carencia de registros publicados de temperatura para este mes y temporada, posiblemente debido a la presencia de nortes, lo que dificulta la realización de muestreos, se puede observar que los datos de este trabajo parecen estar 3°C por arriba de los registrados históricamente, reportados por bases de datos climáticas como *es.climate-data.org*, ya que el promedio de temperatura registrado para noviembre en esta base de datos es de 23.5°C , sin embargo están dentro de los promedio reportados por de la Lanza-Espino y Hernández (2017), ya que estos mencionan variaciones anuales que van de 24° a 27°C para regiones en latitudes tropicales. Correspondiente a mayo 2022, la temperatura estuvo dentro de los rangos reportados para este mes, según la base de datos climática ya mencionada, pues el mes de mayo cuenta con las mayores temperaturas registradas históricamente, además, concuerda con los registros temporales reportados por de la Lanza-Espino y Hernández (2017), estando dentro de las temperaturas mayores reportadas, sin alcanzar los 31°C reportados en 1966, pero dentro del rango de las variaciones normales para las

latitudes tropicales, por lo que, como se pueden ver en los antecedentes, no hay un aumento significativo en más de 50 años en las temperaturas del SLA.

En este caso, los datos de temperatura obtenidos en el mes de noviembre de 2021 mostraron que los valores a lo largo de la laguna no fueron iguales, posiblemente al incremento de escorrentías y suministro por parte de los afluentes al SLA, haciendo que en diferentes zonas haya una variación de temperatura, como se observa en la figura 18 correspondiente a la distribución de temperaturas en noviembre. Por el contrario, en el mes de mayo 2022 las temperaturas obtenidas a lo largo de la laguna estuvieron constantes, posiblemente a la disminución de precipitaciones y escorrentías hacia el SLA.

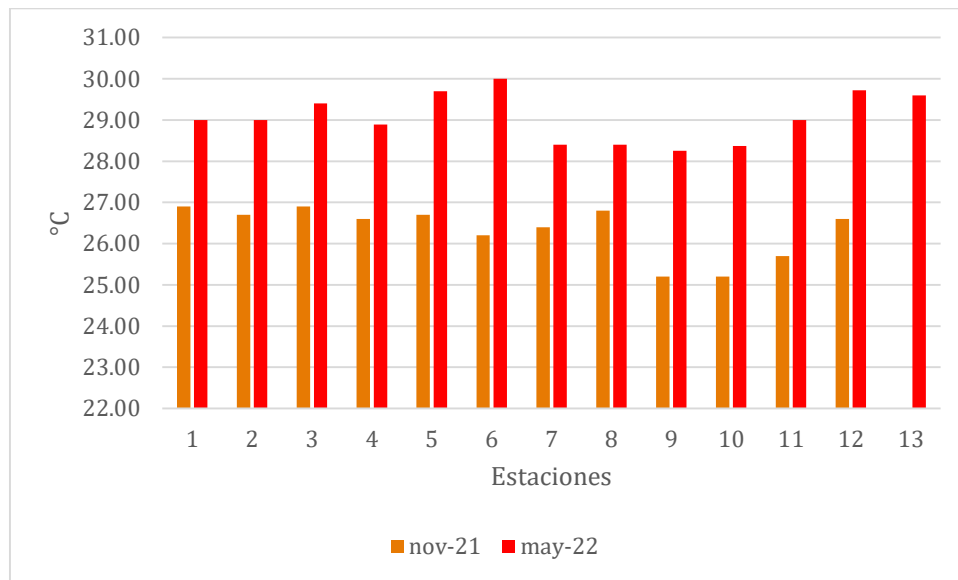


Figura 17 Temperatura del agua en el SLA, Ver.

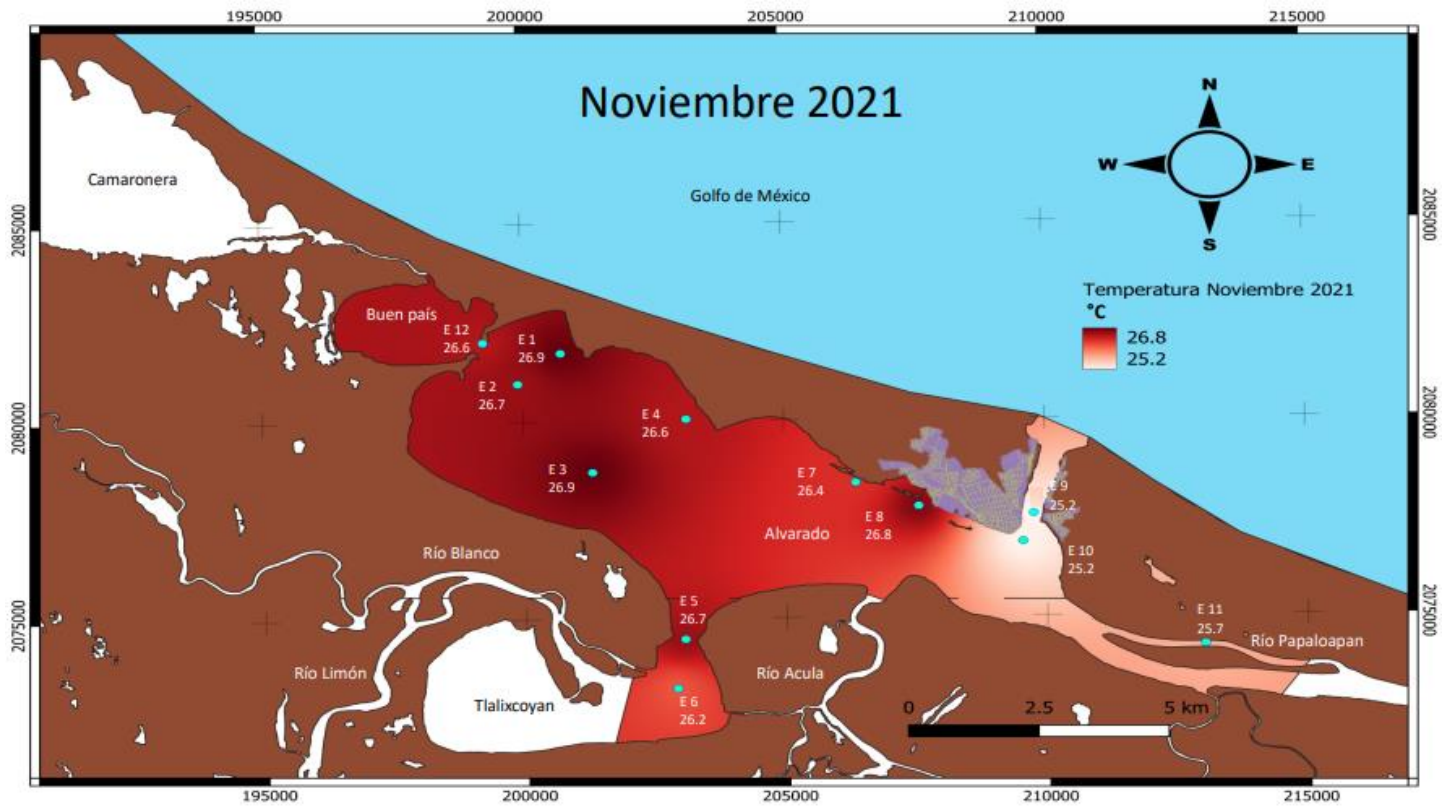


Figura 18. Distribución de temperatura en noviembre 2021 en el SLA, Ver.

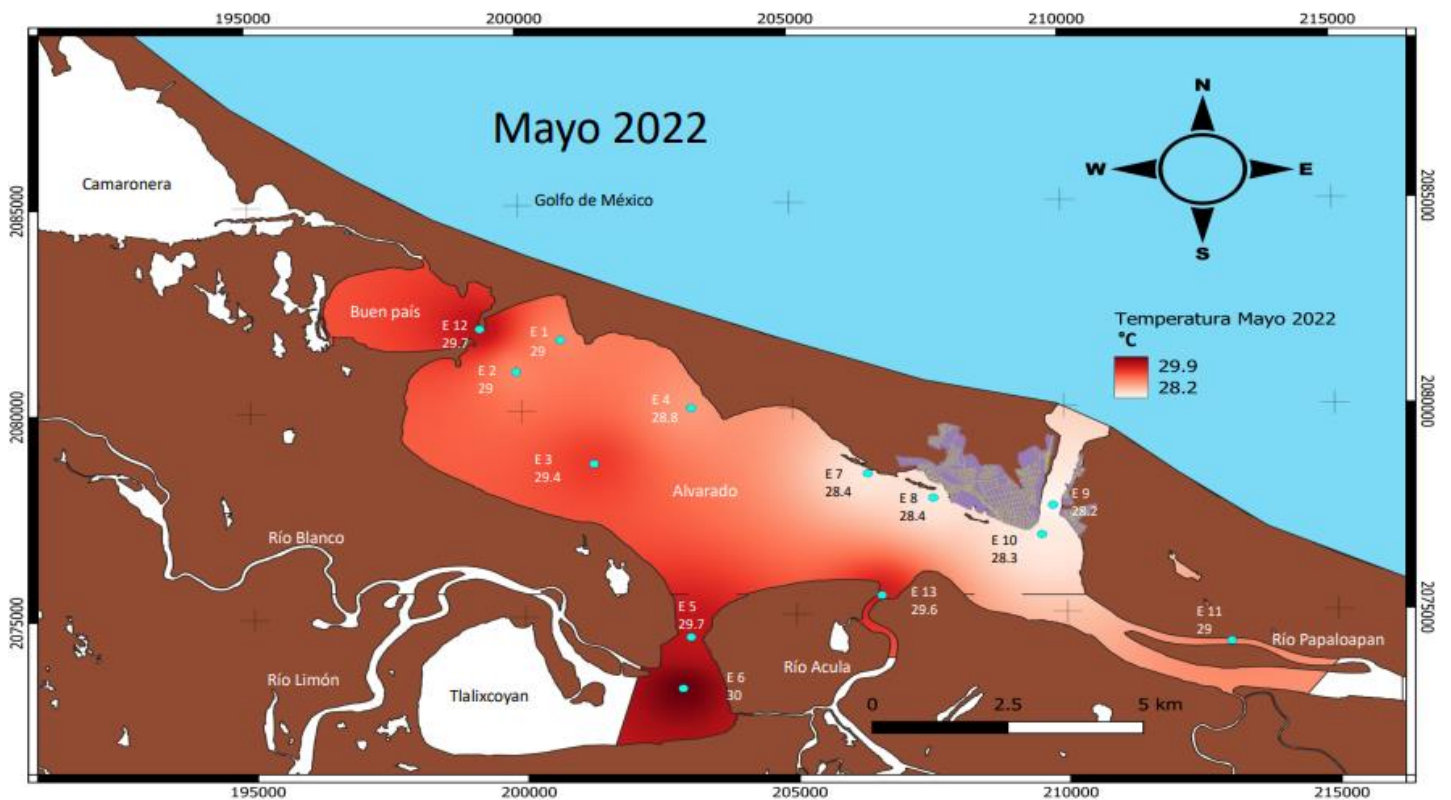


Figura 19. Distribución de temperatura en mayo 2022 en el SLA, Ver.

Durante el mes de noviembre de 2021, no se registraron variaciones o intervalos grandes en la temperatura del agua del SLA, ya que los datos tuvieron una desviación estándar de tan solo ± 0.6 °C; podría decirse que la temperatura se encuentra homogénea, sin embargo, las variaciones espaciales de temperatura siguen una tendencia a disminuir en la zona donde la dinámica de corriente es mayor, por ejemplo, en la entrada de agua marina y la descarga del río Papaloapan las cuales pertenecen a las estaciones 9, 10 y 11, o en la desembocadura del Río Blanco en la estación 6, donde se registraron los datos térmicos menores. Por otro lado, hay un aumento de temperatura en las zonas más aisladas y alejadas de la boca, como las estaciones 1 y 3 que fueron los sitios lagunares donde se observó un ligero incremento de este parámetro conservativo, posiblemente debido al aislamiento de estos sitios específicos y a las principales corrientes internas de la laguna o el estado somero de la zona, ya que ambas estaciones tienen alrededor de 1 metro de profundidad.

Respecto al mes de mayo de 2022 la distribución espacial de temperatura, también se encuentran relativamente homogénea ya que su desviación estándar es de tan solo ± 0.6 °C, pero se logró ver las concentraciones de temperatura más alta en las regiones de la desembocadura del Río Blanco y la entrada a la laguna Buen País, correspondiendo a las estaciones 12 y 6 con valores de 29.7 y 30°C respectivamente. Por otra parte, al igual que los datos en noviembre 2021, los registros de las temperaturas más bajas se encuentran en la región de la desembocadura del Río Papaloapan, correspondientes a las estaciones 9,10 y 11, con temperaturas de 28.2, 28.3 y 29 °C respectivamente, además, se registran menores temperaturas en las estaciones 7 y 8, a un lado del puerto de Alvarado, ambas con temperaturas de 28.4 °C, esto posiblemente a que se encuentran en zonas con mayor profundidad, respecto al resto de los registros, ya que sus profundidades no superan los 3.6 metros

En las observaciones obtenidas en ambos muestreos es evidente la importancia que tiene la dinámica de la circulación interna del SLA con una mayor influencia en la desembocadura del Río Papaloapan y la boca del SLA, además, la variación en temperaturas entre ambas épocas, ya que debido a la traslación de la tierra al sol provoca un aumento en la temperatura atmosférica, además de un aumento o disminución en las precipitaciones y escorrentías de los principales afluentes tributarios que drenan el SLA, volviendo al sistema lagunar más somero y reduciendo la dinámica de corrientes internas alrededor de las lagunas, aumentando la temperatura del agua siendo evidente al comparar ambas épocas, las de lluvias contra las de secas.

Oxígeno Disuelto (OD)

Como se mencionó anteriormente, el oxígeno disuelto en el agua depende de parámetros físicos como la temperatura, meteorológicos como vientos o mareas o de procesos metabólicos como la fotosíntesis y la respiración. Sin embargo, al igual que los organismos terrestres, los marinos necesitan oxígeno para poder respirar y obtener la energía para llevar a cabo su metabolismo, por lo que en este trabajo se reportan las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua que cuenta el SLA, Veracruz, para los meses de noviembre 2021 y mayo 2022.

Tabla 10. OD (mg L^{-1}) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Veracruz.

Estación	nov-21	may-22
1	7.0	5.1
2	7.5	6.0
3	6.9	6.9
4	6.9	5.2
5	3.6	7.3
6	2.8	6.7
7	6.5	8.0
8	5.8	5.3
9	14.2	4.8
10	8.4	5.1
11	9.7	7.8
12	5.4	4.8
13	ND	8.2
Mediana	6.9	6.0
Mínimo	2.8	4.8
Máximo	14.2	8.2
Desviación Est.	2.9	1.3

ND: no determinado

Respecto a los datos obtenidos para el oxígeno disuelto (OD), con el sensor multiparamétrico de noviembre 2021 y mayo 2022, en ambos casos contaron con intervalos semejantes a los reportados con anterioridad por otros autores como Villalobos *et al.* (1975), Che-Barragán (1973), de la Lanza y Lozano-Montes (1999), Lara Domínguez *et al.* (2011), de la Lanza-Espino y Hernández (2017), siendo los valores menores reportados por de la Lanza y Lozano-Montes (1999) con 1.5 mg L^{-1} de OD y los mayores con 18.3 mg L^{-1} reportado por Arriaga Cabrera (2001). Sin embargo, es importante resaltar que diversos factores pueden influir en las mediciones de OD, esto ha sido indicado por autores como de la Lanza (1990), ya que factores como la profundidad, la hora de la toma de muestra (por la eficiencia fotosintética del sistema lagunar, provocando la liberación de oxígeno), entre otros los cuales le dan la característica al OD como un parámetro como un parámetro no conservativo.

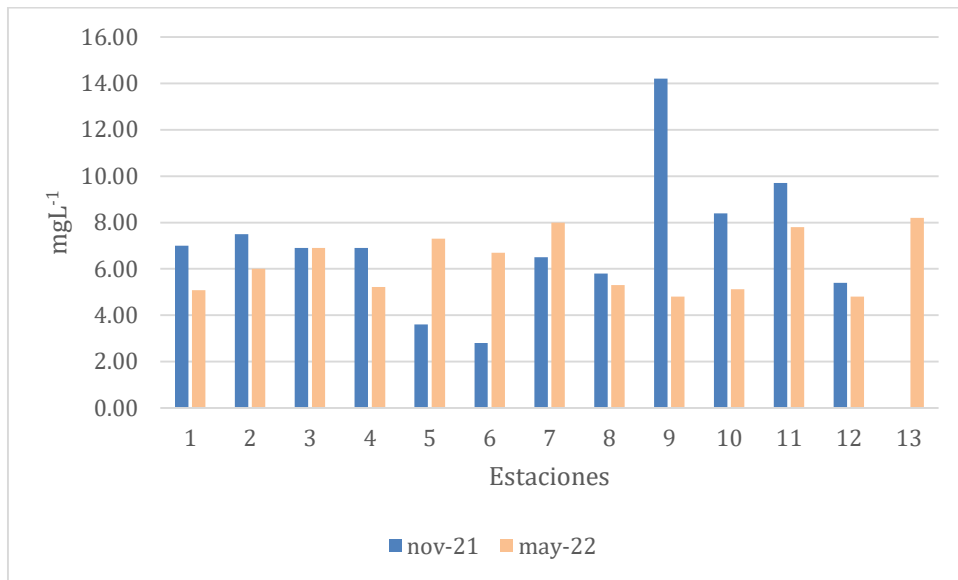


Figura 20. Oxígeno disuelto en agua del SLA, Ver.

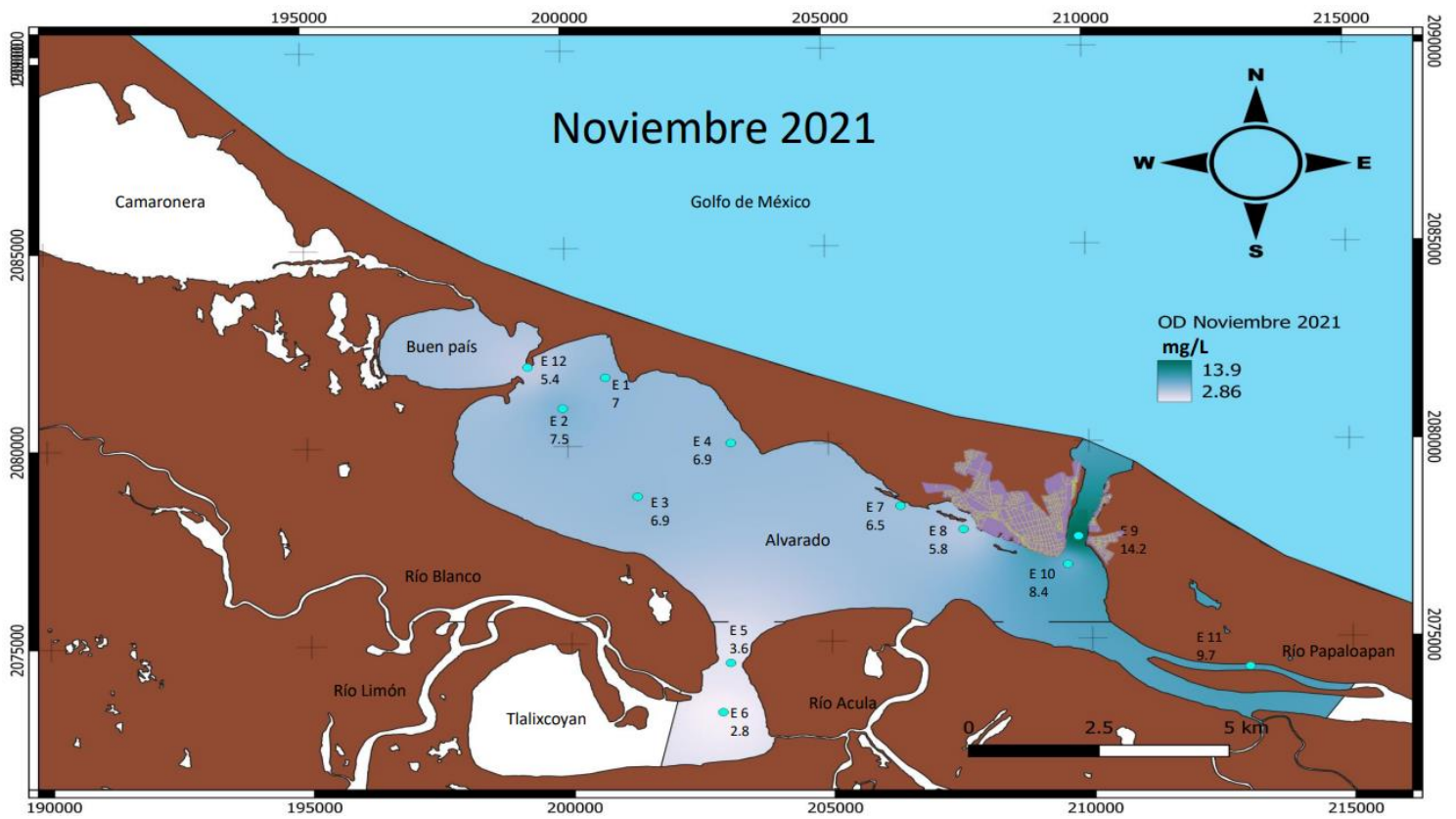


Figura 21. Distribución del Oxígeno Disuelto del SLA, Ver. en noviembre 2021

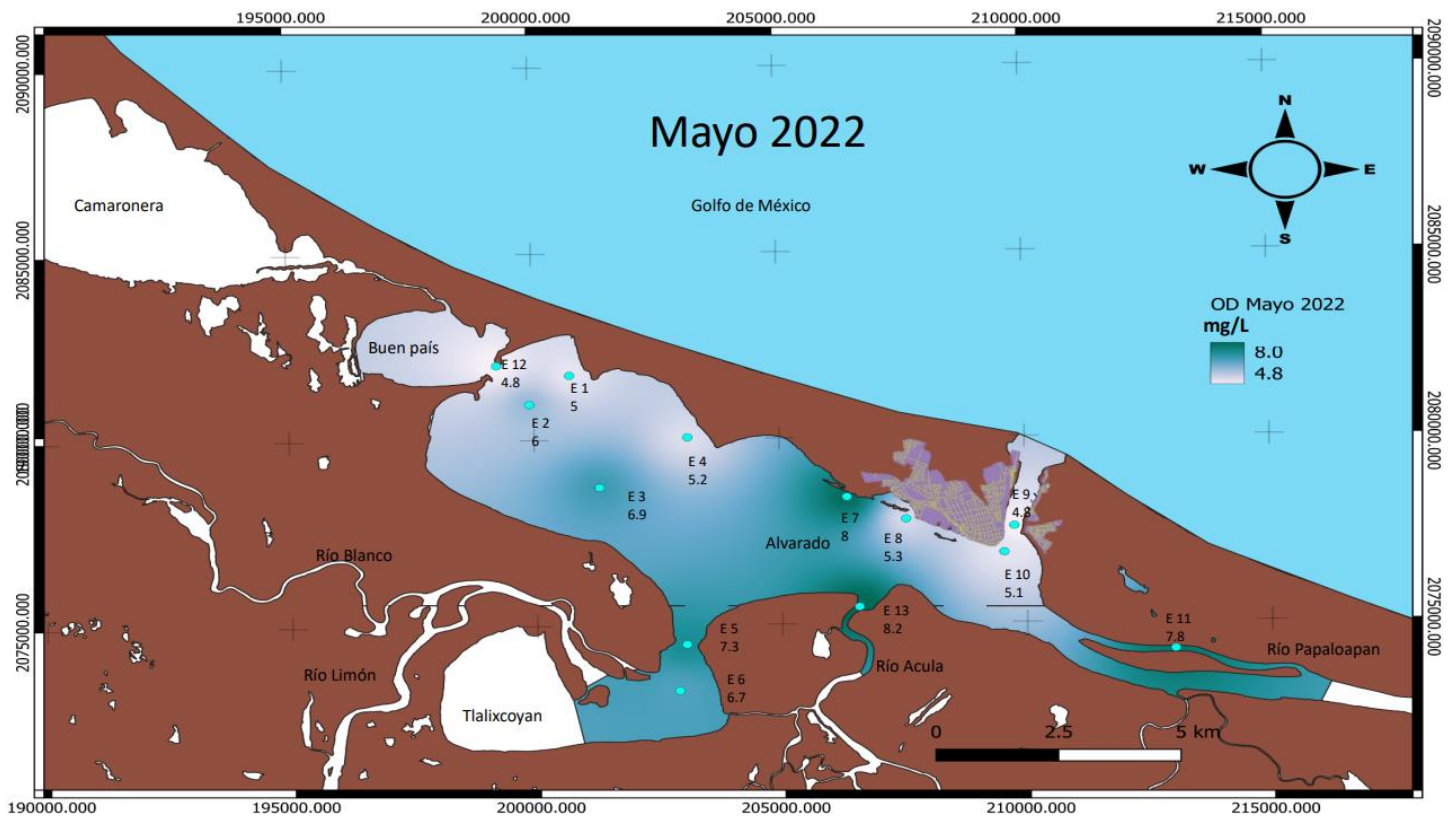


Figura 22. Distribución del Oxígeno Disuelto del SLA, Ver. en mayo 2022.

Respecto al muestreo de noviembre 2021, correspondiente a la temporada de nortes, los datos obtenidos en este estudio van de valores de 2.8 a 14.2 mg L⁻¹ lo que muestra una variación espacial en el SLA, sin embargo a pesar de que el rango de los valores son grandes éstos concuerdan con los datos anteriormente reportados por Villalobos *et al.* (1975), Che-Barragán (1973), de la Lanza y Lozano-Montes (1999), Lara Domínguez *et al.* (2011), de la Lanza-Espino y Hernández (2017) donde los niveles de OD del SLA generalmente tendían a la saturación llegando a alcanzar valores de 14 mg L⁻¹ o 116 % de saturación (de la Lanza y Lozano-Montes, 1999); además, de la Lanza-Espino y Hernández (2017) también describieron valores altos de OD cercanos a la boca de la laguna con 7.85 mg L⁻¹ (92% de saturación), los cuales son coherentes con los de este trabajo para este muestreo. Asimismo, estos autores también reportaron variaciones espaciales, semejantes a las reportadas en esta tesis, Che-Barragán (1973) reportó valores bajos de OD en la región de Tlalixcoyan con 3.8 mg L⁻¹ (45% de saturación), semejantes a los valores de 3.6 y 2.8 mg L⁻¹, registrados en las estaciones 5 y 6 (45.4 y 34.6% de saturación) de este estudio. Como es evidente, las concentraciones de OD a lo largo del SLA tienen variaciones significativas, sin embargo, siguen una tendencia espaciotemporal sustentada por registros de este trabajo y otros autores, concentrándose los valores más altos en la región de la boca y los valores más bajos en Tlalixcoyan, posiblemente debido a la carga de materia orgánica que se encuentra suspendida en el agua, pues como se verá posteriormente, en esa zona hay una

concentración muy alta de carbono orgánico disuelto, así como elevada concentración de nutrientes en el agua, aunado a que estas mismas estaciones localizadas en Tlalixcoyan (sitios 5 y 6) son las que registraron menores valores de salinidad registrándose la presencia de mayor cantidad de vegetación acuática flotante como lirio acuático, así como organismos oligohalinos, y por lo tanto mayor diversidad que puede consumir más oxígeno y disminuirlo en la columna de agua.

Los datos del muestreo de mayo 2022 muestran una disminución de OD en las estaciones de medición donde en noviembre habían tenido concentraciones altas, como son los sitios 9 y 10, ubicados en la boca del SLA. Si bien los valores no son bajos y están dentro de las concentraciones reportadas como normales por los autores anteriormente mencionados, es notable la variación espacio-temporal que hay de este parámetro, corroborándolo como un parámetro no conservativo, pues en este caso la disminución del OD para el mes de mayo 2022 se podría atribuir posiblemente a la poca presencia de los organismos encargados de la producción primaria y la fotosíntesis oxigénica, causando, como se verá posteriormente, una disminución en los nutrientes como el nitrógeno, provocando a su vez por la baja demanda química de oxígeno y carbono orgánico disuelto en el agua respecto a noviembre 2021, lo cual se mencionará a continuación, posiblemente por la disminución en la dinámica de la circulación interna que hay en el SLA debido a la estación del año, por ausencia de escorrentías provenientes del continente, las cuales son importantes para el acarreamiento de nutrientes, pues como se vio anteriormente en los datos climáticos del SLA para la estación de secas, hubo una notable ausencia de precipitaciones.

Salinidad

La salinidad, es un parámetro fuertemente influenciado por las condiciones espaciotemporales, haciendo al SLA un lugar heterogéneo respecto a la salinidad como lo describen diferentes autores (Villalobos *et al.*, 1966; Contreras-Espinoza *et al.*, 1996; Arriaga-Cabrera *et al.*, 2001; Calva-Benítez y Torres-Alvarado, 2011; de la Lanza-Espino y Hernández, 2017), en este trabajo los resultados respecto a la salinidad fueron los siguientes.

Tabla 11. Salinidad (UPS) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Veracruz.

Estación	nov-21	may-22
1	4.6	7.3
2	4.8	9.5
3	4.9	7.5
4	4.6	6.5
5	0.5	6.7
6	0.3	7.1
7	4.5	3.8
8	2.8	3.6
9	3.4	2.4
10	1.7	1.7
11	1.3	1.7
12	3.5	9.1
13	ND	3.5
Mediana	3.4	6.5
Mínimo	0.3	1.7
Máximo	4.9	9.5
Desviación Est.	1.7	2.7

ND: no determinado

Como se puede observar en la tabla 11 los valores de salinidad van de 0.3 a 4.9 UPS en el caso de noviembre 2021, mientras que para mayo 2022 van de 1.7 a 9.0 UPS, teniendo este último mes los valores más altos de salinidad, siendo este parámetro variable en el SLA, como lo han mencionado los autores anteriormente citados, describiendo que el SLA cuenta con regiones que van desde lo limnético u oligohalino (0 UPS), hasta regiones mesohalinas o condiciones marinas (33 UPS), como lo reportado por Contreras *et al.* (1996) y Arriaga *et al.* (2001), respectivamente; se destaca que, las variaciones espaciotemporales en el SLA se deben a los múltiples cuerpos fluviales y escorrentías que drenan hacia la laguna, siendo la más importante el río Papaloapan, la boca que conecta al SLA con el mar y una cuña salina que se genera debajo de ella, generando un intercambio de agua dulce y salada por la diferencia de densidades como lo describieron de la Lanza-Espino y Hernández (2017). Asimismo, describieron una variación temporal correspondiente a la época de secas, comparada con la de lluvias y nortes, registrando los valores más altos en la temporada de secas, debido a la alta evaporación del agua del SLA, aumentando la concentración de salinidad, en contraste con las bajas concentraciones en las épocas de lluvias y nortes, debido al incremento de escorrentías de agua dulce, por los cauces fluviales y precipitaciones, con la aparición más frecuente de ciclones tropicales.

Respecto a los resultados para la salinidad, tanto para el mes de noviembre 2021 como mayo 2022 tuvieron una distribución de valores similares ya que la distribución de la salinidad a lo largo del SLA tuvieron concentración de medianas de 3.4 UPS \pm 1.7 para el mes de mayo y 6.5 UPS \pm 2.7 para el mes de noviembre, sin embargo, se puede observar de mejor manera en las figuras 22 y 23, la salinidad tendrá variaciones de concentración

temporales y espaciales correspondientes a cada estación de muestreo, con tendencias a las concentraciones altas y bajas en ciertas zonas del SLA.

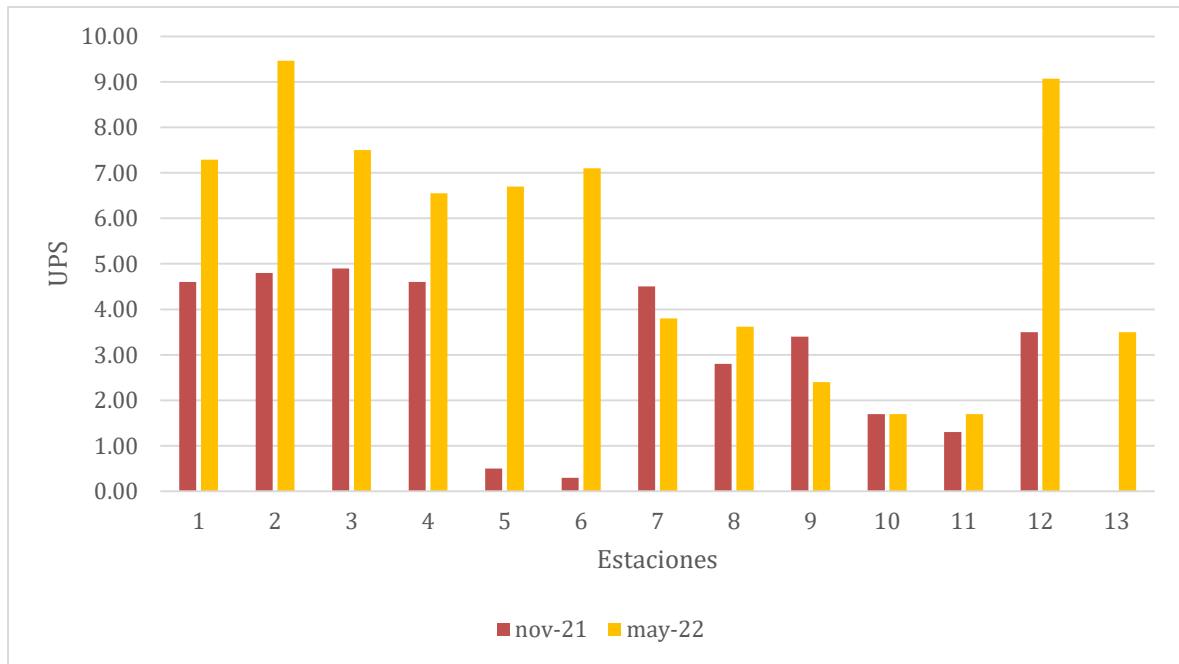


Figura 23. Salinidad del agua en el SLA

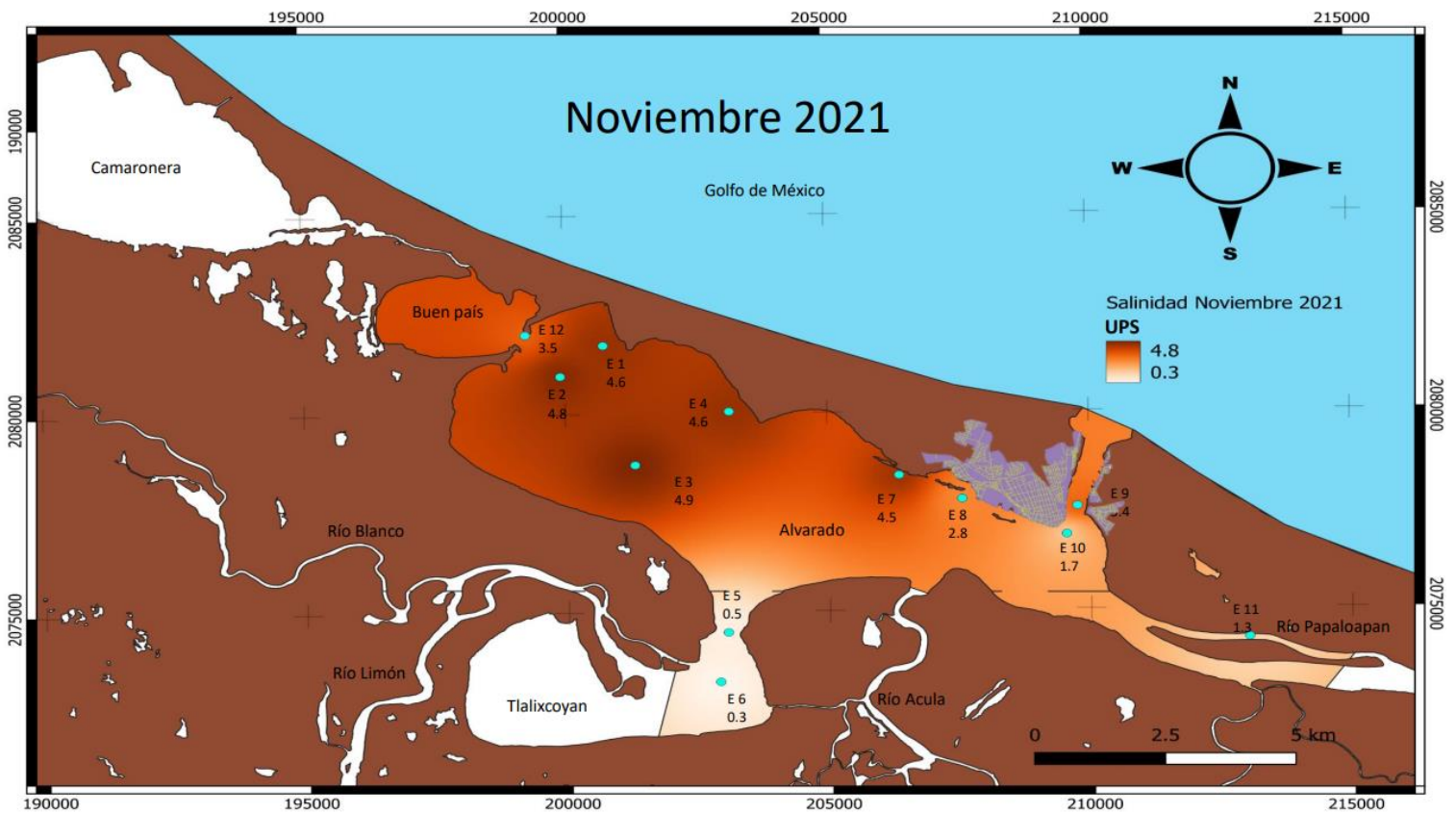


Figura 24. Distribución de la salinidad en noviembre 2021 en el SLA, Ver.

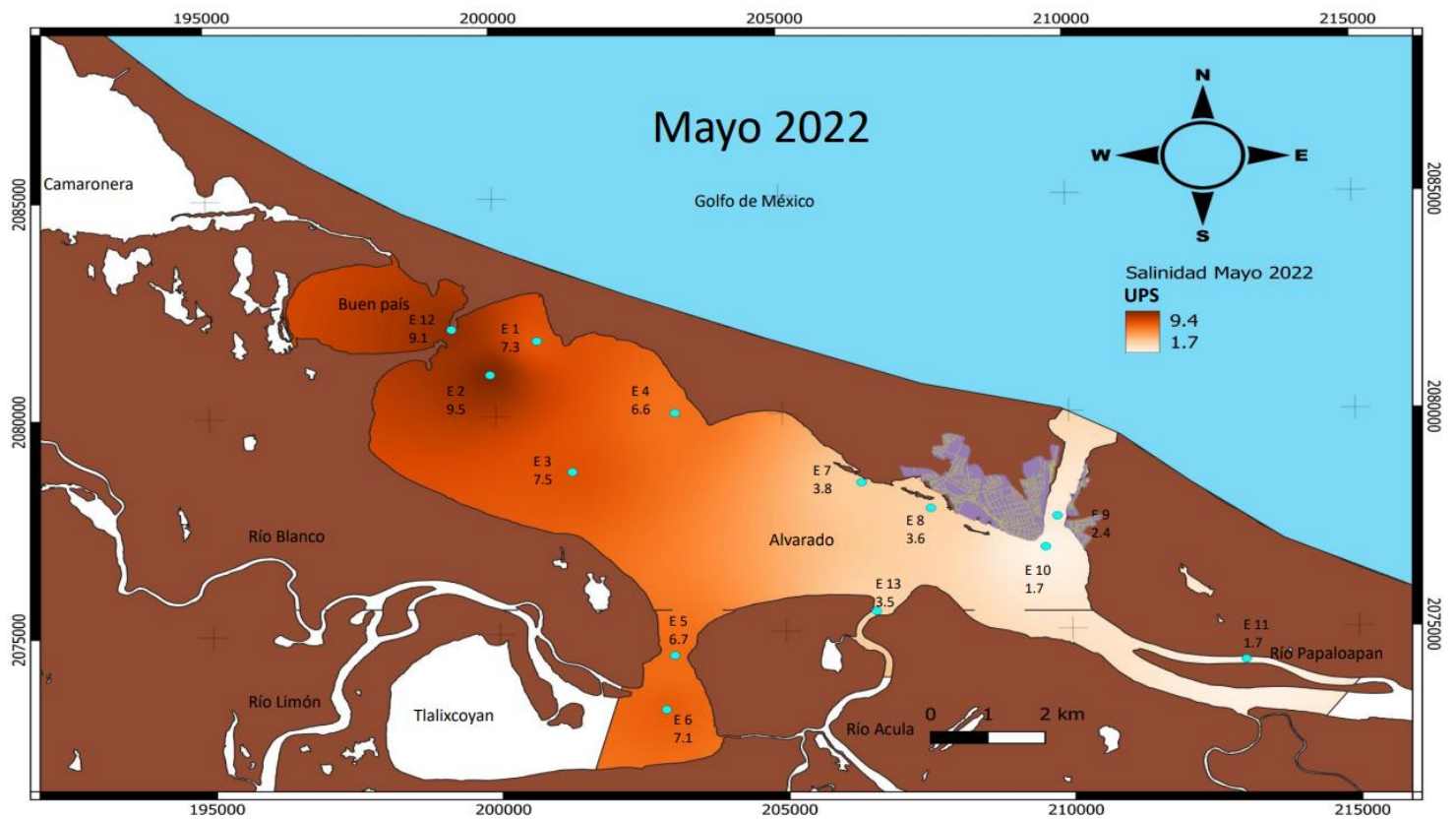


Figura 25. Distribución de la salinidad en mayo 2022 en el SLA, Ver.

En general, como se puede observar en las tablas de datos y en las gráficas, ambas temporadas tuvieron concentraciones diferentes, siendo el mes de mayo 2022, correspondiente a la época de secas, la temporada con mayor concentración de salinidad (9.5 UPS), esto muy posiblemente debido a la concentración generada por la evapotranspiración del SLA, factor que se mencionó anteriormente (de la Lanza-Espino y Hernández, 2017), el cual concuerda con la época del año; otro factor que podría influir es la baja precipitación y la disminución de las escorrentías, además de que existe una posibilidad en la disminución de agua epicontinental por parte de los aportes fluviales. Mientras que para el mes de noviembre 2021 los niveles de salinidad tuvieron alrededor del 40% menos, característica que también describen los mismos autores, y que se justifica por la temporada de lluvias y en ese caso, el inicio de la temporada de nortes; estas concentraciones de salinidad hacen evidente la variación temporal que existe en el SLA, marcando las fluctuaciones por época del año.

Como se puede observar, no solo las variaciones respecto a la salinidad son de forma temporal, sino también espacial. Los datos de salinidad para el mes de noviembre 2021, donde se registraron los valores más bajos, tienden a concentraciones mesohalinas (>3 y <10 UPS) en la mayoría de las estaciones de muestreo, a excepción de las estaciones 5, 6, 10 y 11 en las desembocaduras de los principales ríos tributarios del SLA (Papaloapan y

Blanco) los cuales cuentan con condiciones oligohalinas (<3 UPS), además, mostrando que los aportes mayores de agua dulce en esta época estacional del sistema no son proporcionados por el río Papaloapan, sino que posiblemente se deben a las descargas de los ríos Limón y Blanco, y a las escorrentías de la zona. Sin embargo, las zonas con niveles más altos de salinidad, se encuentra más alejados a los ríos, como fueron las estaciones 1, 2, y 12, posiblemente por la someridad del lugar, ya que en estas ubicaciones se encuentran de 1 a 3.6 m de profundidad, además, de la entrada de agua salina proveniente de la laguna Camaronera ubicada al norte del SLA y que cuenta con un canal de comunicación con el mar, ya que en esa zona no hay ningún aporte fluvial importante. Por otra parte, estos datos concuerdan con los reportados por autores como Calva-Benítez y Torres-Alvarado (2011), donde reportaron un promedio de 5.2 UPS para la temporada de lluvias.

Por parte del muestreo en la época de secas correspondiente a mayo 2022 los resultados de salinidad contaron con una distribución muy relevante, tendiendo los valores bajos de UPS en la zona donde descarga el río Papaloapan, estos valores están claramente influenciados por la descarga de este río y debido a que en esta época del año es la principal fuente de agua dulce, los niveles bajos de salinidad se encontraron en esta zona. Por otro lado, las estaciones de la 1 a la 6 y 12, siendo las más alejadas de la boca de la laguna (comunicación marina) tuvieron los valores más altos, posiblemente a que en esas regiones la profundidad es muy poca (a comparación de las demás estaciones), ya que no superan los 2 m de profundidad, y aunque existen descargas de agua en esas zonas, no son nada equiparables al aporte de agua epicontinental que proporciona el Papaloapan. Sin embargo, los datos de mayo 2022 a pesar de ser más altos (en comparación con noviembre) no corresponden con los reportados en investigaciones anteriores, como los de la Lanza-Espino y Hernández (2017) quienes reportaron valores de hasta 19 UPS o de Lara-Domínguez *et al.* (2011) donde registraron valores de 10 a 20 UPS, por lo que se podría afirmar que, a pesar de medir los datos en época de secas, las condiciones del SLA tienden a condiciones oligohalinas (<3 UPS) y mesohalinas (>3 y <10 UPS).

El patrón mostrado por los datos de salinidad podría indicar la tendencia del SLA a ser un estuario del tipo positivo, con un mayor aporte de agua por parte de los cauces fluviales (principalmente del Papaloapan) y con poca evaporación en el sistema.

Potencial de Hidrogeno (pH)

Como se mencionó anteriormente, esta variable en cuerpos costeros semicerrados como lagunas, puede variar entre 6.5 a 10.6, como en este estudio, el pH puede ser resultado de un amplio conjunto de factores, como respiración y fotosíntesis de organismos o a la mezcla de agua de baja salinidad de los ríos con el agua de mar, además, del aporte de

materia orgánica en diferentes estados de descomposición, sin embargo, tienden a estar dentro del rango mencionado.

Tabla 12. Potencial de hidrogeno (pH) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Ver.

Estación	nov-21	may-22
1	8.7	10.3
2	8.9	9.8
3	8.9	10.6
4	8.0	10.1
5	7.8	10.2
6	7.9	10.1
7	8.3	10.4
8	8.2	10.3
9	7.5	10.3
10	7.7	10.3
11	7.0	10.3
12	8.7	9.9
13	ND	10.4
Mediana	8.1	10.3
Mínimo	7	9.8
Máximo	8.9	10.6
Desviación. Est.	0.6	0.2

ND: no determinado

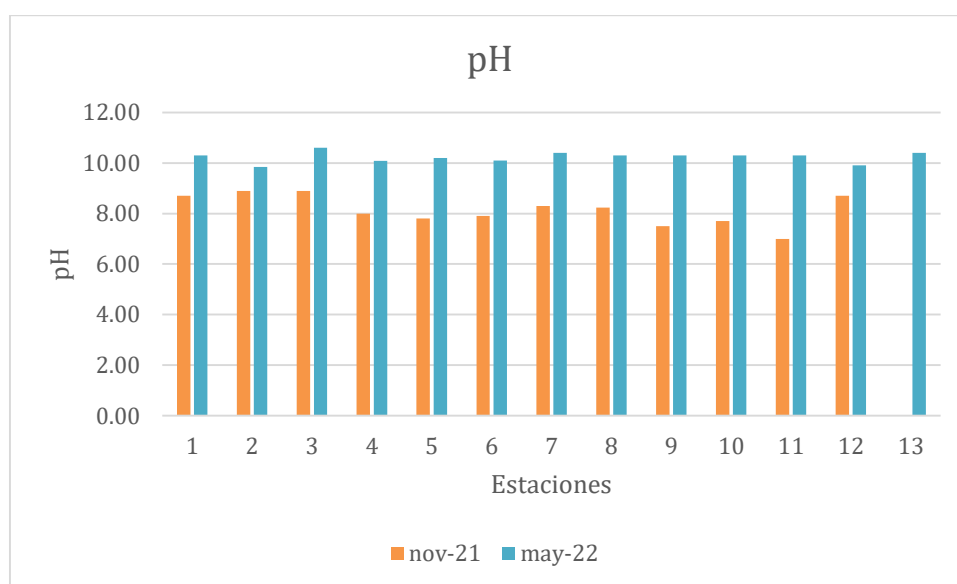


Figura 26. pH en Agua del SLA.

Como se muestra en la tabla 12 hay una marcada diferencia espacio-temporal de los valores de pH, los cuales se mantienen dentro de un intervalo semejante, en noviembre (temporada de lluvias) de 7.5 a 8.9 con una mediana de 8.12 ± 0.59 , aunque los resultados parezcan no ser tan significantes, es necesario recordar que el pH es resultado de un

logaritmo en base 10, por lo que a pesar de ser mínimas las variaciones pueden representar cambios importantes. Por otra parte, de muestran intervalos de 9.85 a 10.6 de pH en mayo (temporada de secas) con una mediana de 10.3 ± 0.2 , incrementado valores de magnitud de 2.18 respecto a noviembre, ésto debido a como se menciona con anterioridad, al incremento o disminución de los aportes epicontinentales a través de los tributarios del SLA, ya que un mayor aporte de materia orgánica proveniente de los ríos que posteriormente se descompone en la laguna, dan como resultado pHs ácidos, además un incremento del aporte marino por la disminución del flujo de agua dulce por los ríos, puede dar al sistema lagunar características más alcalinas.

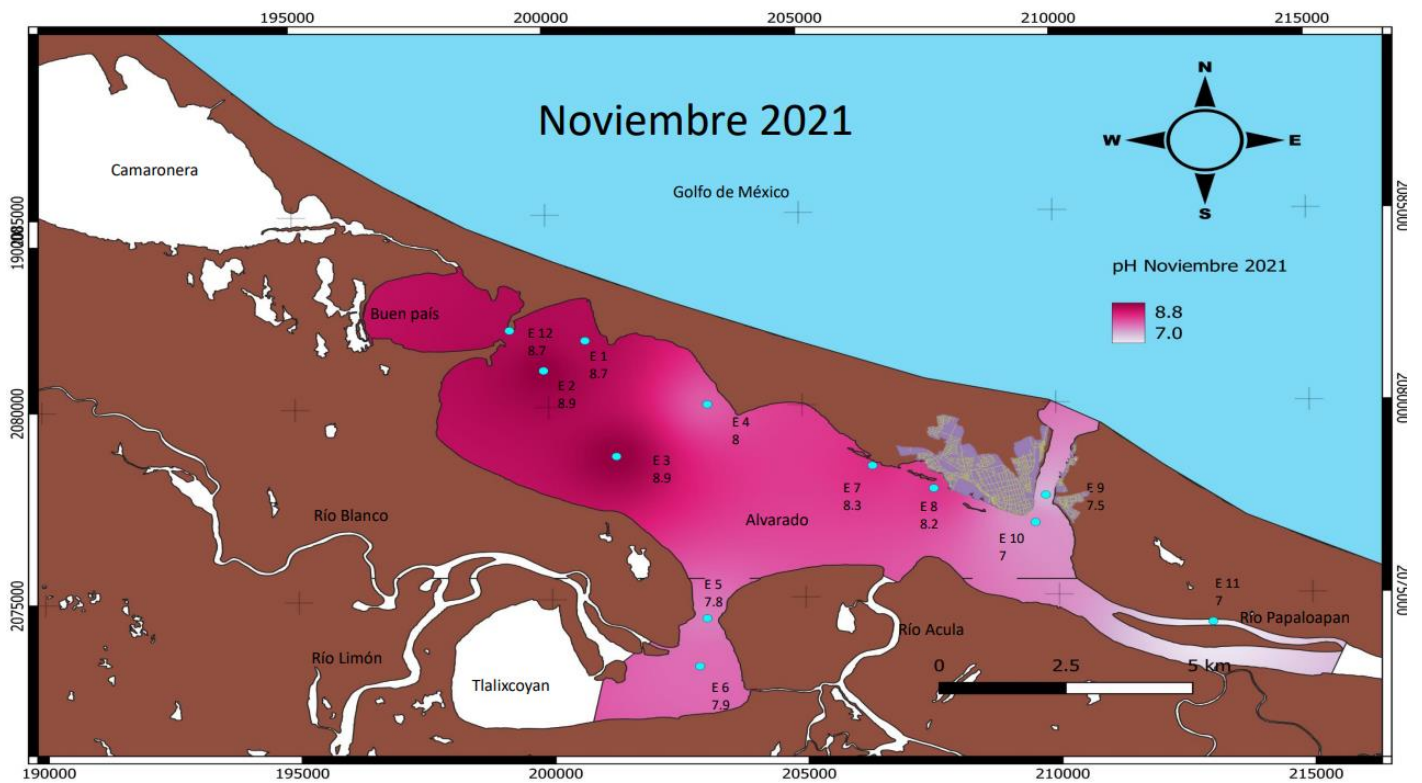


Figura 27. Distribución del pH en noviembre 2021 en el SLA, Ver.

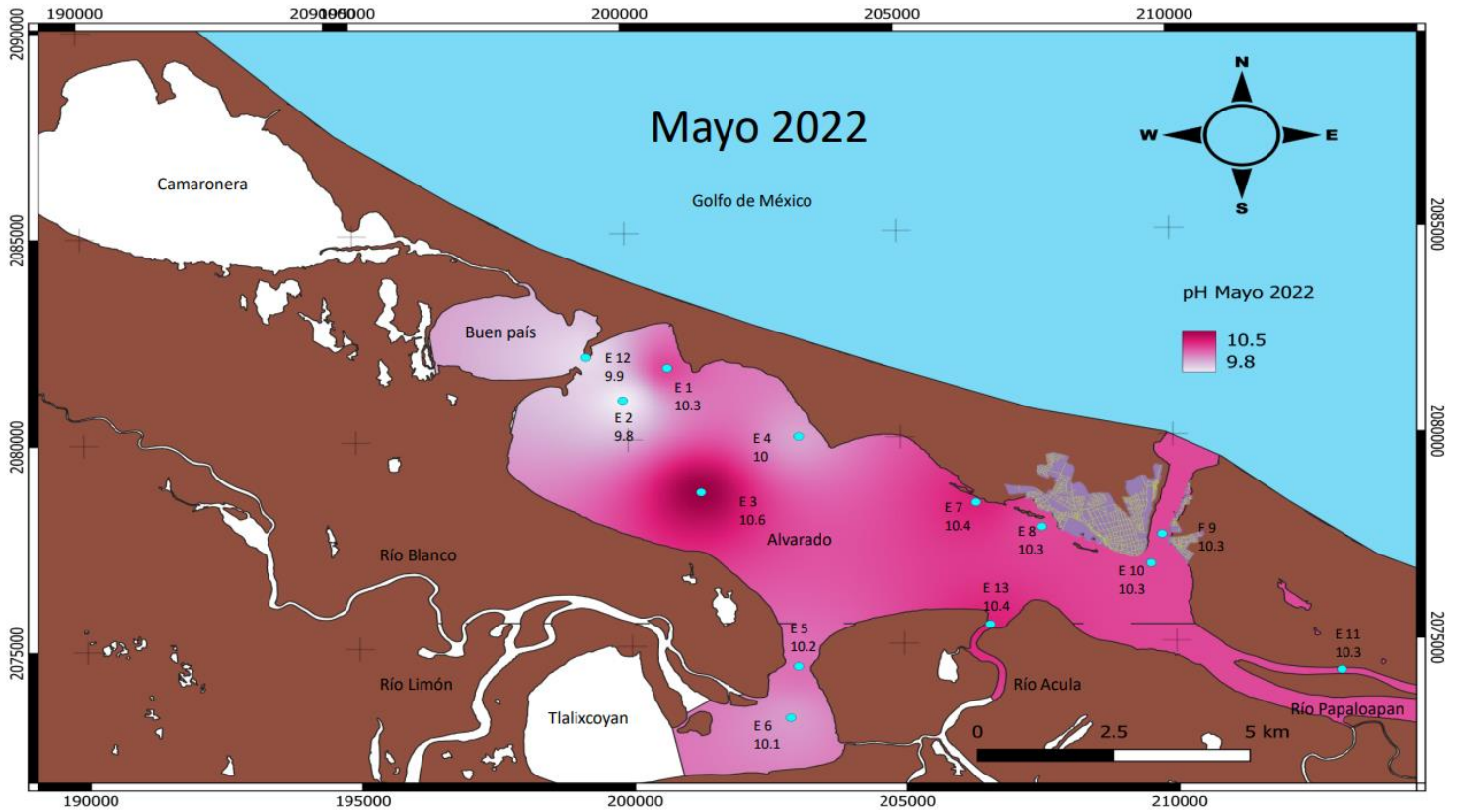


Figura 28. Distribución del pH en mayo 2022 en el SLA, Ver.

De acuerdo con de la Lanza y Hernández (2017) es posible registrar gradientes espaciales de pH, desde la cabecera de la laguna (ácidos), hasta su comunicación con el mar (alcalinos), resultado no solo de la mezcla sino también de la precipitación de coloides orgánicos que se encuentran en suspensión y que con el gradiente de salinidad son retirados del agua. Lo anteriormente mencionado no es posible verlo en ninguna de las dos épocas de muestreo debido al mayor aporte proveniente de los ríos tributarios que del mar, sin embargo, en noviembre se muestra una tendencia más alcalina en las partes más aisladas del SLA (estaciones 1, 2, 3, 4 y 5), esto no es debido al aporte marino, sino a la mayor concentración de organismos calcáreos en la zona. Por otra parte, en mayo (temporada de secas) se muestran valores alcalinos en el SLA, si bien también es atribuible a la concentración de organismos calcáreos como se muestra en la estación 3, el cual coincide con la estación con mayor pH en el noviembre, también se debe a un aumento en la aportación de agua marina, principalmente en las zonas cercanas a la boca del SLA y al puerto de Alvarado, ya que como se mencionará posteriormente el aporte marino en esas zonas es mayor en la temporada de secas.

Sólidos Totales Disueltos (STD)

Los STD son una medida del contenido combinado de todas las sustancias inorgánicas (minerales, metales y sales) y orgánicas disueltas en el agua, cuyo tamaño es menor a 0.45 micrómetros. Los STD también son indicadores de la calidad del agua, ya que éstos son clasificados como un contaminante secundario por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA), que sugiere un máximo de 500 mg/L, mientras que en la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-SEMARNAT-2021) es de 1,000 mg/L, para agua potable. Estos estándares secundarios se establecen porque los STD elevados proporcionando al agua una apariencia turbia y disminuye el sabor en agua potable.

Los resultados de los STD en el SLA se muestran a continuación.

Tabla 13. STD (mg L^{-1}) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Veracruz.

Estación	nov-21	may-22
1	5.4	8.4
2	5.6	10.6
3	5.8	8.6
4	5.4	7.5
5	0.7	7.7
6	0.4	8.1
7	5.2	4.5
8	3.4	4.3
9	4.1	2.3
10	2.1	2.1
11	1.6	2.2
12	4.1	10.2
13	ND	4.2
Mediana	4.1	7.5
Mínimo	0.4	2.1
Máximo	5.8	10.6
Desviación. Est.	2.0	3.0

ND: no determinado

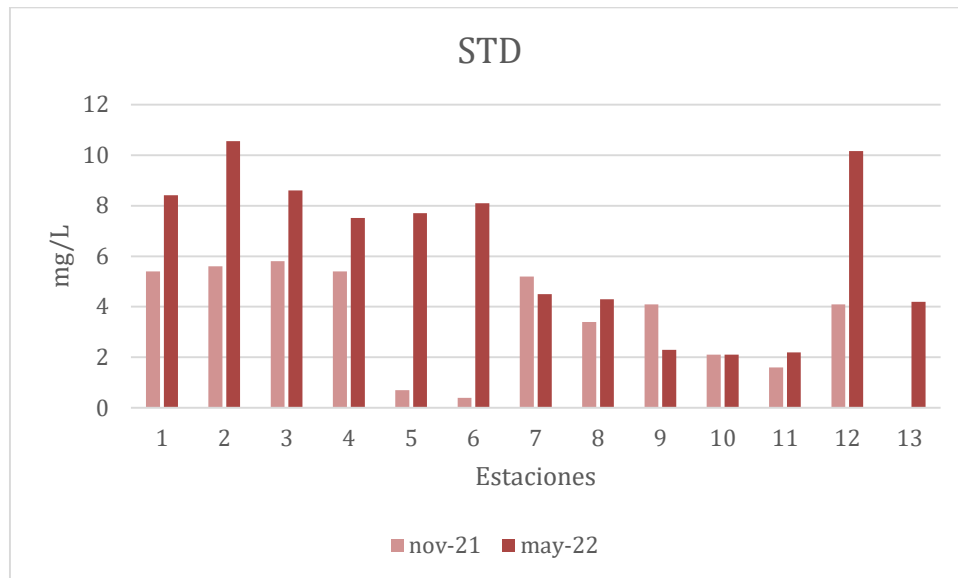


Figura 29. STD en agua del SLA

Como se muestra en las figuras 30 y 31 los STD en el agua del SLA cuentan con marcadas diferencias espaciotemporales correspondiendo directamente a las variaciones de salinidad mencionadas anteriormente. Con una mediana de $4.1 \pm 1.9 \text{ mg L}^{-1}$ para el mes de noviembre del 2021 y de $7.5 \pm 3.0 \text{ mg L}^{-1}$ para el mes de mayo 2022, esto corresponde al periodo estacional en el que se realizó el muestreo, siendo la temporada de lluvias en el mes de noviembre y la temporada se secas para el mes de mayo, mostrando que en general el aumento de temperaturas y la disminución de las precipitaciones en temporada de secas, provocan la evapotranspiración del cuerpo de agua y la disminución del flujo proveniente de los afluentes tributarios aumentan la concentración de los STD. A pesar del aumento de este parámetro en el SLA, las concentraciones no llegan a ser un peligro para el ecosistema de la región, ya que, a pesar de no contar con criterios específico para la calidad del agua de sistemas costeros o epicontinentales para este parámetro, los valores reportados se encuentran por debajo de los criterios de aceptación para agua potable por las normas oficiales y en comparación de otros cuerpos costeros en donde la concentración de los STD es mayor (Benavides, 2008). Por otra parte, los valores reportados del STD también evidencian un mayor aporte agua proveniente de los cuerpos fluviales tributarios del SLA.

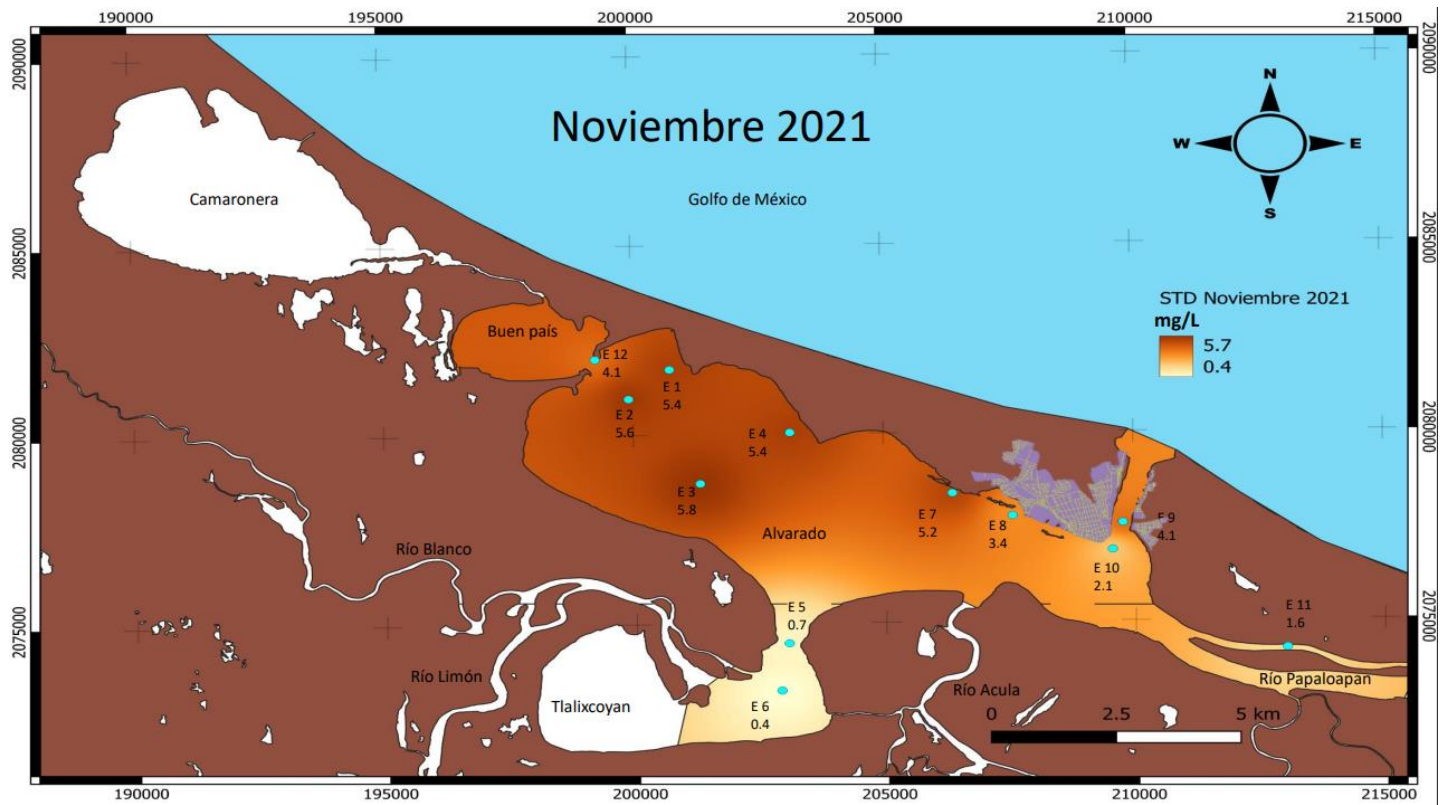


Figura 30. Distribución de los STD en noviembre 2021 en el SLA, Ver.

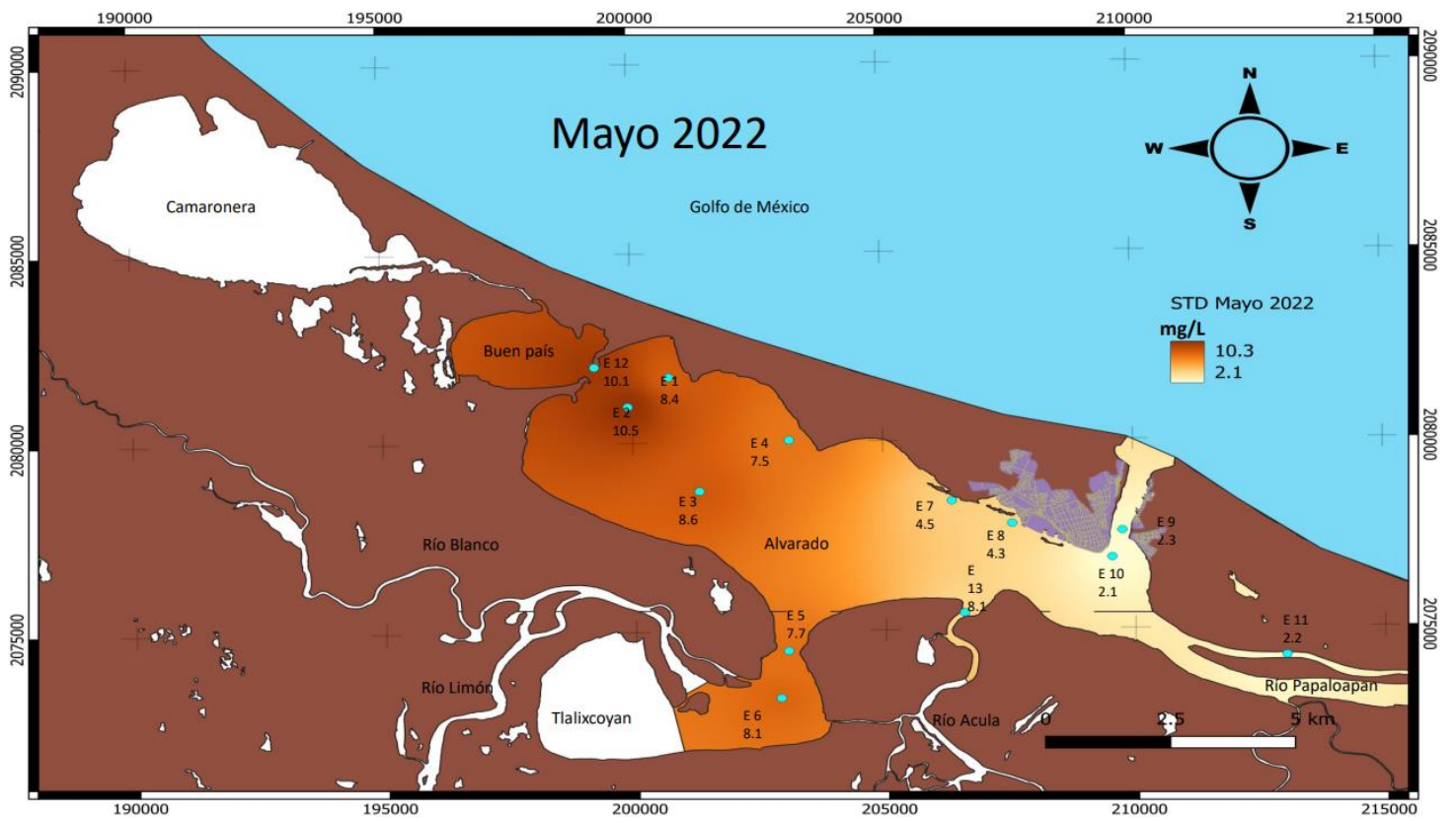


Figura 31. Distribución de los STD en noviembre 2021 en el SLA, Ver.

Respecto a la distribución espacial de los STD en el SLA, como se muestra en la figura 30 para el mes de noviembre 2021, correspondiente a la temporada de lluvias, las concentraciones más altas para los STD se ubican en las regiones más aisladas a las desembocaduras de los afluentes tributarios como los son las estaciones 1, 2, 3 y 4 mientras que los valores más bajas de este parámetro se encuentran en las principales desembocaduras de los afluentes, como en el río Papaloapan y en mayor medida en el río Blanco, mostrando un bajo transporte de sólidos disueltos provenientes de los afluentes del SLA, en comparación con los provenientes del agua marina con la salinidad o los resuspendidos dentro de la dinámica de corrientes del SLA.

Para el mes de mayo del 2022, correspondiente a la temporada de secas, las concentraciones de los STD aumentó en la mayoría de las estaciones a excepción de las estaciones ubicadas en la boca del SLA (estaciones 9 y 10), las cuales cuentan con valores semejantes a la temporada de lluvias, mostrando un aporte constante de sólidos totales en esa región del río Papaloapan, al mismo tiempo que se evidencia el dominio de las aguas de los diferentes ríos. Como se mencionó anteriormente el aumento de la concentración se debe a la evapotranspiración del sistema lagunar y a la disminución de los afluentes tributarios del SLA, aumentando el aporte del agua proveniente del mar, viendo las más altas en las zonas más aisladas como lo son las estaciones 1, 2 y 12.

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Como se mencionó en el marco teórico, la demanda química de oxígeno (DQO) determina la cantidad de oxígeno requerido para oxidar la materia orgánica en el agua. Estos procesos son importantes ya que gracias al oxígeno se pueden llevar a cabo varios procesos metabólicos que se dan dentro de la columna de agua, como la degradación de detritos que se convertirán en los principales nutrientes para los consumidores primarios en la cadena trófica, base de la alimentación de todos los organismos heterótrofos en la laguna. Es por ello la relevancia de su estudio en el SLA, el cual dieron los siguientes resultados para el mes de noviembre 2021 y mayo 2022.

Tabla 14. DQO (mg L^{-1}) en noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Veracruz.

Estaciones	nov-21	may-22
1	29.0	14.0
2	32.0	25.0
3	36.0	19.0
4	35.0	18.0
5	20.0	19.0
6	24.0	22.0
7	22.0	12.0
8	19.0	12.0
9	10.0	12.0
10	17.0	13.0
11	10.0	14.0
12	10.0	5.0
13	ND	3.0
Mediana	21.0	14.0
Mínimo	10.0	3.0
Máximo	36.0	25.0
Desviación Estd.	9.5	6.2

ND: no determinado

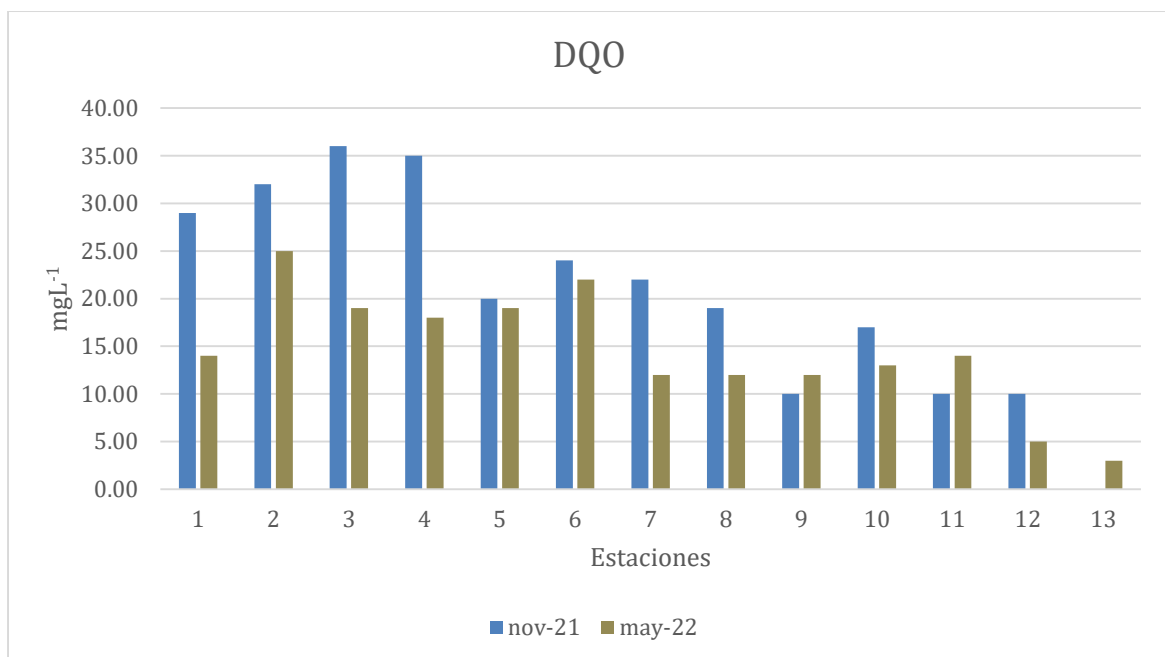


Figura 32. DQO en el agua del SLA

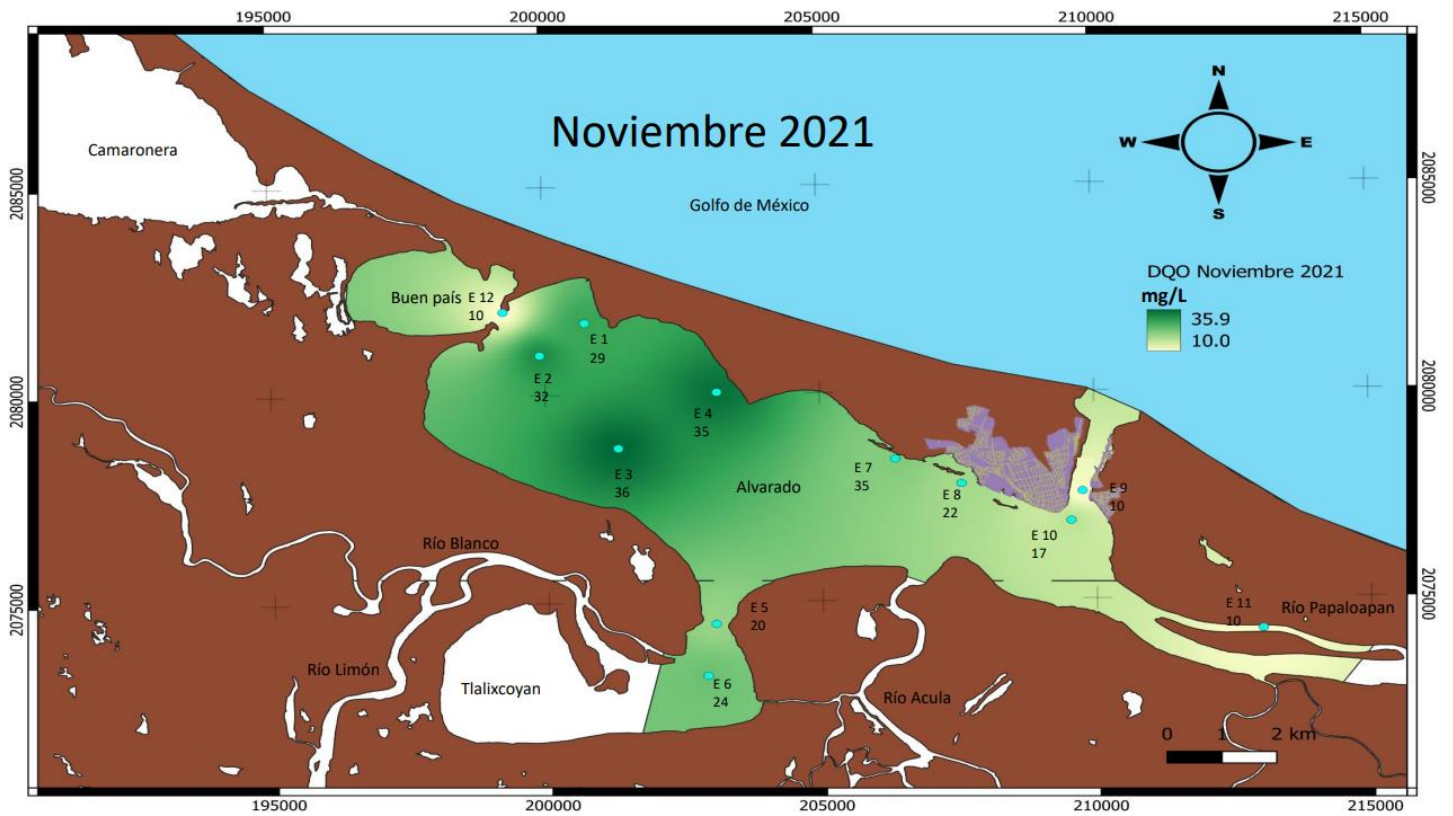


Figura 33. Distribución del DQO en noviembre del 2021

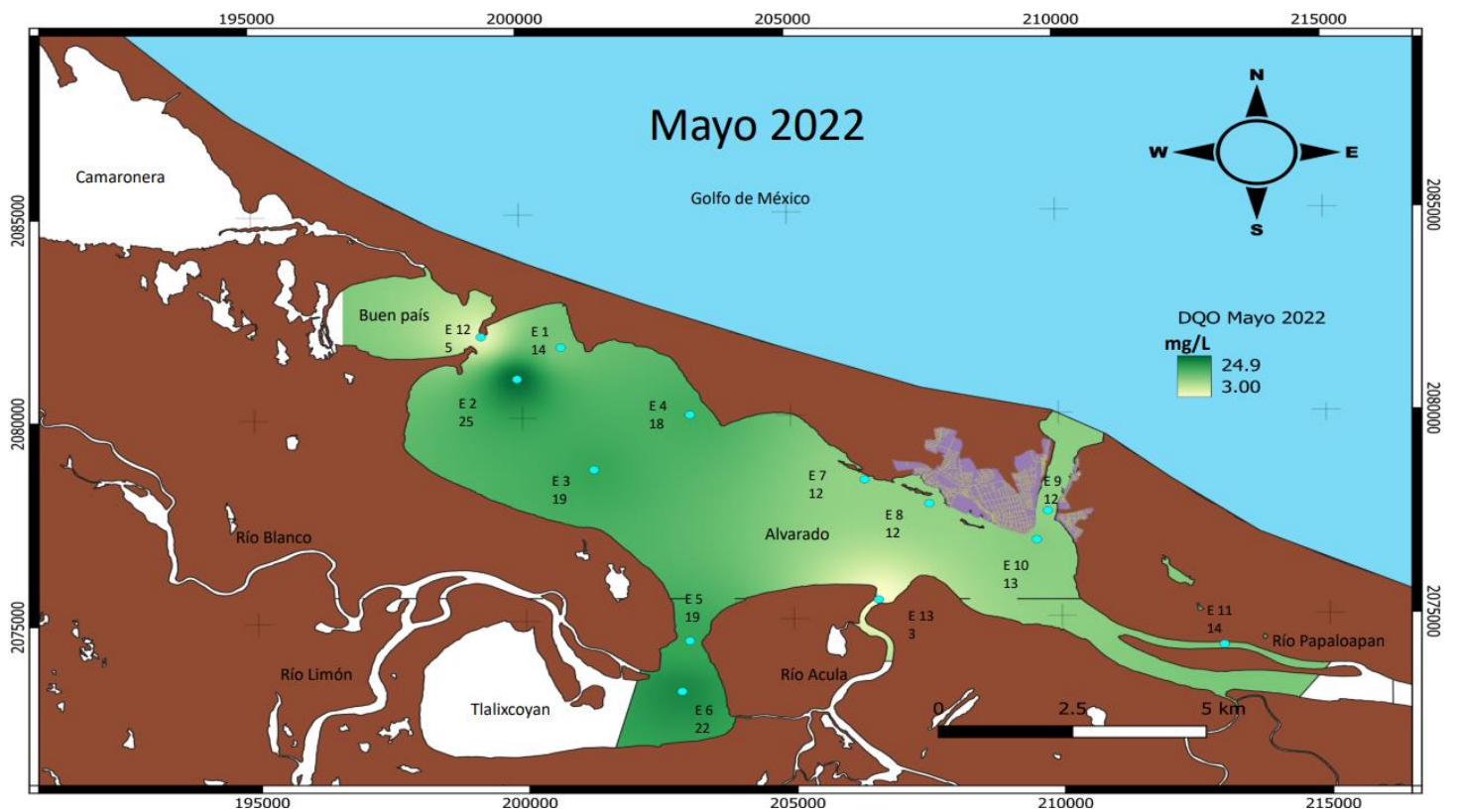


Figura 34. Distribución del DQO en mayo del 2022

De acuerdo con los resultados de la demanda química de oxígeno, el SLA tuvo variaciones espaciotemporales, teniendo altos niveles en la mayoría de las estaciones de muestreo para el mes de noviembre 2021 en comparación de mayo 2022, con medianas de 21 ± 9.4 mg L⁻¹ para el mes de noviembre 2021 y de 14 ± 6.1 mg L⁻¹ para el mes de mayo 2022, posiblemente debido a un mayor aporte de materia orgánica la cual utiliza oxígeno para su degradación o el aprovechamiento del oxígeno para la realización de las funciones metabólicas de organismos dentro de la cadena trófica.

Los resultados del mes de noviembre 2021, cuenta con semejanzas en la distribución de las concentraciones de DQO en comparación con el mes de mayo 2022, tendiendo a ser más bajas en la parte de la boca del SLA, así como en la entrada a la laguna Buen País, posiblemente debido a una mayor circulación de agua en esas regiones, como es más evidente en la desembocadura del río Acula para el caso de los niveles en mayo 2022, pues las concentraciones más altas se concentraron en el centro del SLA donde la dinámica de corrientes suele ser más someras y por lo tanto contar con una mayor concentración de detritos sedimentados.

Por otra parte, se logra ver una semejanza en la concentración del DQO espaciotemporalmente, a excepción de las estaciones 1, 2, 3 y 4 donde las concentraciones en el mes de noviembre 2021 tuvieron mayores concentraciones, debido a mayores escurrimientos en la zona como en los parámetros analizados anteriormente. Sin embargo, las concentraciones de DQO para el mes de noviembre 2021 y mayo 2022 en las estaciones 5 y 6 cuentan con semejanzas, sin observar una variación importante en las concentraciones de este parámetro entre ambas épocas estacionales como se había visto en otros resultados.

Carbono Orgánico Disuelto (COD)

El parámetro del carbono orgánico disuelto (COD) en la matriz de agua, puede dar idea de la cantidad de compuestos orgánicos que se encuentra en la columna de agua, los cuales se relacionan directamente con el OD en los procesos de óxido-reducción del carbono orgánico y en los valores obtenidos químicamente de la DQO.

De lo anterior deriva la importancia del estudio del COD de cualquier cuerpo acuático; para el caso del SLA, los resultados de este parámetro en los meses de noviembre 2021 y mayo 2022 se pueden observar en la tabla 13.

Tabla 15. COD (mg L⁻¹) en agua del SLA en noviembre 2021 y mayo 2022.

Estación	nov-21	may-22
1	5.7	7.3
2	10.2	11.7
3	13.5	4.3
4	15.8	6.2
5	22.4	4.8
6	29.2	6.4
7	28.1	9
8	27.5	3.4
9	22.1	3.3
10	17.1	3.1
11	13.2	4.7
12	14.4	3.8
13	ND	14.5
Mediana	16.45	4.8
Mínimo	5.7	3.1
Máximo	29.2	14.5
Desviación Estd.	7.5	3.5

ND: no determinado

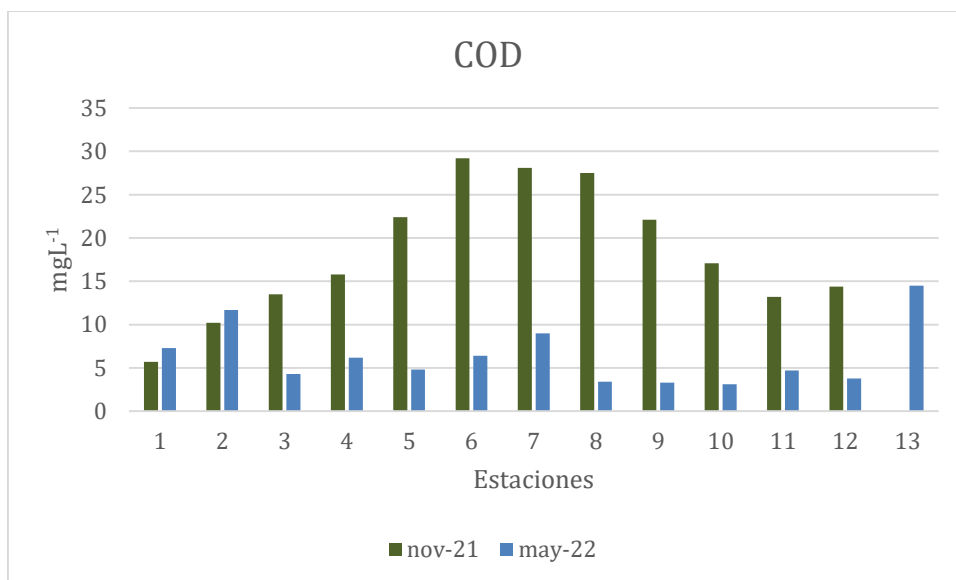


Figura 35. COD en agua del SLA, Ver.

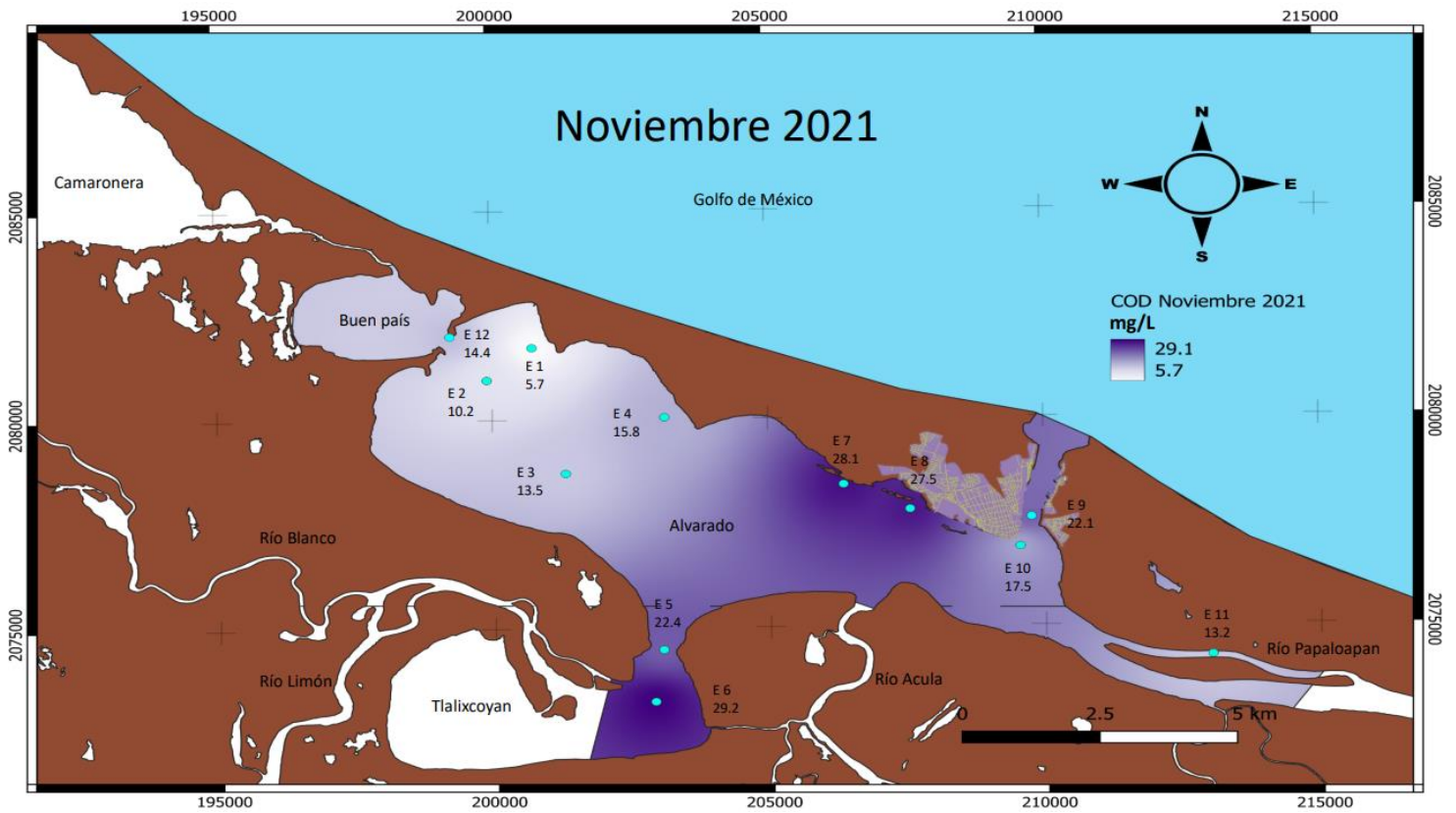


Figura 36. Distribución del COD en noviembre del 2021

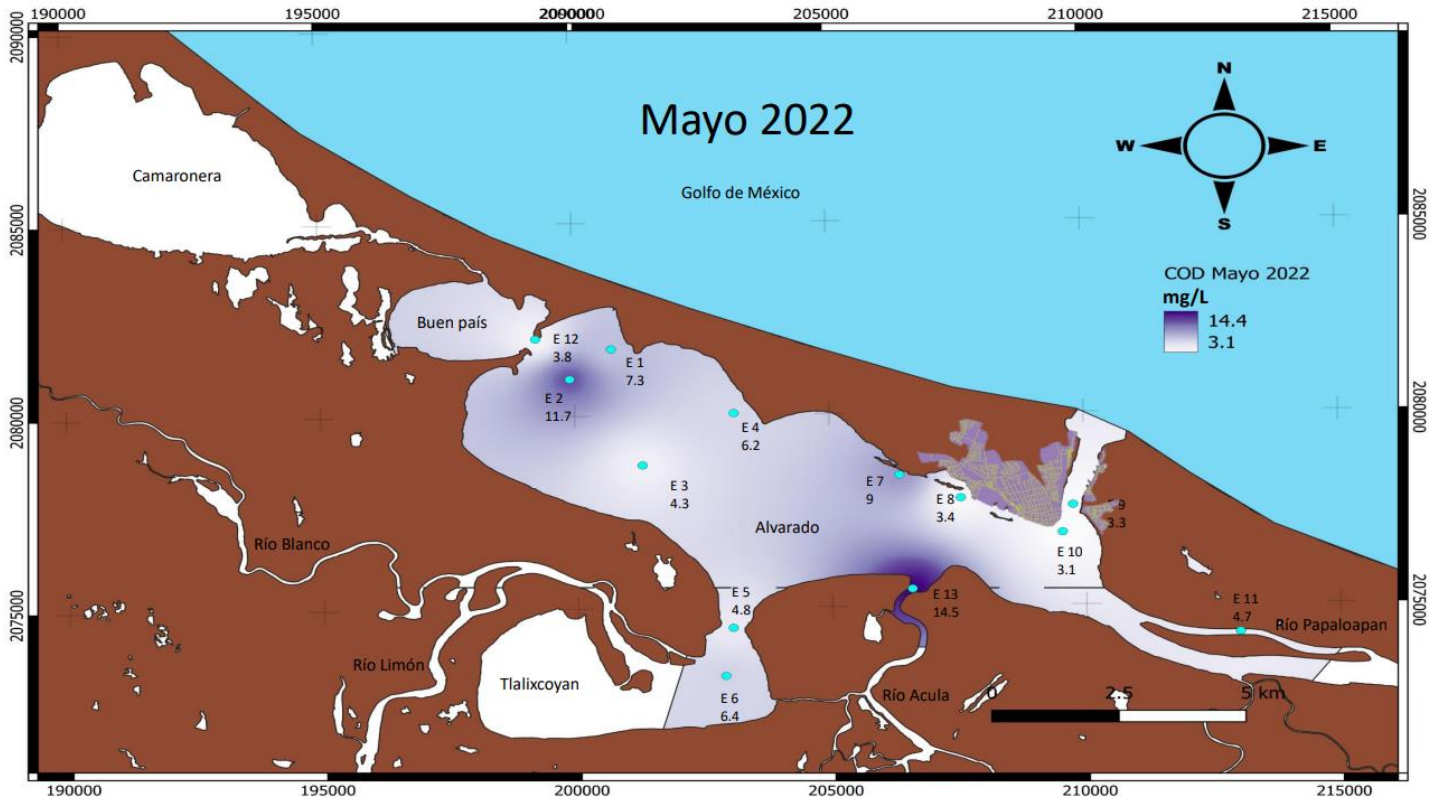


Figura 37. Distribución del COD en mayo del 2022

A pesar de la importancia del COD, no se han encontrado reportes de este parámetro en algún registro o publicación para el SLA, incluyendo las normas de calidad del agua por parte de las Normas Oficiales Mexicanas, debido a que estas normas se basan más en la concentración de la DQO para establecer los controles de calidad del agua, sin embargo, se puede observar que las concentraciones de COD en ambas temporadas son relativamente bajas, con concentraciones menores en la temporada de secas (mediana de $4.8 \pm 3.5 \text{ mg L}^{-1}$) y más altas en la temporada de nortes ($16.4 \pm 7.5 \text{ mg L}^{-1}$), esta diferencia de concentración posiblemente se deba al aumento de escorrentías en la temporada de nortes, las cuales beneficiarán al transporte de materia orgánica hasta el SLA.

Por otra parte, la distribución espacial en ciertas zonas tanto en noviembre 2021 y mayo 2022, parece estar opuestas a las altas concentraciones de la DQO (característica que posiblemente se pueda comprobar en las correlaciones) ya que en las regiones con mayor demanda química de oxígeno (DQO) hay menor carbono orgánico disuelto (COD) y viceversa, relación que también pareciera verse con respecto al parámetro de oxígeno disuelto (OD) en el mes de noviembre del 2021, principalmente en las estaciones 5, 6, 7 y 8, donde hubo concentraciones bajas de COD, pero no de OD, escenario que podría indicar que en las estaciones anteriormente mencionadas se llevan a cabo mayoritariamente procesos de respiración por parte de organismos; sin embargo esta relación respecto al mes de mayo 2022 no se cumple ya que tanto OD y COD cuentan con áreas de alta concentración en ambos parámetros como lo es más evidente en la estación 13 ubicada en la desembocadura del río Acula, donde parece ser un lugar de mucha productividad biológica por las concentraciones altas de OD y COD pero bajas en DQO. Mientras que las altas concentraciones de COD en el mes de noviembre del 2022 para la desembocadura de los ríos Blanco y Limón y periferia del puerto de Alvarado podrían deberse al incremento de material orgánico por parte de fuentes antropogénicas.

Fósforo Total (PTa) y Nitrógeno Total (NTa) en agua

El estudio de nitrógeno y fósforo total, para calcular la suma de las formas nitrogenadas y fosforadas inorgánicas disponibles tanto en agua como en sedimento se desarrollaron a través de digestiones ácidas, de esta forma se calculó la concentración de nutrientes que pueden estar a la disposición para los organismos primarios de la cadena trófica; sin embargo, altos niveles de estos nutrientes podrían llevar a los cuerpos de agua hacia condiciones eutróficas, afectando todo el ecosistema que se encuentre dentro del sistema lagunar y sus alrededores.

Derivado de la importancia que tienen los nutrientes en cualquier ecosistema, se obtuvieron los siguientes datos dentro de la matriz agua para noviembre 2021 y mayo 2022, presentada en la tabla 16.

Tabla 16. PTa y NTa (μM) en agua de noviembre 2021 y mayo 2022 en el SLA, Veracruz.

Estación	PTa		NTa	
	nov-21	may-22	nov-21	may-22
1	8.4	12.3	392.9	100.0
2	4.8	11.0	350.0	128.6
3	4.8	35.5	342.9	178.6
4	4.5	10.6	350.0	171.4
5	14.8	11.0	450.0	250.0
6	17.7	10.6	385.7	13.2
7	8.7	10.3	442.9	8.1
8	6.8	8.4	342.9	11.2
9	2.3	9.7	321.4	17.0
10	<LD	11.3	314.3	13.0
11	<LD	16.1	335.7	200.0
12	9.0	13.9	385.7	71.4
13	ND	12.3	ND	92.9
Mediana	5.8	11.0	350.0	92.9
Mínimo	2.3	8.4	321.4	8.1
Máximo	17.7	35.5	450	250
Desviación Est.	5.4	6.9	44.3	83.4

ND: no determinado

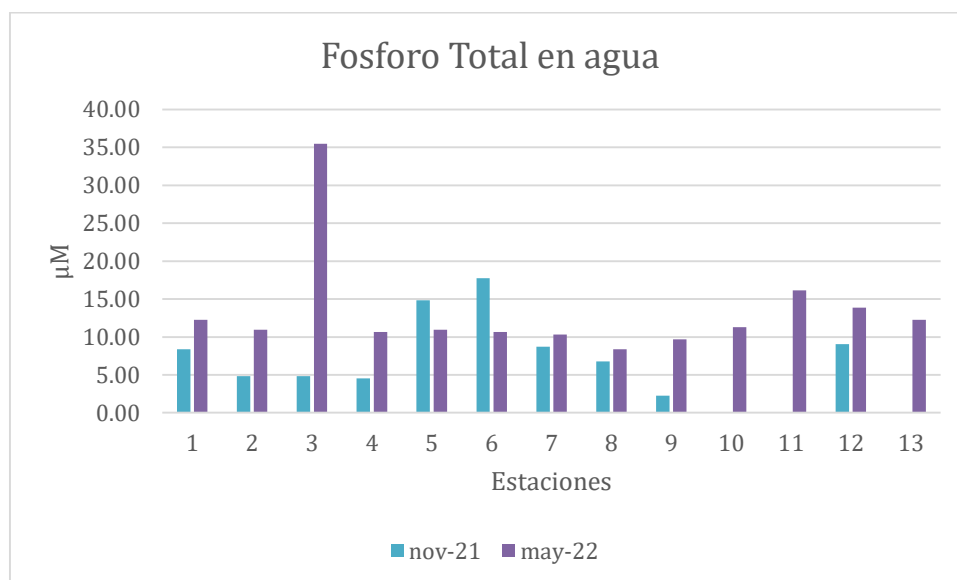


Figura 38. Fósforo total en agua del SLA

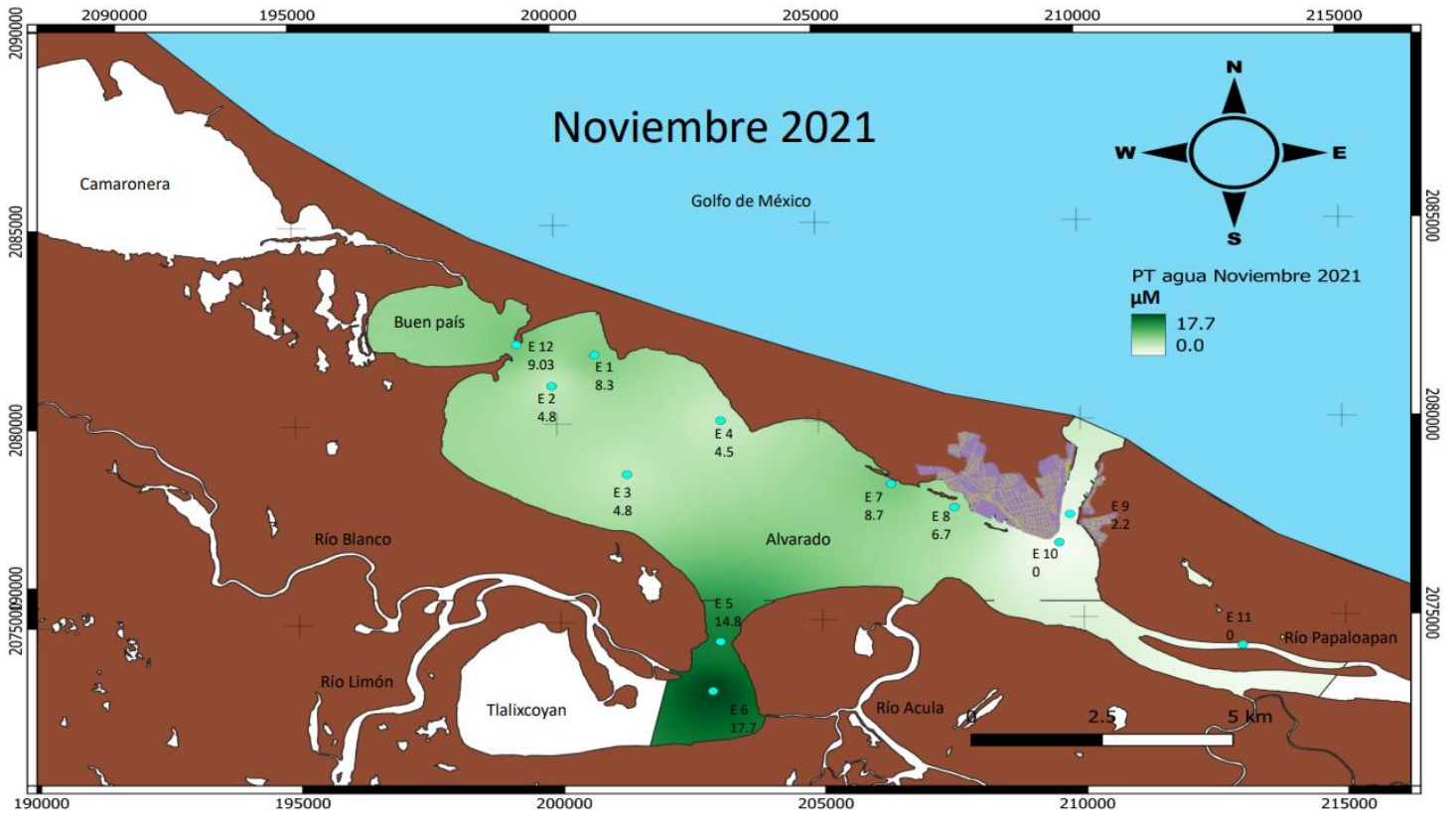


Figura 39. Distribución del PTa en noviembre del 2021

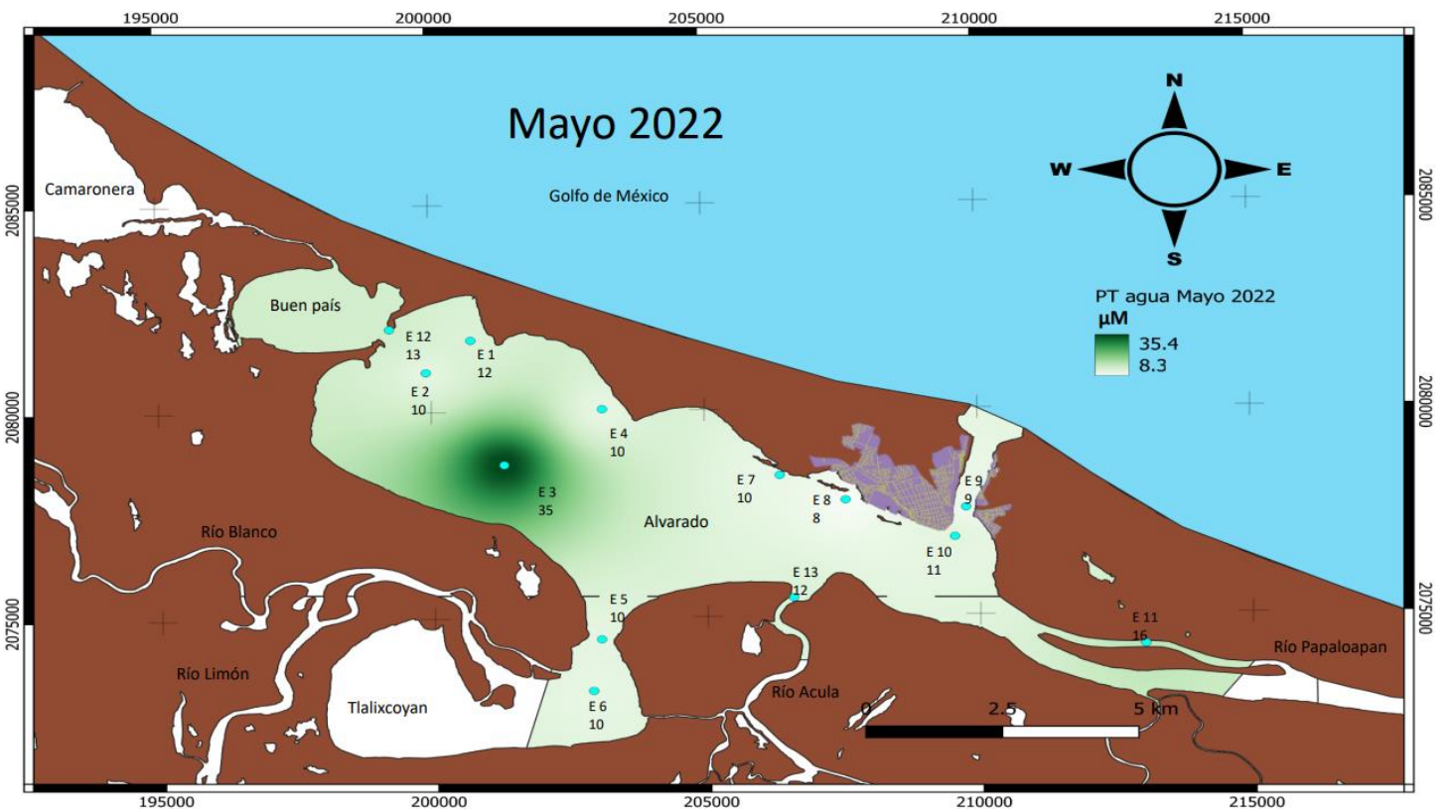


Figura 40. Distribución del PTa en mayo del 2022

Como se puede observar en los datos de los nutrientes, específicamente para el fósforo total en el agua (PTa), en noviembre 2021 y mayo 2022, existen variaciones espaciotemporales, teniendo valores en la mediana de $5.8 \mu\text{M} \pm 5.4$ para noviembre 2021 y una mediana de $10.9 \mu\text{M} \pm 6.9$ para el mes de mayo 2022. Estos valores para el caso de PTa, la mayor parte de las estaciones se encontraron por debajo de los reportados en los últimos años (de la Lanza y Hernández, 2017, de la Lanza *et al.* 2020), ya que se registraban promedios de 24.1 o 43.1 μM , pero no en reportes anteriores al 2017, ya que se han registrado valores de hasta 0.1 μM , como es el caso del 2001 (Contreras Espinoza y Warner, 2001) o llegando a ser indetectables como lo reportado en 2015 (Madián Isaí y de la Lanza, 2015), el cual también fue el caso de esta tesis para las estaciones 10 y 11 en el mes de noviembre 2021. Sin embargo, en ambos casos, es evidente la participación del fósforo como el elemento limitante para el crecimiento de los macroorganismos de producción primaria en el SLA, pues en comparación con el nitrógeno, la relación N:P menor a 5 es interpretada como una limitación de nitrógeno; pero una mayor a 10 se considera como indicativa de una limitación de fósforo y se establece que de 5 a 10 es indiferente.

Respecto a la distribución espacial del PTa en el mes de noviembre 2021 se observan las mayores concentraciones ubicadas en la desembocadura del río Blanco y Limón, nuevamente evidenciando un mayor aporte de agua epicontinental en la zona de las estaciones 5 y 6 en comparación del río Papaloapan como se podría suponer, pues se ha observado también en el análisis de otros parámetros como en el aumento del COD o la disminución de salinidad en esa zona, para las temporada de nortes perteneciendo al muestreo de noviembre 2021. Por otro lado, en el mismo muestreo no se detectaron concentraciones de PTa en las estaciones 10 y 11, debido a que los valores estuvieron por debajo del límite de detección del método, posiblemente a una mayor circulación de agua, gracias a la dinámica de corrientes, ya que dichas estaciones se encuentran en zonas de alta energía, por la corriente del río Papaloapan. En el caso del muestreo de mayo 2022, cabe destacar la alta concentración de la estación 3, alcanzando una concentración de PTa de 35.48 μM , la más alta en esta tesis, sin embargo no la más alta reportada ya que, de la Lanza *et al.* 2020, ha reportado concentraciones de PTa de hasta 43.1 μM , si bien es evidente que el fósforo en esta estación de muestreo sobresale de la tendencia que cuentan los demás datos, no se puede discriminar ya que en todas las muestra se llevó a cabo el mismo procedimiento estando incluso dentro del mismo lote de análisis, suponiendo un escurrimiento de materiales fosforados en la zona.

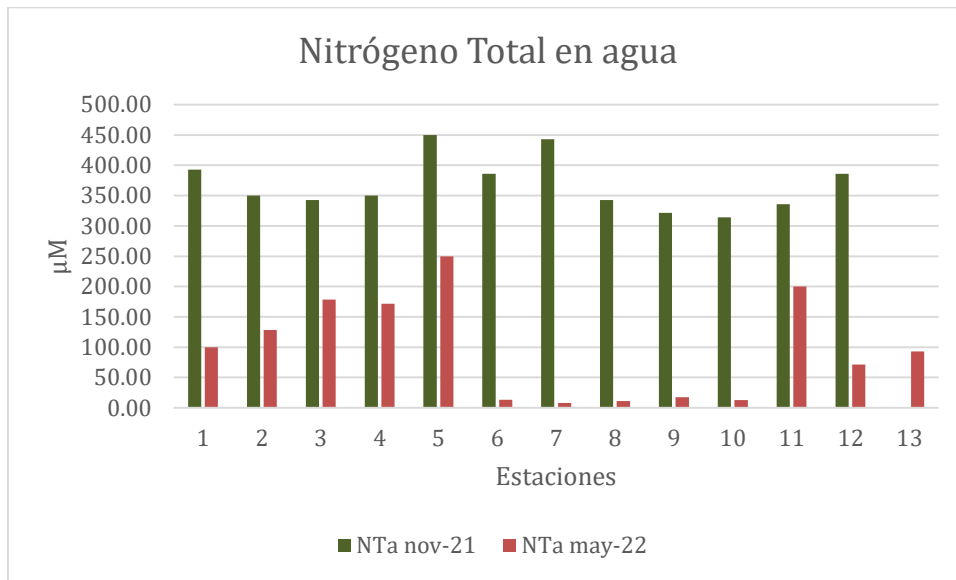


Figura 41. Nitrógeno total en agua del SLA

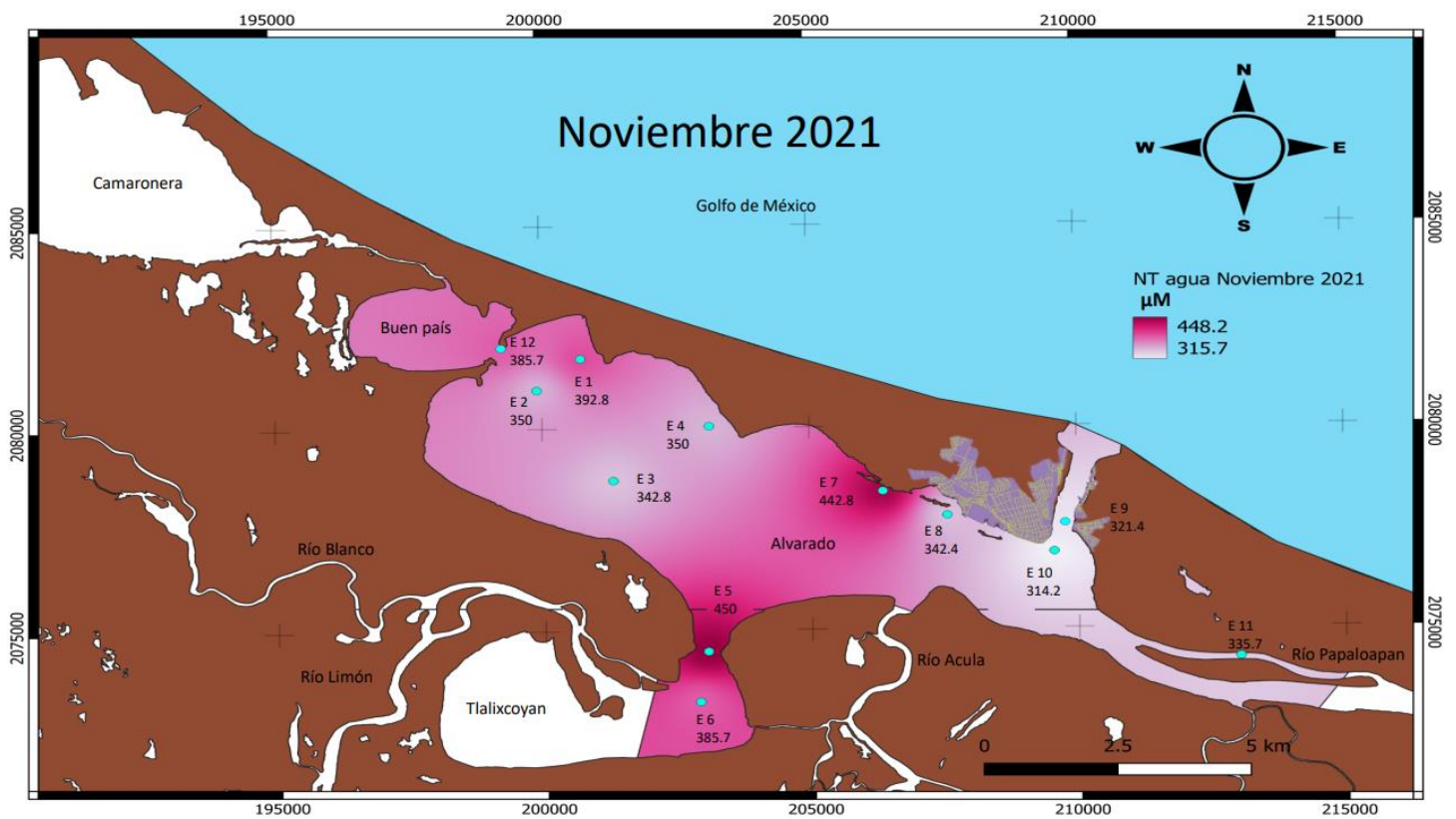


Figura 42. Distribución del NTa en noviembre del 2021

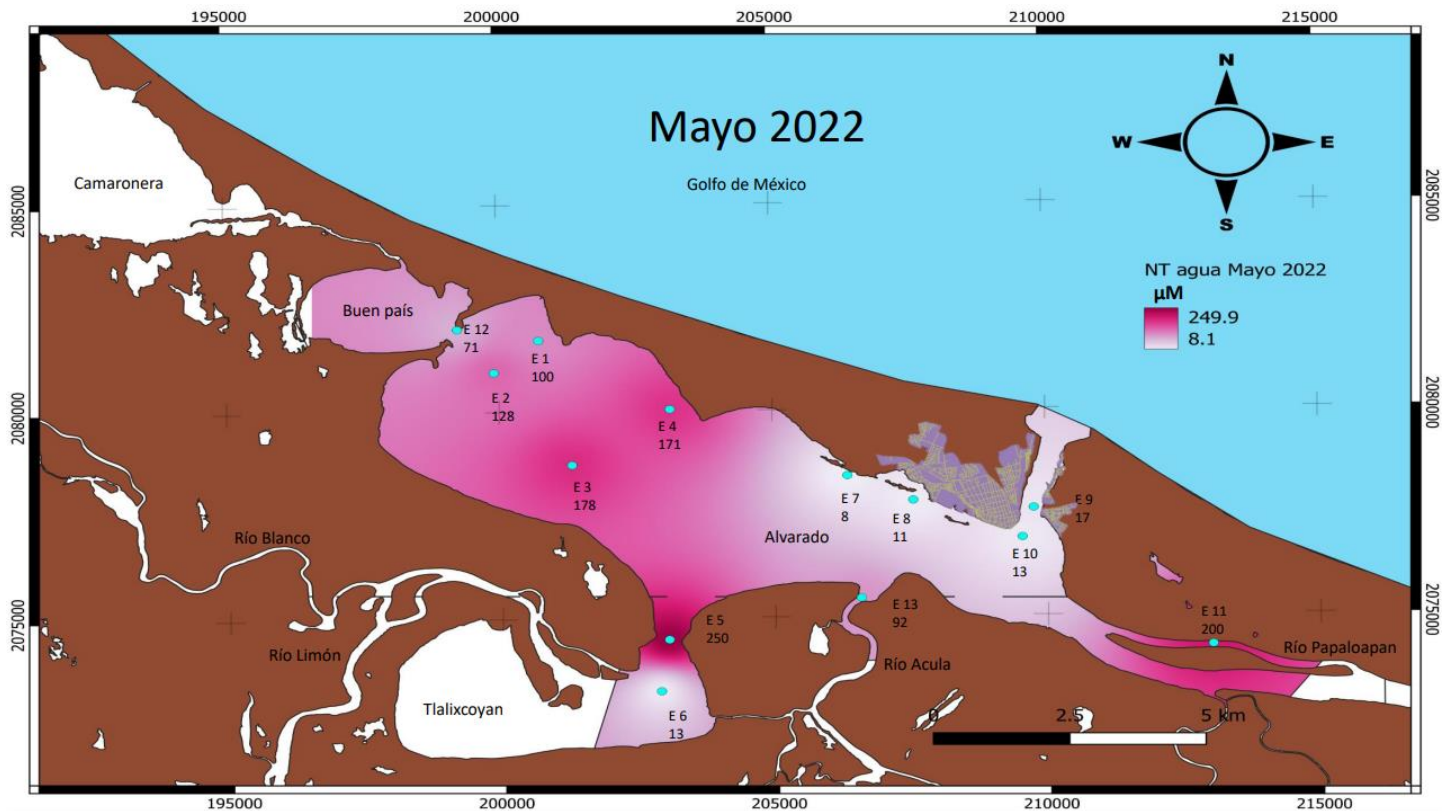


Figura 43. Distribución del NTa en mayo del 2022

Respecto a los análisis del nitrógeno total en agua (NTa) se observa que a diferencia del fósforo el nitrógeno se encuentra en mayores concentraciones en la temporada de nortes en el mes de noviembre 2021, respecto a la temporada de secas en mayo 2022, pero al igual que el P_{Ta}, existen variaciones espaciotemporales, teniendo valores en la mediana de $350.0 \pm 44.2 \mu\text{M}$ para noviembre 2021 y $92.8 \pm 83.4 \mu\text{M}$ para mayo 2022. Estos valores de NTa, están dentro de los rangos reportados y podrían considerarse como normales en los últimos años para la zona del SLA (de la Lanza y Hernández, 2017), pues desde el año del 2015 los valores máximos del NTa se han reportado en intervalos cercanos a los $428.6 \mu\text{M}$ (Madián Isaí y de la Lanza, 2015; de la Lanza y Hernández, 2017). Como se mencionó anteriormente el NTa no se podría considerar como elemento limitante de la producción primaria, debido a las altas concentraciones que tiene el nitrógeno respecto al fósforo, por la proporción de 10 a 5 N:P del nitrógeno contra el fósforo.

Para el caso del NTa resaltan las variaciones espaciales y temporales, ya que al comparar ambas épocas del año vemos que en las medianas el mes de noviembre registró un aumento del 73.7% en las concentraciones respecto a mayo 2022. Nuevamente mostrando la importancia del aumento de escorrentías y flujos en los cauces tributarios en la temporada de nortes respecto a la de secas., teniendo una mayor concentración en la mayoría de los parámetros fisicoquímicos analizados en esta tesis. Respecto con la distribución espacial de este elemento, en el mes de noviembre 2021 el NTa se mantiene constante, con pequeñas variaciones en las concentraciones, en comparación de la

variación espacial que se encuentra en el mes de mayo 2022, teniendo disminuciones en las concentraciones en las estaciones de la 6 a la 10, encontrándose en la desembocadura de los ríos Limón y Blanco y el puerto de Alvarado.

Otro aspecto por resaltar es que, tanto para el mes de mayo como para noviembre, ciertas estaciones compartieron las concentraciones más altas tanto de PTa como de NTa, sin embargo, como se verá a continuación, también son puntos con concentraciones altas de PTs y NTs en sedimentos, como lo es el caso de la estación 5 ubicada en la entrada a Tlalixcoyan. Por otra parte, para noviembre 2021 la estación 5, también comparte las concentraciones más altas de carbonatos y COD, por lo que se podría intuir que la zona en la entrada a Tlalixcoyan cuenta con una dinámica hidrológica y biológica mayor que el resto de la laguna en el mes de noviembre 2021.

Perfiles verticales

Como se mencionó en la sección de metodología, se hicieron mediciones de los parámetros fisicoquímicos en la columna de agua, con el sensor multiparamétrico destacando los parámetros de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto (OD), durante el muestreo del mes de mayo 2022, de los cuales se obtuvieron perfiles verticales de las estaciones 2, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12 y 13, además, con los datos obtenidos de la salinidad, temperatura y la presión atmosférica a nivel del mar, se obtuvo la densidad con la fórmula descrita en metodología.

Al combinar todos los perfiles verticales de las estaciones de muestreo analizadas se obtuvo la siguiente figura.

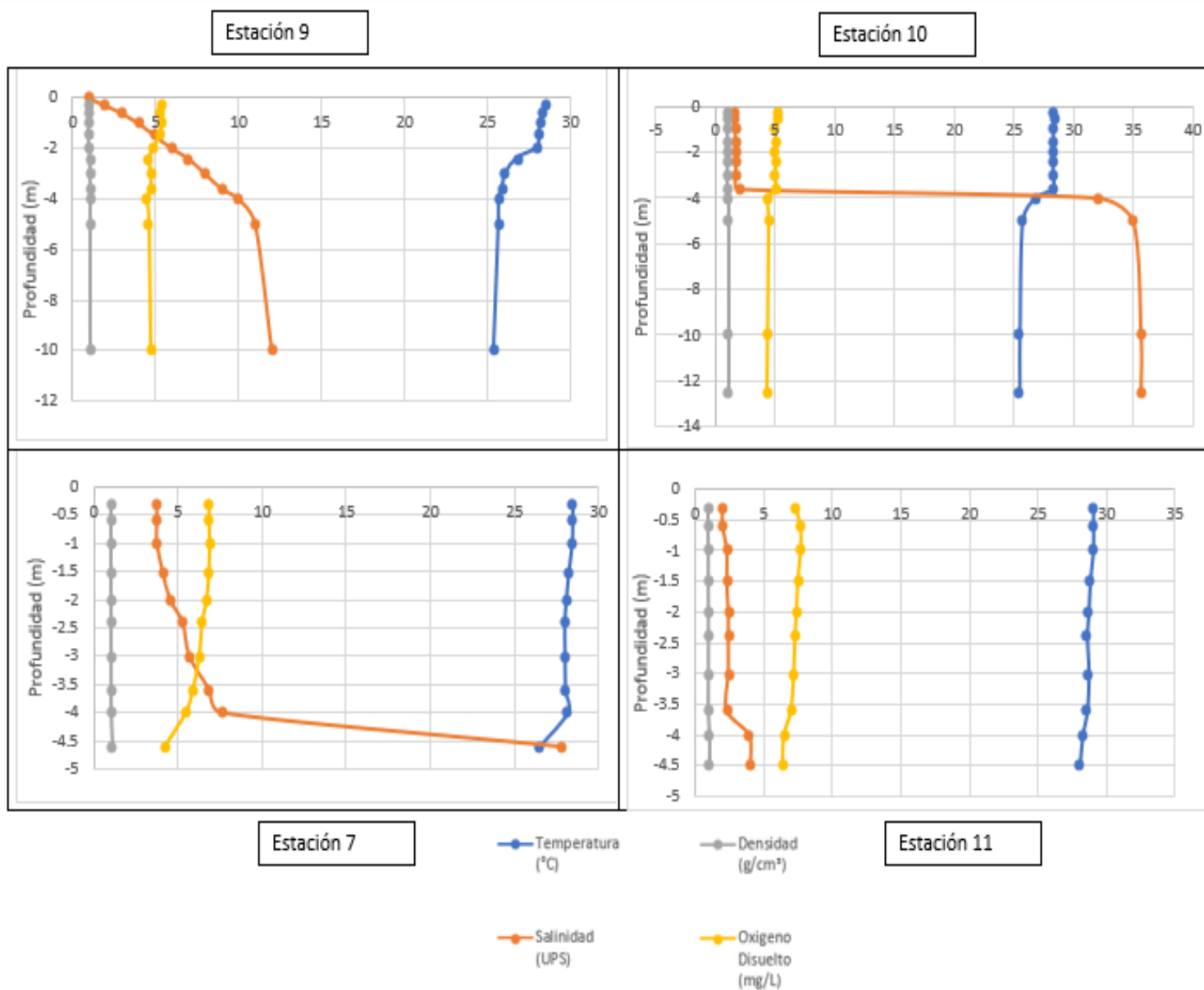


Figura 44. Perfil vertical en diferentes estaciones del SLA

En esta figura se puede resaltar un cambio en las condiciones fisicoquímicas de la columna del agua a partir de los 4 metros de profundidad, siendo más notorio en el parámetro de la salinidad en las estaciones 7, 9 y 10, ubicadas en la boca del SLA y en el puerto de Alvarado, pasando de condiciones mesohalinas a marinas. También se observan cambios en la temperatura a partir de los 4 metros de profundidad como son claros en las estaciones 9 y 10 ubicados en la boca del SLA, donde la temperatura disminuyó con la profundidad. Por parte del OD siendo un parámetro no conservativo, muy variable por la profundidad como lo han mencionado autores como de la Lanza (1990) o Villalobos *et al.* (1966) registrando para el SLA variaciones verticales respecto al OD, teniendo bajos niveles de oxígeno en la parte inferior del cuerpo de agua y de sobresaturación en la parte superior, descartando la posibilidad de variaciones

temporales diarias, ya que todas las mediciones se llevaron a cabo durante el día (periodo en que los organismos fotosintéticos sintetizan oxígeno liberándolo al medio). Sin embargo, en los datos obtenidos para esta tesis, a pesar de que se puede observar una disminución en la concentración del OD conforme disminuye la profundidad, en ningún momento llega a condiciones de hipoxia, ya que los ambientes considerados en condiciones de hipoxia son aquellos por debajo de 30% de saturación de oxígeno, y en ninguno de los datos llegaron a estos valores. Correspondiente a la densidad calculada, es mínima e imperceptible en la gráfica, sin embargo, tiende a aumentar la densidad del agua con el aumento de la profundidad, la salinidad y al disminuir la temperatura.

Además de realizar los perfiles verticales para conocer las condiciones fisicoquímicas en la columna de agua del SLA, también se utilizó para corroborar la presencia de una cuña salina, la cual han reportado autores como de la Lanza-Espino y Hernández Pulido (2017) para el mes de mayo de 2016, quienes registraron valores de 2 UPS en la parte superior del sistema lagunar y en la parte inferior de 32 UPS, principalmente en la zona de la boca del SLA. El cual, con los datos obtenidos de los perfiles verticales para la realización de esta tesis, se puede aproximar a la conformación de la distribución de la cuña salina reportada por los autores anteriormente mencionados, el cual dio como resultado la siguiente figura.

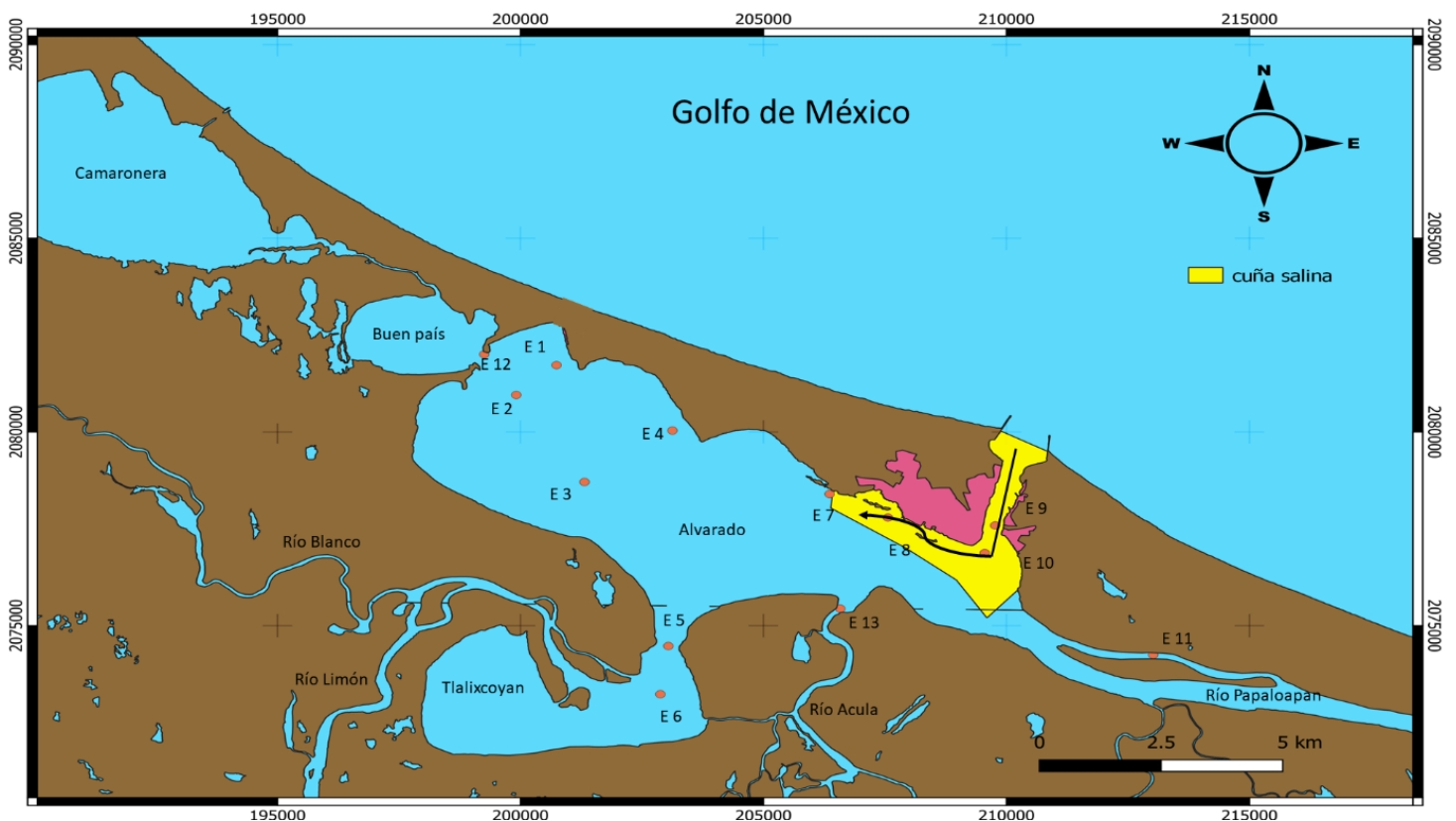


Figura 45. Distribución aproximada de la cuña salina en el SLA en mayo 2022

En la figura 45 podemos observar como la cuña salina entra desde la boca proveniente desde el Golfo de México de norte a sur, siendo desviada hacia el oeste debido a la corriente del río Papaloapan y a la profundidad, ya que, en la desembocadura de este, tienen profundidades que apenas superan los 4 metros, mientras que, en la boca, las profundidades llegan a ser de hasta 12 metros. Provocando que la cuña salina se dirija hacia el puerto de Alvarado, cercano a las estaciones 7 y 8, donde la profundidad también es alrededor de los 4 metros, sin embargo, ya no cuenta con la energía del cauce del río Papaloapan y favorece la presencia de la cuña salina.

Análisis estadístico multivariado del agua

Pruebas de normalidad

Como se mencionó anteriormente se le realizaron pruebas de normalidad a los datos obtenidos para determinar si los resultados tienden a una distribución normal o no, eligiendo un nivel de significancia de 0.05. La prueba de normalidad fue de Shapiro-Wilks (1965), debido a que la “n” o número de datos obtenidos es menor a 50.

De acuerdo con los resultados obtenidos el patrón de la normalidad o no, de los parámetros determinados en agua, fue el siguiente:

Tabla 17. Normalidad de los PFQ en noviembre del 2021 del SLA.

Parámetro	Coefficiente Shapiro obtenido	P valor
Temperatura	0.813	0.013
Salinidad	0.872	0.07
OD	0.914	0.216
PTa	0.93	0.377
NTa	0.893	0.13
DQO	0.919	0.279
COD	0.944	0.559
STD	0.87871	0.08438
pH	0.90908	0.2076

Tabla 18. Normalidad de los PFQ en mayo del 2022 del SLA.

Parámetro	Coefficiente Shapiro obtenido	P valor
Temperatura	0.920	0.253
Salinidad	0.9096	0.1811
OD	0.87696	0.06486
PTa	0.56016	3.03×10^{-5}
NTa	0.89267	0.1061
DQO	0.95561	0.6852
COD	0.84524	0.02474
STD	0.89881	0.1288
pH	0.81574	0.1909

De acuerdo con las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilks la mayor parte de los parámetros cuentan con una distribución normal o paramétrica, teniendo una mayor probabilidad de encontrar valores de estos parámetros dentro de un rango en el SLA, con excepción de la temperatura de noviembre 2021 en donde los valores tendieron a ser más constantes (dentro del rango de los 26°C) dentro del SLA, menos en la desembocadura del río Papaloapan (estación 11) y en la Boca (estaciones 9 y 10) del sistema lagunar donde los valores de temperatura disminuyen (a 25°C), ya que la temperatura proveniente del río Papaloapan es menor a la del SLA. Por otra parte, los parámetros con distribución no normal o no paramétrica para el mes de mayo 2022 correspondieron a los parámetros de fósforo total y carbono orgánico disuelto, esto se debe a que en ambos casos, una de las estaciones de muestreo sobresalió por tener el mayor valor registrado de ese parámetro, destacando por mucho a diferencia de las demás estaciones, en el caso del fósforo fue en la estación 3 y en caso del COD fue en la 13, como se vio anteriormente en los resultados de ambos parámetros.

Estos datos genero heterogeneidad entre los resultados de normalidad, debido a ello se optó por utilizar pruebas no paramétricas para los siguientes análisis multivariados.

Correlaciones de Spearman

Se hizo la relación de los parámetros determinados mediante la correlación de Spearman. En el caso de las correlaciones se realizaron matrices para una mejor visualización de los resultados, con valores que van del 1 al -1 y representadas como los colores azules para reflejar los valores positivos y rojo para los negativos, dejando en blanco a los valores que no tienen correlación. Cabe mencionar que las correlaciones se tomaran como significativas aquellas que oscilen entre -1 a -0.5 y de 0.5 a 1, de acuerdo con la hipótesis de la prueba con un valor de $p > 0.05$.

En las siguientes figuras se presentan los resultados de las correlaciones múltiples realizadas con los datos obtenidos en noviembre 2021 y mayo 2022 en la matriz agua.

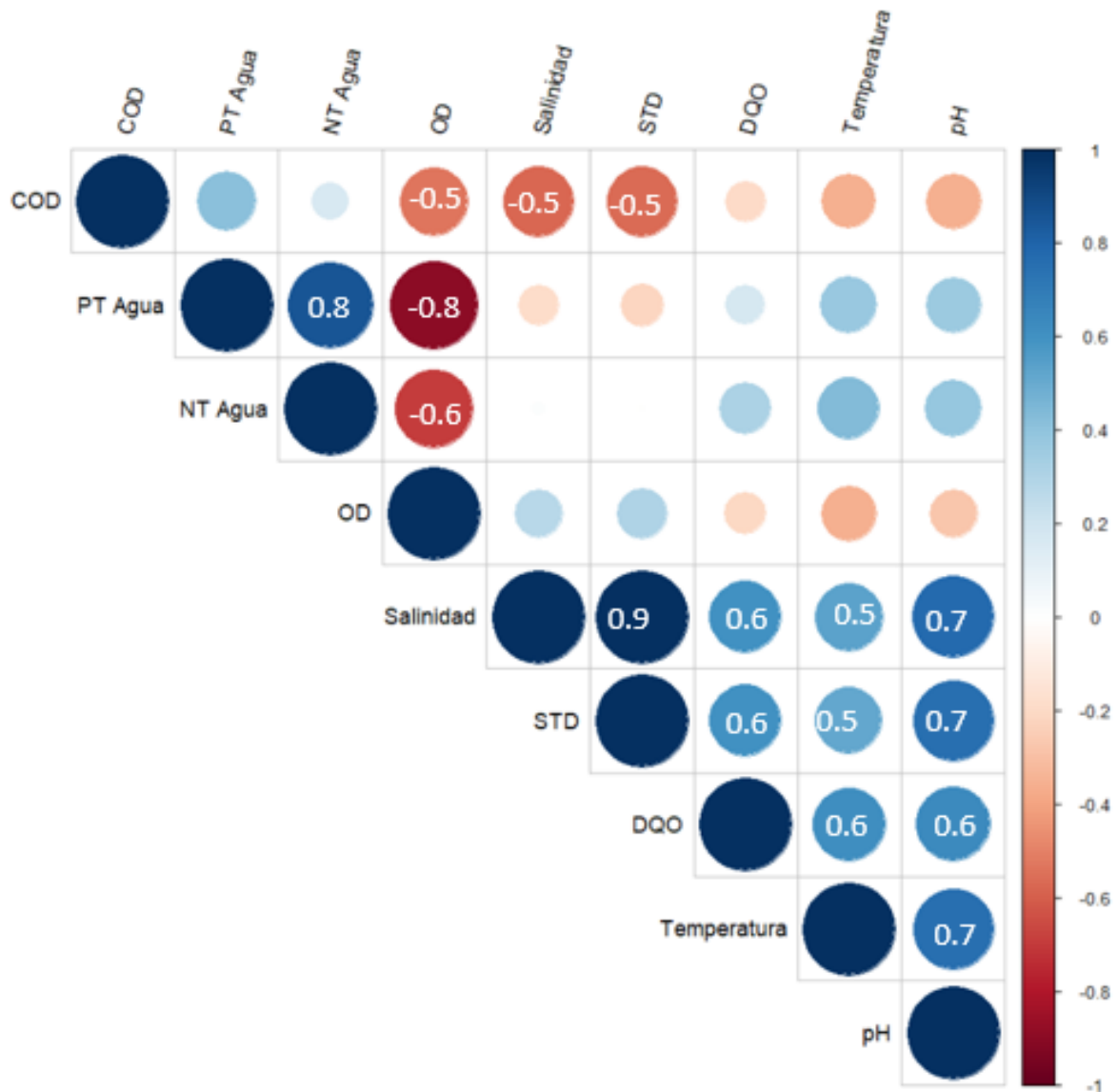


Figura 46. Correlación múltiple en agua del SLA, Ver. noviembre 2021

Como se muestra en la correlación múltiple de los parámetros en el agua para el mes de noviembre 2021, el OD, muestra en mayor parte correlaciones negativas, siendo significativas sus correlaciones con el COD y ambos nutrientes (PTa y NTa), ya que una mayor carga orgánica en la columna de agua, así como de nutrientes, supondría un mayor consumo de oxígeno en la zona, ya sea porque diversos organismos estén consumiéndolo en su respiración o que se utilice para la degradación de materia orgánica, y como se observa en las correlaciones, el aumento en los niveles de algún parámetro, provocará la disminución del otro. Otra correlación significativa son las que hay entre DQO, la temperatura y la salinidad, correlaciones que podrían estar ligadas a la disponibilidad de la materia en la columna de agua, ya que también existe una correlación negativa entre el COD y estos parámetros, volviendo evidente que depende de los gradientes de temperatura y salinidad, y que, a mayores valores de temperatura y salinidad, hay una disminución de COD. Las correlaciones significativas y positivas en parámetros que están

ligados entre sí, tales como la temperatura y salinidad, la salinidad y los STD, y el PTa y el NTa, ya que generalmente la modificación de uno de estos parámetros podría influir directamente con los valores del otro, ya que en la medición de estos parámetros están directamente relacionados con la medición del otro, por ejemplo, la relación que hay entre los STD y la salinidad, es que varias partículas que conforman la salinidad es contempladas dentro de los STD.

Por otra parte, es importante resaltar que tanto el OD como el COD, derivado de sus correlaciones negativas significativas con varios parámetros, se podría decir que tiene un carácter dependiente a los demás parámetros, mientras que la salinidad, STD, DQO, temperatura y pH son parámetros independientes. Esto es concuerda claramente, con las características que tienen cada parámetro, de conservativos y no conservativos, como lo menciona de la Lanza Espino (2017), siendo el OD y COD, los principales parámetros no conservativos o dependientes del estado del SLA.

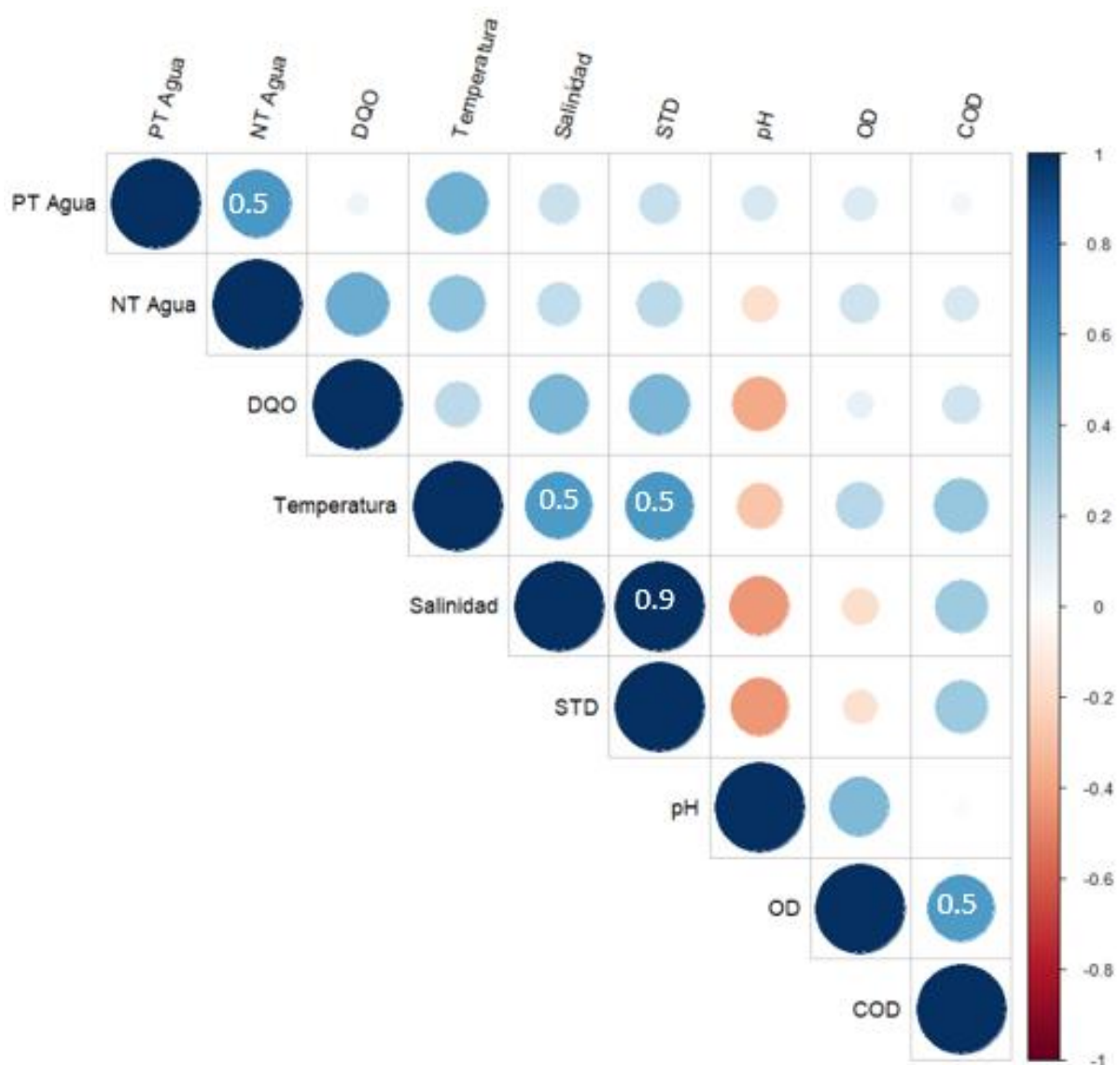


Figura 47. Correlación múltiple en agua del SLA, Ver. mayo 2022

Respecto a las correlaciones de mayo 2022 se observa que la mayoría son correlaciones positivas, sin embargo, únicamente se consideran cinco como significativas; las correspondientes a OD y COD, PTa y NTa, STD y temperatura, STD y salinidad y por último salinidad y temperatura. A excepción del OD y COD, las demás son correlaciones que van estrechamente ligadas como lo mencionamos anteriormente. Sin embargo, es interesante la correlación entre OD y el COD, ya que una mayor concentración en el COD bajaría la concentración de OD, volviendo la correlación negativa, como fue el caso de noviembre 2021, sin embargo, las bajas concentraciones en la mayoría de los parámetros, incluyendo estos, en la época de secas, una baja interacción entre los parámetros fisicoquímicos del agua y el material suspendido debido a la disminución de las escorrentías y los cauces fluviales.

Por otra parte, podemos observar que a diferencia de noviembre del 2021, no se encontraron variables dependientes, sino que algunos parámetros tienen características independientes como salinidad, COD, temperatura y los nutrientes, esto derivado de la estabilidad de las concentraciones que tienen los parámetros en la mayor parte del SLA, ya que a pesar de que en otras temporadas es muy marcada la dependencia de ciertos parámetros, la tendencia de los valores en esta ocasión no lo hace aparente.

Análisis de componentes principales

El objetivo del análisis de componentes principales (ACP) es reducir la dimensionalidad en la cual se expresa un conjunto original de variables (Peña, 2002), en otras palabras, permite clasificar la variación fenotípica en sistemas independientes de caracteres correlacionados (Di Masso *et al.*, 2010). En este trabajo, el ACP se utilizó con el objetivo de establecer patrones de comportamiento en el SLA, Veracruz, respecto a sus parámetros fisicoquímicos.

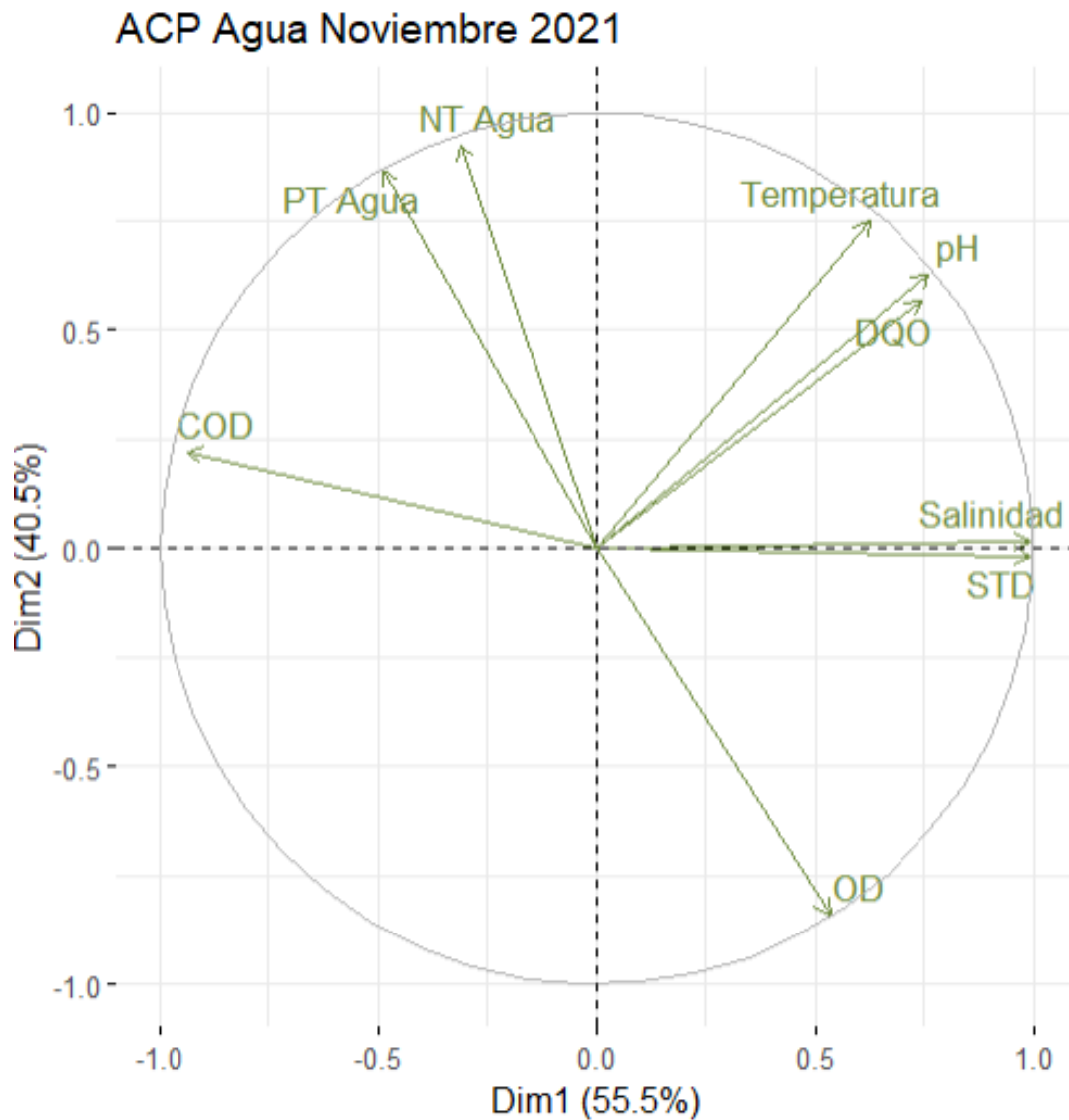


Figura 48. ACP de parámetros del agua en el SLA, Ver. noviembre 2021

En el ACP de los datos de agua de noviembre del 2021 se puede ver la agrupación de los nutrientes (PTa y NTa) y el COD los cuales se encuentran ortogonales al OD, lo cual quiere decir que la asociación que hay entre la degradación de los detritos en la columna de agua y el posible aprovechamiento de los nutrientes por organismos en la base de la cadena trófica (de la Lanza-Espino y Pulido, S., 2000). Además, vemos que tanto el COD, como la salinidad y el STD, son los más cercanos al eje de la dimensión 2, queriendo decir que estos parámetros pueden llegar a explicar el 40.5% de la varianza en el SLA

Por otra parte, agrupados en el mismo cuadrante se encuentra la temperatura, pH, DQO, así como la salinidad y los STD, debido a la relación que hay entre estos parámetros y las condiciones fisicoquímicas que influyen entre ellos.

Por otra parte, es de resaltar que la salinidad y el STD también se caracterizan por ser dependientes de COD, posiblemente debido a que generalmente en los sitios con gran concentración de agua marina no hay mayor aporte de detritos en la columna de agua.

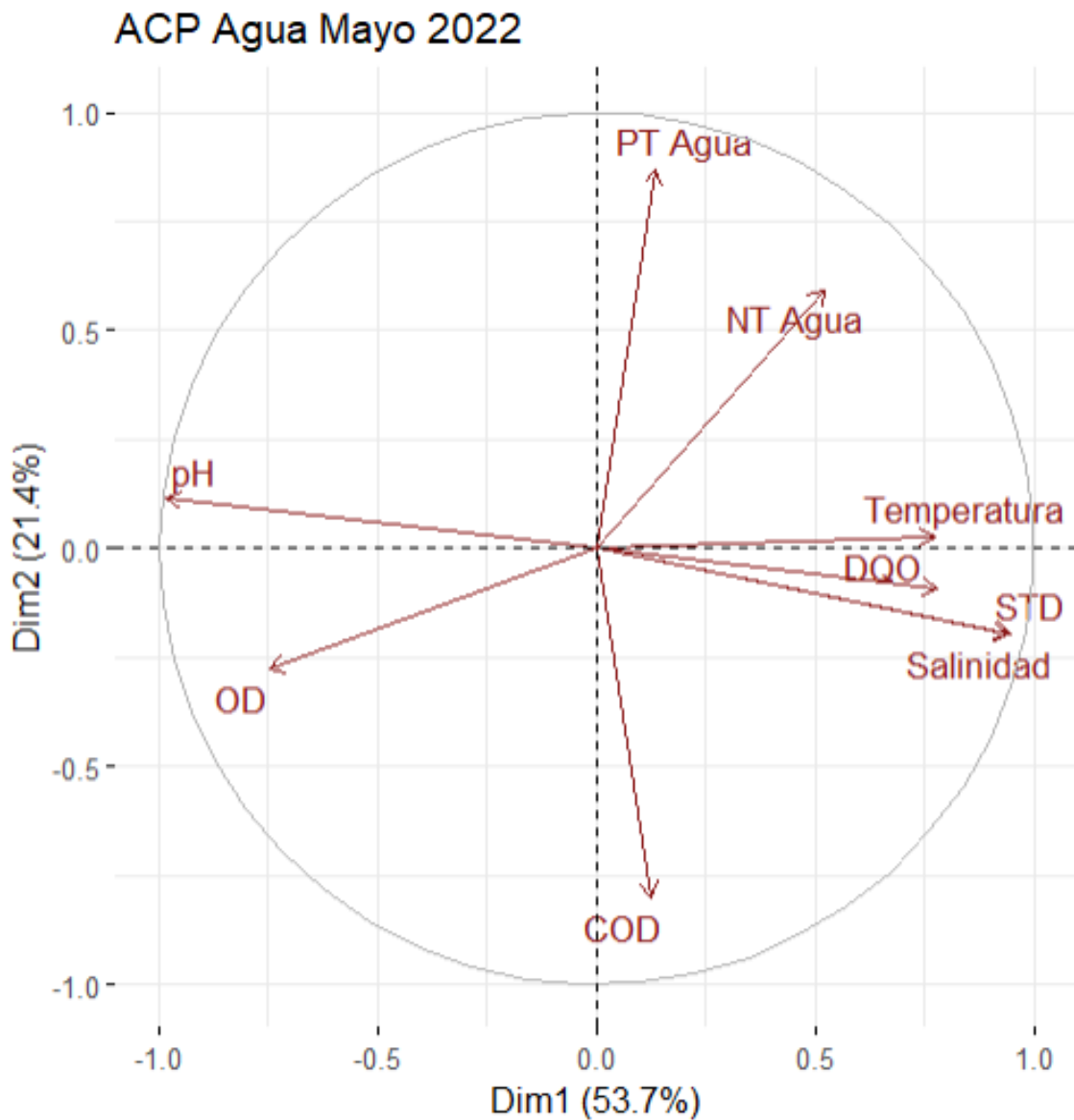


Figura 49. ACP de parámetros del agua en el SLA, Ver. mayo 2022

Respecto al ACP con los datos para mayo 2022, se puede observar la misma relación entre los nutrientes, sin embargo, en este caso, la magnitud y la correlación son menores. El COD y el OD ya no se encuentran ortogonales, sino que ahora se podría considerar independientes entre sí, situación donde posiblemente el bajo aporte de material suspendido provenientes de aguas epicontinentales, debido a la época de secas, provoque una disminución en las interacciones fisicoquímicas (Casallas y Gunkel, 2001), sin embargo, la posición ortogonal entre los nutrientes, con el COD y el OD, podrían reflejar alguna interacción trófica entre los productores primarios del SLA. Por otro lado, la mayor cercanía entre el DQO y la salinidad podría deberse a una casualidad numérica. Otro dato por resaltar es el cambio de dirección del pH respecto a los resultados anteriores, ya que ahora se encuentra ortogonal al DQO, salinidad, STD y temperatura, mostrando una correlación negativa entre el pH y los parámetros mencionados,

queriendo decir que ahora el pH es la principal variable dependiente. La baja magnitud la dimensión 2 provoca un bajo porcentaje en la varianza de dichas variables.

Clúster jerárquico

El clúster jerárquico es un método de la “minería de datos” que agrupa datos basándose en la semejanza entre cada uno, buscando que los datos que están dentro de un clúster sean los más similares entre sí, permitiendo descubrir asociaciones y estructuras que no son evidentes *a priori*, pero que las estructuras encontradas pueden utilizarse para la definición formal de un esquema de clasificación (IBM en línea, 2021). En este trabajo el objetivo al realizar el clúster fue de representar gráficamente las similitudes entre las condiciones fisicoquímicas del agua de cada estación de muestreo, además de mostrar el en un dendrograma jerárquico con las asociaciones entre las estaciones similares del SLA.

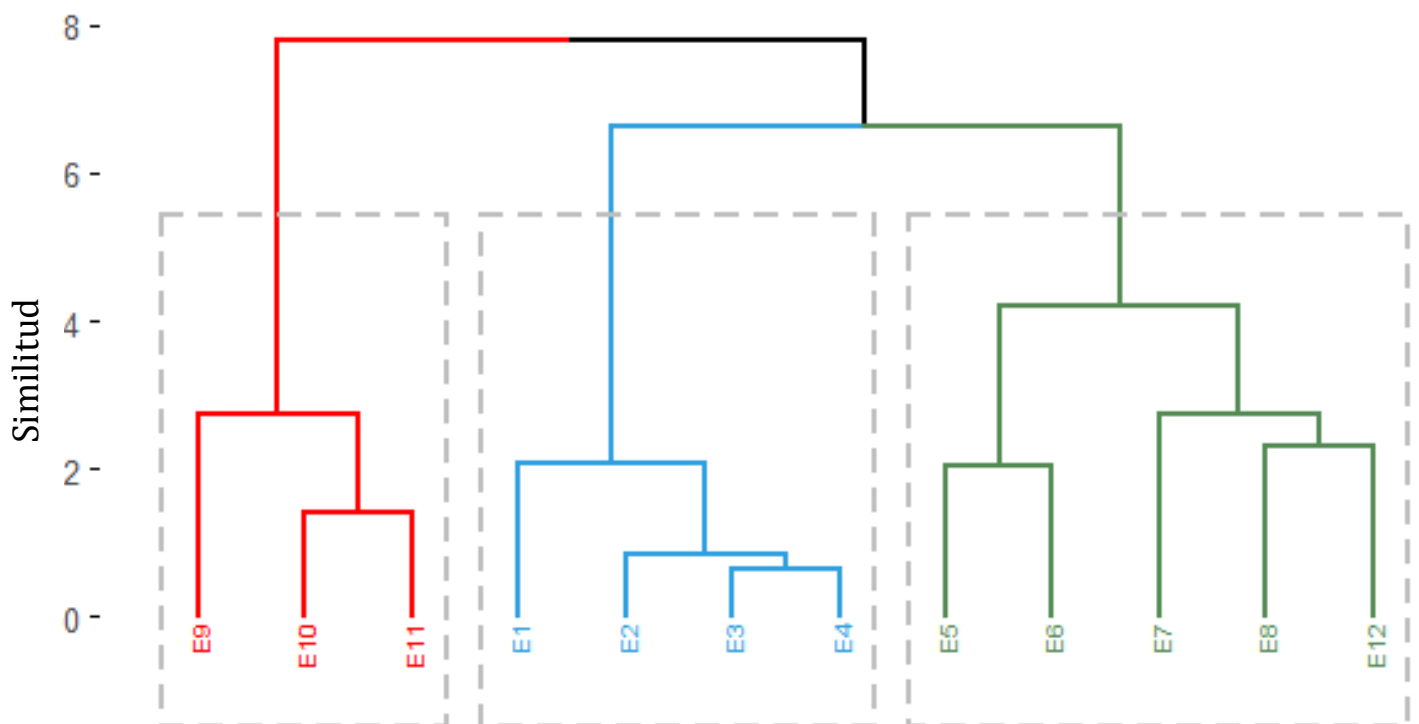


Figura 50. Dendrograma de parámetros del agua en el SLA, Veracruz, noviembre 2021

Como se puede ver en la figura 50 correspondiente al dendrograma de las datos de agua de noviembre 2021, el análisis de clúster agrupa a las estaciones de muestreo en tres grupos dependiendo de la semejanzas de sus variables, en este caso, la primera agrupación corresponde a las estaciones que se encuentran en la boca del SLA y la desembocadura del río Papaloapan (estaciones 9, 10 y 11), observando una semejanza en los parámetros fisicoquímicos en esta zona, caracterizada por salinidad baja (ya que las muestras corresponden a la parte superficial de la columna de agua, teniendo mayor

presencia las escorrentías provenientes del río Papaloapan), nutrientes bajos y OD en altas concentraciones. Un segundo grupo son los sitios que se encuentran en la parte central del SLA (estaciones 1, 2, 3 y 4), compartiendo semejanzas, destacando por una zona de alta salinidad. Y por último, los sitios de muestreo que se encuentran en la desembocadura del río Blanco y Limón (estaciones 5 y 6), y los que se encuentran ubicados en el puerto de Alvarado (estaciones 7 y 8), así como la estación que se encuentra en la entrada a la laguna de Buen País (estación 12), destacando por tener concentraciones de COD alto y baja concentración de OD.

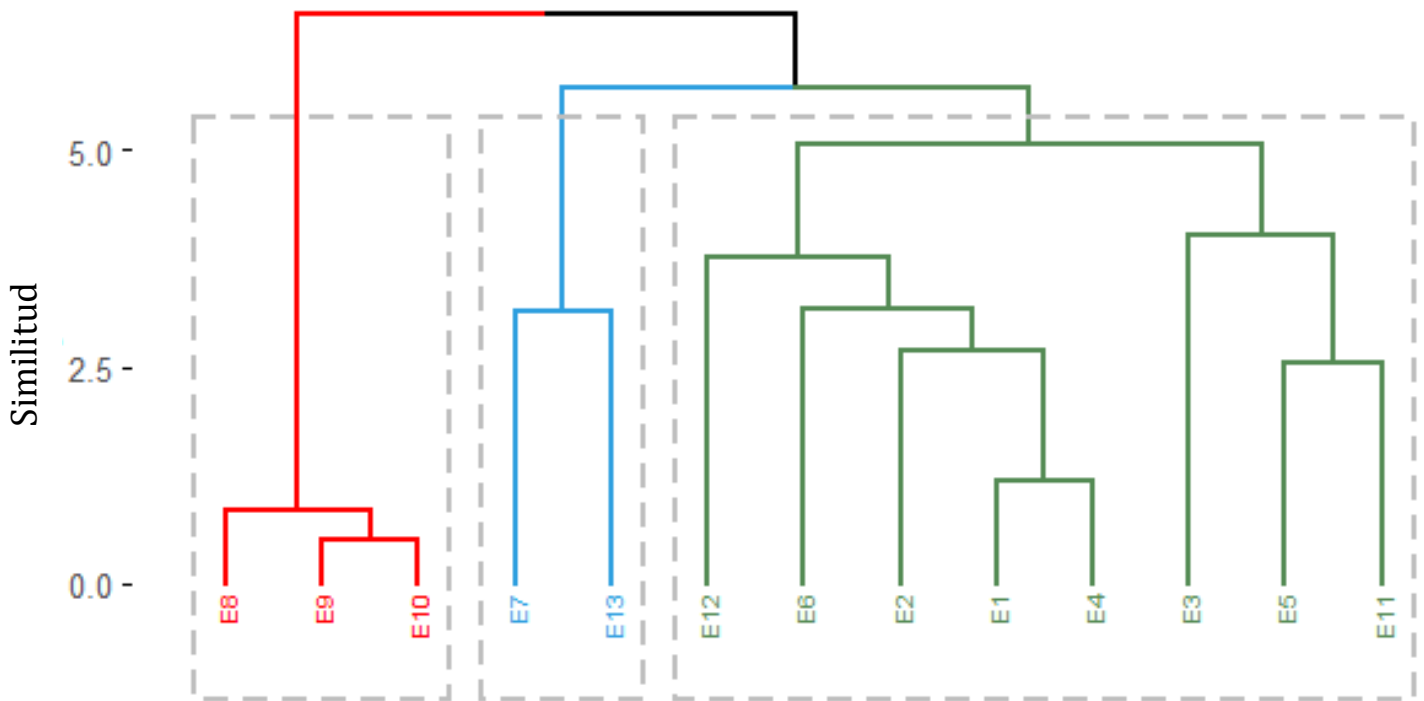


Figura 51. Dendrograma de parámetros del agua en el SLA, Ver. mayo 2022

Respecto a los datos obtenidos en mayo 2022 mostrados en la figura se observa que el análisis de clúster al igual que en noviembre 2021 también agrupa las estaciones en tres grupos, sin embargo, en esta ocasión en el primero se encuentran las estaciones cercanas del puerto de Alvarado y la boca del SLA (estaciones 8, 9 y 10), destacando por su baja concentración de COD y tener la misma concentración de DQO, además de ser una zona con concentraciones bajas de salinidad (por el mismo motivo que en noviembre del 2021), el segundo grupo se encuentran la estación 7 cercano al puerto de Alvarado y la estación 13, en la desembocadura del río Acula, destacando por tener concentraciones de salinidad y OD semejantes, este último siendo el parámetro en donde se registró las concentraciones más altas para esta época (secas). Por último, las estaciones ubicadas a lo largo del SLA (estaciones 1, 2, 3, 4, 5, 6, 11 y 12), destacando por tener valores constantes y teniendo los parámetros dentro de los mismos intervalos de concentración.

Sedimentos

A continuación, se presentan los resultados de los parámetros obtenidos en el sedimento del SLA en los meses de mayo y noviembre del 2021.

Cabe mencionar que al igual de la matriz anterior se optó por aplicar pruebas no paramétricas a todos los resultados con la finalidad de unificar las pruebas estadísticas de todos los datos.

Fósforo Total (PTs) y Nitrógeno Total (NTs)

Al igual que el PTa y el NTa en agua, la importancia de estos parámetros en sedimentos deriva de los mismos conceptos, sin embargo, llegan a tener mayor relevancia debido a que gran parte de estos nutrientes quedan adsorbidos en la fracción sedimentaria de cualquier cuerpo acuático, por esta razón en ciertos estudios prefieren medir estos parámetros en sedimento que, en agua, como lo menciona de la Lanza Espino *et al.* (2011). En este caso, los datos de estos dos tipos de nutrientes se presentan en la siguiente tabla 19:

Tabla 19. PTs y NTs ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de mayo y noviembre 2021 en el SLA.

Estación	Mayo		Noviembre	
	PTs	NTs	PTs	NTs
1	1,583.3	40,000.0	725.0	800
2	22,916.6	38,000.0	583.3	1,080
3	3,833.3	26,000.0	458.3	780
4	1,333.3	36,000.0	750.0	560
5	1,666.6	34,000.0	708.3	760
6	22,916.6	34,000.0	875.0	700
7	22,916.6	20,000.0	666.6	700
8	3,750.0	20,000.0	708.3	980
9	1,916.6	20,000.0	833.3	900
10	2,916.6	24,000.0	916.6	800
11	1,916.6	20,000.0	875.0	600
12	ND	ND	416.6	380.0
Mediana	2,916.6	26,000.0	716.6	770.0
Mínimo	1,333.3	20,000	416.6	560
Máximo	22,916.6	40,000	916.6	1,080
Desviación Estd.	9,635.9	8,090.4	159.9	188.4

ND: no determinado

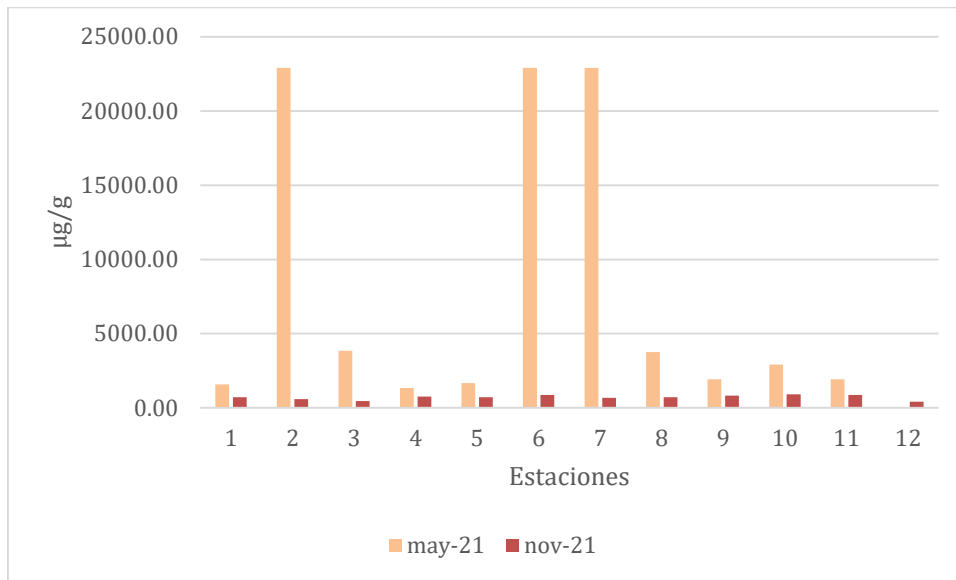


Figura 52. Fósforo total en sedimentos del SLA

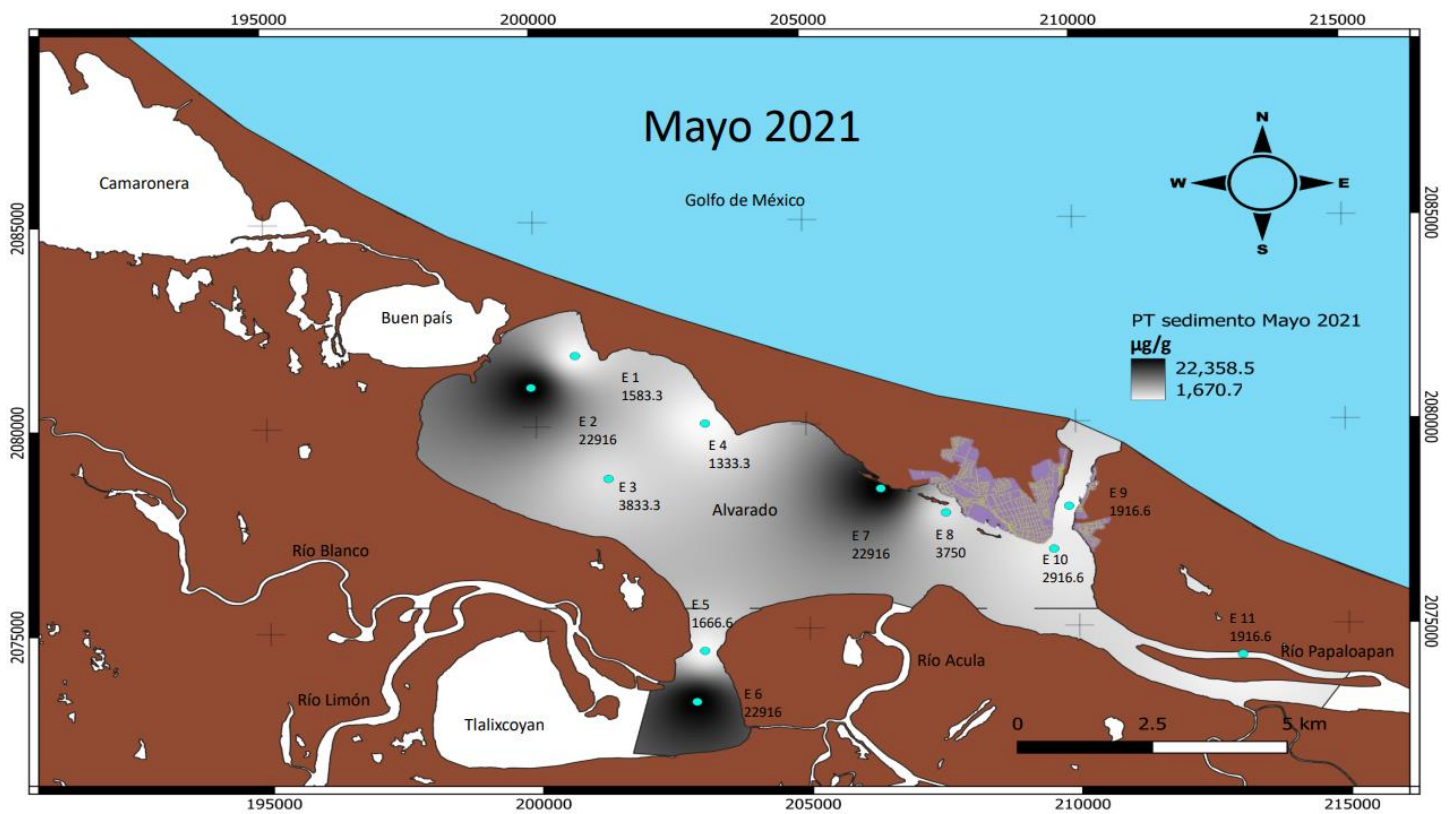


Figura 53. Distribución del PTs en el SLA, Veracruz, mayo 2021

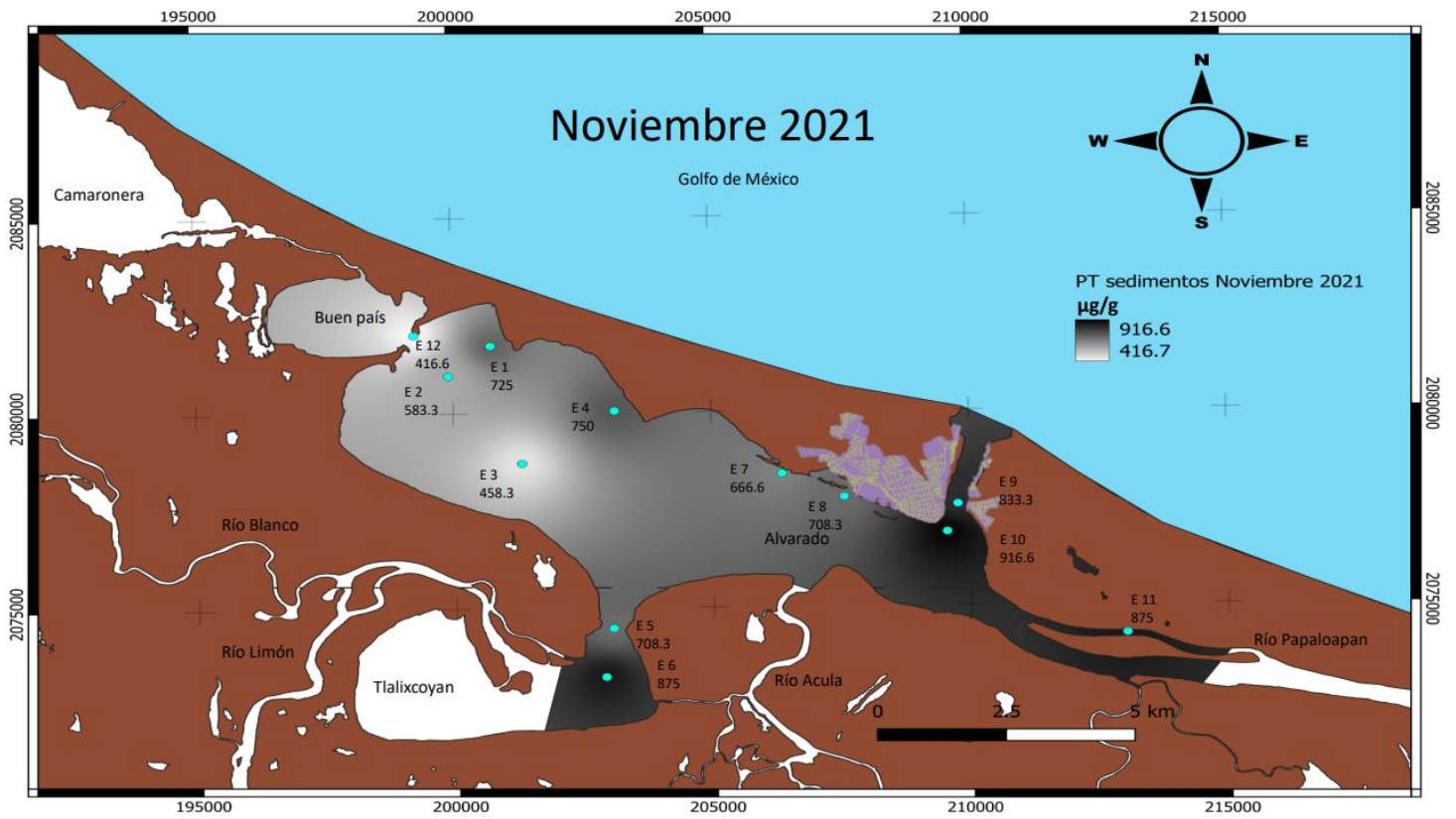


Figura 54. Distribución del PTs en el SLA, Veracruz, noviembre 2021

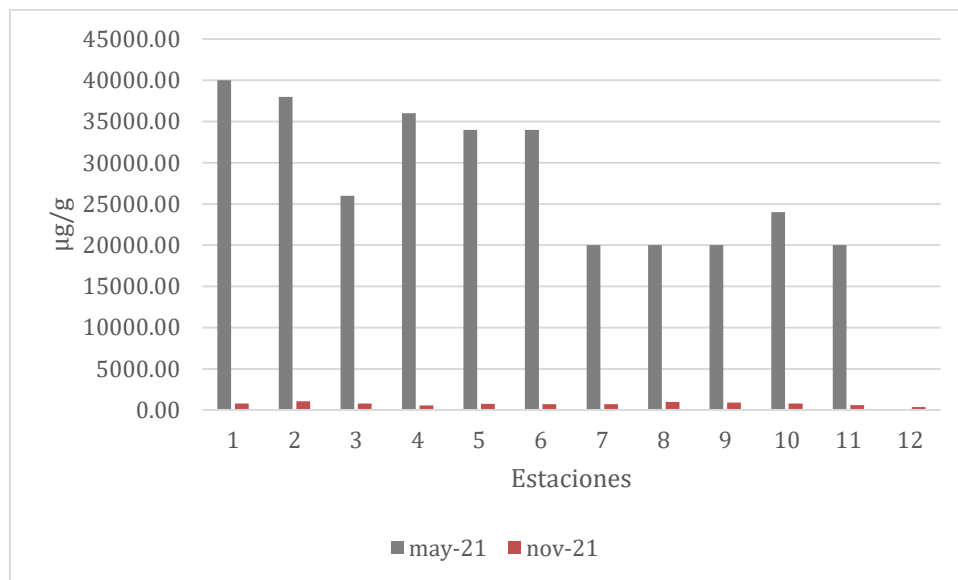


Figura 55. Nitrógeno total en sedimento del SLA

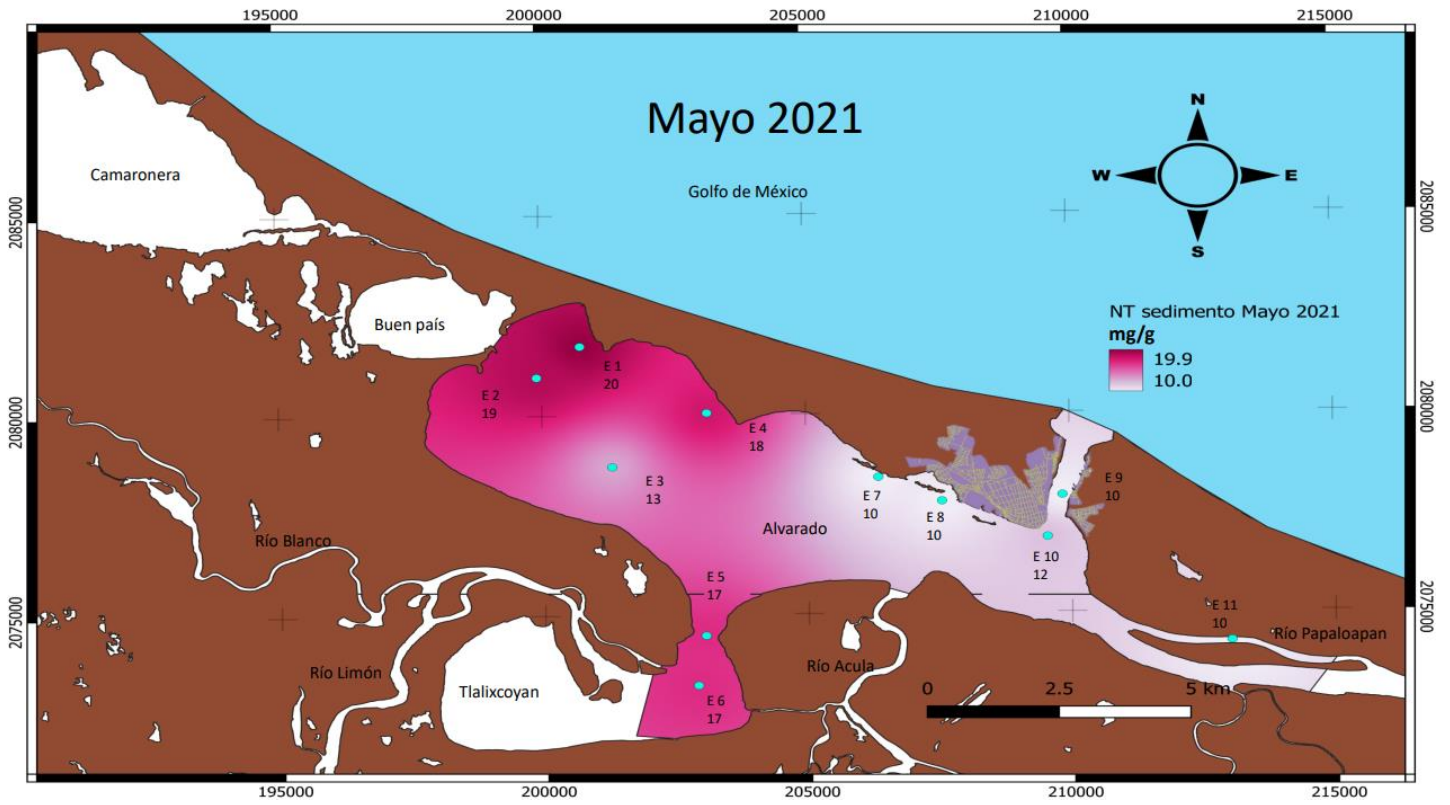


Figura 56. Distribución del NTs en el SLA, Veracruz, mayo 2021

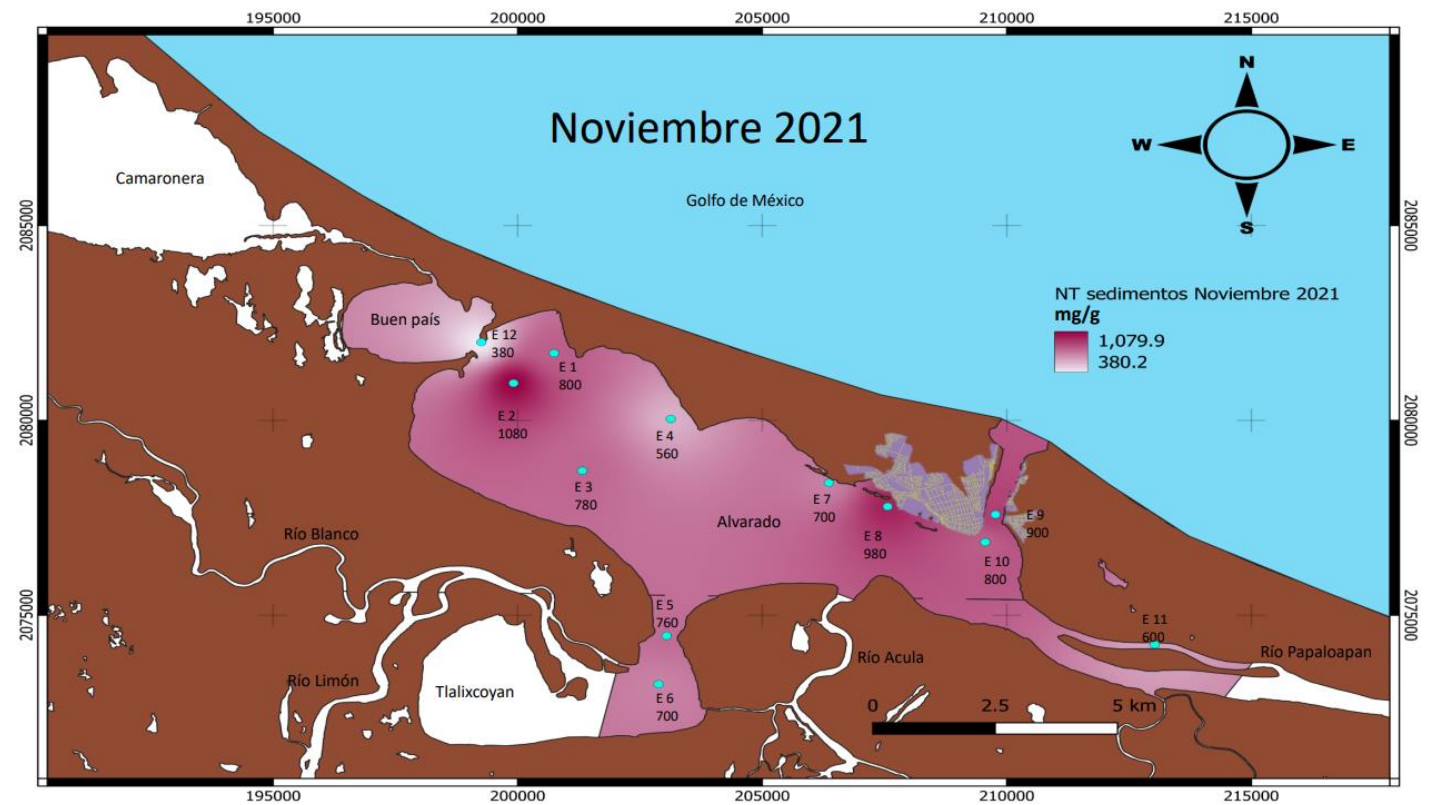


Figura 57. Distribución del NTs en el SLA, Veracruz, noviembre 2021

Como se mencionó anteriormente, los sedimentos juegan un papel sustancial en el ciclo y flujo de nutrientes, vía su incorporación a la fase sedimentaria, como materiales suspendidos orgánicos e inorgánicos, constituyendo un reservorio importante para la disponibilidad de nitrógeno y fósforo a columna de agua, o la captura de estos nutrientes, manteniendo el contenido de estos elementos más o menos homogéneamente en la columna de agua (de la Lanza, 2014). Por lo que es de esperar una mayor concentración de nutrientes en los sedimentos en comparación con el agua. En este caso, se puede observar una mayor concentración de los nutrientes en los sedimentos, tanto de PTs como de NTs en ambos muestreos, además, al igual que en el agua, el NTa se encuentra en mayor proporción que el PTa, aunque en este caso el rango de diferencia es menor.

También se pueden observar diferencias temporales, entre el mes de mayo y noviembre, siendo la temporada de secas, donde se concentra la mayor cantidad de nutrientes, siguiendo la misma tendencia que los demás parámetros estudiados, se puede decir que en la temporada de secas, la mayor parte de los parámetros fisicoquímicos se concentra más que en la temporada de lluvias y nortes, por la disminución de los aportes fluviales y escorrentías, también causado por una mayor concentración de las partículas en la columna de agua por la evaporación. Sin embargo, se hubiera esperado que los nutrientes aumentaran en la época de lluvias y nortes (de la Lanza, 2014), debido al acarreamiento de los detritos y materia orgánica que pudiera aumentar el nivel de los nutrientes.

Respecto a la distribución espacial, hay variaciones respecto al PTs y NTs de cada temporada, ya que como se puede observar en las concentraciones de PTs en el mes de mayo, las estaciones 2, 6 y 7, mostrando un mayor aporte de fósforo por los sedimentos, posiblemente correspondiendo a zonas donde el contenido y el aporte de material detrítico es mayor, sin embargo, en ambas temporadas, se muestra que en NTs tiende a tener concentraciones mayores al oeste del SLA, mientras que el PTs en el mes de noviembre, sus mayores concentraciones se encuentra en la desembocadura de los ríos Papaloapan y Blanco, posiblemente los aportes fluviales con carga de nutrientes provocados por la temporada de lluvia sean mayores.

Granulometría

Como se indicó en el apartado de metodología, se realizó la medición granulométrica por el método volumétrico, para determinar el tipo del sedimento obtenido en las diferentes estaciones del SLA en el mes de mayo y noviembre, donde en función al tiempo de sedimentación se pudo obtener el porcentaje de las partículas sedimentarias (Tabla 20 para el mes de mayo y Tabla 21 para el mes de noviembre), y a partir de ésta, se clasificó la textura de los sedimentos con el triángulo de Shepard (1954) como se muestra en la figura 58 para el mes de mayo y la figura 59 para el mes de noviembre.

Tabla 20. Tamaño y textura de sedimentos del mes de mayo 2021 en el SLA.
























No. Estación	%Arenas	%Limos	%Arcillas	Textura sedimentaria (Shepard, 1954)
E1	0.0	4.0	96.0	Arcillas 
E2	8.7	32.4	58.9	Arcillo limoso 
E3	4.8	38.1	57.1	Arcillo limoso 
E4	21.7	24.3	53.9	Limo arcilla 
E5	43.5	11.3	45.2	Arcillo arenoso 
E6	23.3	39.2	37.4	Limo arcilla 
E7	29.4	9.9	60.7	Arcillo arenoso 
E8	36.0	8.4	55.6	Arcillo arenoso 
E9	47.6	6.7	45.7	Arcillo arenoso 
E10	54.5	5.5	40.0	Areno arcilloso 
E11	33.3	8.8	57.9	Arcillo arenoso 
Mediana	29.4	9.9	55.6	
Mínimo	0	4	37.4	
Máximo	54.5	39.2	96	
Desviación Est.	17.8	13.7	15.7	

Tabla 21. Tamaño y textura de sedimentos del mes de noviembre 2021 en el SLA.

No. Estación	%Arenas	%Limos	%Arcillas	Textura sedimentaria (Shepard, 1954)
E1	12.0	37.3	50.7	Arcillo limoso 
E2	8.0	42.0	50.0	Arcillo limoso 
E3	20.0	23.0	57.0	Arcillo limoso 
E4	92.0	0.4	7.6	Arena 
E5	20.0	15.4	64.6	Arcillo arenoso 
E6	52.0	6.9	41.1	Areno arcilloso 
E7	36.0	18.4	45.6	Arcillo arenoso 
E8	44.0	3.6	52.4	Arcillo arenoso 
E9	40.0	7.7	52.3	Arcillo arenoso 
E10	40.0	9.1	50.9	Arcillo arenoso 
E11	92.0	0.1	7.9	Arena 
E12	60.0	8.32	31.7	Areno arcilloso 
Mediana	40.0	8.7	50.4	
Mínimo	8	0.1	7.6	
Máximo	92	42	64.6	
Desviación Est.	27.8	13.7	18.2	

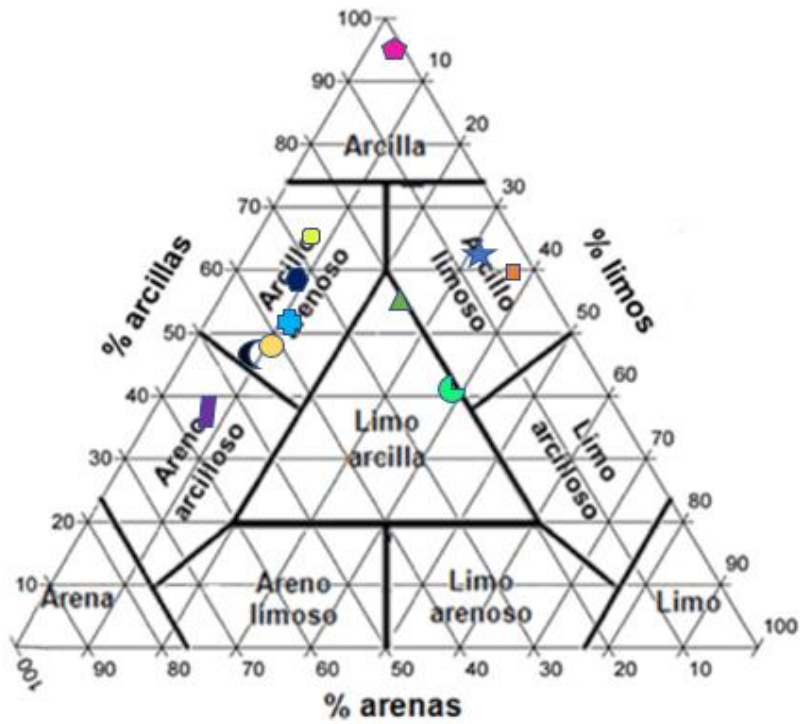


Figura 58. Triángulo de nomenclatura de Shepard (1954). Textura de los sedimentos del SLA en mayo.

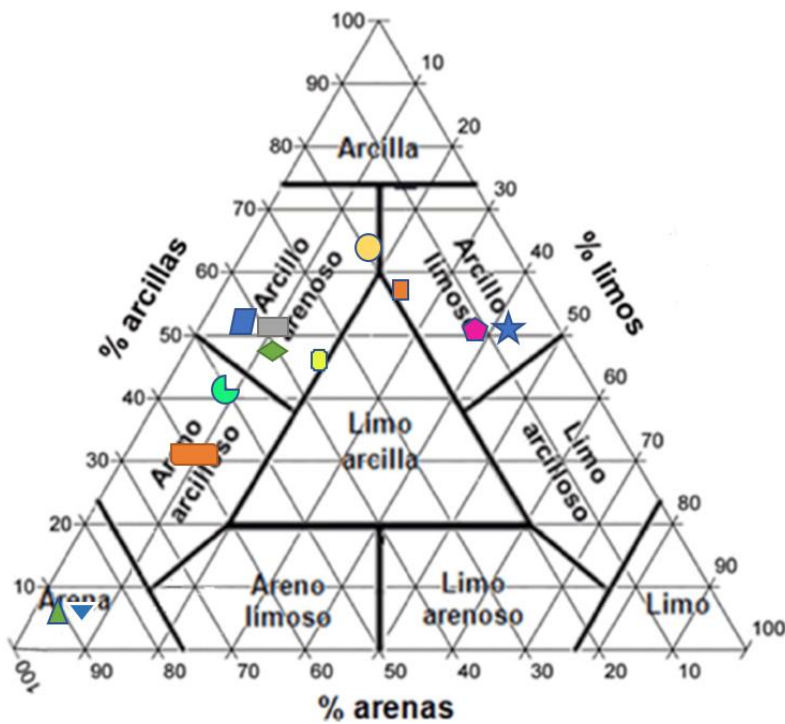


Figura 59. Triángulo de nomenclatura de Shepard (1954). Textura de los sedimentos del SLA en noviembre.

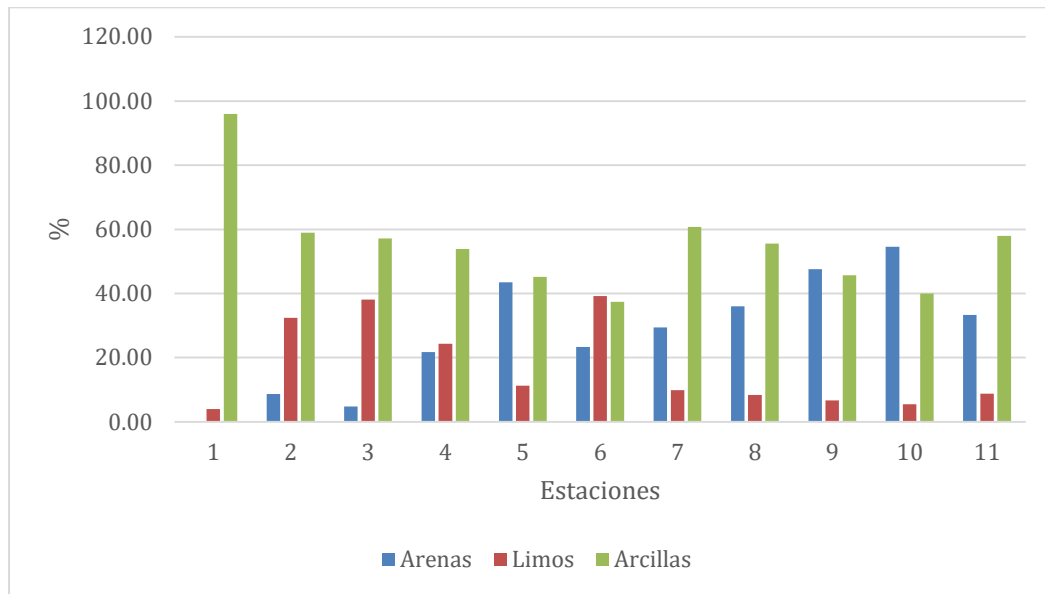


Figura 60. Composición porcentual de los tres tamaños de partícula sedimentaria dominante en mayo 2021.

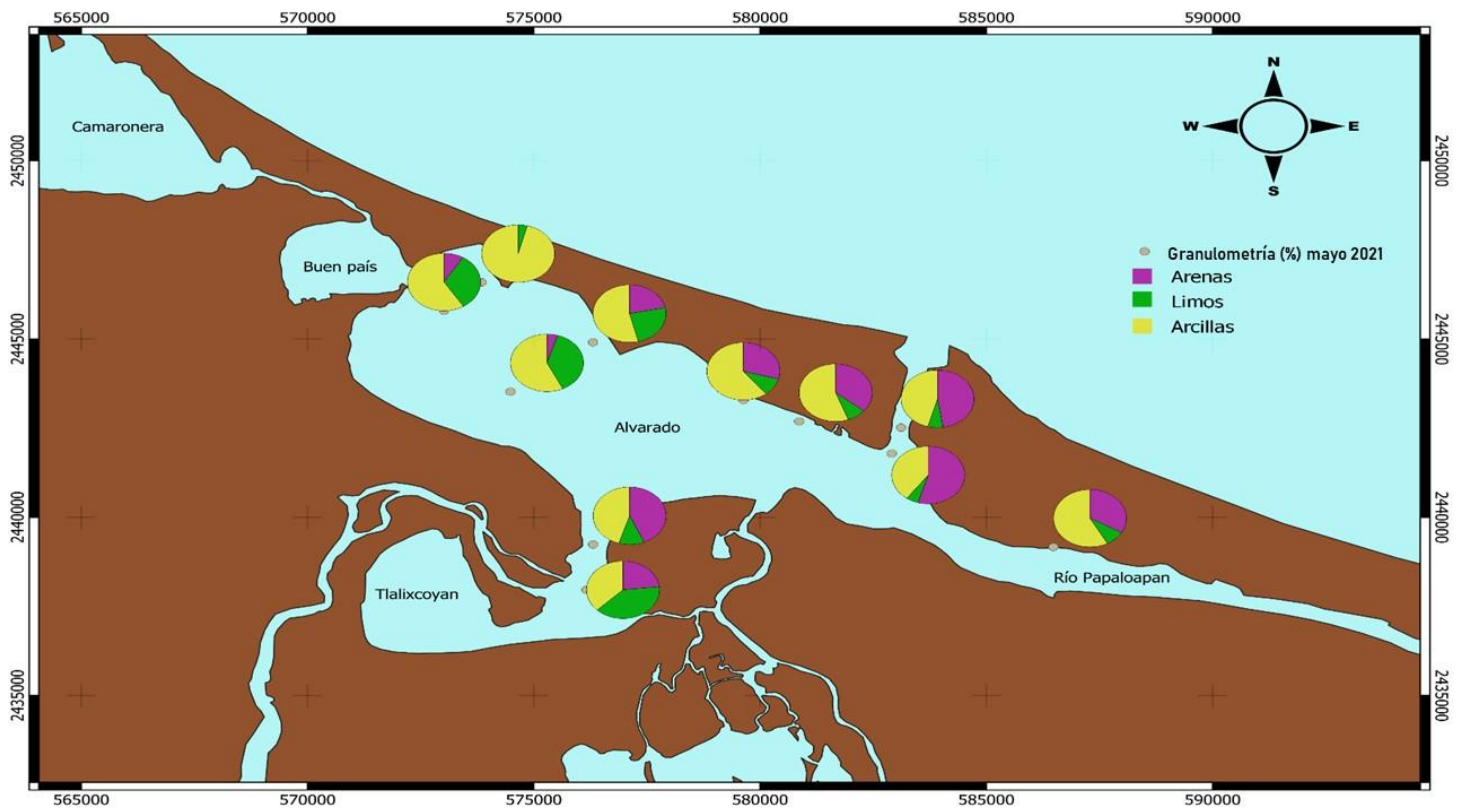


Figura 61. Granulometría (%) mayo 2021.

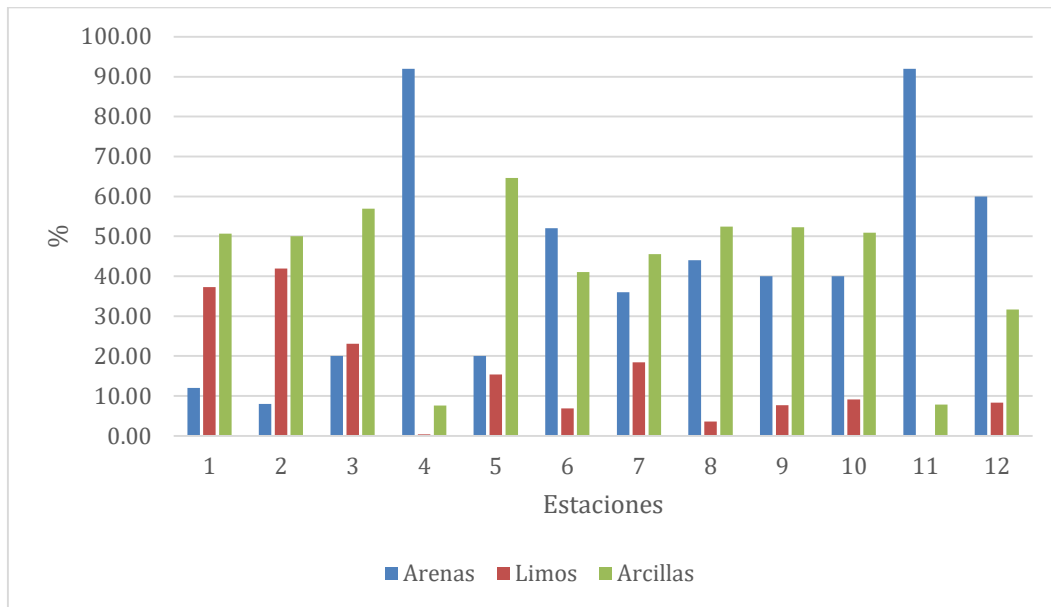


Figura 62. Composición porcentual de los tres tamaños de partícula sedimentaria dominante en noviembre 2021.

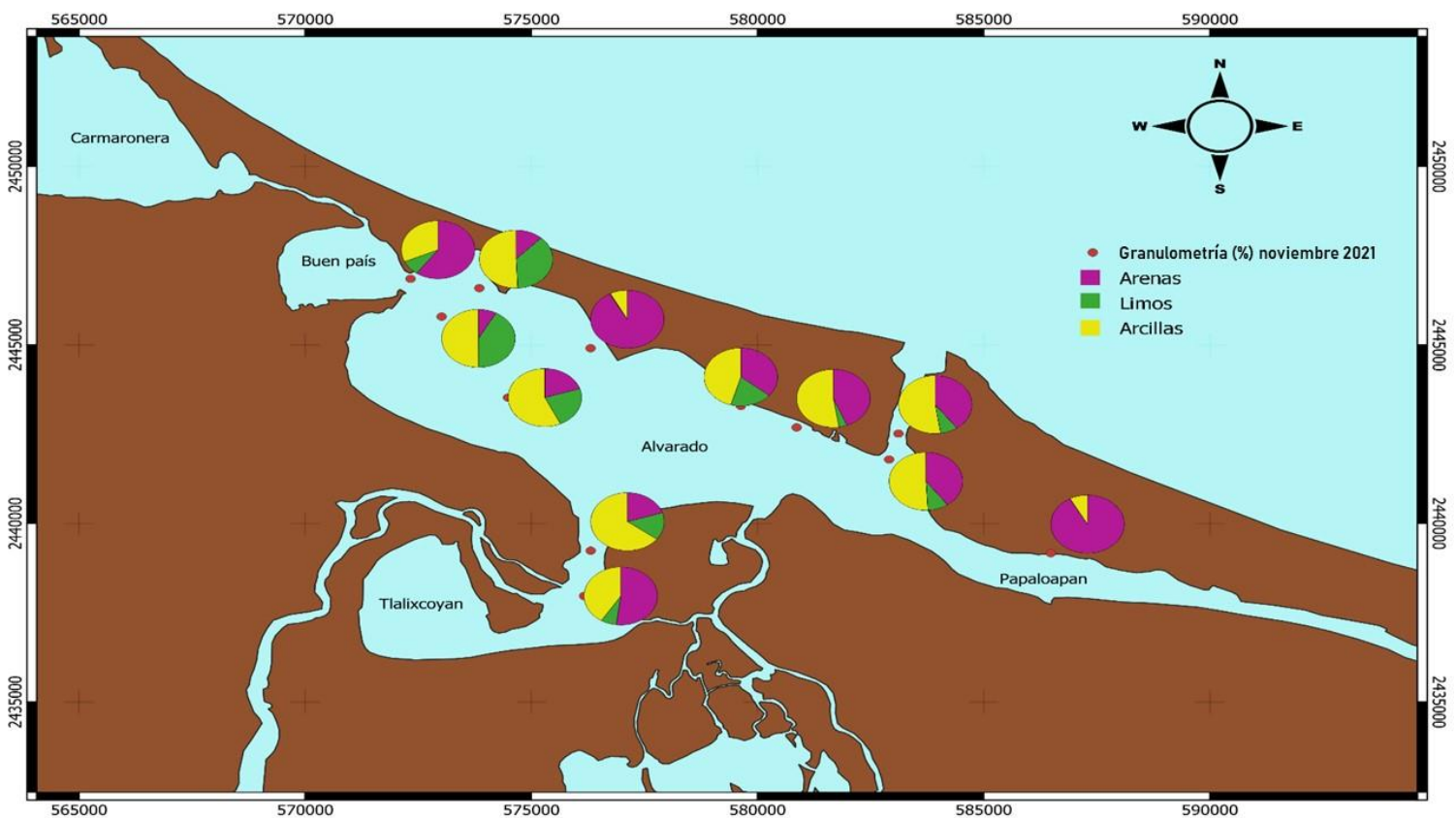


Figura 63. Granulometría (%) mayo 2021 en noviembre 2021

Como se puede observar en los resultados respecto al tipo de sedimentos en mayo y en noviembre, hay variaciones espaciotemporales respecto al tamaño y estructura de la fase sedimentaria del SLA. Para mayo hay una mediana general de los sedimentos arcillosos

de 55.6 ± 15.6 %, seguido por las arenas con 29.4 ± 17.8 % y en menor proporción por los limos con 9.9 ± 13.6 %. De acuerdo con el tipo de sedimento y su textura, el SLA se encuentra en condiciones homogéneas (con ligeras variaciones en la concentración de limos y arenas por estación) con el predominio notable de las arcillas, a excepción de un sitio lagunar (E6) donde los limos y las arcillas tuvieron porcentajes similares, esto se debe a que esta estación es la más aleja a la boca del sistema lagunar y la que se encuentra más aislada geomorfológicamente, con descarga directa del río Blanco. Otra estación relevante es la E1, la cual tuvo 96% de arcillas, al extremo noreste de Alvarado, cercano a la laguna Buen País, donde es posible el depósito de los sedimentos arcillosos por la baja energía hidrológica del sistema lagunar en este sitio y su aislamiento geomorfológico. Las demás estaciones cuentan con variaciones similares respecto a las arcillas, sin embargo, de las estaciones 2 a la 5 hay un predominio de los limos después de las arcillas, mientras que de la estación 7 a la 11, hay un predominio de las arenas después de las arcillas, esto se debe a la influencia de las energía hidrodinámica (mareal y/o corrientes influenciadas por el oleaje) las cuales se presentan de las estaciones 7 a la 11 ya que se encuentran más cercanas a la desembocadura del río Papaloapan y en este caso más importante a la Boca de Alvarado (con comunicación marina), ya que son estas estaciones las que cuentan con una cantidad mayor de arenas a diferencia de las demás que se encuentran más alejadas, al menos en la temporada de secas e inicio de lluvias (mayo).

Los resultados de este trabajo obtenidos para mayo 2021 no concuerdan con los descritos por Calva Benítez y Torres Alvarado (2011), ya que en su trabajo describen para la misma época, una heterogeneidad marcada para el SLA respecto al tipo de sedimento y su textura, con variaciones del tipo de sedimento por estación de muestreo, además, reportan un predominio de los sedimentos limosos, a diferencia de los datos de esta tesis.

Por otra parte, de acuerdo con los reportes descritos por Calva Benítez y Torres Alvarado (2011), las condiciones temporales cambian el tipo de sedimento y su textura, pues describen un cambio para la temporada de lluvias y nortes, mismo que se puede observar en este estudio, ya que para noviembre, a pesar de que el predominio del tamaño arcilloso sigue siendo significativo, hubo mayor presencia de los sedimentos de tamaño arenoso, incluso siendo superior este tamaño de sedimento que los demás en ciertas estaciones de muestreo, como el caso de las estaciones 4, 6, 11 y 12, esto podría deberse a diferentes procesos de transporte del sedimento, ya que estos puntos con mayores cantidades de arenas se encuentra geográficamente alejadas entre sí, en la estación 6 y la estación 11 podría haber transporte de sedimentos arenosos debido a las escorrentías de los cauces fluviales, ya que su ubicación se encuentra en el áreas de descarga de ríos como el Papaloapan y el Blanco, mientras que las estaciones 12 y 4 se ubican en zonas aisladas y ninguna estación de muestreo aledaña presenta las mismas cantidades de arenas, sin embargo, se localizaron donde la concentración de organismos como los bivalvos se encontraron en mayor cantidad y por lo tanto, un mayor número de conchas, haciendo que en esas regiones el tamaño de los sedimentos sea más grandes, además, como se podrá observar en la sección de los resultados de carbonatos más adelante, la

concentración de los carbonatos fue mayor. Por otra parte, las demás estaciones siguieron la misma tendencia que en mayo, una distribución arcillosa a lo largo de la laguna con porcentajes alrededor del 50%, encontrando concentraciones ligeramente más altas de limos en las estaciones 1 y 2; además, en ambas estaciones no superaron a las arcillas. En general, para el mes de noviembre, la distribución espacial de los sedimentos parece concordar con una mayor energía por parte de las escorrentías fluviales, y una mayor concentración de organismos carbonatados, no concordando con lo reportado anteriormente por Calva Benítez y Torres Alvarado (2011), ya que para la temporada de lluvias reportaron una semejanza en la presencia de sedimento limosos y arcillosos, y para el mes de nortes, describieron una heterogeneidad en los tres tamaños de sedimento para el SLA.

De acuerdo con los resultados, y la relativa distribución homogénea de los sedimentos arcillosos, el SLA parece tener las características de un estuario positivo, y a pesar de que, en la parte superficial del cuerpo de agua, hay una alta energía debido al oleaje por parte del viento, puede ser que no intervenga demasiado en lo que corresponde al depósito de sedimentos finos en la parte bentónica.

Carbono Orgánico (CO)

Al igual que el COD, el parámetro de carbono orgánico (CO) en el sedimento puede dar idea de la cantidad de compuestos orgánicos que se encuentran en esta matriz y de manera similar que el PTs y NTs, llega a tener relevancia por la interacción que el carbono orgánico sedimentario tiene en la adsorción de nutrientes y contaminantes en el fondo de los ecosistemas acuáticos. En la tabla 22 se presentan los resultados de CO para los sedimentos analizados de mayo y noviembre en 2021 en el SLA.

Tabla 22. CO (%) en sedimentos del mes de mayo y noviembre en el SLA

Estación	Mayo	Noviembre
1	1.2	0.7
2	0.8	0.5
3	0.6	0.5
4	0.8	0.2
5	1.7	0.4
6	1.1	0.5
7	0.9	0.4
8	0.6	0.9
9	1.0	0.9
10	1.1	0.9
11	1.0	0.2
12	ND	0.5
Mediana	1.0	0.5
Mínimo	0.6	0.2

Máximo	1.7	0.9
Desviación Estd.	0.2	0.2

ND: no determinado.

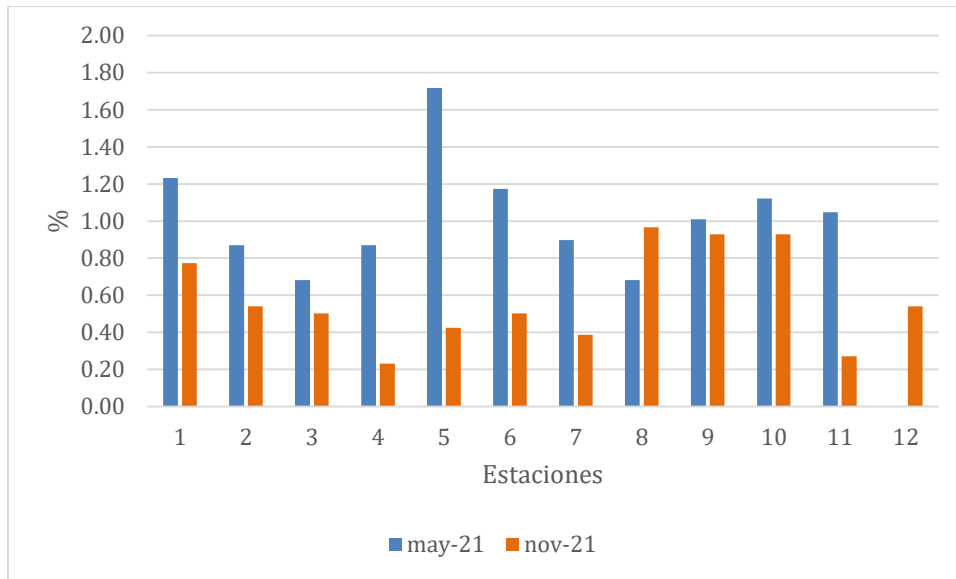


Figura 62. Carbono orgánico en sedimentos del SLA

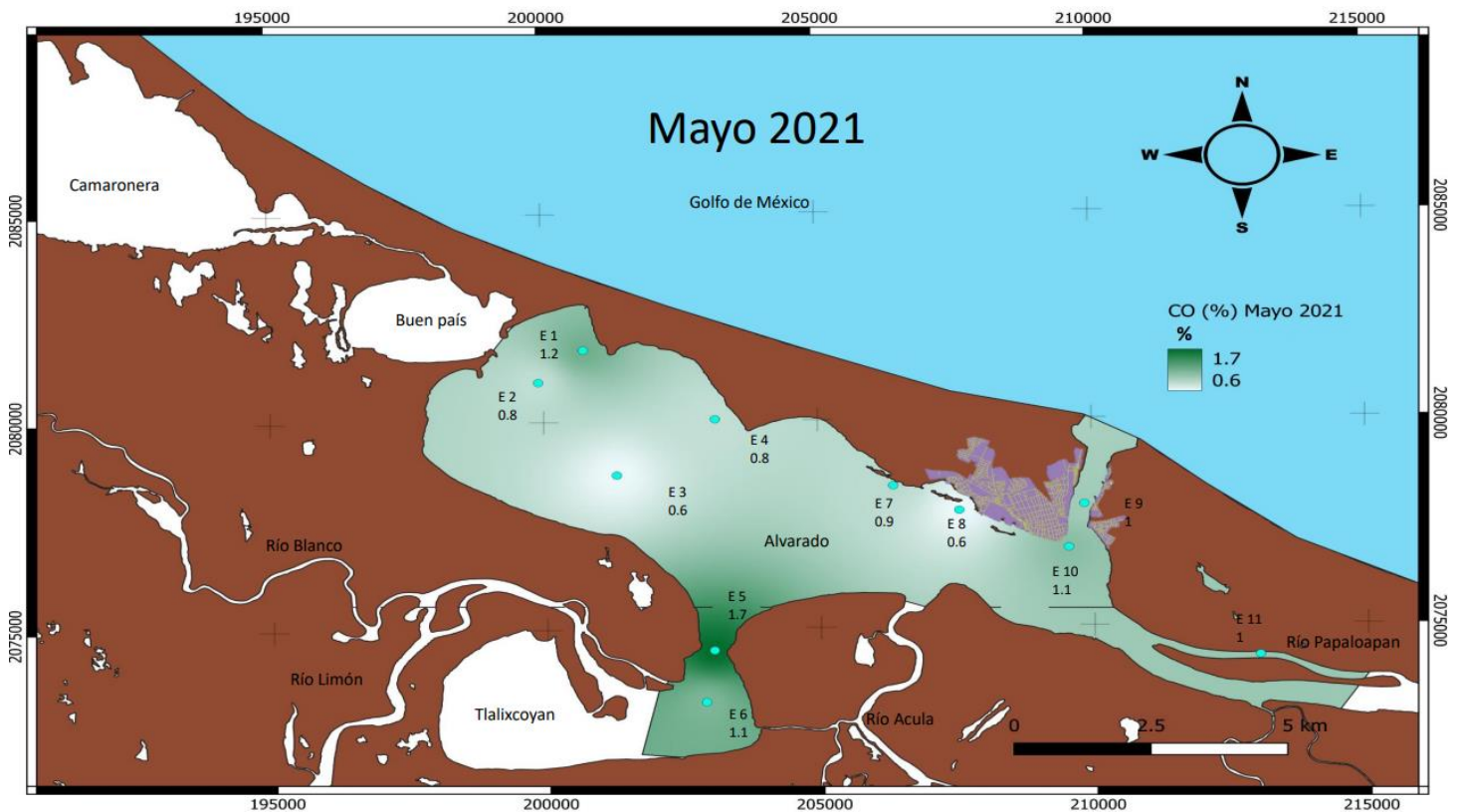


Figura 63. Distribución del CO en el SLA, Veracruz, mayo 2021

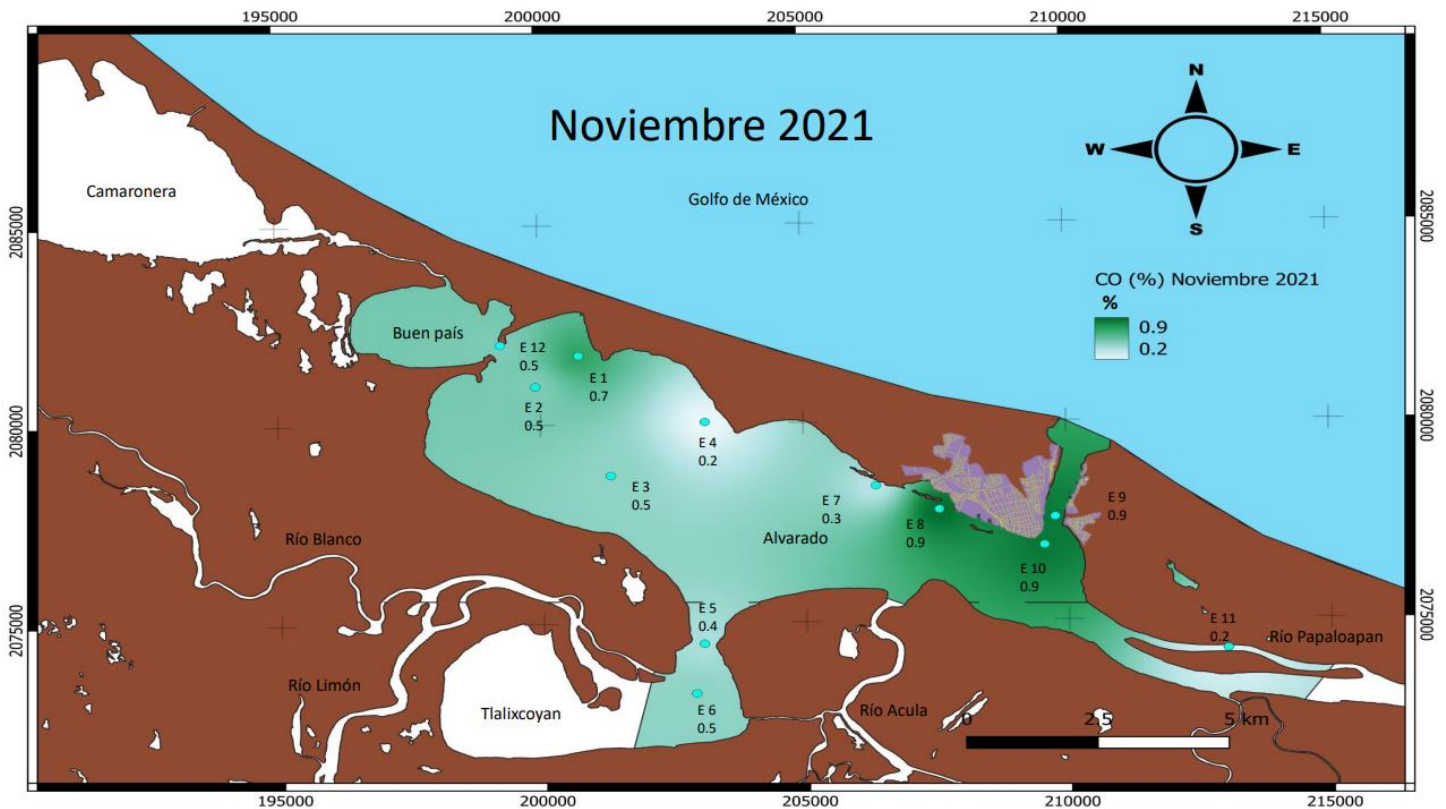


Figura 64. Distribución del CO en el SLA, Veracruz, noviembre 2021

Los resultados del CO y COD en los sedimentos y agua del SLA, también pueden reflejar la eutrofización del sistema, sin embargo, en ambos casos los resultados de CO se encuentran dentro de los valores registrados como normales para el SLA (1.77%) de acuerdo con Calva y Torres (2011), e incluso dentro del rango reportado para otras lagunas costeras en el Golfo de México, como la laguna Pueblo Viejo (Tamaulipas.) con 1.04% y La Mancha (Veracruz) con 3.99%. Estos resultados, tampoco parecen tener una relación respecto al tipo de sedimento, ya que, al haber un predominio general de sedimento arcillosos, estos deberían tender a adsorber una mayor cantidad de materia orgánica y otros contaminantes, generando el aumento de concentraciones en el CO (Valette, 1993).

Respecto a la distribución espacial del CO, en ambos casos se encontraron en concentraciones heterogéneas, destacando la estación 5 para mayo, ubicada en la entrada a Tlaxicoyan, ya que contó con los niveles de concentración mayores de CO (1.7%); al concentrarse en este sitio mayor número de organismos bentónicos, mientras que para el mes de noviembre, la mayor concentración de CO se encontró en la región aledaña al puerto de Alvarado (estaciones 8,9 y 10) lo cual podría deberse a la lixiviación de la materia orgánica de la pesca que llega al puerto o al impacto antropogénico provocado por las escorrentías de las lluvias. En general, los resultados parecieran contradecir a Poppe *et al.* (2000) quien reportó que el contenido de CO aumenta en dirección hacia las áreas someras o Sui y QiaoMin (1999) reportando que el contenido de CO decrece en

dirección hacia el mar, ya que en este caso, el aporte de los cauces fluviales acarrea mayor contenido de CO en comparación de las áreas someras, mientras que, debido a la lixiviación de las zona urbanas pegadas al mar el CO se encuentra en mayor concentración que en las parte más aisladas de la laguna.

Carbonatos

Los carbonatos pueden ser evidencia de la presencia de la capa bentónica fito detrítica, en regiones muy productivas o columnas de agua muy productivas, por ello es importante resaltar la presencia de los carbonatos, además de que juegan un papel muy importante en las condiciones fisicoquímicas del agua al regular el pH (Barberá *et al.* 2014).

En estudios previos como el de Raz Guzmán *et al.* (2016) los carbonatos se reportaron en concentraciones mínimas de 2.9 % y máximas de 31.8%. Para este trabajo, los datos obtenidos de este componente sedimentario se presentan en la tabla 23.

Tabla 23. Carbonatos (%) en sedimentos de mayo y noviembre 2021 en el SLA, Ver.

Estación	Mayo	Noviembre
1	5.9	1.0
2	9.5	4.0
3	5.3	3.0
4	23.6	16.8
5	22.3	11.1
6	5.9	9.1
7	5.2	3.4
8	5.6	6.4
9	6.2	2.0
10	7.6	3.4
11	4.9	2.0
12	ND	57.1
Mediana	5.9	3.7
Mínimo	4.9	1
Máximo	23.6	57.1
Desv. Est.	6.9	15.5

ND: no determinado.

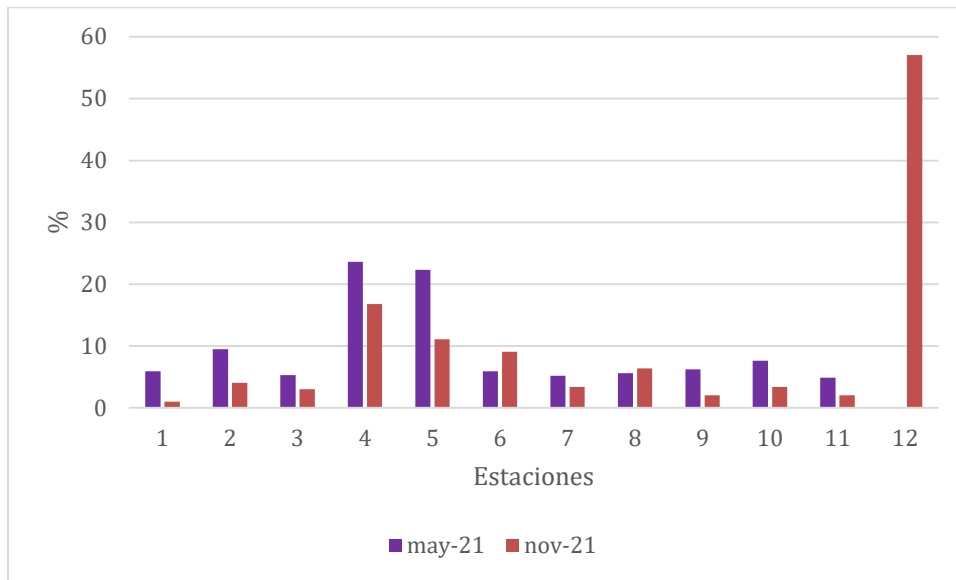


Figura 65. Carbonatos en sedimentos del SLA

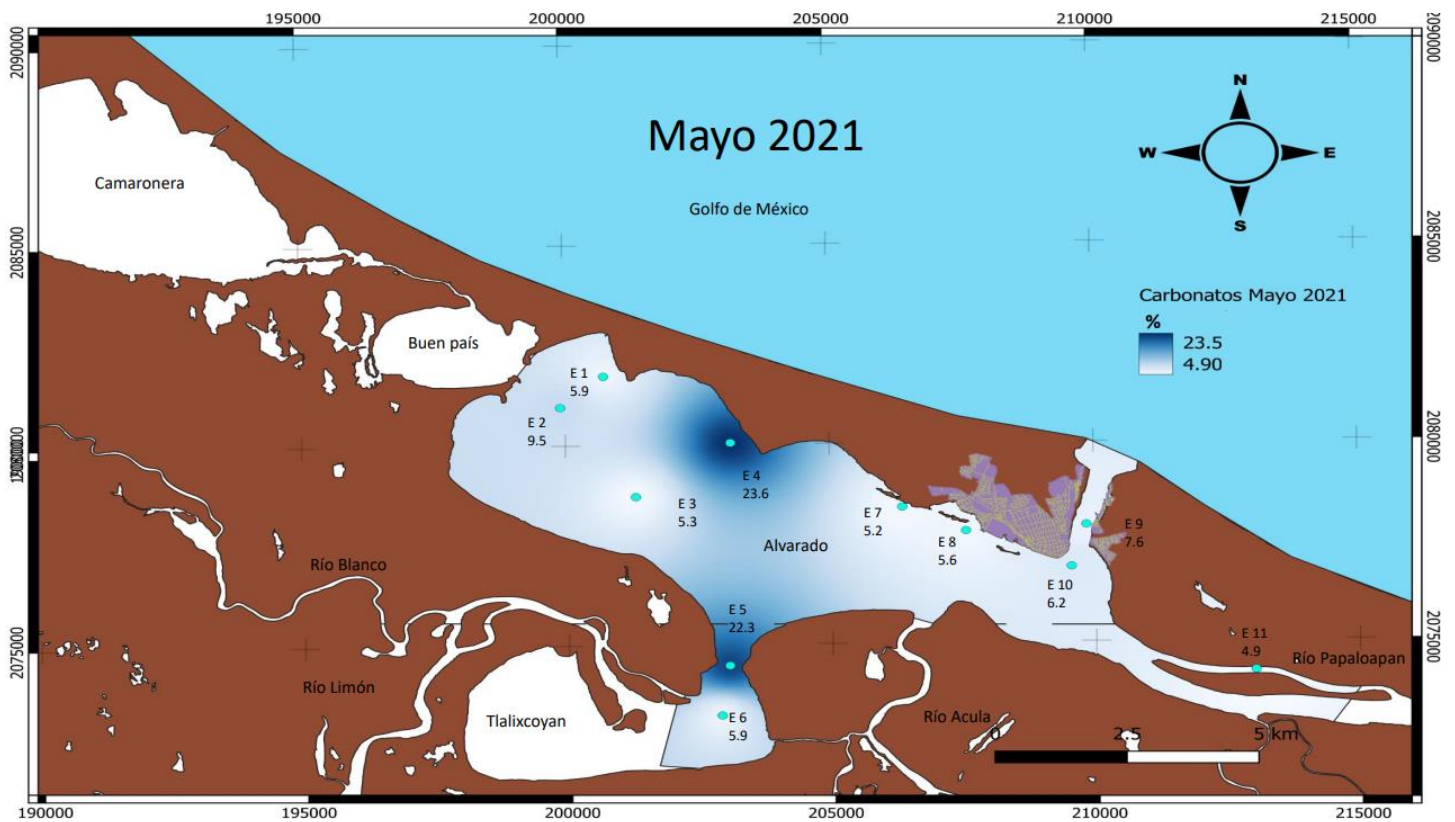


Figura 66. Distribución de carbonatos en el SLA, Veracruz, mayo 2021

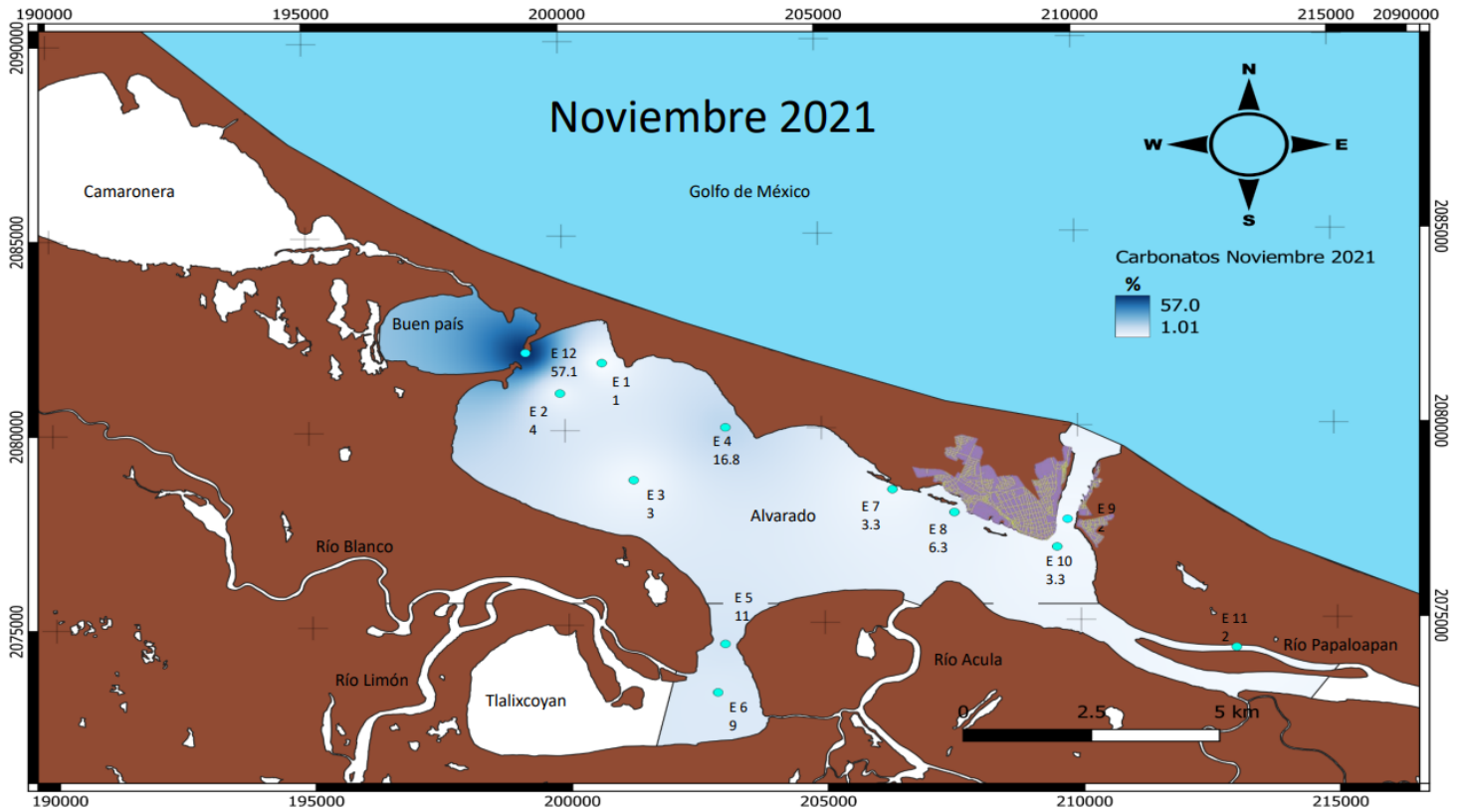


Figura 67. Distribución de carbonatos en el SLA, Veracruz, noviembre 2021

Como se puede observar en las figuras correspondientes al contenido de carbonatos en el SLA, existen ligeras variaciones espaciotemporales, específicamente parece haber más variaciones espaciales que temporales, pues, a pesar de que cambia ligeramente la concentración de CO_3 , siendo las concentraciones mayores en el mes de mayo, y menores en el mes de noviembre, en ambos casos las concentraciones son bajas (a excepción de la estación 12 del mes de noviembre). Este patrón de concentración al comparar ambos meses se ha ido repitiendo en los demás parámetros fisicoquímicos, debido a que, durante la temporada de secas, la acumulación y el efecto de estancamiento del agua es mayor, debido a la evaporación y los escasos escurrimientos epicontinentales, provocando un aumento en la precipitación y sedimentación de las partículas que hay en la columna de agua.

Como se puede observar en la figura 66, la mayoría del contenido de carbonatos en el mes de mayo se encuentran en intervalos semejantes a excepción de las estaciones 4 y 5 donde hay un aumento, debido a los organismos que se encontraron en ambas estaciones, ya que en estas, la cantidad de bivalvos encontrados en mayo fue mayor a las demás estaciones, además existe un ligera correlación de ambas estaciones con un aumento de tamaño de sedimentos a arenas, ya que la cantidad de pedazos de concha encontrados en el sedimento, influye directamente en la presencia de cualquier otro tamaño sedimentario. Por otra parte, al igual que Raz Guzmán *et al.* (2016), en este trabajo se

puede afirmar que el SLA, cuenta con concentraciones bajas de CO₃, pues incluso los porcentajes registrados en esta tesis son aún más bajos que los reportados en 2016, además, existe una similitud respecto a las estaciones de muestreo donde se registraron las mayores concentraciones de CO₃ en el mes de mayo, pues concuerda la estación 4 como la zona donde se registró la mayor cantidad de carbonatos.

Para el mes de noviembre, a pesar de que hay una disminución en la concentración de CO₃, existe una semejanza respecto a la distribución espacial de estos con lo registrado en mayo y con lo reportado por Raz Guzmán *et al.* (2016). Sin embargo, la nueva estación incorporada para el mes de noviembre (estación 12), tuvo una diferencia muy significativa a las demás estaciones, ya que la concentración de esta zona fue del 57.1%, concentración que supera la más alta registrada por estos autores (31.8%), sin embargo, estos autores reportaron un aumento de CO₃ en las lagunas de Buen País y Camaronera, debido al aumento de presencia de bivalvos en esta zona, y en general la parte noroeste del SLA. También, es importante resaltar que la estación 5 en ambos muestreos también contó con niveles altos en comparación a las demás estaciones, ya que podría haber una correlación de los datos de esta estación con los parámetros mencionados posteriormente. A pesar de ello, en general no parece haber alguna correlación de los CO₃ con los parámetros fisicoquímicos en el agua, ya que las variaciones no llegan a ser tan significativas como en otros casos.

Análisis de los POF

Como se mencionó en la sección de metodologías, se analizaron 11 estándares de POF para su búsqueda en los sedimentos del SLA, en el muestreo de mayo 2021 y el muestreo de noviembre 2021. Derivado de los resultados analíticos arrojados por el cromatógrafo de gases acoplado a un espectrómetro de masas, se pudieron identificar 8 de los 11 POF analizados en los sedimentos del muestreo de mayo 2021, mientras que, para noviembre del 2021, se pudieron identificar 7, datos que resultan nuevos y relevantes para el SLA, ya que solamente se tiene el conocimiento de 5 POF reportados por Ponce-Vélez y de la Lanza-Espino (2019) los cuales fueron Clorpirifos, Clorpirifos-metilo, Dimetoato, Etión y Fenclorfos, sin embargo, de los POF mencionados anteriormente, únicamente el Clorpirifos fue analizado nuevamente, por lo que ha aumentado la evidencia de POF encontrados en el SLA.

La lista de los POF analizados y encontrados en el SLA durante el muestreo de mayo 2021 y noviembre 2021, con sus respectivas concentraciones se muestra a continuación:

Tabla 24. POF (ng/g) de los sedimentos de mayo 2021 en el SLA, Veracruz

Plaguicida Organofosforados en sedimentos de Alvarado en Mayo 2021												
	Diclorvos	Mevinfos	Etoprofos	Forato	Diazinon	Disulfoton	Metil Paratión	Malatión	Fentión	Clorpirifos	Paratión	Σ POF
E1	<LD	0.4	<LD	1.3	<LD	<LD	1.1	<LD	<LD	<LD	1778.8	1781.5
E2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
E3	8.1	1.2	<LD	2.5	<LD	<LD	1.0	<LD	<LD	<LD	2592.0	2604.8
E4	19.9	2.9	<LD	12.4	<LD	<LD	1.7	0.1	<LD	<LD	2869.0	2905.9
E5	9.7	3.6	<LD	25.4	<LD	<LD	0.4	0.1	<LD	<LD	2414.6	2453.9
E6	19.0	2.2	<LD	6.6	<LD	<LD	2.5	0.1	1.0	0.8	2356.9	2389.2
E7	5.2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	5.2
E8	16.7	2.2	<LD	3.3	<LD	<LD	0.5	0.2	0.6	<LD	2829.8	2853.5
E9	19.5	2.3	<LD	3.4	<LD	<LD	1.0	0.2	0.7	<LD	369.5	396.8
E10	2.2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	2.2
E11	12.6	1.8	<LD	5.2	<LD	<LD	1.1	0.2	ND	<LD	2088.0	2108.9
Mediana	12.6	2.2	<LD	4.3	<LD	<LD	1.1	0.1	0.7	0.8	2385.8	
Desv. Est.	6.6	1.0	<LD	8.0	<LD	<LD	0.7	0.1	0.2	N/D	810.4	

<LD Menor al límite de detección del método
 ND No detectado (No se registro ninguna señal del POF)

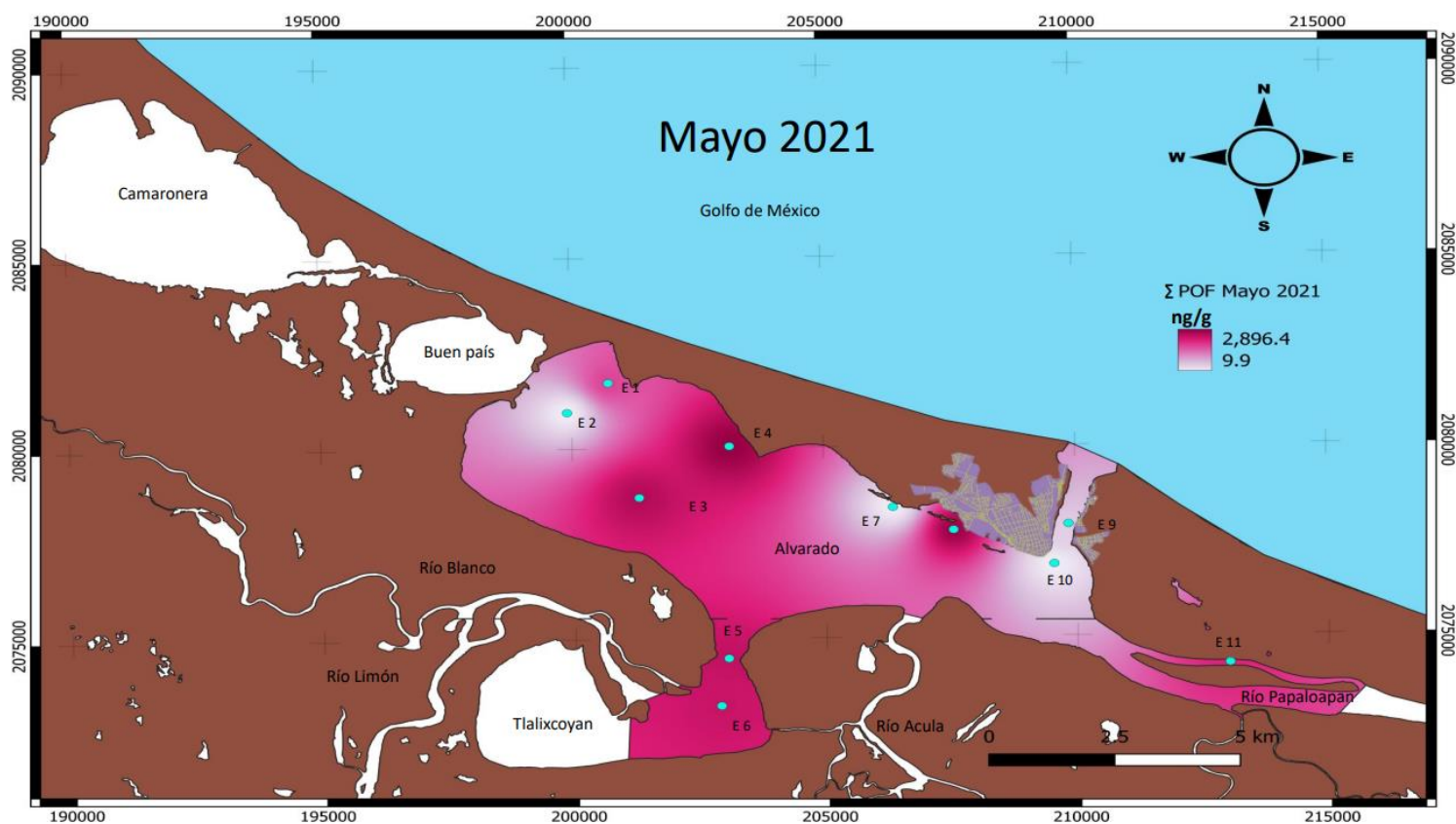


Figura 68. Distribución de la ΣPOF en sedimentos del SLA, Veracruz, mayo 2021.

Como se puede observar en la figura 70 se obtuvieron datos de todos los POF para el SLA en el mes de mayo 2021, sin embargo, solo 8 estuvieron por encima del límite de detección (LD), siendo Paratión el plaguicida con mayor concentración en el SLA con una mediana de $2,385.8 \pm 810.4$ ng/g y Clorpirifos el menor, apenas detectable en tan solo

una estación de muestreo (estación 6) con valor de 0.8 ng/g, además, las concentraciones de Etoprofos, Diazinon y Disulfoton estuvieron por debajo del LD, por lo que no se consideran fiables los registros de estos POF para el reporte en esta tesis.

Por otra parte, la suma de los valores de los POF se detectaron por arriba del LD en todas las estaciones de mayo 2021, como se muestra en la tabla 24, a excepción de la estación 2 ubicada frente a la Costa de la Palma, donde los valores estuvieron por debajo del LD. Por otra parte, la estación 6, en las desembocaduras de los ríos Blanco y Limón es la estación con la mayor cantidad de POF detectados, evidenciando la importancia que tiene esta región y los ríos que contribuyen con materiales que pueden contener POF y aportarlos al SLA. Cabe mencionar que la única estación que obtuvo un resultado de no detectable (referente a que no se tuvo ningún tipo de registro de señal cromatográfico del analito) para un POF fue en la estación 11 para el Fentión.

Respecto a la figura 71 se ilustra las regiones con mayor concentración de Σ POF en el SLA, observando que la mayor parte de estos plaguicidas para el mes de mayo 2021 se localizan en el centro del SLA, la desembocadura de los ríos Limón y Blanco, así como la entrada a la laguna de Tlalixcoyan, una parte del puerto de Alvarado, y la desembocadura del río Papaloapan, viendo la importancia que tienen los ríos tributarios en el aporte de POF para el SLA, sin embargo, es notable que a pesar de las dimensiones con las que cuenta el río Papaloapan y su cuenca, las concentraciones de POF ubicadas en la región del río Blanco sean ligeramente mayores, sin mencionar que se trata de temporada de secas, la cual como se mostró anteriormente, ha provocado la disminución de ciertos parámetros fisicoquímicos.

Tabla 25. POF (ng/g) de los sedimentos de noviembre 2021 en el SLA, Ver.

Plaguicida Organofosforados en sedimentos de Alvarado en Noviembre 2021												
	Diclorvos	Mevinfos	Etoprofos	Forato	Diazinon	Disulfoton	Metil Paratión	Malatión	Fentión	Clorpirifos	Paratión	Σ POF
E1	13.4	2.8	<LD	0.9	<LD	<LD	0.7	0.2	<LD	<LD	2663.5	2681.5
E2	15.6	1.5	<LD	0.8	<LD	<LD	0.5	0.2	<LD	ND	2909.6	2928.1
E3	15.5	3.1	<LD	0.8	<LD	<LD	0.7	0.2	<LD	<LD	2747.3	2767.6
E4	6.1	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	6.1
E5	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	ND	<LD	<LD	66.8	66.8
E6	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
E7	3.1	<LD	ND	ND	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	3.1
E8	11.7	2.7	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.2	<LD	<LD	2114.3	2128.9
E9	3.9	<LD	<LD	ND	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	ND	3.9
E10	<LD	<LD	<LD	ND	<LD	ND	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
E11	1.8	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	ND	ND	<LD	ND	1.8
E12	14.2	2.9	<LD	1.0	<LD	<LD	0.6	0.3	<LD	<LD	2381.3	2400.2
Mediana	11.7	2.8	<LD	0.8	<LD	<LD	0.6	0.2	<LD	<LD	2522.4	
Desv. Est.	5.7	0.6	<LD	0.1	<LD	<LD	0.1	0.0	<LD	<LD	1057.6	
<LD	Menor al límite de detección del método											
ND	No detectado (No se registro ninguna señal del POF)											

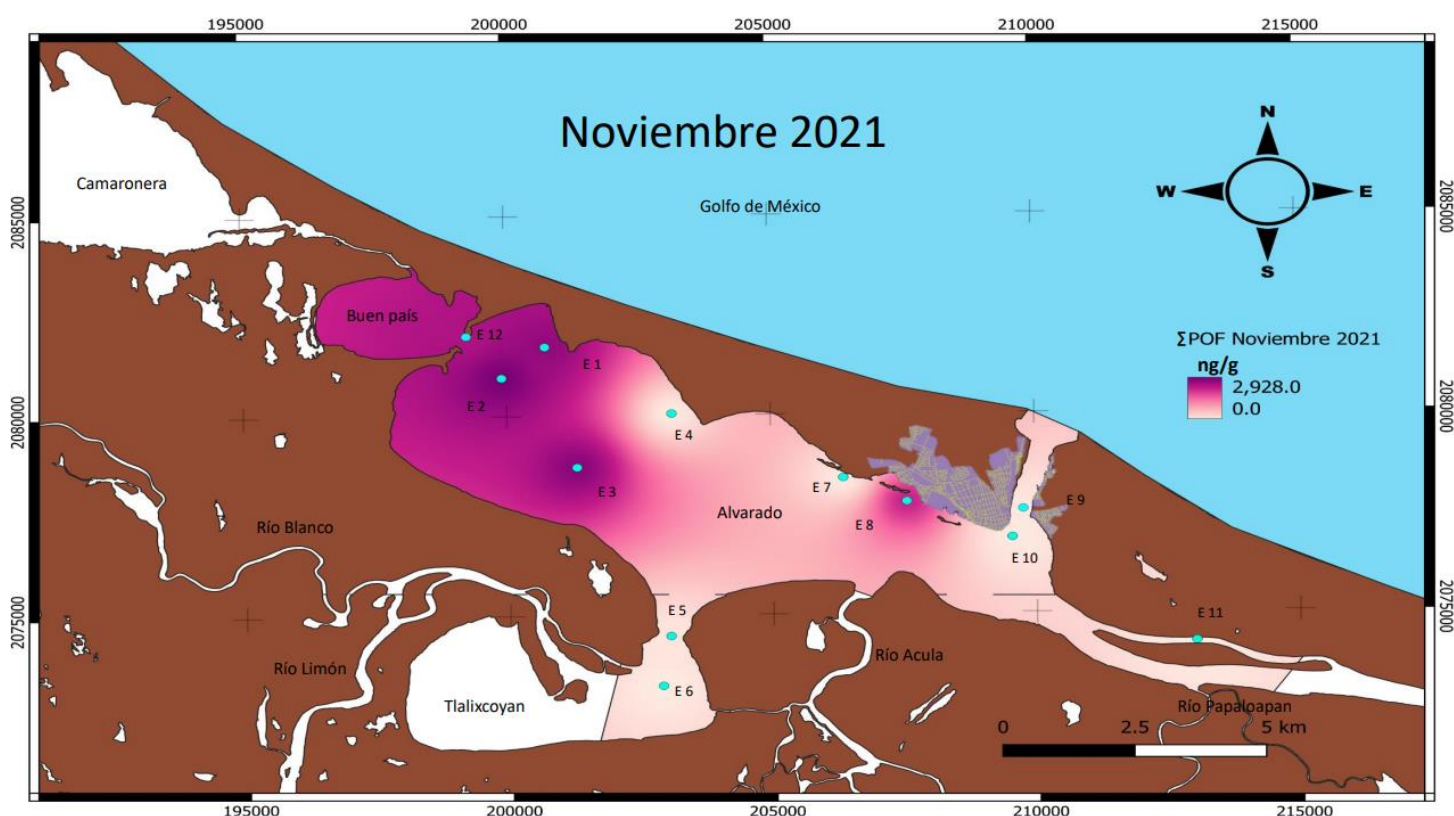


Figura 69. Distribución de la ΣPOF en sedimentos del SLA, Veracruz, noviembre 2021

Respecto a los POF detectados en los sedimentos del muestreo de noviembre 2021, se observa la disminución de plaguicidas encontrados en el sistema lagunar, pasando de 8 POF a 7, siendo Etoprofos, Diazinon, Disulfoton y Clorpirifos los plaguicidas que no se cuantificaron por encima del LD. Además, no se obtuvieron valores detectables para las estaciones 6 y 10 en el SLA. Siendo las 1, 2, 3 y 12 con mayor cantidad de POF, ubicándose

en la zona más alejada a la boca del SLA y de sus principales cauces tributarios como se puede ver en el mapa de la figura 66. Esto evidencia la importancia de las temporadas para la resiliencia del SLA y la dinámica corriente aportados por las escorrentías de los cauces tributarios, ya que las menores concentraciones de POF fueron en estas zonas. Cabe mencionar que, en esta temporada, también aumentaron los POF no detectados en diferentes estaciones del SLA pasando de un no detectado en mayo 2021 a 11 en noviembre del 2021, por lo que se genera la impresión que el SLA cuenta con una mejor calidad en temporada de nortes.

En general, todos los POF mencionados anteriormente y buscados en los sedimentos del SLA, su uso en México es principalmente agrícola, y aunque alguno de ellos como del Diclorvos o el Diazinon se pueden encontrar en plaguicidas de uso doméstico o urbano (por ejemplo, el DDVP o Diazudin respectivamente), debido a las características del entorno es principalmente derivado del uso agrícola. Por otra parte, cabe mencionar que específicamente para México, los POF se consideran como tóxicos o muy tóxicos, y aunque ninguno de los POF registrados están prohibidos de acuerdo al catálogo nacional de plaguicidas (1991) y la NOM-232-SSA1-2009, los organofosforados, deben ser utilizados y supervisados por personal autorizado y capacitado.

De acuerdo a los datos, POF como Etoprofos, Diazinon, Disulfoton y Clorpirifos no se registraron por encima del LD en el análisis cromatográfico, esto pudiera ser ya que POF como el Etoprofos, en México y de acuerdo al Catálogo Nacional de Plaguicidas, se encuentra registrado como nematocida, plaga más común en la industria pecuaria y por lo que posiblemente por eso no se encuentre registrado en nuestros datos. Mientras que para Diazinon es inusual no tener registro por encima del límite de detección cromatográfico, ya que es uno de los ingredientes activos más usados tanto en el área agropecuario, industrial y urbano, debido a estar dentro de la categoría III (moderadamente peligroso) de toxicidad y ser considerado como efectivo ante plagas. Mientras que Disulfoton, es uno de los plaguicidas más tóxicos de todos los POF ya que se encuentra dentro de la categoría I (extremadamente peligroso), sin embargo, dentro son de los menos persistentes en el ambiente, razón por la que posiblemente su registro en el SLA se encuentra por debajo del LD. Mientras que Clorpirifos, también se encuentra dentro de la categoría III de toxicidad (moderadamente tóxico), es de uso agropecuario y al igual que el Diazinon, también es inusual encontrarlo por debajo del LD.

Por otra parte, Diclorvos, Mevinfos, Forato, Metil Paratión y Malatión tuvieron registros por encima del LD en ambos muestreos, significando su uso regular en las zonas aledañas del SLA y en las cuencas de sus cauces. En lo que corresponde a todos estos plaguicidas, su uso es insecticida, de uso pecuario, industria y urbano, aunque con diferentes niveles de toxicidad, pues el Diclorvos y Malatión pertenecen al nivel III (moderadamente tóxico), Mevinfos al II (tóxico), mientras que Forato y Metil Paratión pertenecen al nivel I (extremadamente tóxico), siendo estos últimos los más peligrosos.

Por último y siendo el más destacado como se mencionó anteriormente, Paratión fue el compuesto con el mayor registro en el análisis cromatográfico en los sedimentos del SLA, superando por mucho a los demás POF, es un tema preocupante ya que su nivel de toxicidad está ubicado dentro de la categoría I, siendo un compuesto extremadamente toxico, además, es considerado como tóxico para peces, aves y organismos polinizadores como las abejas. Aunque es inusual tener concentraciones tan elevadas de tan solo un mismo compuesto, no existe evidencias de contaminación ya que del análisis, ya que en las pruebas de validación del método estos valores se encontraron dentro de los intervalo a los demás POF, la explicación más probable se debería a un tema antropogénico, y es que, aunque dentro de las regulaciones o recomendaciones señaladas por COFEPRIS, para la existencia de una Manejo Integral de Plagas (MIP), donde se indica la importancia de la rotación de los ingredientes activos de los plaguicidas y en dado caso su ultimo uso para el control de plagas, la realidad es que en la práctica, para los agricultores puede existir un preferencia para un compuesto específico de plaguicida, o un conjunto de diferentes nombres comerciales de plaguicidas pero con el mismo ingrediente activo, ésto debido a la eficiencia que encuentran con compuesto determinado, como lo podría ser el Paratión, ya que al ser un compuesto dentro de la categoría I de toxicidad, y al tener un espectro de acción amplio para la fulminación de diferentes plagas, su uso se puede volver común, cotidiano y en cierto caso peligro si es que los insectos llegaran a generar resistencia a dicho compuesto.

En el apartado de anexos se puede observar los mapas de concentración en el SLA para cada POF.

Análisis estadísticos

Pruebas de normalidad

Al igual que en la matriz agua, se determinó si los resultados tienden a una distribución normal o no, eligiendo un nivel de significancia de 0.05, con la prueba de Shapiro-Wilks (1965), resultando en el siguiente patrón:

Tabla 26. Normalidad de los PFQ en sedimentos de mayo del 2021 del SLA.

Parámetro	Coefficiente Shapiro-Wilks	P valor
PTs	0.639	0.00007
NTs	0.842	0.034
CO	0.901	0.191
Carbonatos	0.637	0.00007
Arenas	0.964	0.819
Limos	0.809	0.012
Arcillas	0.814	0.014

Tabla 27. Normalidad de los PFQ en sedimentos de noviembre del 2021 del SLA.

Parámetro	Coefficiente Shapiro-Wilks	P valor
PTs	0.930	0.375
NTs	0.981	0.986
CO	0.904	0.177
Carbonatos	0.572	0.00005
Arenas	0.908	0.204
Limos	0.869	0.063
Arcillas	0.824	0.017

De acuerdo con las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilks gran parte de los datos obtenidos no tienden a una distribución normal o paramétrica en el SLA, ya que el rango de los valores de los PFQ en el SLA tiene una distribución azarosa, siendo difícil encontrar un intervalo similar en las concentraciones o valores de los diferentes parámetros. Por otra parte, es evidente que existe una influencia temporal respecto a la homogeneidad de los parámetros, ya que en el mes de noviembre los resultados tuvieron valores más normales o paramétricos, lo que significa que a excepción de los carbonatos y las arcillas, la mayoría de los PFQ van a encontrarse dentro de un intervalo similar a lo largo del SLA, esta característica posiblemente es atribuida en este caso, al aumento del aporte de agua epicontinental, proveniente de las escorrentías y los aportes pluviales, logrando el aumento en las corrientes internas del SLA, dando una homogeneidad en a lo largo del SLA, cuestión que no es posible en el mes de mayo o época de secas, ya que la evapotranspiración, la disminución de las escorrentías y las diferencias en volumen de los aportes pluviales por las dimensiones de los diferentes ríos tributarios, provoca características diversas en diferentes sitios a lo largo del SLA.

Al igual que en la matriz agua, debido a la heterogeneidad entre los resultados de normalidad, se utilizó pruebas no paramétricas para los siguientes análisis multivariados.

Correlaciones de Spearman

Al igual que en los datos correspondientes a la matriz agua se realizaron análisis estadísticos con pruebas no paramétricas, realizando graficas de matriz para visualiza el resultado de las correlaciones, con valores del 1 al -1 y representadas con color azul para los valores positivos y rojo para los negativos, dejando en blanco a los valores que no tienen correlación. Además, se tomarán como valores significativos aquellas que oscilen entre -1 a -0.5 y de 0.5 a 1, de acuerdo con la hipótesis de la prueba con un valor de $p > 0.05$.

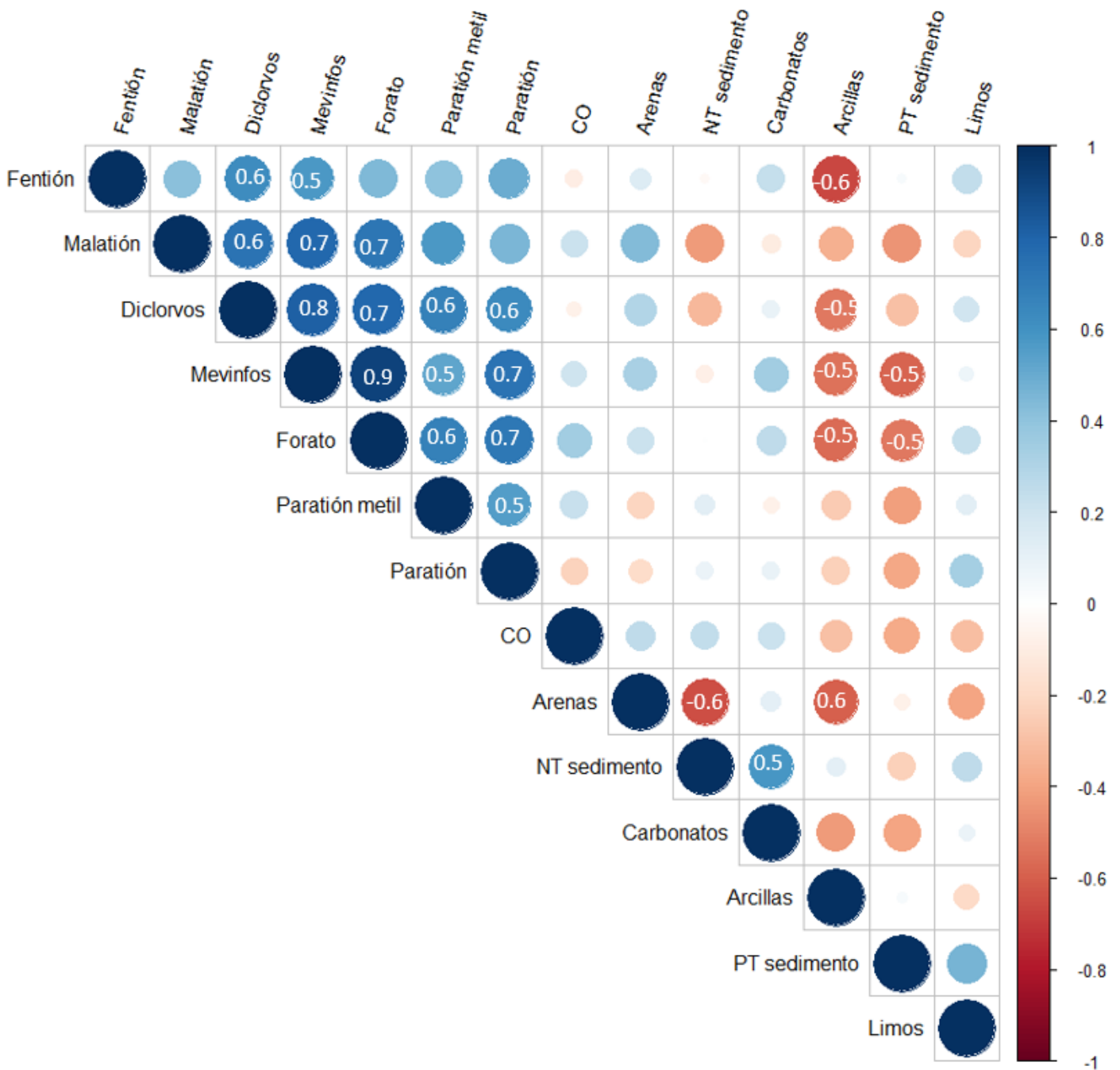


Figura 70. Correlaci3n de las caracteristicas sedimentol3gicas y POF del SLA, Ver. mayo 2021.

La correlaci3n de las caracteristicas sedimentol3gicas del SLA y los POF en sedimentos del mes de mayo 2021, en general tendieron a correlacionar positivamente todos los POF, adem3s de contar con varias correlaciones significativas, esto debido a que todos pertenecen a las misma familia de plaguicidas, siendo semejantes estructuralmente, sin embargo, es igualmente interesante las correlaciones negativas que tuvieron los POF con el PTs y las arcillas, ya que muestra totalmente lo contrario a lo esperado, ya que, los POF al ser compuesto fosforados, se hubiera pensado que tendrían afinidad a otros

compuestos que estuvieran conformados principalmente de fósforo, mientras que la arcilla, al ser un sedimento pequeño ($< 3.9\mu\text{m}$), se podría esperar tendría una mayor adsorción, debido a la propiedad de los filosilicatos que contienen la arcillas, al tener una estructura de hojas o escamas de carga negativa, en donde se pueden unir cationes de diferentes moléculas como los plaguicidas, de esta forma teniendo correlaciones positivas, sin embargo en esta ocasión y en base a las correlaciones se muestra que el tamaño de sedimento no determina la concentración de POF en cada sitio de estudio.

Además, se pueden observar dos correlaciones significativas, entre las arenas y el NTs, y las arenas y las arcillas; las arenas y las arcillas, cuentan con una correlación negativa debido a que en las diferentes estaciones de muestreo siempre predominó solo un tipo de sedimento (arcilla), debido a esto la correlaciones entre sedimentos no son significativas. Por otra parte, no se encuentran correlaciones que sean significativas, por lo que sus concentraciones en el ambiente no interaccionan con los demás parámetros de forma significativa al momento de hacer el muestreo.

Es importante resaltar, que tanto el tamaño de grano arena como el PTs, en este caso tienden a tener características de variables dependientes, ya que fueron los principales parámetros con correlaciones negativas, mientras que los POF son independientes entre sí.

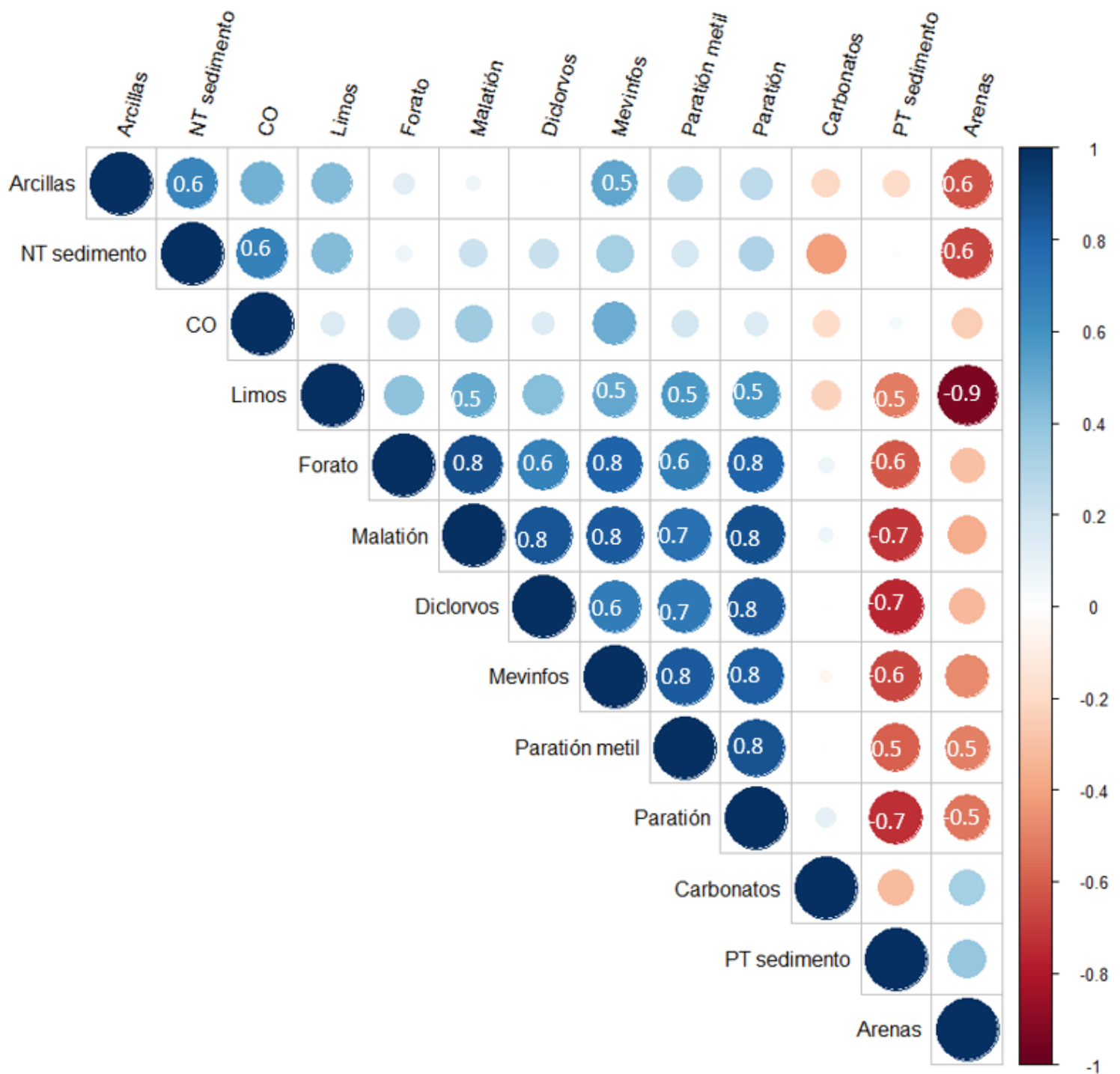


Figura 71. Correlación de las características sedimentológicas y POF del SLA, Ver. noviembre 2021.

Las correlaciones de las características sedimentológicas y los POF correspondientes al mes de noviembre del 2021, muestran correlaciones positivas y significativas entre los plaguicidas, debido a lo comentado anteriormente pues todos estos grupos cuentan con similitudes estructurales, los cuales les dan características semejantes. Sin embargo, se muestran similitudes y diferencias en las correlaciones en los POF y las características sedimentológicas, ya que al igual que en mayo 2021, se observan correlaciones negativas

y significativas respecto al PTs, sin embargo, en esta ocasión, si se muestra correlaciones significativas entre los POF y el tamaño de sedimento de limos, condición que cuenta con afinidad en adsorción entre los plaguicidas y el tipo de sedimento, debido a la capacidad de intercambio catiónico, aunque no resulta ser mayor a las arcillas por el tamaño de sedimento , tienen mayor superficie y mayor atracción por las fuerzas de Van Der Waals. Por otra parte, al igual que el patrón para el mes de mayo 2021, hubo una correlación negativa entre los sedimentos, pero ahora, debido a la distribución homogénea de las arcillas en el SLA, las arcillas y los limos contaron con correlación positiva. Además, en esta ocasión, si hubo correlación positiva entre el CO con los sedimentos finos, principalmente las arcillas, al igual que con el NTs. Cabe mencionar, que la variable con correlaciones más débiles y generalmente negativas fue el carbonato, principalmente debido a que su distribución en el SLA no fue paramétrica en ambos casos, esto a su vez se debía a que las zonas donde se encontraron las principales concentraciones de carbonatos se localizaron en sitios lagunares aislados y dispersos.

En este caso, también resalta las características de variables dependientes de la arena y el PTs, posiblemente a una gran interacción entre en fosforo y el grano de las arenas, las cuales están siendo directamente influenciadas por los demás parámetros.

Análisis de componente principales

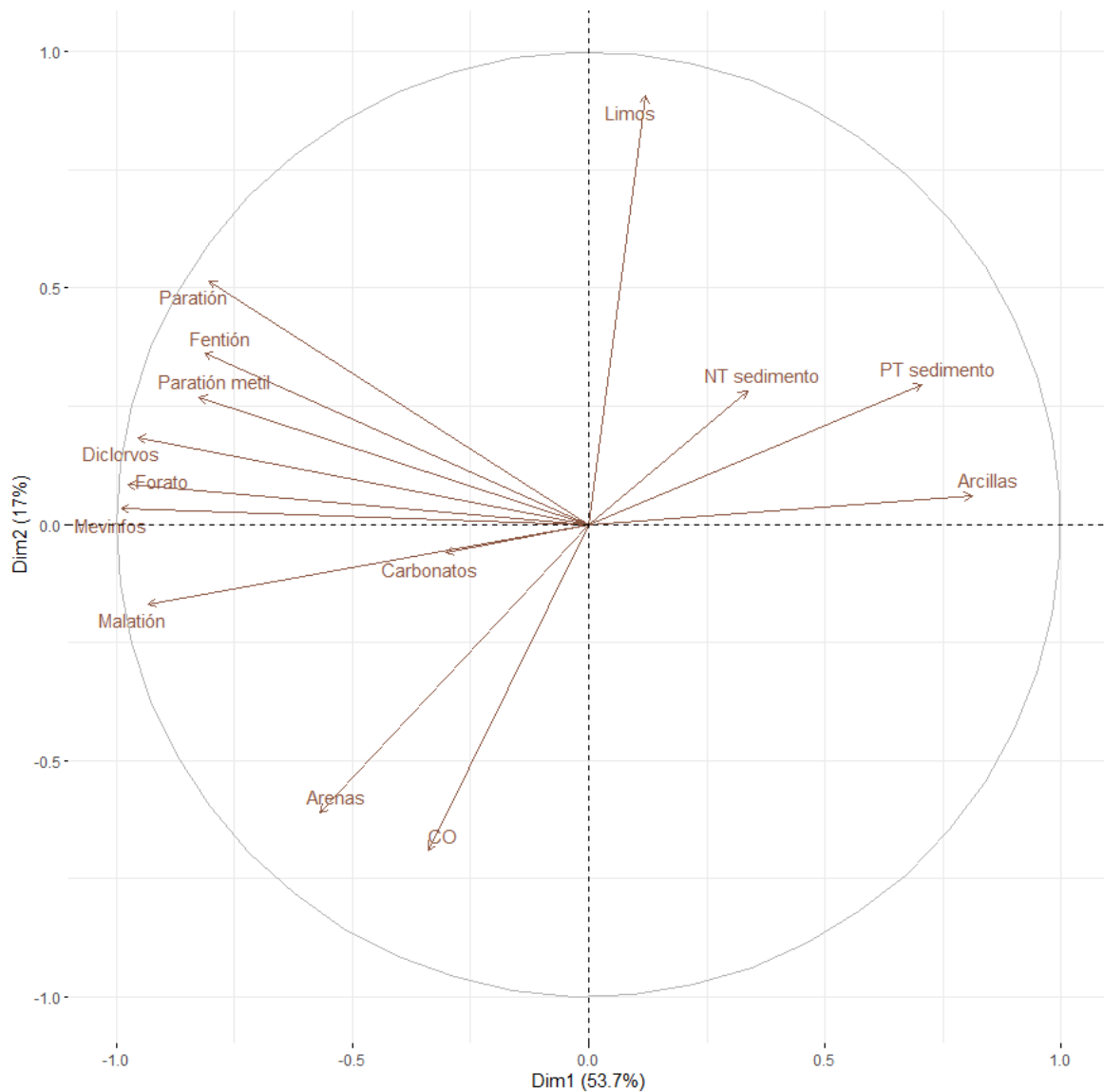


figura 72. ACP de los sedimentos en mayo 2021

En el ACP correspondiente al mes de mayo 2021, se observa dentro de la primera dimensión explica casi el 54% de información del conjunto de datos (variabilidad), mientras que en la segunda dimensión explica el 17% del conjunto de información. Por otra parte, el agrupamiento de los nutrientes hacia una misma dirección y de la misma manera los POF, muestra que comparten características similares por ser estructuralmente parecidos. El parámetro que resalta en este ACP son los sedimentos que conforman los lodos, ya que están en posiciones ortogonales a los POF, característica que rechaza la hipótesis que la adsorción de los POF es más afín a sedimentos del tamaño de limos y arcillas (lodos), por otro lado, están más cerca al CO los que tendría más relación a la adsorción con las sustancias húmicas. Por otra parte, se muestra que los POF no cuentan con una correlación con el tamaño de los sedimentos, sin embargo, pareciera

tenerlo con los carbonatos en una baja proporción, lo cual podría deberse a que ciertos organismos calcáreos bentónicos son filtradores del agua y pudieran encontrarse relacionados los POF absorbidos por estos organismos con este parámetro, sin embargo, como lo veremos a continuación, este mismo resultado no se presenta en el segundo muestreo.

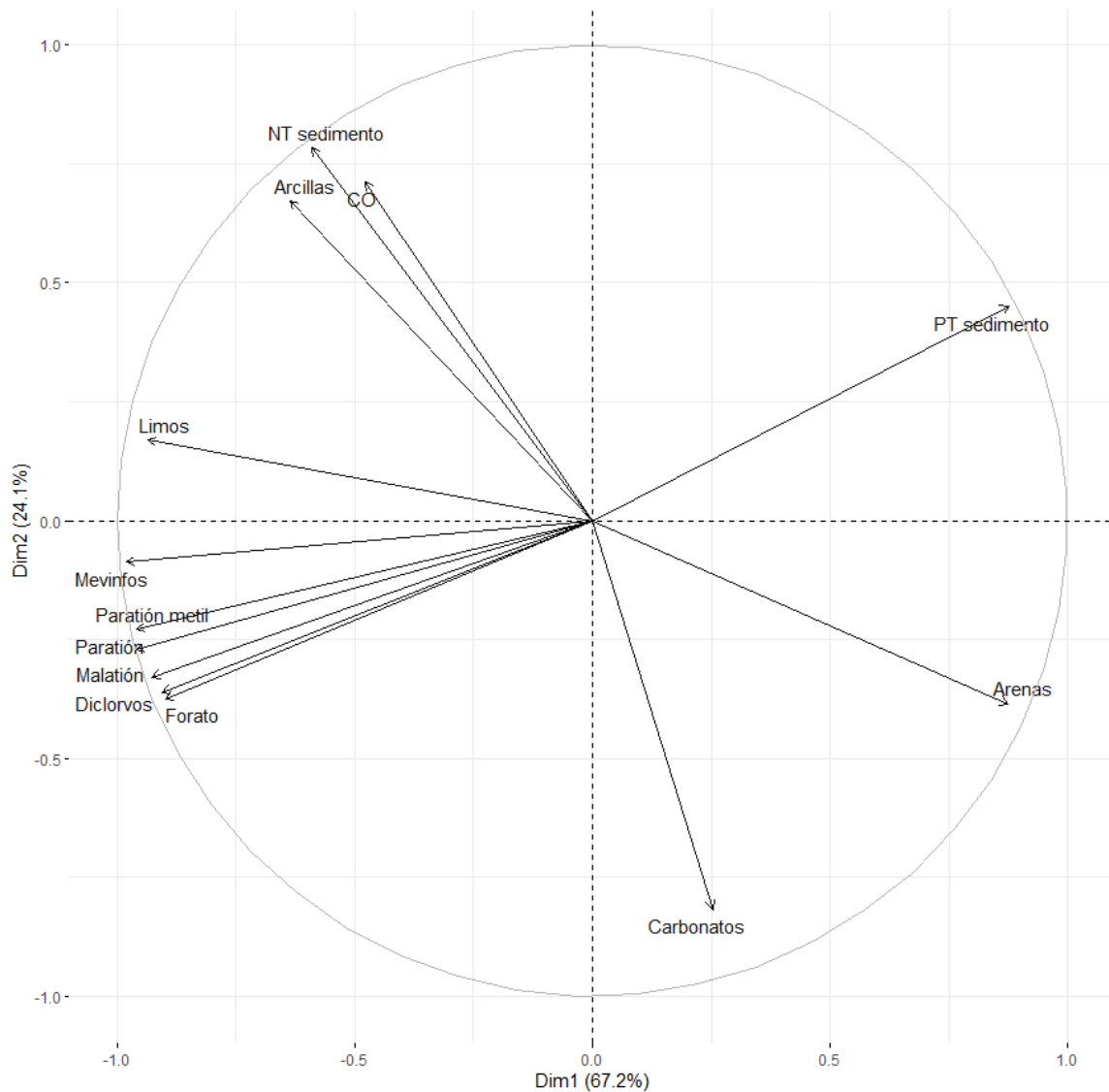


figura 73. ACP de los sedimentos en noviembre 2021

Respecto al ACP de los datos obtenidos en el mes de noviembre 2021, se muestra un aumento en los porcentajes de varianza respecto al ACP anterior, queriendo decir que se hay una mayor cantidad de información relacionada, teniendo el 67.2% en la primera dimensión y 24% en la segunda. A diferencia del mes de mayo, aquí se observa una mayor correlación entre los sedimentos del tipo más fino con los POF, teniéndolos en la misma dirección y agrupándolos más cercano, de igual forma el CO se encuentra dentro de la misma dimensión, lo que indicaría la misma relación que hay entre la los POF y el CO de

los sedimentos, pues se sabe que los POF también tienden a ser adsorbidos por la materia orgánica. Por otra parte, las arenas, carbonatos y PTs se encuentra ortogonalmente a los POF, característica que es opuesta a los resultados de mayo 2021, lo que también podría indicar variaciones entre las temporadas de secas y lluvias, o simplemente una casualidad numérica.

Clúster jerárquico

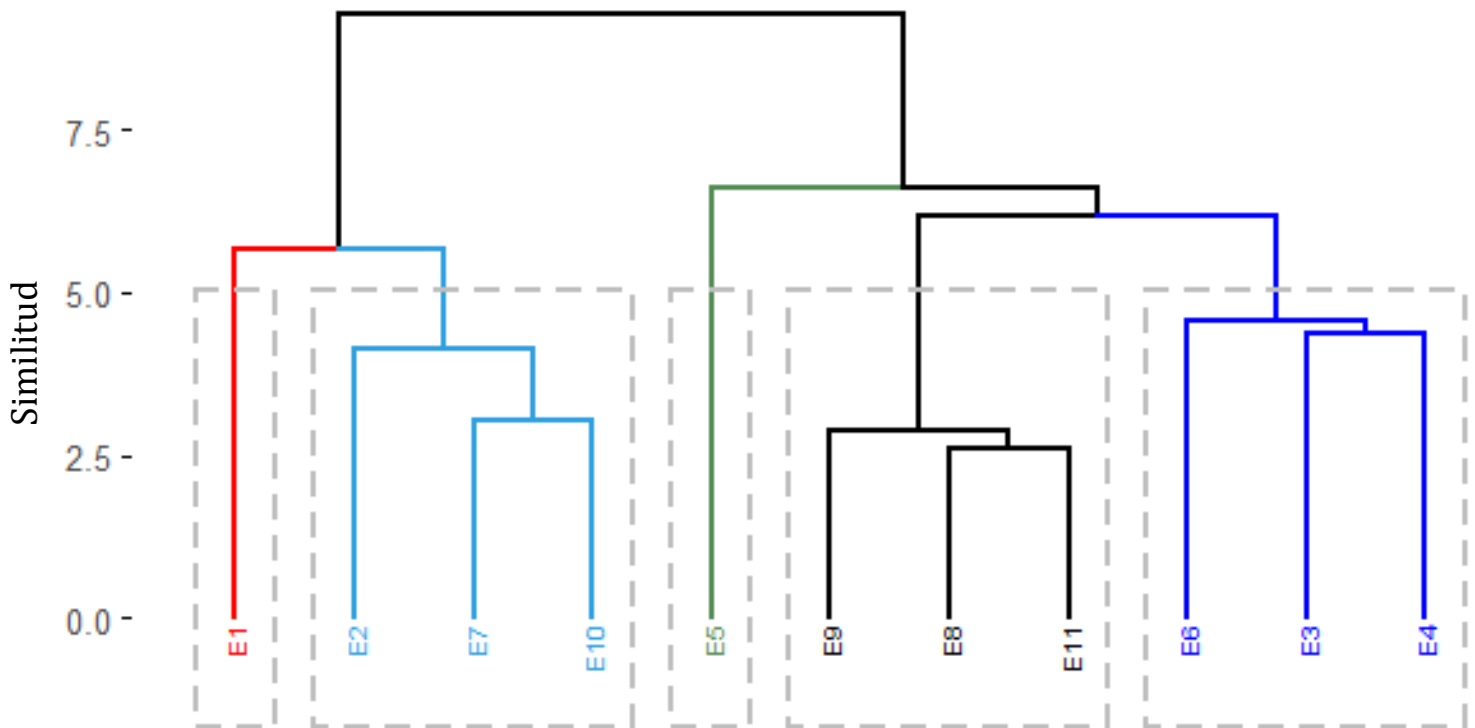


Figura 74. Dendrograma de los sedimentos en mayo 2021

Respecto a las agrupaciones de las similitudes de las variables en las estaciones de muestreo de mayo 2021, con el análisis de clúster, en el dendrograma se observa la agrupación de las estaciones en cinco grupos. El primero corresponde únicamente a la estación 1, ubicada en la zona localmente conocida como Arbolillo, caracterizándose por contar con el mayor porcentaje de arcillas en el SLA, sin la presencia de arenas. El segundo grupo lo conforman las estaciones 2, 7 y 10, todas alejadas entre sí, en diferentes puntos del SLA, pero con similitudes en la escasa presencia de POF en sus sedimentos. El tercer grupo, únicamente por la estación 5 ubicada en la entrada a la laguna Tlalixcoyan. El siguiente grupo son estaciones ubicadas en el puerto de Alvarado y en la desembocadura del río Papaloapan, estas estaciones se caracterizan por POF, en concentraciones semejantes. Mientras que el último grupo, las estaciones 3, 4 y 6, caracterizándose por contar con un mayor porcentaje de arcillas en sus sedimentos a comparación del resto de las estaciones del SLA.

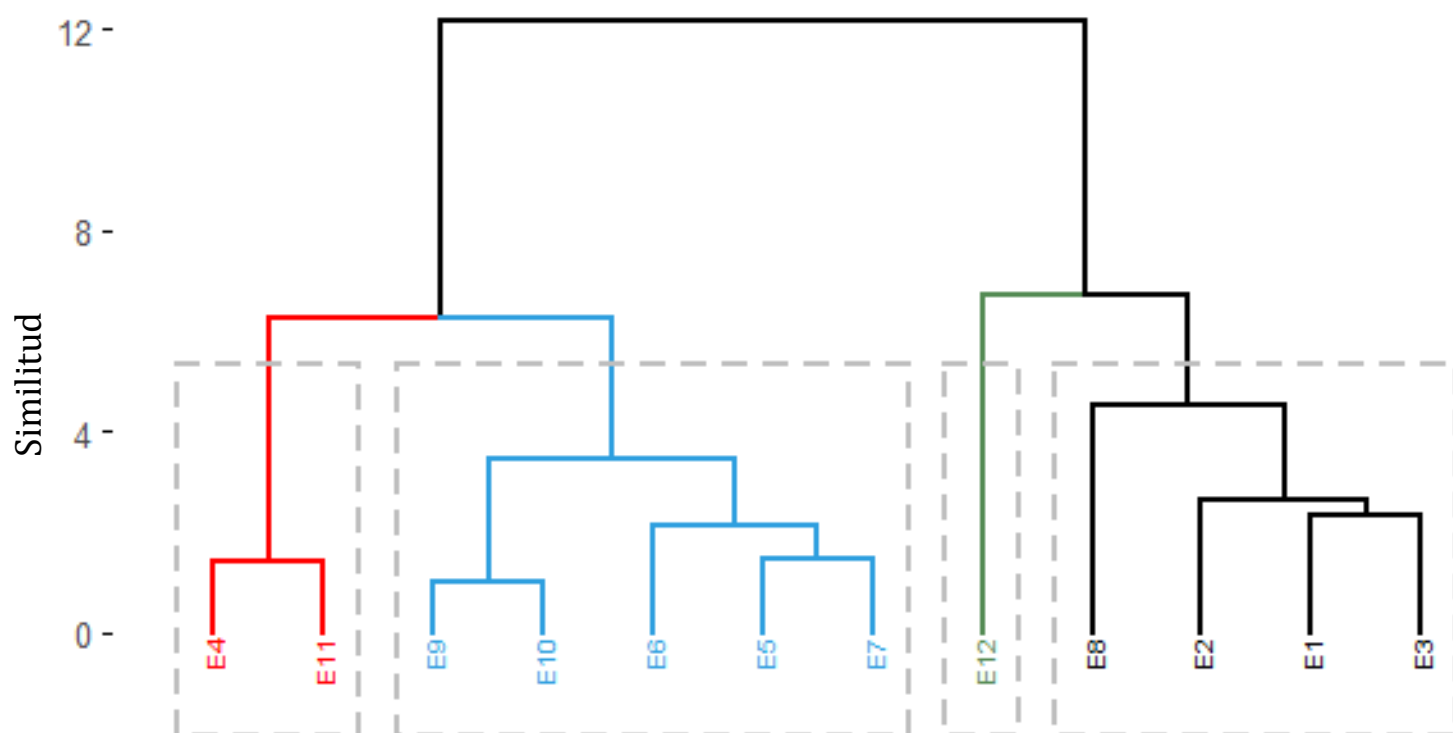


Figura 75. Dendrograma de los sedimentos de noviembre 2021

Respecto a las agrupaciones del análisis de clúster para los datos de noviembre 2021 en sedimentos, se observa la agrupación de las estaciones en 4 grupos. La primera correspondiendo a las estaciones 4 y 11, por ser las estaciones con mayor porcentaje de arenas en todo el SLA, ambas con el 95%. El segundo grupo conformado por las estaciones 9, 10, 6, 5 y 7, ubicadas en la boca del SLA, la desembocadura y entrada a Tlalixcoyan y la última ubicada en el puerto de Alvarado, éstas estaciones se caracterizaron por contar con escasa presencia de POF y estar constituidos por principalmente arcillas. El siguiente únicamente la estación 12, la cual se caracteriza por tener la mayor parte de los POF encontrados, además de contar con el mayor porcentaje de carbonatos en ambos muestreos con el 57.1% de carbonatos. Por último, el grupo de las estaciones 8, 2, 1 y 3, ubicadas en el centro del SLA y en el puerto de Alvarado, caracterizándose por tener la mayor parte de los POF encontrados en este muestreo.

Riesgos

Como se puede observar en la tabla 7 en el apartado de métodos, la mayoría de los POF encontrados en los sedimentos del SLA no llegan a tener concentraciones que estén por encima de la concentración efectiva media (EC_{50}) para *Crassostrea virginica*. Sin embargo, el único que está por encima de este valor es el Paratién, ya que su EC_{50} para *Crassostrea virginica* es de 1,000 ng/g, y la mediana de las concentraciones de los POF encontrados

en las estaciones de muestreo del SLA tanto en mayo y noviembre del 2021 superan los 2,000 ng/g, el doble de la concentración descrita para afectar el crecimiento poblacional de esta especie de ostión, por lo que es claro el riesgo ambiental que existe por parte del Paratión para los organismos bentónicos del SLA.

Por otra parte, al observar los cambios de los parámetros fisicoquímicos estudiados, se muestra la importancia que tiene los cuerpos tributarios del SLA, evidenciando que, de acuerdo con la temporada, ciertos afluentes tienden a impactar de mayor proporción al SLA que otras temporadas anuales. Mostrando, que mayor parte de posibles contaminantes provienen río arriba de los afluentes tributarios del SLA.

Cabe señalar que, aunque el Paratión es un compuesto considerado extremadamente tóxico por el Convenio de Róterdam, su uso en México aún no ha sido prohibido, caso contrario en 59 países donde ya fue prohibido, incluyendo Estados Unidos. Y aunque este agroquímico este regulado y su uso únicamente por expertos. Es clara la toxicidad que tendrá para el SLA y en general la zona costera debido a la concentración en que fue encontrada y por su clasificación como un compuesto toxico para aves, peces y polinizadores como las abejas, incluso para el ser humano, ya que puede generar parálisis del tipo II (refractaria a atropina).

Por lo que, derivado de los resultados anteriormente mencionados, es necesaria la regulación específica de este POF, y en dado caso su prohibición por significar un riesgo ecológico.

Conclusiones

- Existen variaciones espacio-temporales, tanto para los parámetros fisicoquímicos en agua (temperatura, OD, salinidad, pH, STD, DQO, COD, P_{Ta} y N_{Ta}) y sedimentos (N_{Ts}, P_{Ts}, granulometría, CO, carbonatos), en los respectivos muestreos, dando diferentes intervalos en los resultados del mismo parámetro en diferentes estaciones.
- Las variaciones de los diferentes parámetros fisicoquímicos estudiados en agua y sedimentos, son el resultado de la diferencia en los aportes de agua epicontinental, por las escorrentías, los cauces fluviales, la dinámica de las circulaciones en el SLA y el aporte epicontinental de detritos y materia orgánica por parte de los cauces tributarios, así como las corrientes provocadas por la circulación del Río Papaloapan.
- Los parámetros estudiados están dentro de un intervalo característico de una laguna costera en latitudes tropicales, de acuerdo con los datos reportados por diversos autores mencionados a lo largo de esta tesis.
- El SLA tiene una eutrofización natural, sin embargo, el ligero incremento en los nutrientes, de acuerdo a lo reportado por diversos autores a lo largo del tiempo, mostraría también una eutrofización cultural.
- El SLA cuenta con las características de un estuario positivo, donde el aporte de agua dulce es suficiente para mantener una mezcla y un patrón de incremento de la salinidad desde la cabecera hasta la boca del estuario, con la existencia de una cuña salina. Además, de acuerdo con los resultados de salinidad, el SLA es un estuario mesohalinos.
- Se encontraron POF por arriba del límite de detección cromatográfico en los sedimentos del SLA, los cuales corresponden a Diclorvos, Mevinfos, Forato, Metil Paratión, Malatión, Fentión, Clorpirifos y Paratión
- El Paratión es el que se encuentra en mayor concentración respecto a los demás POF, alcanzando los 2,868.9 ng/g mientras que el malatión registró la menor concentración con 0.12 ng/g.
- La distribución espacial de los POF, muestra la relevancia de las escorrentías y los afluentes tributarios para la contaminación con POF del SLA, además, evidencia las variaciones temporales con la ausencia o presencia de los POF en las estaciones entre temporadas.
- De acuerdo con la concentración efectiva media (EC₅₀) de *Crassostrea virginica* con el Paratión, se puede considerar a este POF como un riesgo ecotoxicológico para el SLA, tema que debe estudiarse más a profundidad y desde el ámbito legislativo, ya que en 59 países ha sido prohibido por su riesgo ante la salud humana y el medio ambiente. Ya que el Paratión es considerado como un POF extremadamente tóxico por el Convenio de Rotterdam, se puede valorar su prohibición también en México.

Referencias

- Alongi, D.M. 1998. *Coastal Ecosystem Processes*. CRC press, Boca Raton, Florida, USA 419 pp.
- Álvarez-Borrego, S. J. R. Lara-Lara. &. J. Acosta-Ruíz. 1977. *Parámetros relacionados con la productividad orgánica primaria en dos antiestuarios de Baja California*. Ciencias Marinas 5 (1): 12-21.
- Aparicio, V., De Gerónimo, E., Guijarro, K. H., Perez, D., Portocarrero, R., & Vidal, C. (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. INTA Ediciones, Argentina, 1-74.
- APHA 2005a. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition*, p. 4-160, Method 4500-P J. (2005).
- Aston, S.R. 1980 *Nutrient, dissolved gases, and general biogeochemistry in estuaries*. 233-262. In: Olausson, E. y Cato I. (Eds.) *Chemistry and biogeochemistry of Estuaries*, John Wiley and Sons, Nueva York.
- Barberá, C., Grinyó, J., Requena, S., Gili, J. M., Dominguez-Carrió, C., Isla, E., ... & Madurell, T. (2014). *Canal de Menorca*. Áreas de estudio del proyecto LIFE+ INDEMARES.
- Benavides, A. (2008). *Evaluación de la Calidad del Agua en las Principales Lagunas del Estado de Chihuahua*. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales, 4(2), 84-88.
- Benitez-Nelson, C. R., L. O'Neill, L. C. Kolowith, P. Pellechia, and R. Thunell. 2004. *Phosphonates and particulate organic phosphorus cycling in an anoxic marine basin*. Limnol. Oceanogr. 49: 1593-1604.
- Blair, A., Ritz, B., Wesseling, C. y Freeman, L. (2014) *Pesticidas y salud humana. Medicina ocupacional y ambiental*.
- Botello A.V., G. de la Lanza Espino y S. Villanueva F., 2017. *Monografía ambiental del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz, México*. LM editores 120 p.
- C.C.R.P. (2014). Programa de medidas preventivas y de mitigación de la sequía (1ª versión ed.). Comisión Nacional del Agua.
- Casallas, J., & Gunkel, G. (2001). *Algunos aspectos limnológicos de un lago altoandino: el lago San Pablo, Ecuador*. Limnetica, 20(2), 215-232.
- Caso, M.; I. Pisanty y E. Ezcurra (Comp.). 2004. *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*. SEMARNAT-INE-IE, AC. -Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies 1: 105-136
- Clark, L. L., E. D. Ingall, and R. Benner. 1998. *Marine phosphorus is selectively remineralized*. Nature 393: 426.
- Comisión intersecretarial para el control del proceso y uso de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas (CICOPLAFEST) 1991. *Catálogo Oficial de Plaguicidas 1991*. 469 pp.

- Comisión Nacional de áreas Naturales protegidas, CONANP (2014) *Humedales mexicanos de importancia internacional* (sitios RAMSAR).
- CONABIO (1998). *La diversidad biológica de México. Estudio del país, 1998*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- CONABIO (2011). *La Biodiversidad en Veracruz un estudio de estado* (pp.297-313) Edición: 1ª Capítulo: Lagunas costeras y estuarios.
- Conteras-Espinoza F. y Warner, G. (2004) *Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in México*. *Hidrobiológica* 511: 233-245.
- Contreras E., Francisco y Castañeda L., Ofelia. (2004). *La biodiversidad de las lagunas costeras*. *Ciencias* 76, octubre-diciembre, 46-56. [En línea]
- Contreras F. y Gutiérrez F. (1989) *Hidrología, nutrientes y productividad primaria en lagunas costeras*. *Temas de Oceanografía Biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada 3: 57-59.
- Contreras-Espinoza F., Castañeda-López O., García-Nagaya A., Torres-Alvarado R. y Gutiérrez-M F. (1996) *Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas*. *Revista de Biología Tropical* 44 (2): 417-425.
- Day, J.W., Ch.A.S. Hall, W.M. Kemp y A. Yañez-Arancibia. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 558 pp.
- De la Lanza E (2017) *Physicochemical Changes of the Water of Alvarado Lagoon, Veracruz, Mexico in Interrupted Periods in Middle Century*. *J Aquac Mar Biol* 5(3): 00118. DOI: 10.15406/jamb.2017.05.00118
- De la Lanza Espino G (2004) *Recursos Hidrológicos de México* (1-104). En: Abarca F y M. Herzig (Eds.), *Manual para el Manejo y Conservación de los Humedales de México*. PRONATURA, SEMATNAT, NAWCC, DUMAC, RAMSAR, ENVIRONMETAL, Canadá.
- De la Lanza Espino G. y Lozano Montes H. (1999) *Comparación fisicoquímica de las lagunas de Alvarado y Términos*. *Hidrobiológica* 9 (1): 15-30
- De la Lanza Espino, G. 1994. *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano: Química*. pp. 127-198 En: G. de la Lanza-Espino y C. Cáceres-Martínez (eds). *Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano*. UNAM-UABCS, 525 pags.
- De la Lanza Espino, G., Pérez, M. A. O., & Pérez, J. L. C. (2013). *Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe*. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía*, 2013(81), 33-50.
- De la Lanza Espino, G., Pulido, S. H., & Mendieta, F. J. G. (2020). *Inconvenientes del uso de promedios de parámetros fisicoquímicos no conservativos, ejemplos de caso lagunas costeras mexicanas*. *Tecnura*, 24(65), 85-101.
- De la Lanza-Espino G. 1986. *Calidad ambiental de la laguna de Mezcaltitán, Nayarit, Mexico, durante el estiaje*. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM 13 (3): 15-328

- De la Lanza-Espino G. 2014. *Protocolo para el muestreo de calidad del agua en ríos endorreicos y exorreicos, y en humedales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico* (NMX-AA-159-SCFI-2012) Versión 1.0 junio 2014. Programa Nacional de Reservas de Agua. 33 pp.
- De la Lanza-Espino, G. D. L., & Gutiérrez-Mendieta, F. J. (2017). *Intervalos de parámetros no-conservativos en sistemas acuáticos costeros de México. Hidrobiológica*, 27(3), 369-390.
- De la Lanza-Espino, G., & Pulido, S. H. (2000). *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*. Plaza y Valdés.
- De la Lanza-Espino, G., Flores-Verdugo, F. J., Hernandez-Pulido, S., & Peiné-Rodríguez, I. (2011). *Concentration of nutrients and C: N: P ratios in surface sediments of a tropical coastal lagoon complex affected by agricultural runoff*. *Universidad y ciencia*, 27(2), 145-155.
- De la Lanza-Espino, G., I. Peiné-Rodríguez, S. Czitrom-Baus & S. Hernández-Pulido. 2011. *Química de las aguas costeras. In: De la Lanza Espino G. y Hernández Pulido S (Eds.). Ambiente, biología, sociedad, manejo y legislación de sistemas costeros mexicanos*. Plaza y Valdés WWF, INERENA. pp. 123-140.
- Del Puerto Rodríguez, A. M., Suárez Tamayo, S., & Palacio Estrada, D. E. (2014). *Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. Revista Cubana de Higiene y epidemiología*, 52(3), 372-387.
- Di Masso RJ, Pippa C, Silva OS, Font MT. *Componentes principales como fenotipos de sistemas biológicos complejos. Relación músculo–hueso en el ratón (Mus musculus)*. *BAG, J Basic Appl Genet* 2010; 21:1852–1857.
- Fetzner, S. (2002). *Biodegradación de xenobióticos*. *Biotecnología*, 10, 1-8.
- Garcés Figueroa, Madián Isaí, sustentante *Análisis retrospectivo y actual de la fisicoquímica de la Laguna de Alvarado, Veracruz, México en apoyo al conocimiento futuro / 2017*
- García-Leal M. L. C. y Muñoz-Castilla M. L. (1991) *Variación estacional del fitoplancton en la Laguna de Alvarado, Veracruz. Reporte final de servicio social. Departamento de Hidrobiología*. Universidad Autónoma Metropolitana: 94.
- GIBBS, R.J.; M.D. MATTHEWS and D.A. LINK: «*The relationship between sphere size and settling velocity*», *J. Sed. Petrol.*, vol. 41: 7-18, 1971.
- Han, Y., Mo, R., Yuan, X., Zhong, D., Tang, F., Ye, C. y Liu, Y. (2017) *Residuos de plaguicidas en suelos plantados con nueces de China y su relación entre Nuez, Tierra*. *Chemosphere*, 180, 42-47.
- Hayes, V. E., N. G. Ternan, and G. McMullan. 2000. *Organophosphate metabolism by a moderately halophilic bacterial isolate*. *FEMS Microbiol. Lett.* 186: 171-175.
- Hobbie, J. E. (ed.) 2000. *Estuarine Science: A Synthetic Approach to Research and Practice*. Island Press, Washington, 539 pp. • Kennish, M. J. (1986). *Ecology of Estuaries*. Vol I. Physical and Chemical Aspects CRC Press. INC. USA.
- Kennish, M.J. 2000. *Estuary restoration and maintenance*. The National Estuary Program. CRC Press, Boca Raton, Florida, 359 pp.

- Kjerfve, B. 1994. *Coastal Lagoons*. En: B. Kjerfve (ed.). *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier Science Publ., Oceanography Series 60, Amsterda, pp 1-8.
- Kolankaya, D. (2006) *Residuos de plaguicidas organoclorados y sus efectos tóxicos en el medio ambiente y los organismos en Turquía*. Revista Internacional de Química Analítica Ambiental, 86, 147-160.
- Kolowith, L. C., E. D. Ingall, and R. Benner. 2001. *Composition and cycling of marine organic phosphorus*. Limnol. Oceanogr. 46: 309-320.
- Kugler, M., W. Loeffler, C. Rapp, A. Kern, and G. Jung. 1990. *Rhizocticin A, an antifungal phosphono-oligopeptide of Bacillus subtilis ATCC 6633: Biological properties*. Arch. Microbiol. 153: 276-281.
- Kumar, S., Kaushik, G., Dar, MA, Nimesh, S., Lopez-Chuken, UJ y Villarreal-Chiu, JF (2018). *Degradación microbiana de plaguicidas organofosforados: una revisión*. Pedosfera, 28 (2), 190-208.
- Lankford, R.R. (1977). *Lagunas costeras de México su origen y clasificación*. En Procesos estuarinos (págs. 182-215). Prensa académica.
- Mani, V.G.I. & S.K. Konar 1988. *Pollution hazard of the pesticide chlorphyrifos on aquatic ecosystems*. Environment and Ecology 1988. 6:2 460-462.
- Martines-Franco L. A. (2003) *Dinámica espacio-temporal de los parámetros fisicoquímicos, concentración de nutrientes y su relación con la clorofila "a" del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, durante tres temporadas climáticas (julio de 2000 a junio de 2001)*. Tesis de licenciatura. Laboratorio de Ecología. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México: 85 pp.
- Montuori, P., Aurino, S., Garzonio, F., Sarnacchiaro, P., Polichetti, S., Nardone, A. y Triassi, M. (2016) *Estimaciones de las cargas de plaguicidas organofosforados del río Tíber en el mar Tirreno y ecológicas Riesgo*. Ciencia del medio ambiente total, 559, 218-231.
- Morán-Silva A., Matines-Franco L. A., Chávez-López R. Franco-López J. y BediaSánchez C. M. (2005) *Seasonal and Spatial Patterns in Salinity, Nutrients and Chlorophyll "a" in the Alvarado Lagoon System, Veracruz, México*. *Gulf and Caribbean Research* 17 (1): 133-143.
- Murgueitio, E., Powney, E. K., & Ortega, M. (2015). *Caracterización fisicoquímica de las aguas de la laguna de Mapaguña, provincia de Chimborazo*. 8. Carrera de Ingeniería Geográfica y del Medio Ambiente, Universidad de las Fuerzas Armadas ESPE, Sangolquí, Ecuador.
- Norma Oficial Mexicana NOM-232-SSA1-2009, Plaguicidas: Que establece los requisitos del envase, embalaje y etiquetado de productos grado técnico y para uso agrícola, forestal, pecuario, jardinería, urbano, industrial y doméstico. Diario Oficial de la Federación, 13/04/2010
- Organización Mundial de la Salud (OMS) (2009) *Clasificación recomendada de plaguicidas por peligrosidad y directrices para la clasificación de la OMS 2009*. Programa Internacional de Seguridad Química, 78 p.
- Peña D. *Análisis de datos multivariados*. Madrid: McGraw Hill; 2002.

- Pesticide Action Network International (PAN) (2016) *Lista internacional de plaguicidas altamente peligrosos (Lista PAN de PAP)*. PAN, Hamburgo, 35 p.
- Ponce-Vélez, G., y de la Lanza-Espino, G. (2019). Pesticidas organofosforados en la laguna costera del Golfo de México. *Revista de Protección del Medio Ambiente*, 10 (2), 103-117.
- Postma, H. 1969. *Sediment, transport and sedimentation in the marine environment*. en Lauff, G.H. E-ctuarirs. AAAS n.O 83: 158-179.
- Quinn, J. P., A. N. Kulakova, N. A. Cooley, and J. W. McGrath. 2007. *New ways to break an old bond: The bacterial carbon- phosphorus hydrolases and their role in biogeochemical phosphorus cycling*. *Environ. Microbiol.* 9: 2392-2400.
- Ramakrishnaiah CR, Sadashivalah C, Ranganna G (2009) *Assessment of water quality index for the groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka state*. *Indian Journal_chemistry* 6: 523-530.
- Rana, K., & Gautam, P. (2022). *Estimation of Median Lethal Concentration (LC50) Value and Its Confidence Interval for the Effect of Carbamate Pesticide (Methiocarb) on Caenorhabditis Elegans (No. 8937)*. EasyChair.
- Raz-Guzman, A., de la Lanza, G., & Soto, L. A. (2016). *Caracterización ambiental y o 13 C del sedimento, detrito y vegetación del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz, México*.
- Red mareográfica nacional. SEMAR. Recuperado de <https://digaohm.semar.gob.mx/oceanografia/RedMareograficaNacional.html>
- Sánchez Martín, M. J., & Sánchez Camazano, M. (1985). *Los plaguicidas. Adsorción y evolución en el suelo*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (España).
- Sigler, A., & Bauder, J. (2017). *Alcalinidad, pH, y sólidos disueltos totales*. Obtenido de Well Educated Educación en el Agua de Pozo: http://region8water.colostate.edu/PDFs/we_espanol/Alkalinity_pH_TDS, 20, 2012-11.
- Singh, B. y Walker, A. (2006) *Degradación microbiana de compuestos organofosforados*. *Revisión de microbiología*, 30, 428-471.
- Sud, D., Kumar, J., Kaur, P. y Bansal, P. (2020). *TOXICIDAD, DEGRADACIÓN NATURAL E INDUCIDA DEL CLORPIRIFOS*. *Revista de la Sociedad Química de Chile*, 65 (2), 4807-4816.
- Tapia-Torres, Y., & García-Oliva, F. (2013). *La disponibilidad del fósforo es producto de la actividad bacteriana en el suelo en ecosistemas oligotróficos: una revisión crítica*. *Terra Latinoamericana*, 31(3), 231-242.
- Torriente D, Torres V. *El análisis de componentes principales en la interpretación de sistemas agroecológicos para el manejo de rizo bacterias promotoras del crecimiento vegetal para el cultivo de la caña de azúcar*. *IDESIA* 2010; 28:23-32.
- Varley, J. (1972). *A Textbook of Soil Chemical Analysis* By P. R. Hesse London: John Murray (1971), pp. 520, £7.50. *Experimental Agriculture*, 8(2), 184-184. doi:10.1017/S0014479700005202.
- Wilkinson, C.F. 1976. *Insecticide biochemistry and physiology*. Plenum Press, USA-UK.

- Wolfe, D.A. y B. Kjerfve, 1986. *Estuarine Variability: an overview*. En: D.A. Wolfe (ed.). *Estuarine variability*, Academic Press, San Diego, California, USA, pp. 3-17.
- Zamora, J. R. (2009). *Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, pH, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto, (ASADAS), de cada distrito de Grecia, cantón de Alajuela, noviembre*. *Pensamiento Actual*, 9(12), 125-134.
- Zepeda, R. V. (2005). *Las regiones climáticas de México* 1.2. 2 (Vol. 2). UNAM.

Anexo I

Con el fin de ejemplificar la relación temporal de las características fisicoquímica en el agua del SLA, a continuación, se presentan los valores mínimos y máximos que han alcanzado en un intervalo de 30 años, incluyendo los datos reportados en este trabajo.

Tabla 28. Concentraciones Temporales de Fósforo Total en agua del SLA.

PT en agua		
Año	Autor	Concentraciones
1991	García Leal y Muñoz Castilla	Min. 4.7 μ M - Max. 15.2 μ M
1996	Contreras Espinoza et al.	Min. 4 μ M - Max. 9 μ M
2003	Martínez Franco, 2001	Min. 2 μ M - Max. 26.53 μ M
2004	Contreras Espinoza y Warner	Min. 0.1 μ M - Max. 13 μ M
2005	Moran Silva et al.	Min. 2 μ M - Max. 15 μ M
2015	Madián Isaí y de la Lanza	Min. 1.29 μ M - Max. 89.68 μ M
2017	de la Lanza	Min. 16.7 μ M – Max. 40.7 μ M
2021	Tesis Mayo	Min. 3.55 μ M – Max. 8.39 μ M
2021	Tesis Noviembre	N.D. – Max. 17.74 μ M

Tabla 29. Concentraciones Temporales de Nitrógeno Total en agua del SLA.

NT en agua		
Año	Autor	Concentraciones
1989	Contreras y Gutiérrez	Min. 18.99 μ M - Max. 25.38 μ M
1996	Contreras Espinoza et al.	Min. 5 μ M - Max. 15 μ M
2004	Contreras Espinoza y Warner	Min. 4.9 μ M - Max. 45.8 μ M
2015	Madián Isaí y de la Lanza	Min. N.D.- Max. 428.57 μ M
2017	de la Lanza	Min. 35.7 μ M – Max. 428.6 μ M
2021	Tesis mayo	Min. 121.43 μ M – Max. 485.71 μ M
2021	Tesis noviembre	Min. 314.29 μ M – Max. 450 μ M

Tabla 30. Temperaturas temporales en agua del SLA

Temperatura		
Año	Autor	°C
1966	Contreras Espinoza et al.	21-31
1986	de la Lanza Espino y Lozano Montes	29.5
2011	Lara Domínguez et al.	25-30
2014	Ruiz Fernández et al.	18-22
2017	de la Lanza y Hernández	27
2021	Tesis Mayo	29.6-30.8
2021	Tesis Noviembre	25.2-26.9

Tabla 31. Salinidad temporal en agua del SLA

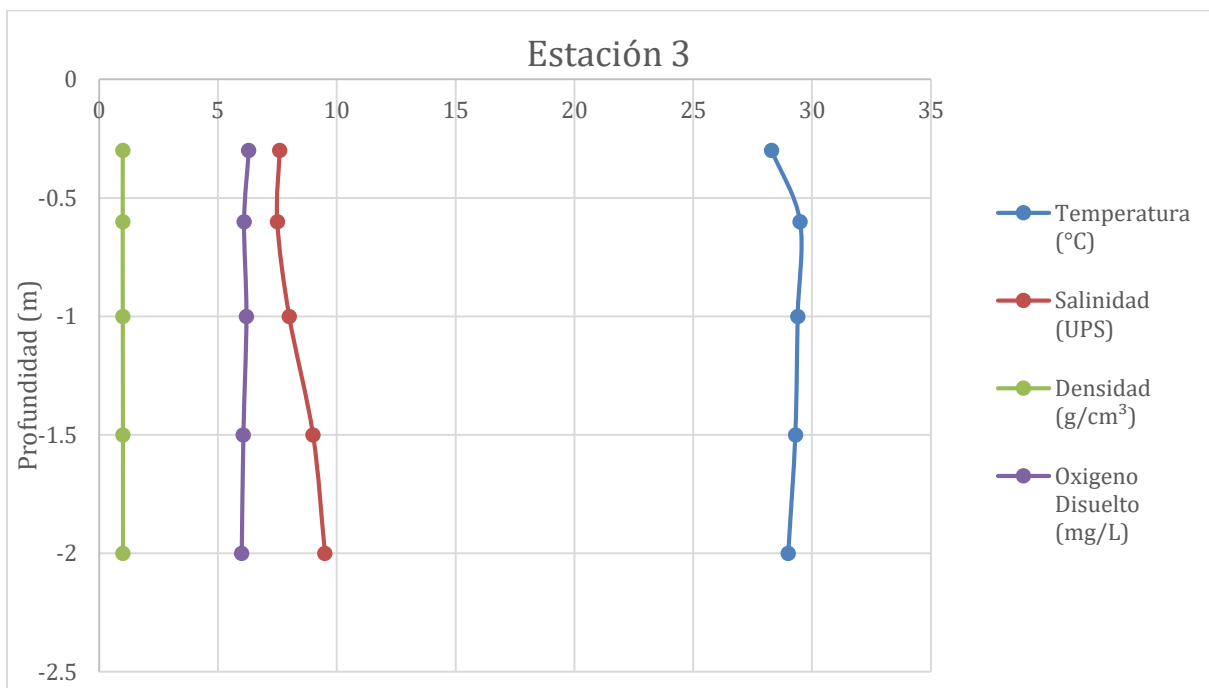
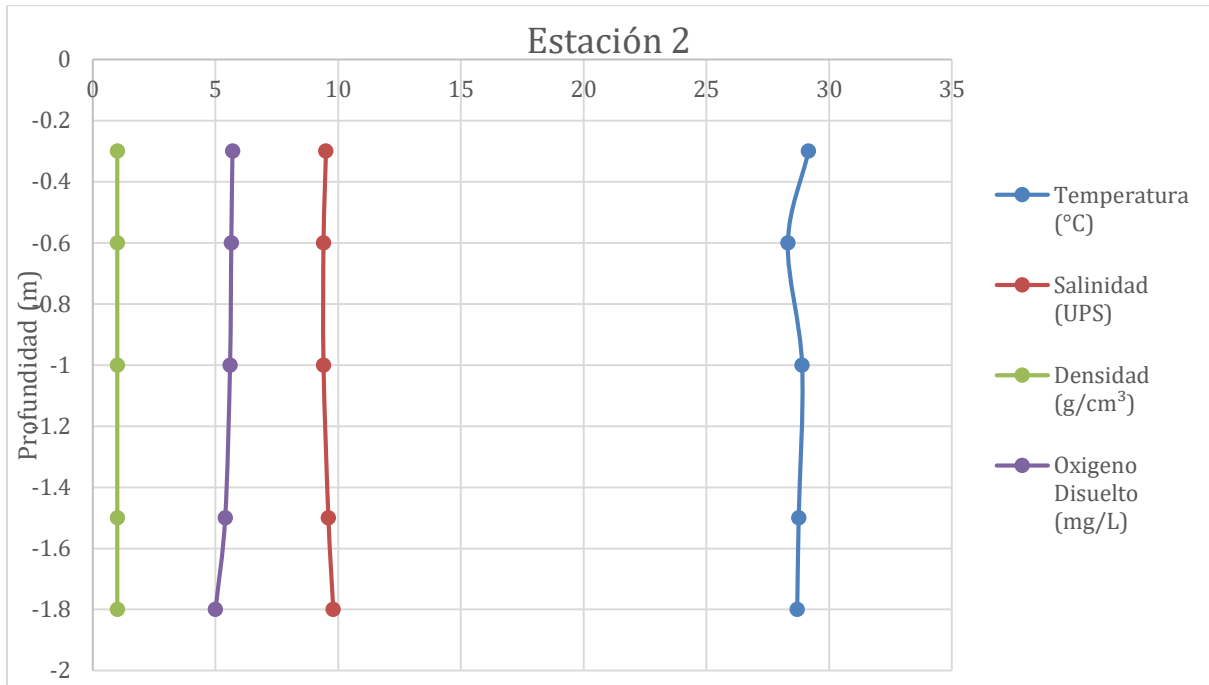
Salinidad		
Año	Autor	UPS
1986	de la Lanza Espino y Lozano Montes	4.0-18
1996	Contreras Espinoza et al.	7.8-33.5
2001	Arriaga Cabrera et al.	0-24
2011	Lara Domínguez et al.	10.0-20.0
2015	Madián Isái y de la Lanza	2.77-19
2017	de la Lanza y Hernández	2.0-32
2021	Tesis Mayo	0.69-8.11
2021	Tesis Noviembre	0.3-4.9

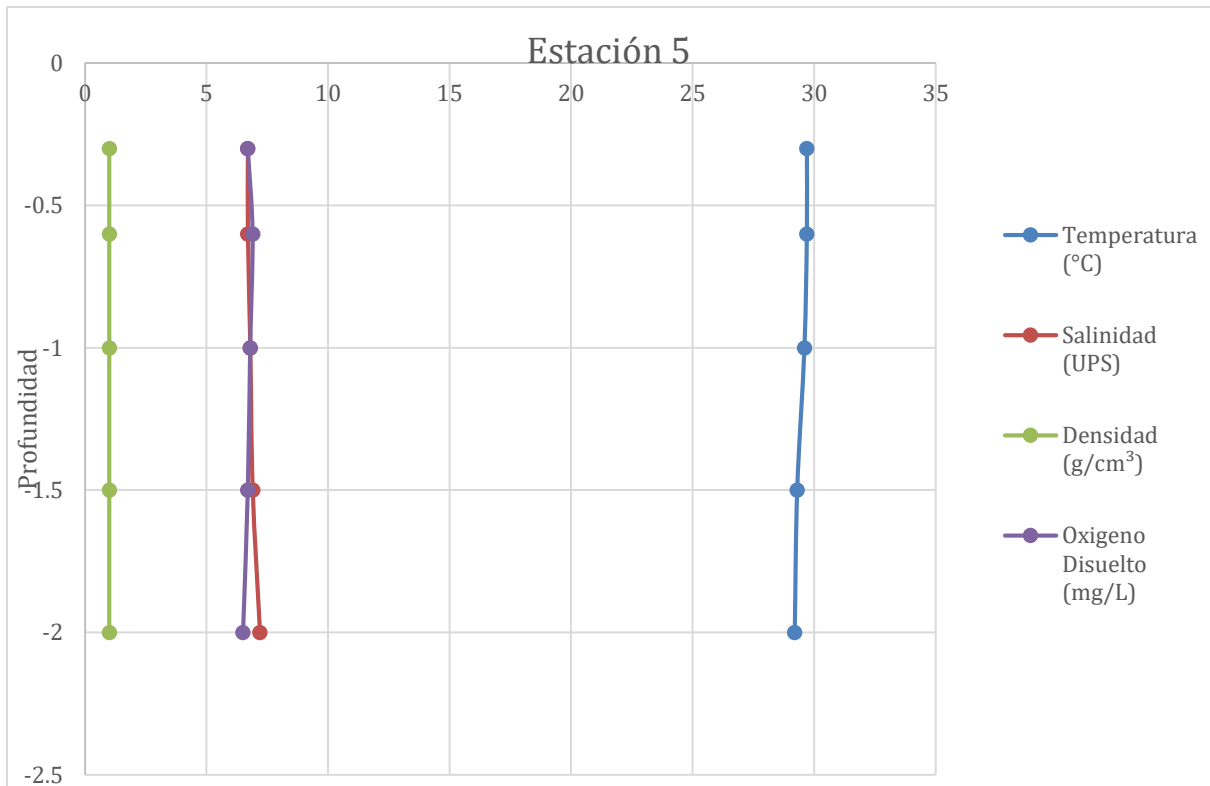
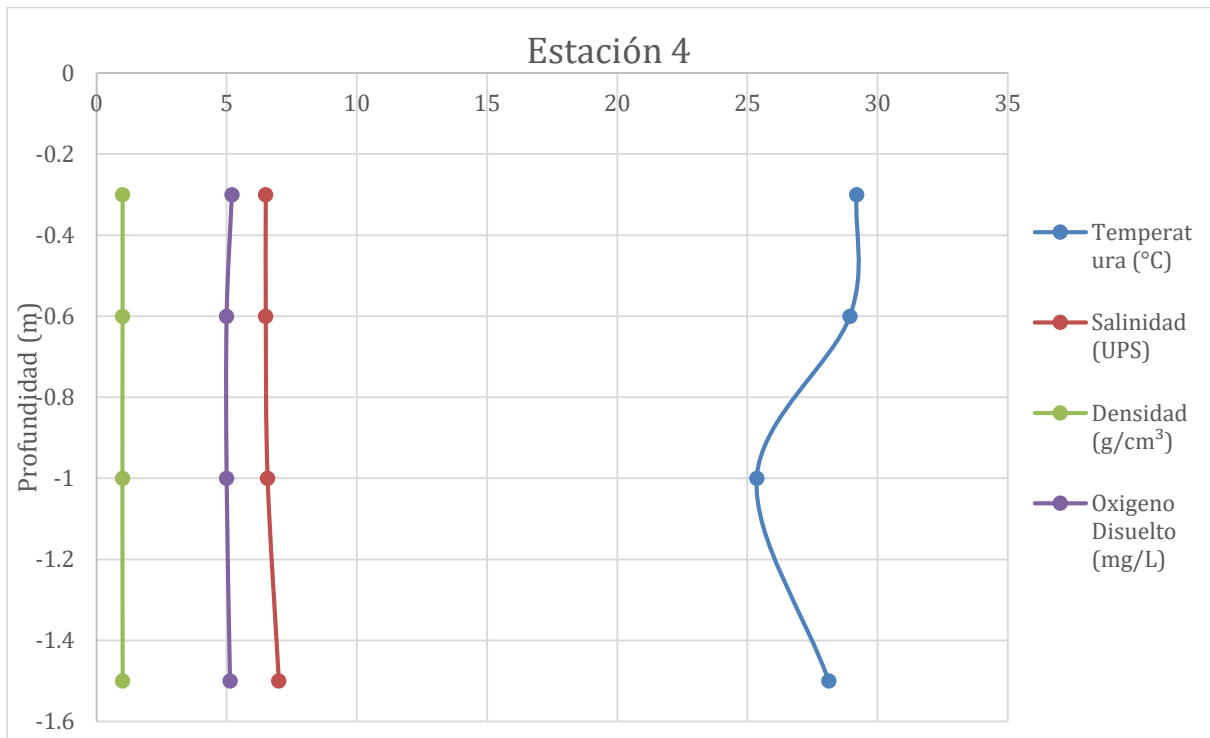
Tabla 32. OD temporal en agua del SLA

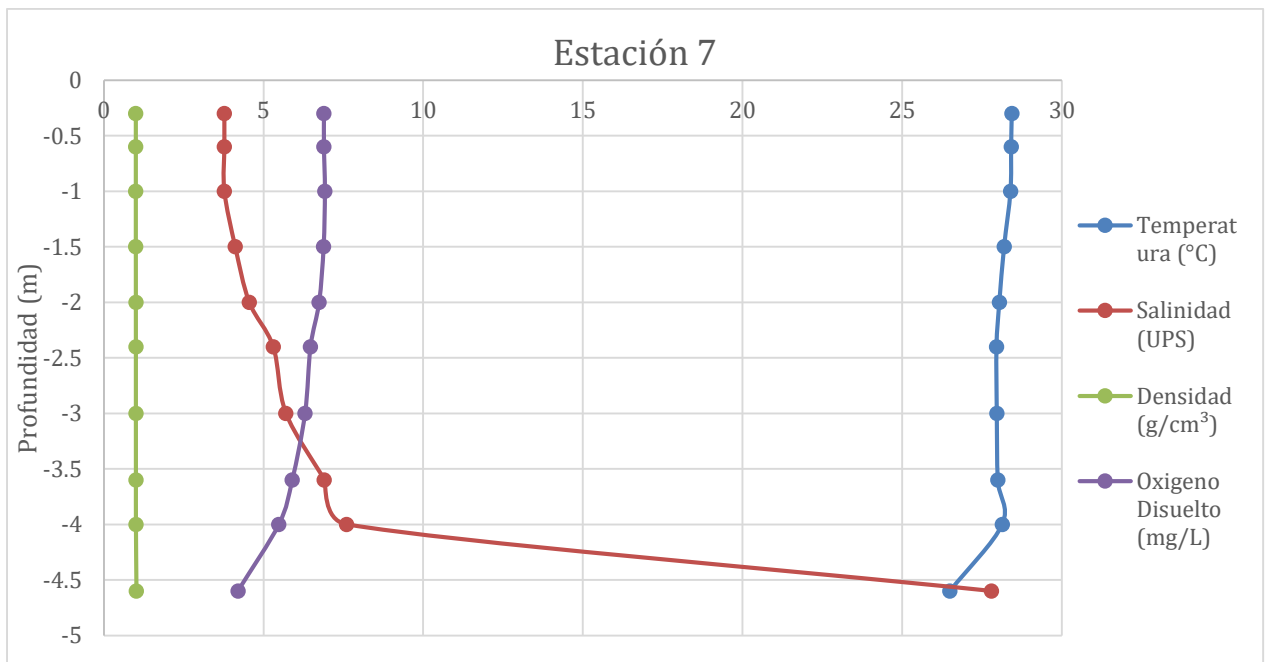
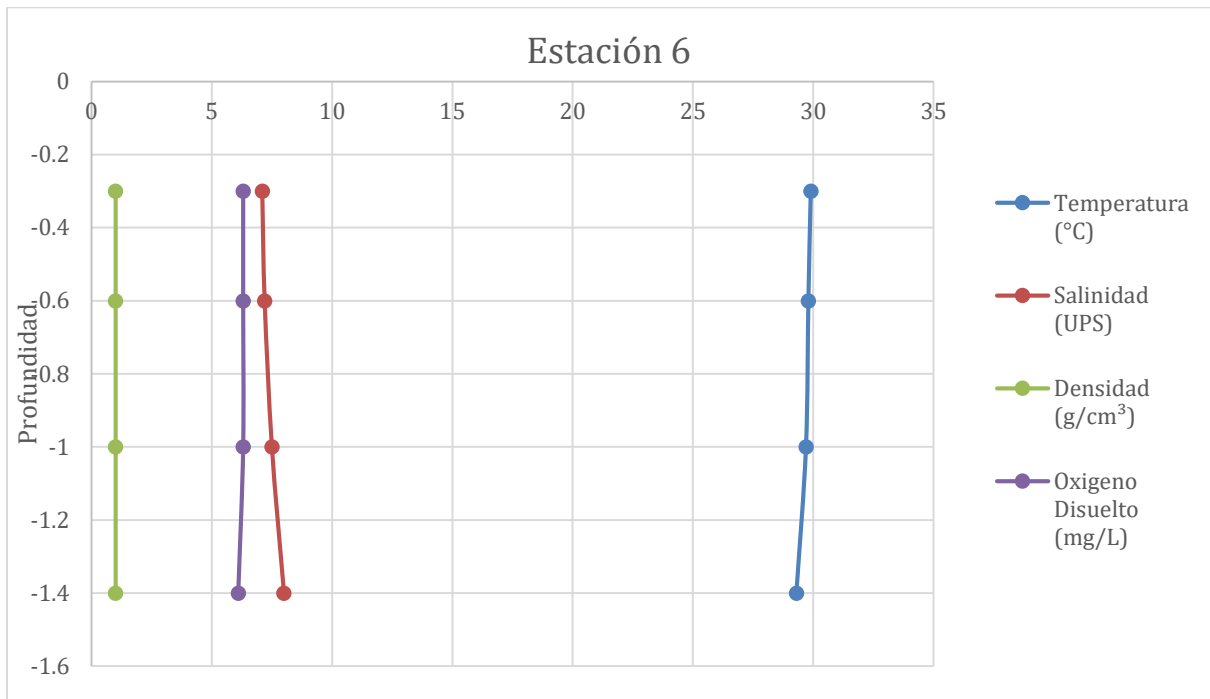
OD			
Año	Autor	mgL ⁻¹	% SAT
1966	Contreras Espinoza et al.	3.5-14	45-100
1973	Che Barragán	3.8	45
1996	Contreras Espinoza et al.	2.7-7.9	x
1998	de la Lanza y Lozano Montes	1.6-8.1	x
1999	de la Lanza y Lozano Montes	1.5-14	40-116
2001	Arriaga Cabrera et al.	5.9-18.3	x
2011	Lara Domínguez et al.	4.0-5.0	x
2017	de la Lanza y Hernández	7.85	42-96
2021	Tesis Mayo	0.15-1	2-15.6
2021	Tesis Noviembre	2.8-14.2	34.6-175

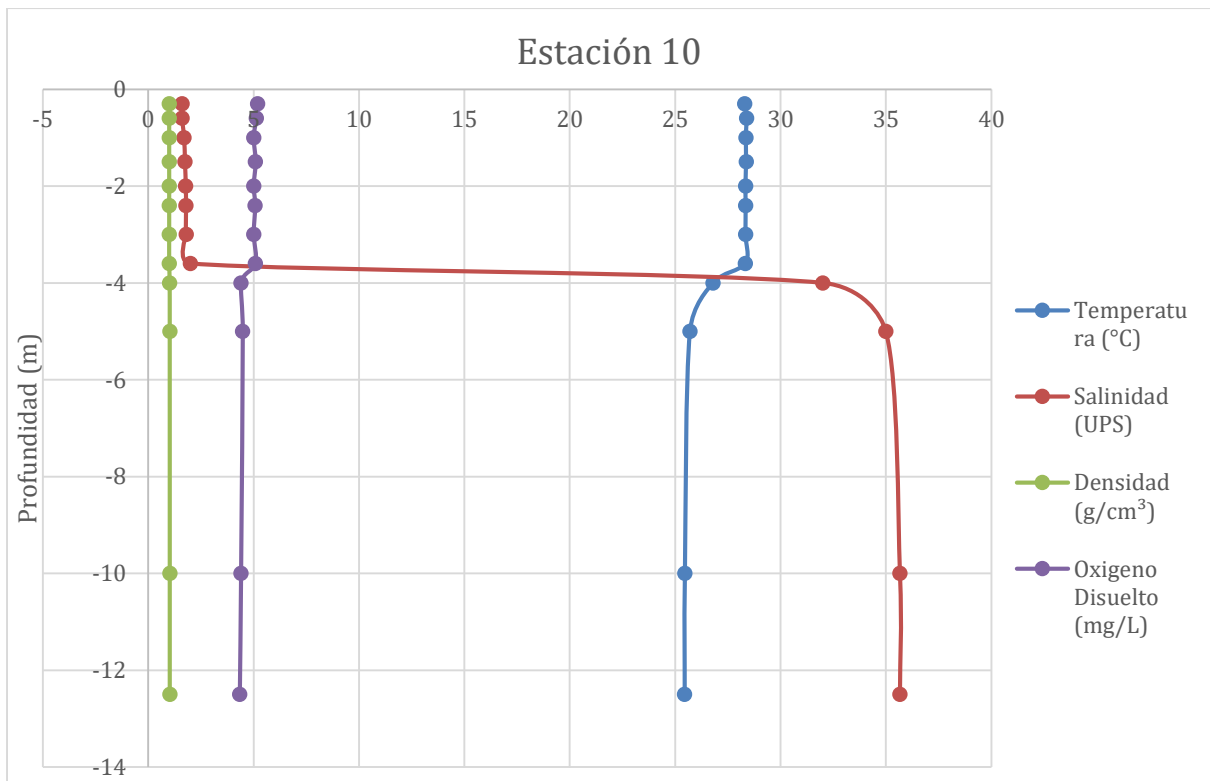
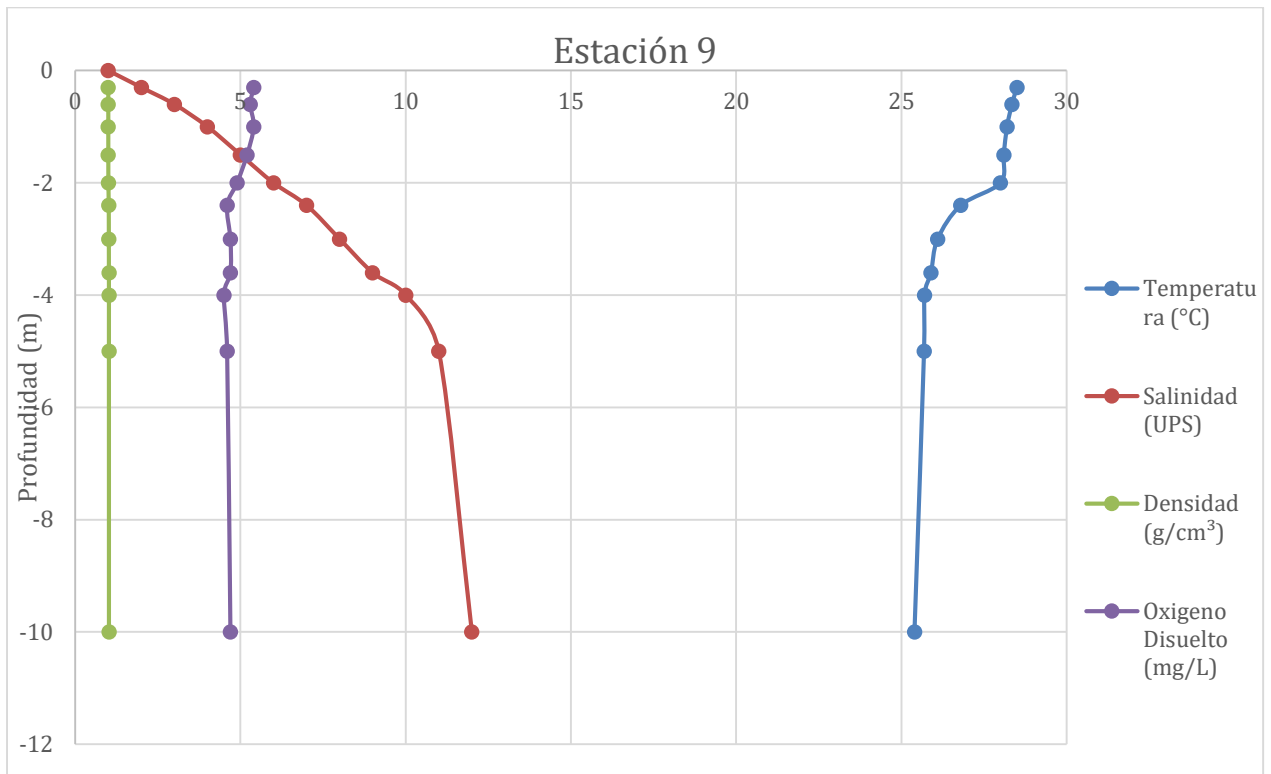
Anexo II

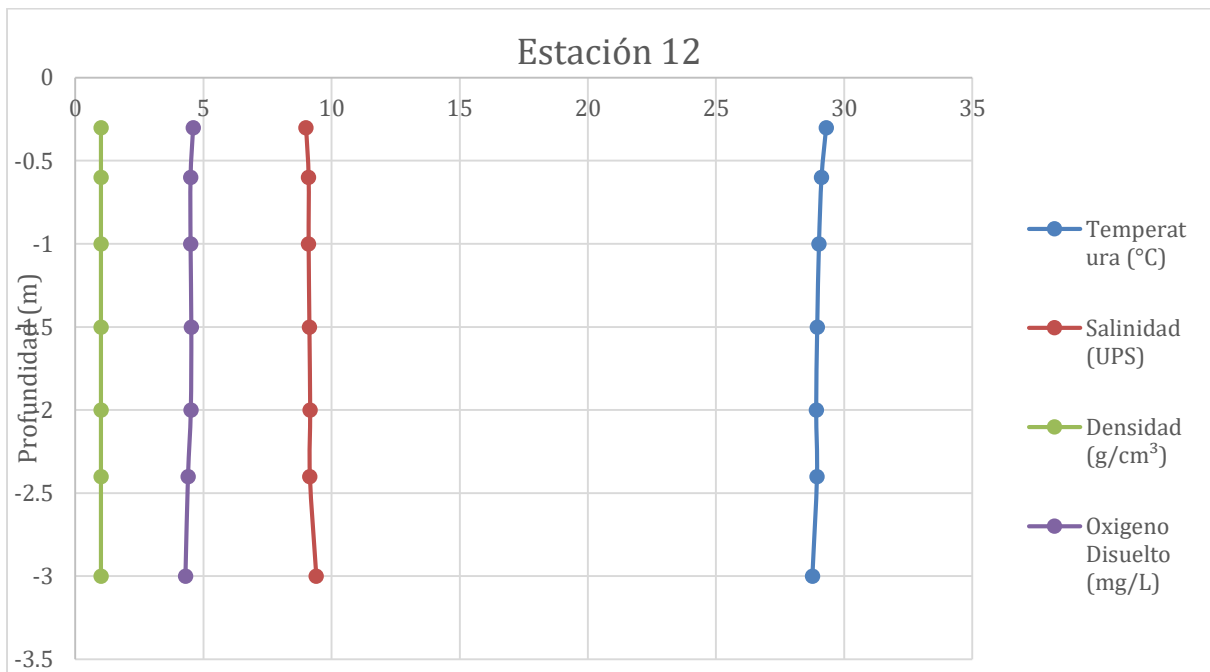
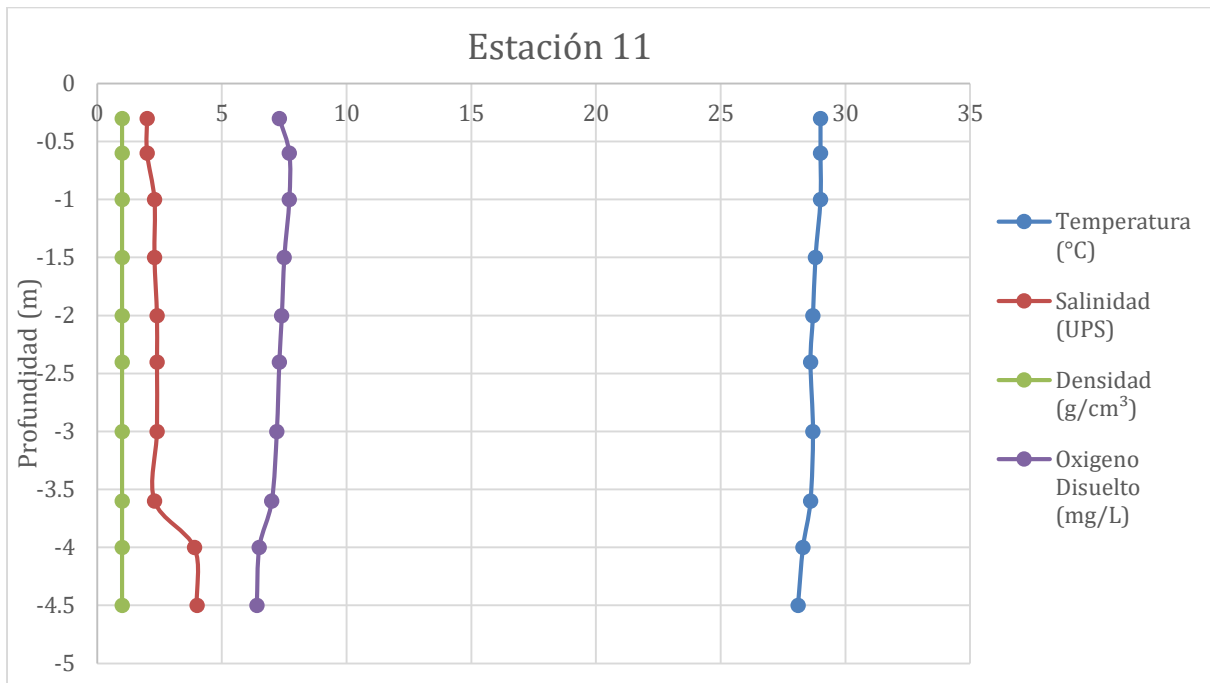
Con la finalidad de mostrar de manera más detallada los perfiles verticales medidos en cada estación de muestreo; a continuación, se muestran los perfiles por separado.

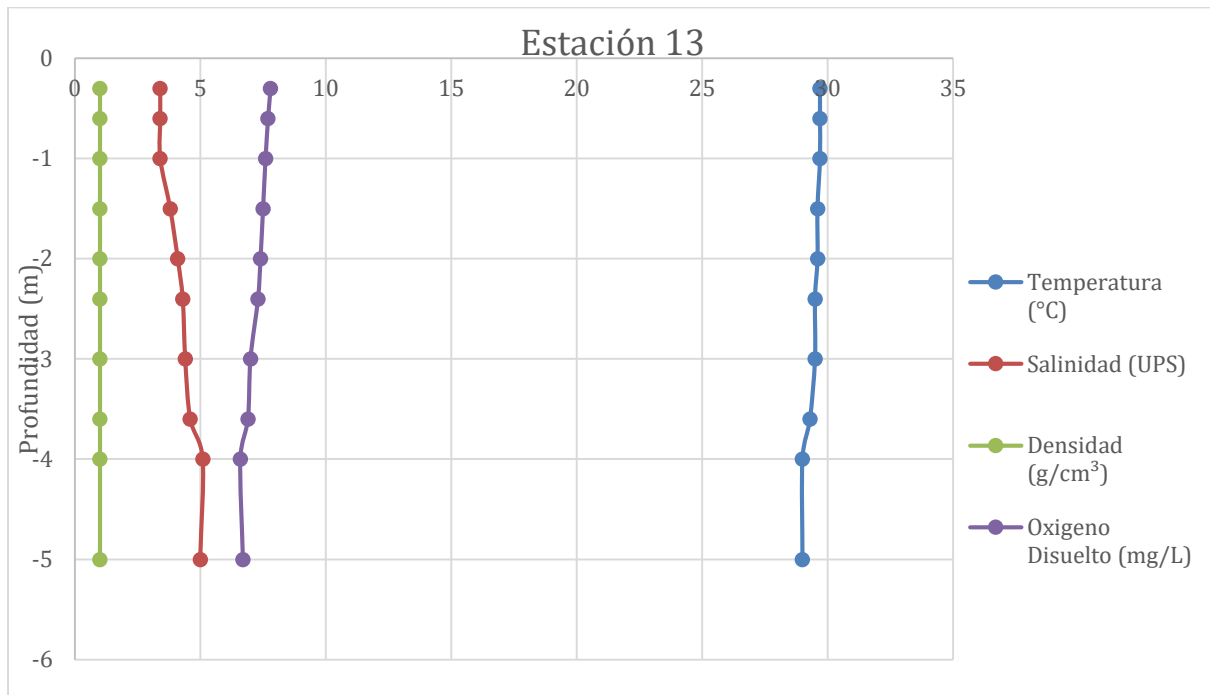












Anexo III

Con la finalidad de mostrar de manera más detallada la distribución de cada POF; a continuación, se muestran mapas de las concentraciones de estos plaguicidas en el SLA.

