Universidad Veracruzana

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías

Región Veracruz

Maestría en Ecología y Pesquerías

Impacto de las acciones de restauración de manglar sobre el recurso pesquero en lagunas interiores del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz

Tesis para obtener el grado de Maestra en Ecología y Pesquerías

Presenta:
Jennifer Judith Peniche Burgos

Directora de tesis:
Dra. Ma de Lourdes Jiménez Badillo

Septiembre de 2023

"Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz"

Universidad Veracruzana

Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías
Región Veracruz

Maestría en Ecología y Pesquerías

Impacto de las acciones de restauración de manglar sobre el recurso pesquero en lagunas interiores del sistema lagunar de Alvarado, Veracruz

Tesis para obtener el grado de Maestra en
Ecología y Pesquerías

Presenta:
Jennifer Judith Peniche Burgos

Directora de tesis:
Dra. María de Lourdes Jiménez Badillo

Asesoras:
M. en C. Elisa Peresbarbosa Rojas
Dra. Gabriela Galindo Cortes

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para mis estudios de maestría.

Al Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos a través del Programa de Conservación de Humedales de Norteamérica (NAWCA) y a Pronatura Veracruz A.C. por el financiamiento a este proyecto.

A los docentes del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías por formarme en la maestría.

A la Dra. Ma. de Lourdes Jiménez Badillo por la dirección y apoyo para el desarrollo de la presente tesis.

A mi comité tutoral, la Dra. Gabriela Galindo Cortes y la M. en C. Elisa Peresbarbosa Rojas por sus sugerencias que me ayudaron a mejorar mi investigación.

Al Dr. César Meiners Mandujano y al Biól. Luis Enrique Limón por su valioso apoyo en campo.

A los pescadores de las comunidades de “Pájaros” y “Mano perdida” por su confianza y colaboración para poder realizar este proyecto.

A mi familia por su apoyo incondicional y contribución para mi crecimiento personal y profesional.

Índice

Índice de tablas 1
Índice de figuras 2
I. Resumen 4
II. Introducción 5
III. Antecedentes 9
IV. Hipótesis 12
V. Objetivo general 12
VI. Objetivos específicos 12
VII. Materiales y métodos 13
VIII. Resultados 26
IX. Discusión 66
X. Conclusiones 72
XI. Anexos 73
XII. Bibliografía 76

Índice de tablas

Tabla 1 Gradiente de restauración con base a chinampas en predios aledaños a las lagunas y apertura de canales 14
Tabla 2 Composición de especies de peces en cuatro lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022) 29
Tabla 3 Variabilidad espacio-temporal de las especies de peces en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021- febrero 2022) 30
Tabla 4 Especies capturadas con anzuelo en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021-febrero 2022), intervalo de tallas y uso 33
Tabla 5 Especies capturadas con red atarraya en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022) intervalo de tallas y uso 33
Tabla 6 Especies capturadas con red tendal en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022), intervalo de tallas y uso 34
Tabla 7 Tallas mínimas y máximas (LT cm) de especies residentes y transeúntes en lagunas interiores del SLA (marzo 2021 - febrero 2022) 40
Tabla 8 Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene) para el índice de riqueza de Margalef 55
Tabla 9 Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene) para el índice de diversidad de Shannon-Wiener 57
Tabla 10 Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene) para el índice de equidad de Pielou 59
Tabla 11 Coeficientes de correlación de las variables hidrográficas y los componentes principales del análisis de correspondencias canónicas 61
Tabla 12 Eigenvalores y proporciones explicadas de los componentes principales del análisis de correspondencias canónicas 61
Tabla 13 Inercia y proporción del espacio restringido y no restringido del análisis de correspondencias canónicas 62
Tabla 14 Relaciones entre las especies y los componentes principales del análisis de correspondencias canónicas 64
Tabla 15 Prueba de permutaciones para el Análisis de Correspondencias Canónicas bajo el modelo reducido 65

Índice de figuras

Figura 1. Localización del Sistema Lagunar de Alvarado y lagunas interiores donde se realiza el estudio ……...……13
Figura 2. Lagunas estudiadas que reciben la influencia de zonas con distinto grado de restauración. A) Tzinziñapa; B) Pájaros; C) Ponce; D) Embarcadero. Fig. Superior: Líneas blancas representan los canales; polígonos verdes representan restauración con chinampas. Fig. Inferior: cobertura de manglar en la periferia de las lagunas a 100, 250 y 500 m. ……...…..15
Figura 3. Fluctuación de las variables hidrográficas en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022) por temporada climática……..…27
Figura 4. Representatividad de cada una de las especies de importancia comercial por laguna de acuerdo a las encuestas aplicadas a los pescadores. A) Tzinziñapa, B) Pájaros, C) Ponce, D) Embarcadero……...32
Figura 5. Variación de la CPUE en función de la temporada climática por laguna en el Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)……..……..35
Figura 6. Variación de la CPUE del total de pescadores en función de la temporada climática por laguna en el Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)……36
Figura 7. Variación de la CPUE del total de pescadores en función de la temporada climática por laguna en el Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)……37
Figura 8. Captura media anual (representada con barras azules) y valor promedio de la captura anual (representada con la línea naranja) de las especies de importancia comercial del Sistema Lagunar de Alvarado (2016 – 2020)……...38
Figura 9. Estructura de tallas (cm LT) de especies residentes en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022)……..…….42
Figura 10. Estructura de tallas (cm LT) de especies transeúntes en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022)……...44
Figura 11. Variación espacio-temporal del factor de condición de peces del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022) ……48
Figura 12. Abundancia relativa de especies de peces residentes y transeúntes del SLA en temporada de secas…….....50
Figura 13. Abundancia relativa de especies de peces residentes y transeúntes del SLA en temporada de lluvias…….….50
Figura 14. Abundancia relativa de especies de peces residentes y transeúntes del SLA en temporada de nortes……..51
Figura 15. Biomasa relativa de especies de peces residentes y transeúntes del Sistema Lagunar de Alvarado en temporada de secas……...……52
Figura 16. Biomasa relativa de especies residentes y transeúntes del Sistema Lagunar de Alvarado en temporada de lluvias……..53
Figura 17. Biomasa relativa de especies de peces residentes y transeúntes del Sistema Lagunar de Alvarado en temporada de nortes……...……..54
Figura 18. Variación espacio - temporal del índice de riqueza de Margalef en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022) ……56
Figura 19. Variación espacio - temporal del índice de diversidad de Shannon en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022)……...…..58
Figura 20. Variación espacio - temporal del índice de equidad de Pielou en lagunas interiores del

Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)……...……60
Figura 21. Análisis de correspondencias canónicas. Asociación de la abundancia de las especies (representadas con valores numéricos en color azul) con las variables hidrográficas……..…….63

I. Resumen

El Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) destaca como el segundo lugar en cuanto a extensión en el Golfo de México y se considera uno de los sistemas más representativos del estado de Veracruz, sin embargo, sus manglares han sufrido pérdidas y deterioro por la influencia de diversos factores, lo cual ha propiciado medidas de mitigación como la restauración ecológica, recuperando así la cobertura de vegetación y la conexión hidrológica. Para evaluar el impacto de esta restauración ecológica sobre los recursos pesqueros, se analizaron cuatro lagunas considerando el grado de restauración hidrológica que han tenido -siendo la más restaurada Tzinziñapa y la menos restaurada Embarcadero, quedando en un punto intermedio Pájaros y Ponce- utilizando índices a nivel poblacional y de comunidad de peces que fueron comparados por temporada climática (secas, lluvias, nortes). Además se analizó la respuesta de la comunidad de peces a las condiciones del ambiente (pH, salinidad, temperatura y oxígeno disuelto). Se identificaron 29 especies de peces de las cuales 17 especies son transeúntes y 12 residentes. Se registraron un total de 3,126 organismos, de los cuales 1,290 provenían de la laguna Tzinziñapa, 1,474 de Pájaros, 167 de Ponce y 195 de Embarcadero. Se identificaron 14 especies de peces de importancia comercial para consumo directo, estimando un total de 50 pescadores que ejercen su esfuerzo en estas lagunas. Los análisis mostraron que las poblaciones de peces son más abundantes y con mayor biomasa en Tzinziñapa, siendo las especies residentes las más representativas. Ambas variables fueron más altas en temporada de lluvias. Las comunidades de peces mostraron tener mayor riqueza y diversidad en la laguna de Pájaros y ser más equitativas en Embarcadero, aunque en términos comunitarios no se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ni entre lagunas. El análisis de correspondencias canónicas mostró que el pH y la temperatura fueron las dos variables hidrográficas que más explican la abundancia de las especies de peces en el componente 1 y 2, respectivamente. La apertura de canales es el método de restauración con un impacto positivo más directo y a corto plazo para la abundancia y biomasa de las poblaciones de peces residentes comerciales.

II. Introducción

Los manglares se definen como humedales constituidos por un tipo de vegetación arbórea, caracterizados por tener suelos permanentemente húmedos e inundados y por tolerar amplios intervalos de salinidad del agua intersticial (Rivera, 2020). Son considerados ecosistemas económica y ecológicamente importantes gracias a su alta productividad primaria (Quesada *et al*., 2019).

Los bosques de manglar crecen en las zonas costeras de regiones tropicales y subtropicales (Díaz, 2011); abarcando aproximadamente una superficie de 135,882 km^2 en todo el mundo (Spalding *et al*., 2021). Su abundancia máxima se encuentra en las costas más húmedas del sur y centro de América, África occidental y central, y en una amplia extensión desde el noreste de la India, a través del sudeste de Asia hasta el norte de Australia. Por el contrario, las regiones áridas, que incluyen gran parte de Australia, el sur de Asia, el Medio Oriente y partes de África Oriental, están dominadas por formaciones dispersas de manglar, en lugar de extensos bosques (Spalding *et al*., 2010).

México cuenta con el 6% del total mundial del área de manglar, ocupando el cuarto lugar de los países que poseen este ecosistema, tan solo por debajo de Indonesia, Australia y Brasil. De las 905,086 ha de manglar que hay en toda la República mexicana, 42,696 ha se ubican en el estado de Veracruz (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2022). La relevancia de este tipo de vegetación recae en la protección que otorga a la línea de costa de la erosión y de los efectos de fenómenos naturales extremos como huracanes e inundaciones, así como por proveer de alimento y refugio a varias especies de importancia ecológica y pesquera (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2022).

Estas zonas albergan muchas especies, pues al ser una zona de transición, permite el intercambio de organismos del ecosistema marino al dulceacuícola y viceversa (Rodríguez, 2013). También, en estuarios tropicales, la utilización diurna y estacional de estos

ecosistemas por los peces, junto con la separación de hábitats entre especies, debido a las diferentes etapas de ciclo de vida, contribuyen a su alta diversidad (Castillo-Rivera *et al*., 2005). En este ecosistema habitan especies de peces tanto residentes permanentes como temporales (Rodríguez, 2013). Las especies de peces que predominan son especies residentes, que completan toda su vida alimentándose y reproduciéndose en los manglares, que además suelen ser pequeñas en tamaño, abundantes y presentan dietas muy variables que les permite explotar una gran cantidad de recursos del ecosistema. En menor medida, se encuentran los visitantes ocasionales o transeúntes, que utilizan los manglares para alimentarse, reproducirse o buscar refugio de los depredadores (Arceo-Carranza *et al*., 2020).

A pesar del conocimiento que se tiene sobre los servicios que brindan los ecosistemas de manglar, éste se ha dejado a un lado en muchas ocasiones con tal de adquirir beneficios inmediatos a través de actividades que directa o indirectamente degradan los manglares. Esto ha resultado en un decremento de su superficie en todo el mundo, pues se estima una tasa de pérdida promedio de cobertura anual de 153 km^2/año entre el 2010 y 2016 (Spalding *et al*., 2021); particularmente en México, esta tasa varió de 0.08% en 1970 a 3.94% en 2005 (Rodríguez, 2013).

En lo referente al Golfo de México, en el humedal del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), el cual destaca como el segundo lugar en cuanto a extensión en el Golfo de México después de los humedales de la Laguna de Tamiahua, se han manifestado una gran cantidad de amenazas. Este sistema es uno de los más representativos del estado de Veracruz, tanto por su riqueza biológica - ya que se han registrado hasta 110 especies de peces de 75 géneros, pertenecientes a 38 familias - como por su gran potencial productivo y su arraigada tradición cultural, cuyo eje central es la actividad pesquera (Portilla, 2003).

Entre las amenazas se encuentran: el cambio de uso de suelo para la expansión de la frontera agropecuaria y las actividades extractivas, el aumento del esfuerzo pesquero, la contaminación y la pérdida de la cubierta forestal. Todas ellas han dado como resultado la reducción y fragmentación del hábitat de flora y fauna, reducción y deterioro del manglar, reducción de especies de importancia económica y problemas asociados al asolvamiento de los cuerpos de agua (Portilla, 2003). Vázquez y colaboradores (2009) mencionaron que la ganadería parece ser la principal causa de pérdida de manglares en el SLA, pues tan solo en

tres años (2010-2013) se perdió el 15% de cobertura de manglar (IKI ALLIANCE MÉXICO, 2022), y entre 1975 y 2017, el 34.5% (Pronatura Veracruz A. C., 2018).

El estado actual del SLA ha sido objeto de preocupación de varios actores sociales, entre ellos Pronatura Veracruz, una asociación civil dedicada a la conservación de la naturaleza, que desde el 2007, ha realizado acciones de restauración ecológica de manglar en este sistema (Pronatura Veracruz A.C., 2018). Estos trabajos han favorecido la recuperación de la conectividad hidrológica en sitios clave del SLA (desobstrucción de 1,300 m de canales que impactan en una zona de amortiguamiento de aproximadamente 1,000 ha) (IKI ALLIANCE MÉXICO, 2022). Actualmente, se han documentado resultados exitosos de estas acciones gracias al monitoreo de la cobertura vegetal; sin embargo, ha sido poco evaluada en términos ecológicos, como la diversidad de especies, grupos funcionales, interacciones, recolonización de especies nativas, etc. (Pronatura Veracruz A.C., 2022). Tomando en cuenta lo anterior y la importancia para la actividad pesquera de tener un ambiente favorable y óptimo para el desarrollo de las especies de importancia comercial, es clara la necesidad de evaluar el impacto de la restauración del manglar en el SLA sobre diversos grupos, como lo es el recurso pesquero.

Si bien, se ha señalado que en gran parte de los estudios, la respuesta positiva de la restauración ecológica se ha medido en términos de la vegetación, sin tener en cuenta indicadores a nivel ecosistémico (Arceo-Carranza *et al*., 2016), también se ha comprobado la relación de la restauración del manglar con la composición de especies de fauna y flora, pues se sabe que incluso un pequeño parche de hábitat de manglar replantado funciona como sitio de alimentación para los peces (Jaafar *et al*., 2004).

La restauración es un proceso de reversión de la degradación de los ecosistemas para que recuperen su funcionalidad ecológica. (FAO, 2022). Particularmente, la restauración de manglar tiene como objetivo devolver los bosques de manglar a sus condiciones originales (Worthington, 2021) y para evaluar que las acciones de restauración son exitosas, éstas deben monitorearse con variables específicas que sirvan como indicadores para comparar un sitio restaurado con un sitio conservado (Hernández *et al*., 2020). Los índices de diversidad son herramientas matemáticas que permiten evaluar la composición de una comunidad tomando en cuenta la riqueza, abundancia y su distribución en el espacio (Salazar-Villareal *et al*.,

2019). Al tomar en cuenta la variedad de componentes que organizan la vida y sus procesos, la diversidad se utiliza como una forma de medir la salud de un ecosistema (Carmona *et al*., 2013), generando ecosistemas con mayores beneficios y más resiliencia al cambio (FAO, 2022). En este estudio, los índices utilizados describen la respuesta de una comunidad a la calidad del ambiente en que se encuentra presente.

La investigación que aquí se presenta constituye la línea base de la actividad pesquera en lagunas interiores del SLA, que permite evaluar el impacto de manera indirecta el impacto de las acciones de restauración de manglar a través de indicadores a nivel de población y de comunidad de peces.

III. Antecedentes

En diversas ocasiones se ha estudiado la relación entre la cobertura y conexión hidrológica de los ecosistemas de manglar con las comunidades de peces que se encuentran en ellos. Un ejemplo de esto ocurrió en las costas de Yucatán, en donde la riqueza de la ictiofauna incrementó conforme al tiempo en que la restauración se llevó a cabo (Arceo-Carranza *et al.*, 2016). También, en Vietnam se observó que en zonas de manglar con mayor fragmentación hubo menor riqueza y abundancia de peces (Tran *et al*., 2017); y en África Occidental se demostró que la riqueza de especies de peces es mayor en sitios menos degradados (Adite *et al*., 2013).

En Tailandia fueron estudiados los efectos en la estructura de la comunidad de peces como resultado de la deforestación de los manglares (Shinnaka *et al*., 2007), en donde la mayor riqueza se encontró en sitios con manglares, en comparación con otros sitios completamente perturbados y se menciona que las diferencias en las estructuras de ensamblaje de peces entre los dos sitios probablemente fueron causadas por presencia o ausencia de manglares.

Jaafar y colaboradores (2004) realizaron una comparación entre áreas reforestadas de manglar y playas arenosas adyacentes al noreste de Singapur, en donde se encontró una mayor abundancia de peces en el hábitat arenoso, pero hubo una mayor diversidad de especies en el manglar reforestado, sobre todo durante la marea baja; en ambos hábitats, la mayoría de los peces capturados fueron juveniles y adultos de especies pequeñas. Asimismo, en la laguna Barra de Navidad, en el Pacífico central mexicano, se encontró que la mayoría de las especies utilizan la laguna en su etapa juvenil, aunque también se encontró un grupo de especies que utiliza la laguna principalmente como adultos (González-Sansón *et al*., 2014). En Kenia se describió la comparación entre comunidades de peces dentro de manglares y en áreas despejadas de manglares en la laguna de Gazi, en ambos casos, las densidades medias y riqueza de especies fueron muy bajas, sin embargo, fueron más altas en sitios talados, en comparación con los sitios de manglar; las frecuencias de tallas no fueron diferentes en ambos sitios (Huxham *et al*., 2004).

En la laguna de Términos, Campeche, se ha evaluado la diversidad de peces en un canal conservado frente a un canal en restauración, y los resultados destacaron pequeños cambios en la composición y abundancia de peces relacionados con la reconexión hidrológica, aunque los autores mencionan que dos años es poco tiempo para que se observe un impacto mayor (Soria-Barreto *et al*., 2021). Asimismo, en Florida se observó que la pérdida de hábitat y la degradación general de la calidad del agua tuvieron un efecto mayor que la pesquería en la reducción de las poblaciones de robalos (Gilmore, 1983; Lewis *et al*., 2007).

Existen estudios en los cuales se han relacionado las especies de peces de importancia comercial con los ecosistemas de manglar, entre los cuales, Rönnbäck (1999) afirmó que en Florida y en la India el 80% y 60% de estas especies dependen de los manglares; Shahidul y colaboradores (2004) mencionaron que mayores capturas de peces comerciales se asocian con estos ecosistemas en muchas partes del mundo; mientras que Manson y colaboradores (2005) remarcaron que incluso los juveniles de algunas especies se encuentran casi exclusivamente en los manglares.

Pese a que se ha demostrado que los cambios en las comunidades de peces en los sistemas lagunares pueden deberse al estado en el que se encuentre el manglar, las especies tienen condiciones óptimas bajo las cuales pueden desarrollarse mejor, de ahí que cualquier cambio en alguna variable ambiental pueda también alterar la composición de la comunidad. Como muestra de ello, Aguirre-León *et al*., (2014) observaron en el sistema lagunar Laguna Grande - Laguna Chica, en el estado de Veracruz, que los gradientes espacio-temporales de las variables ambientales permiten explicar los cambios en la composición y abundancia de las especies, así como el uso de la comunidad de peces de hábitats por las especies durante sus ciclos de vida.

Las condiciones en un ecosistema lagunar son altamente cambiantes tanto en espacio, como en el tiempo; la dinámica en la circulación de la laguna se ve afectada por las mareas, los vientos, la profundidad, la sedimentación, el flujo de ríos y las actividades humanas que contribuyen a la variación de nutrientes (Moran-Silva *et al*., 2005). Díaz-Ruiz y colaboradores (2018), afirmaron que, en un sistema somero la composición de la comunidad íctica puede deberse más bien a la comunicación con el mar, pues se observa, en la laguna

La Mancha, Veracruz, que la diversidad y riqueza son más altas al final de la temporada de lluvias e inicio de nortes, con presencia de especies marinas, mientras que la densidad y biomasa aumentan en época de lluvias.

El Sistema Lagunar de Alvarado destaca por su extensión de 19 mil hectáreas de manglares, compuesto por mangle rojo (*Rhizophora mangle*), blanco (*Laguncularia racemosa*) y negro (*Avicennia germinans*), todos categorizados como especies amenazadas, de acuerdo con la NOM-059-ECOL-2010 (DOF, 2019). La diversidad faunística está representada por 45 géneros de fitoplancton, nueve especies de zooplancton, 38 especies de moluscos, 26 familias de crustáceos, 44 especies de peces, más de cinco especies de anfibios y 24 de reptiles, y más de 15 especies de mamíferos, muchas de las cuales tienen importancia económica (Portilla, 2003).

En el Sistema Lagunar de Alvarado los principales recursos ícticos presentes son: *Mayaheros urophthalmus, Vieja fenestrata, Petenia splendida, Eugerres plumieri, Centropomus parallelus, C. undecimalis, C. poeyi, Mugil curema, M. cephalus, Trichiurus lepturus, Dormitator maculatus, Gobiomorus dormitor, Bragre marinus, Ariopsis felis, Archosargus probatocephalus, Conodon nobilis, Cynoscion arenarius* e *Ictiobus meridionalis* (Carrillo-Alejandro *et al*., 2014).

Dada la relevancia biológica, ecológica y económica del Sistema Lagunar de Alvarado, el presente trabajo responde la siguiente pregunta de investigación:

¿Existe un impacto de la restauración de manglar para las poblaciones de especies de peces de importancia comercial en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado-Veracruz?

Se sometió a verificación en este trabajo la hipótesis y los objetivos que se presentan a continuación:

IV. Hipótesis

Si la restauración del manglar tiene un efecto favorable para las poblaciones de peces de importancia comercial, entonces, esto se verá reflejado de manera positiva en índices a nivel poblacional y de comunidad, en términos espacio-temporales.

V. Objetivo general

Evaluar el impacto de zonas con diferente grado de restauración de manglar sobre peces de importancia comercial en cuatro lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), mediante índices a nivel poblacional y de comunidad y la variación hidrográfica.

VI. Objetivos específicos

1) Determinar la variación espacio-temporal de las variables hidrográficas en lagunas interiores del SLA.

2) Analizar la actividad pesquera en las lagunas Tzinziñapa, Pájaros, Embarcadero y Ponce para establecer una línea base.

3) Determinar el estado bioecológico del recurso pesquero a través de parámetros básicos (factor de condición, estructura de tallas, relaciones talla – peso) indicadores a nivel poblacional (biomasa y abundancia) e índices a nivel de comunidad (riqueza, diversidad y equidad).

4) Determinar el efecto de la restauración sobre la comunidad de peces de importancia comercial a través del análisis espacio-temporal de los índices a nivel de comunidad.

VII. Materiales y métodos

Área de estudio

El presente estudio se desarrolló en el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) (figura 1) el cual se localiza en la zona costera central del estado de Veracruz, en los municipios de Alvarado, Tlalixcoyan, Ignacio de la Llave, Acula, Tlacotalpan e Ixmatlahuacan (Portilla, 2003). Esta gran planicie es un sistema lagunar-estuarino, compuesto por lagunas costeras salobres. Entre las más importantes destacan las de Alvarado, Buen País y Camaronera, además de cien lagunas interiores (Bello *et al*., 2008). El área de estudio se ubicó en cuatro de estas lagunas: Embarcadero, Pájaros, Ponce y Tzinziñapa, las cuales se encuentran influenciadas por zonas con diferente grado de restauración de manglar, impactadas por acciones de restauración hidrológica.

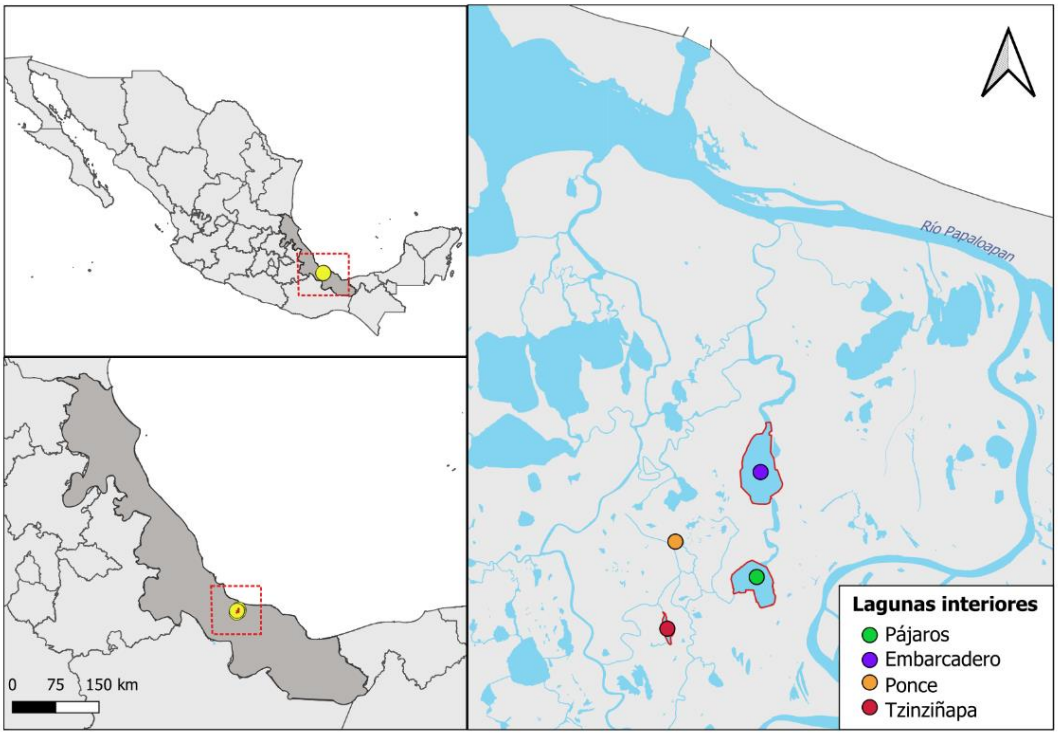

Figura 1. Localización del Sistema Lagunar de Alvarado y lagunas interiores donde se realiza el estudio

Las lagunas fueron seleccionadas de acuerdo con los trabajos de restauración que ha realizado Pronatura Veracruz, A.C. del 2012 al 2022, de manera que sus áreas de influencia integraran un gradiente con diferentes niveles de restauración, para evaluar su efecto. Los criterios utilizados en su selección fueron: (1) el año de inicio de la restauración, (2) la restauración por medio de chinampas que se ha realizado en los sitios que son de influencia para cada laguna, (3) la restauración hidrológica, a través de la apertura de canales (4) el área de cobertura de manglar alrededor de la laguna, (5) y la conexión hidrológica medida a través de la distancia de la laguna a la desembocadura hacia el mar. Las lagunas fueron ordenadas de manera descendente de acuerdo con la restauración hidrológica, quedando el gradiente que se presenta en la tabla 1.

Tabla 1 Gradiente de restauración con base a chinampas en predios aledaños a las lagunas y apertura de canales

G.R.	Laguna	Chinampas (ha)	Año de inicio chinampas	Canales (m)	Año de inicio canales	Distancia hacia el mar (km)	Superficie de laguna (ha)
1	Tzinziñapa	94.08	2012	6868	2014	21.34	24.06
2	Pájaros	110.9	2014	4200	2014	19.78	174. 06
3	Ponce	0		200	2022	11	1.17
4	Embarcadero	96	2017	0		15.09	287.69

G.R. = grado de restauración (la numeración va de: 1 = más restaurada, a 4 = menos restaurada)

De acuerdo con la siguiente descripción:

1) Tzinziñapa: Cuenta con una superficie de 24.06 ha, un perímetro de 3, 532.2 m, y una distancia de 21, 348 m de la laguna a la desembocadura hacia el mar. En los predios que son de influencia para esta laguna, se comenzó a restaurar con chinampas en el año 2012, se ha restaurado un total de 94.08 ha de manglar con esta técnica. Se inició la restauración hidrológica en el año 2014 y se han restaurado 6,868 metros lineales. Esta laguna tiene 113.14 ha de superficie de manglar contadas de la laguna a 500 m hacia adentro del predio.
2) Pájaros: Cuenta con una superficie de 174.06 ha, un perímetro de 6, 417 m, y una distancia de 19,781 m de la laguna a la desembocadura hacia el mar. En los predios que son de influencia para esta laguna, se comenzó a restaurar con chinampas en el año 2014 un total de 110.9 ha de manglar, en el mismo año se comenzó la restauración

hidrológica, siendo hasta ahora un total de 4,200 metros lineales. Esta laguna tiene 88.71 ha de superficie de manglar de la laguna a 500 m hacia adentro del predio.

3) Ponce: Cuenta con una superficie de 1.17 ha, un perímetro de 1, 025.4 m, y una distancia de 11, 009 m de la laguna a la desembocadura hacia el mar. Se comenzó la restauración hidrológica en el año 2022 y se ha restaurado un total de 200 metros. No se ha hecho restauración por medio de chinampas. Esta laguna tiene 31.31 ha de superficie de manglar de la laguna a 500 m hacia adentro del predio.
4) Embarcadero: Cuenta con una superficie de 287.69 ha un perímetro de 6, 924 m y una distancia de 15, 097 m de la laguna a la desembocadura hacia el mar. En los predios que son de influencia para esta laguna, se comenzó a restaurar en el 2017, siendo un total de 96 ha de manglar, sin embargo, esta restauración fue perdida en el año 2018, y no se ha realizado restauración hidrológica. Esta laguna tiene 309.75 ha de superficie de manglar de la laguna a 500 m hacia adentro del predio.

En la parte superior de la figura se pueden apreciar los canales que se han abierto en los predios circundantes a cada una de las lagunas; así como las áreas que han sido restauradas por medio de chinampas. En la parte inferior, se encuentra marcada la densidad del manglar alrededor de cada laguna a diferentes distancias (100, 250 y 500 metros).

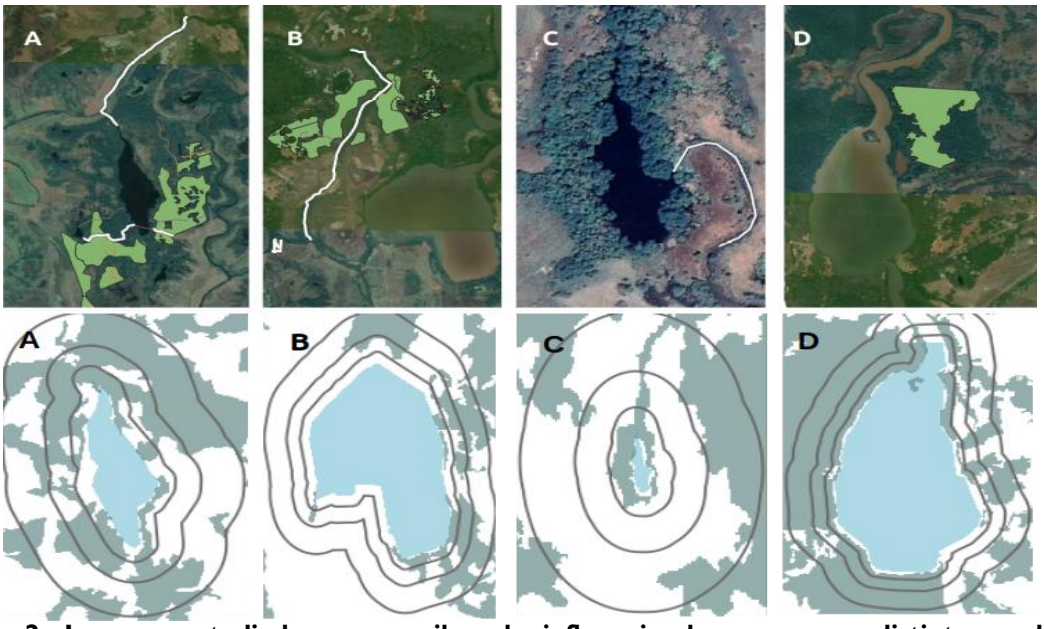

Figura 2. Lagunas estudiadas que reciben la influencia de zonas con distinto grado de restauración. A) Tzinziñapa; B) Pájaros; C) Ponce; D) Embarcadero. Fig. Superior: Líneas blancas representan los canales; polígonos verdes representan restauración con chinampas. Fig. Inferior: cobertura de manglar en la periferia de las lagunas a 100, 250 y 500 m.

Trabajo de campo

El trabajo de campo consistió en monitorear las variables hidrográficas de cada laguna, así como en realizar el registro de la actividad pesquera a través de tres fuentes de información. Los muestreos se realizaron de manera mensual de marzo de 2021 a febrero de 2022, abarcando así, las tres temporadas climáticas (secas, lluvias, nortes), las cuales constituyeron la variabilidad temporal; mientras que para evaluar la variabilidad espacial, se realizaron muestreos en las cuatro lagunas seleccionadas que se asocian a un gradiente de restauración.

Las tres fuentes de información fueron: 1) entrevistas y encuestas a pescadores de las comunidades de Pájaros y Mano Perdida, 2) consulta de registros de avisos de arribo de productos pesqueros de 2016 a 2020 y 3) monitoreo de la captura comercial concentrada en dos centros de acopio y de pescadores individuales.

Variables hidrográficas

Para determinar la fluctuación hidrológica espacio-temporal, el monitoreo de las variables hidrográficas consistió en registrar la saturación de oxígeno disuelto (%), la salinidad (PSU), el pH y la temperatura (ºC) del agua superficial del punto central de cada laguna, con ayuda de un medidor multiparamétrico Hanna modelo HI98194. La toma y registro de datos se realizó entre las 8:00 a.m. y 11:00 a.m. una vez al mes.

Fuentes de información

Entrevistas y encuestas

A fin de obtener información complementaria sobre la dinámica de la actividad pesquera en la región, el esfuerzo pesquero y su comercialización, se aplicaron entrevistas directas y encuestas abiertas a pescadores libres y socios de la cooperativa “La Nueva Reforma” que operan en las lagunas de interés del presente trabajo.

La información que se consideró para la descripción de la actividad pesquera y el esfuerzo pesquero fue las especies capturadas en la zona, el nombre común con el que son

conocidas en la región, el arte de pesca que es utilizado en su captura, la luz de malla y el número de pescadores que operan en las lagunas tomadas en cuenta para este estudio. Mientras que la información que se consideró para la comercialización fue: las especies de importancia comercial (datos que fueron reafirmados con los avisos de arribo de la cooperativa), las especies utilizadas para carnada o autoconsumo y las especies sin utilidad registrada, sus precios de venta y el destino final del producto.

Avisos de arribo

Para la estimación de la producción media anual y el valor económico promedio de la captura por especie se utilizaron avisos de arribo mensuales para el período 2016 a 2020, que contienen información del sitio de captura, el volumen y valor de las capturas por especie y los días efectivos de pesca utilizados para la obtención de dicho volumen de pesca.

A su vez, los avisos de arribo, junto con las entrevistas antes mencionadas, y el plan de manejo del SLA (Carrillo-Alejandro *et al*., 2014), sirvieron para la identificación de las especies de importancia comercial.

Centros de acopio

En cada centro de acopio se registró la captura diaria, así como las características de la actividad pesquera (número de pescadores, arte de pesca y luz de malla empleados, volumen de captura y especies capturadas).

Las capturas fueron proporcionadas por pescadores que operan en cada laguna. Los organismos fueron desagregados por especie e identificados con ayuda de claves taxonómicas (Miller, 2009) y tomando en cuenta el conocimiento de los pescadores locales.

A cada organismo, se le tomaron datos biométricos: longitud total (LT) en cm medida desde la punta de la boca a la punta de la aleta caudal; altura máxima del pez (cm), ambas variables medidas con un ictiómetro convencional con una precisión al mm; y peso total (PT) en g, que fue tomado con una balanza digital con precisión de 0.5 g.

Trabajo de gabinete

Las especies de peces identificadas que constituyeron la captura de las lagunas interiores del SLA, fueron clasificadas con base en tres criterios: 1) el tipo de hábitat que ocupan en las diferentes etapas de su ciclo de vida y su asociación o dependencia con el manglar, reconociendo las categorías: residentes (especies que habitan en ambientes dulceacuícolas y/o salobres) y transeúntes (especies que ocupan el ambiente marino, salobre y dulceacuícola en alguna etapa de su vida) según Brockmeyer *et al*., 1997; 2) su estatus con base en su distribución: endémica, nativa, introducida e invasora; y 3) el uso que se hace de ellas como: carnada, comercial y autoconsumo. Para asignar a cada especie en la clasificación de los criterios 1 y 2 se utilizó la información disponible en la base de datos FishBase (Pauly *et al*., 2023), y para el tercer criterio se utilizaron los avisos de arribo y el conocimiento local.

La información obtenida de las fuentes de información mencionadas anteriormente fue integrada en una base de datos *ad hoc* generada en Excel, la cual fue utilizada para estimar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE), el volumen y valor de la producción pesquera, la abundancia, biomasa, riqueza, diversidad y equidad, y su variabilidad en términos espacio-temporales, esto es, por laguna y por temporada climática.

Para analizar la actividad pesquera en las lagunas interiores del presente estudio, se identificaron las especies de importancia comercial, se calculó la CPUE en función de la temporada climática por laguna, se identificaron las artes de pesca utilizados por los pescadores de esta zona y las tallas de peces que son capturadas con dichas artes, y se calculó el volumen de la producción pesquera y su valor económico.

Para determinar el estado bioecológico en el que se encuentran las especies de peces que constituyen el recurso pesquero en las cuatro lagunas, se estimaron parámetros básicos poblacionales (estructura de tallas, relaciones talla - peso, factor de condición), indicadores poblacionales (abundancia y biomasa) e índices a nivel de comunidad (riqueza, equidad y diversidad).

Las relaciones talla–peso y el factor de condición se estimaron con la finalidad de comparar el estado fisiológico en el que se encuentran las especies dentro de cada laguna;

mientras que la abundancia y la biomasa fueron calculadas para conocer la representatividad de cada una de las especies sobre las demás.

A su vez, se realizó una revisión de literatura para analizar aspectos ecológicos de cada especie, como el tipo de hábitat preferente, los hábitos alimenticios y reproductivos, así como las tallas promedio de madurez, a fin de contar con elementos que permitieran, junto con la estructura de tallas, sustentar el grado de dependencia del manglar en cada una de las etapas de su ciclo de vida y de esta manera inferir el impacto de la restauración.

Los índices a nivel comunidad: riqueza, equidad y diversidad, se utilizaron como un reflejo de las condiciones ambientales (heterogeneidad, estabilidad y resiliencia) en las que se encuentran las lagunas, como respuesta a la restauración de manglar.

A continuación, se presenta la descripción de la metodología empleada:

Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

Para estimar la CPUE (Gulland, 1983) por laguna, se utilizó el número de pescadores y los días de pesca como unidad de esfuerzo pesquero; de manera que, la captura total (Kg) en un día de muestreo fue dividida entre el número de pescadores que hayan realizado dicha captura. Posteriormente fue extrapolado al número de días efectivos de pesca mensual, considerando al número de pescadores de cada laguna.

Para calcularla se utilizó la siguiente fórmula:

$$CPUE = C / f$$

Donde:

CPUE = captura por unidad de esfuerzo

C = captura total (Kg)

f = unidad de esfuerzo (pescador/día)

Producción pesquera

Con base en la información contenida en los avisos de arribo de 2016 a 2020, se calculó la producción pesquera promedio por especie para la zona de estudio. Para ello se consideró el área de cada laguna para hacer comparable la producción por laguna.

Parámetros básicos de las poblaciones de peces

Estructura de tallas

Para determinar la estructura de tallas, se registraron las tallas mínimas, máximas y tallas promedio (LT cm) de cada especie dentro de cada laguna.

En los casos donde la frecuencia fue mayor a 30 organismos, se realizaron histogramas para representar las distribuciones de tallas de las poblaciones de peces. Para ello, los organismos muestreados fueron agrupados en clases de tallas, cuya amplitud y número de clases a utilizar (k) fue establecida con la regla de Surges (Sturges, 1926):

$$k = 1 + 3.322 * \log_{10} (n)$$

Donde:

k = número de clases óptimo

n = número de valores en el conjunto de datos en consideración

$\log_{10}$: logaritmo de base 10

Finalmente, la amplitud del intervalo (C) fue obtenida como:

$$C = R/k$$

Donde

C = amplitud del intervalo

R = rango de talla (talla máxima-talla mínima)

Relación talla–peso

Para evaluar la proporcionalidad entre el peso y la longitud de las especies capturadas, se empleó el ajuste de los datos observados de talla y peso a un modelo potencial (Ricker, 1979).

$$P = a * LT^{b}$$

Donde:

P = peso total
LT = longitud total del pez
a = coeficiente de condición
b = coeficiente de alometría del pez

El coeficiente de alometría b establece que si se tiene un valor igual a tres el crecimiento es isométrico, alométrico positivo si es mayor a tres y alométrico negativo si es menor a 3.

Factor de condición de Fulton (K)

Se estimó el factor de condición (K) (Ricker, 1975) únicamente de las especies de peces que estuvieron presentes en las cuatro lagunas.

Para calcularlo se utilizó la siguiente fórmula:

$$K = P/LT^3 * 100$$

Donde:

K = Factor de condición de Fulton

P = Peso total de los organismos
LT= Longitud total

Indicadores poblacionales

Abundancia relativa

La abundancia fue expresada en términos relativos, es decir, el número de individuos de una especie respecto al total de organismos. Esta fue estimada por laguna y por temporada climática, a partir de la siguiente fórmula:

$$AR = Fi/Ft$$

Donde:

AR = Abundancia relativa
Fi = frecuencia de la especie *i*
Ft = frecuencia total de todas las especies

Biomasa relativa

La biomasa fue expresada en términos relativos, es decir, la proporción en peso de una especie con respecto al total de especies con las cuales comparte un espacio. Para analizar su variabilidad espacio-temporal, fue estimada por laguna y por temporada climática.

$$BR = Bi/Bt$$

Donde:

BR = Biomasa relativa
Bi = Número de individuos de la especie *i* por peso promedio
Bt = Peso total de todas las especies

Índices a nivel comunidad

Riqueza

La riqueza de especies por laguna y temporada climática se estimó mediante el índice de Margalef (D_{Mg}) (Margalef, 1951). Este índice supone que existe una relación funcional entre el número total de individuos y el número de especies $S = \sqrt[K]{N}$ donde k es constante (Magurran, 2004). Si esto no se mantiene, entonces el índice varía con el tamaño de muestra de forma desconocida (Moreno, 2001).

$$D_{Mg} = S\text{-}1/\ln (N)$$

Donde:
D_{Mg} = índice de riqueza
S = número total de especies en una muestra
N = total de individuos de todas las muestras

Diversidad

Para medir la diversidad de especies de peces en las lagunas y por temporada climática, se utilizó el índice de Shannon-Wiener (*H'*) (Shannon, 1948). Este índice asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo del número de especies, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 2004).

$$H' = -\Sigma pi \ \ln pi$$

Donde:
H’ = índice de diversidad
pi = proporción total de la muestra de la especie i
ln = logaritmo natural

Equidad

La equidad se estimó mediante el índice de Pielou (*J’*) (Pielou, 1966). Este índice mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = H'/Hmax$$

Donde:
J’ = Índice de equidad
H max = Ln del número de especies
H’ = Índice de diversidad Shannon

Análisis estadísticos

Para analizar la variabilidad espacio-temporal de la comunidad de peces de importancia comercial, se aplicaron pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk (*W*) (Shapiro y Wilk, 1965) para cada índice (riqueza, diversidad y equidad), así como de homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene (*F*) (Levene, 1960) a fin de verificar el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homocedasticidad y con base en ello tomar una decisión sobre el uso de pruebas paramétricas o no paramétricas.

Para evaluar la significancia de las diferencias de los índices entre las lagunas con diferente grado de restauración, se realizaron análisis de varianza de dos vías y en el caso de presentar diferencias significativas, se aplicaron posteriormente pruebas Post-hoc.

En el caso de los índices en los cuales los datos mostraron distribución normal, se aplicó el análisis de varianzas de dos vías paramétrico (ANOVA), mientras que para los índices en los cuales los datos no mostraron una distribución normal y/o varianzas no homogéneas, se aplicaron análisis de varianzas de dos vías con el método no paramétrico de Scheirer-Ray-Hare (*SRH*) (Scheirer *et al.*, 1976). Dentro de ambos análisis (paramétrico y no paramétrico) se consideró una fuente de variación las lagunas y otra fuente de variación la

temporada climática lo cual se utilizó para descartar que las diferencias entre dichos índices fuesen por la variabilidad en el ambiente. Complementariamente, se aplicó la prueba Post-hoc de Dunn (Dunn, 1961) para identificar cuáles fueron las lagunas o temporadas con diferencias significativas.

Análisis de correspondencia canónica

Para identificar las variables hidrográficas que más intervinieron en la presencia de las especies en las lagunas y para conocer si su presencia fue debido a la influencia de los factores ambientales o las características propias de cada laguna por medio de patrones de asociación, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) (Leps y Smilauer, 2003) utilizando el paquete estadístico Rstudio, en el cual se obtuvieron dimensiones del subespacio por regresión a partir de variables independientes.

Para ello, primeramente, se construyeron dos matrices de datos, cuya información correspondió a: (1) las abundancias de cada especie agrupadas de manera mensual (variables dependientes) y, (2) los datos de las variables hidrográficas tomadas de manera mensual (variables independientes).

La matriz de datos se transformó a logaritmos para eliminar el efecto de las distintas escalas de medidas de las variables hidrográficas y para reducir la influencia de valores grandes. Sus valores fueron sometidos a una prueba de bondad de ajuste a través del método de Chi-cuadrado.

Posteriormente, se aplicó una regresión lineal ponderada sobre las variables independientes y los valores ajustados fueron sometidos al análisis de correspondencia realizado mediante descomposición de valores singulares (Greenacre, 2008). La inercia total se representó en dos partes: la parte relacionada con el espacio restringido y la parte relacionada con el espacio no restringido, que no está relacionado linealmente con las variables hidrográficas.

Para saber si las abundancias de las especies estuvieron significativamente relacionadas con las variables hidrográficas, se utilizó la inercia del espacio restringido, medida de relación existente entre ambos conjuntos de variables, bajo la hipótesis de que no

hay relación alguna. Se obtuvo esta distribución permutando al azar la matriz de las especies en la matriz de variables hidrográficas, se repitió el ACC y se volvió a calcular la inercia del espacio restringido 999 veces para simular la distribución del estadístico de contraste y se situó el valor de inercia observado en la distribución. Si se halló en el 5% de los valores más elevados, se consideró que la relación entre las abundancias de las especies y las variables hidrográficas fue estadísticamente significativa.

Para representar las variables ambientales gráficamente, se utilizaron sus coeficientes de regresión en las relaciones lineales con los dos ejes, mientras que para las especies se utilizaron coeficientes de correlación ponderados entre las variables explicativas y las coordenadas de las observaciones mensuales.

VIII. Resultados

Variación espacio-temporal de las variables hidrográficas en lagunas interiores del Sistema Lagunar Alvarado – Veracruz.

El seguimiento mensual de las variables hidrográficas en las cuatro lagunas observó un mismo patrón para las variables: temperatura, pH, oxígeno disuelto (OD) y salinidad, mostrando tendencia positiva hacia la temporada de nortes. Al comenzar la temporada de secas, el pH y el OD decrecieron, y la salinidad aumentó. La temperatura, por el contrario, presentó una tendencia negativa hacia la temporada de nortes y en temporada de secas aumentó junto con la salinidad (figura 3).

En cuanto al pH, los niveles oscilaron en temporada de lluvias entre 6.1 y 7.6, en nortes entre 6.5 y 7.9 y en secas de 6.5 a 8.4. En la laguna de Ponce se registraron los valores más bajos, mientras que las otras tres lagunas, tuvieron valores similares.

Con relación a la salinidad, los niveles oscilaron en temporada de lluvias de 0.5 a 4 PSU, en nortes entre 1.9 y 12.5 PSU y en secas de 9.4 a 16 PSU. En este caso, Tzinziñapa fue la laguna con menor salinidad durante todo el año; mientras que Pájaros y Embarcadero mostraron mayor salinidad durante todo el año, a excepción de los meses de agosto, noviembre y diciembre, en los cuales Ponce mostró mayor salinidad.

Los valores de temperatura oscilaron en temporada de lluvias de 28.2 a 31.9°C, en nortes entre 21 y 26.5°C y en secas de 23.5 a 30.3°C. En la laguna de Ponce se registraron los valores más bajos durante todo el año.

En cuanto al oxígeno disuelto, los niveles de saturación oscilaron en nortes de 30% a 94% y en lluvias de 0% a 100 %.

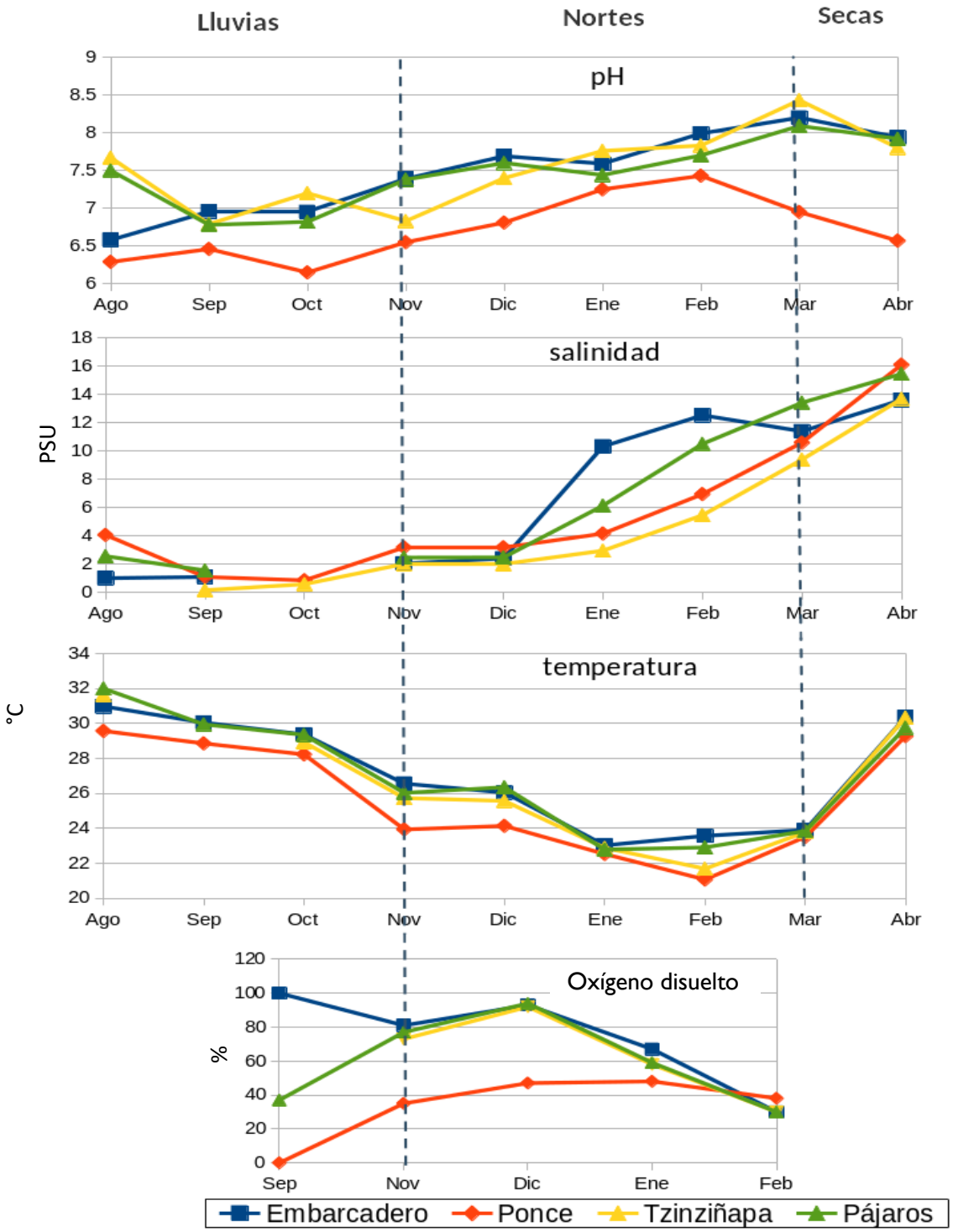

Figura 3. Fluctuación de las variables hidrográficas en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022) por temporada climática.

Línea base de la actividad pesquera en lagunas interiores del SLA

Composición de especies

Se registraron un total de 3,126 organismos, entre los cuales 1,290 provenían de la laguna Tzinziñapa, 1,474 de Pájaros, 167 de Ponce y 195 de Embarcadero. Se identificaron 29 especies de peces, pertenecientes a ocho órdenes y 17 familias. En la tabla 2, se aprecia que 12 especies habitan en un ambiente dulceacuícola-salobre, 11 especies habitan un ambiente salobre-marino y seis especies habitan un ambiente dulceacuícola-salobre-marino; 12 especies fueron residentes y 17 transeúntes. La mayoría de las especies fueron nativas, dos endémicas, tres introducidas y una invasora.

Tabla 2 Composición de especies de peces en cuatro lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)

Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre común	Dulceacuícola	Salobre	Marino	Uso del manglar	Estatus
Actinopterygii	Albuliforme	Albulidae	*Albula vulpes*	Macabí		X	X	Transeúnte	Nativa
	Clupeiformes	Clupeidae	*Brevoortia gunteri*	Sardina			X	Transeúnte	Nativa
			Dorosoma petenense	Amamiche blanco	X	X	X	Transeúnte	Nativa
			Dorosoma anale	Amamiche amarillo	X	X		Residente	Nativa
	Cypriniformes	Catostomidae	*Ictiobus meridionalis*	Caballo	X			Residente	Nativa
	Elopiformes	Elopidae	*Elops saurus*	Tarpón		X	X	Transeúnte	Nativa
		Megalopidae	*Megalops atlanticus*	Sábalo	X	X	X	Transeúnte	Nativa
	Mugiliformes	Mugilidae	*Mugil curema*	Lebrancha	X	X	X	Transeúnte	Nativa
	Perciformes	Sparidae	*Archosargus probatocephalus*	Sargo		X	X	Transeúnte	Nativa
		Haemulidae	*Conodon nobilis*	Ronco		X	X	Transeúnte	Nativa
		Carangidae	*Caranx hippos*	Jurel		X	X	Transeúnte	Nativa
		Centropomidae	*Centropomus parallelus*	Chucumite	X	X	X	Transeúnte	Nativa
			Centropomus poeyi	Robalo negro		X	X	Transeúnte	Nativa
			Centropomus undecimalis	Robalo	X	X	X	Transeúnte	Nativa
		Gerreidae	*Eugerres plumieri*	Mojarra blanca	X	X	X	Transeúnte	Nativa
		Eleotridae	*Gobiomorus dormitor*	Guavina		X	X	Transeúnte	Nativa
		Cichlidae	*Mayaheros urophthalmus*	Mojarra rayada	X	X		Residente	Nativa
			Vieja fenestrata	Guapota	X			Residente	Endémica
			Oreochromis niloticus	Tilapia	X	X		Residente	Introducida
			Parachromis managuensis	Tigre	X			Residente	Introducida
			Petenia splendida	Tenguayaca	X			Residente	Nativa
			Thorichthys maculipinnis	Chogoma	X			Residente	Endémica
			Oreochromis. sp	Cubana	X	X		Residente	Introducida
	Siluriformes	Ariidae	*Ariopsis felis*	Bocachica		X	X	Transeúnte	Nativa
			Bagre marinus	Bagre bandera		X	X	Transeúnte	Nativa
			Cathorops aguadulce	Bagre	X			Residente	Nativa
		Loricariidae	*Pterygoplichthys pardalis*	Diablo	X			Residente	Invasora
		Heptapteridae	*Rhamdia guatemalensis*	Juile	X			Residente	Nativa
Chondrichthyes	Myliobatiformes	Dasyatidae	*Hypanus sabinus*	Raya		X	X	Transeúnte	Nativa

De las 29 especies encontradas, 16 fueron registradas en la laguna del Embarcadero, seis en Ponce, 13 en Tzinziñapa y las 29 en la laguna de Pájaros. Asimismo, 27 especies fueron registradas en temporada de lluvias, 24 en nortes y 16 en secas (tabla 3).

Tabla 3 Variabilidad espacio-temporal de las especies de peces en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021- febrero 2022)

Especie	Tzinziñapa			Pájaros			Ponce			Embarcadero		
	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes
A. vulpes				X	X	X						
B. gunteri				X	X							
D. petenense					X	X						
D. anale				X	X	X						
I. meridionalis				X	X	X						X
E. saurus					X							
M. atlanticus	X			X	X	X						X
M.curema		X			X	X					X	
A. probatocephalus					X						X	
C. nobilis						X						
C. hippos					X							
C. parallelus			X	X	X	X						
C. poeyi					X	X						X
C. undecimalis				X	X	X						X
E. plumieri	X	X	X	X	X	X					X	
G. dormitor			X	X	X	X						
M. urophthalmus	X	X	X	X	X	X			X		X	
V. fenestrata	X	X	X	X	X	X			X		X	
O. niloticus	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
P. managuensis	X	X	X	X	X	X			X		X	
P. splendida	X	X	X			X			X	X	X	
T. maculipinnis						X						
Oreochromis. sp		X	X		X	X			X		X	
A. felis					X	X						
B. marinus					X							
C. aguadulce				X	X	X						
P. pardalis				X	X	X						
R. guatemalensis						X						
H. sabinus					X	X						

Descripción de la actividad pesquera en lagunas interiores del SLA

Especies de importancia comercial

Se reconocieron 14 especies de importancia comercial con base en el análisis de las encuestas aplicadas a pescadores de las comunidades "Mano perdida" y "El Pájaro": *A. probatocephalus, P. splendida, C. hipos, I. meridionalis, M. curema, C. parallelus, C. undecimalis, V. fenestrata, E. plumieri, P. managuensis, C. poeyi, Oreochromis sp., M. urophthalmus* y *O. niloticus.* El porcentaje que representa cada una de ellas en las cuatro lagunas estudiadas, se presenta en la figura 4. La especie de mayor valor comercial es *C. undecimalis*, siendo su precio de venta promedio a pie de playa, para el año 2021, de $130 M.N por kg, seguido por *C. parallelus* y *C. poeyi,* comercializadas a $80 M.N; *V. fenestrata* a $50 M.N, *P. splendida* a $40 M.N y *E. plumieri* a $35 M.N por kg y el resto de las especies se vende de $20 a $25 M.N. por kg. La pesca, en esta zona, se centra básicamente en cuatro especies de cíclidos: *O. niloticus, M. urophthalmus, P. managuensis y Oreochromis sp.,* aún siendo su precio de venta notablemente menor que el de las especies antes mencionadas, estas especies son de gran importancia comercial; esto obedece a su alta abundancia y presencia durante todo el año, a diferencia de las especies de mayor valor cuya presencia es por temporadas.

Las especies que no son comercializadas para su consumo directo, lo son como carnada para la captura de peces y jaibas (*Callinectes sapidus* y *C. rathbunae*) o para autoconsumo, a excepción de *P. pardalis*, la cual es una especie invasora y aún no tiene utilidad para los pescadores. Todas las especies son capturadas durante el día, a excepción de *C. parallelus, C. poeyi, C. undecimalis, I. meridionalis* y *M. atlanticus,* que son capturadas preferentemente durante la noche, en un horario aproximado de 7 p.m. a 6 a.m.

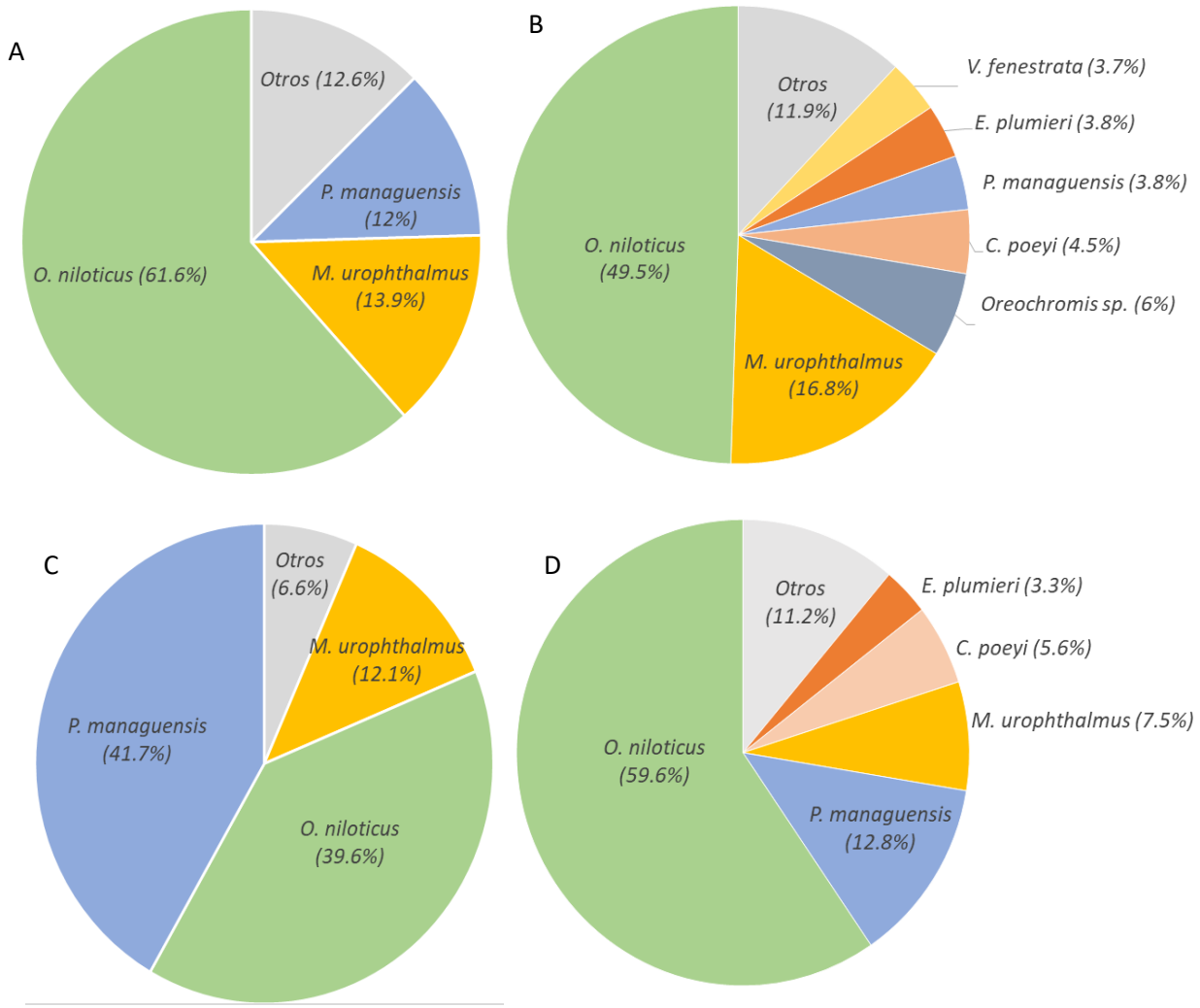

Figura 4. Representatividad de cada una de las especies de importancia comercial por laguna de acuerdo a las encuestas aplicadas a los pescadores. A) Tzinziñapa, B) Pájaros, C) Ponce, D) Embarcadero.

Artes de pesca

De acuerdo con las encuestas aplicadas, en la laguna de Pájaros y Embarcadero 50 personas realizan la actividad pesquera, en Tzinziñapa 11, y en Ponce 7 personas, las cuales hacen uso de tres tipos de artes de pesca: anzuelo tipo garra de águila, red tipo tendal y atarraya. Con el anzuelo fueron capturadas siete especies, de las cuales cuatro son de importancia comercial (tabla 4). Las especies *T. maculipinnis* y *R. guatemalensis*, se capturan únicamente con este tipo de arte. El intervalo de tallas capturado con anzuelo del número 2 fue de 10 a 21 cm LT, siendo las tallas más pequeñas registradas en todo el muestreo.

Tabla 4 Especies capturadas con anzuelo en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021-febrero 2022), intervalo de tallas y uso

Nombre científico	Nombre común	Intervalo de tallas (cm LT)	Uso
C. aguadulce	Bagre	21- 21	A
M. urophthalmus	Mojarra rayada	10 – 21	C
O. niloticus	Tilapia	13 – 15	C
P. managuensis	Tigre	10 – 21	C
R. guatemalensis	Juile	20 - 20	A
T. maculipinnis	Chogoma	10 – 13	A
V. fenestrata	Guapota	14 – 18	C

Comercial (C), carnada o autoconsumo (A)

Con la atarraya fueron capturadas diez especies, de las cuales nueve son de importancia comercial (tabla 5). Comparados con el anzuelo, los peces capturados con atarraya son más grandes, por lo que todos son vendidos para su consumo directo. Con la atarraya de tres pulgadas de luz de malla, la talla mínima capturada fue de 15 cm LT y la máxima de 43 cm LT, mientras que con la de cuatro pulgadas se capturaron organismos de entre 18 a 30 cm LT.

Tabla 5 Especies capturadas con red atarraya en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022) intervalo de tallas y uso

Nombre científico	Nombre común	Luz de malla (pulgadas)		Uso
		3	4	
		IT (cm LT)	IT (cm LT)	
C. parallelus	Chucumite	30 – 34		C
E. plumieri	Mojarra blanca	20 – 26		C
G. dormitor	Guavina	16		A
M. urophthalmus	Mojarra rayada	17 – 21	18 – 21	C
M. curema	Lebrancha	39 – 43		C
O. niloticus	Tilapia	17 – 30	20 – 30	C
Oreochromis sp.	Cubana	18 – 24	19 – 22	C
P. managuensis	Tigre	15 – 31	21 – 25	C
P. splendida	Tenguayaca	23 – 25	22 – 23	C
V. fenestrata	Guapota	15 – 21	19 – 20	C

Comercial (C), carnada o autoconsumo (A), IT = intervalo de tallas

Con la red tipo tendal se capturaron 27 especies de peces, entre las cuales se encontraron las 14 especies de importancia comercial. En algunas ocasiones dichas especies son capturadas en tallas pequeñas y no pueden ser comercializadas, en estos casos el valor lo encuentran en el uso como carnada o en el autoconsumo por los pescadores y sus familias. En general, los organismos de tallas más grandes fueron capturados con este arte de pesca, siendo la talla máxima registrada de 83 cm LT (tabla 6). Para este arte de pesca, se utilizan distintas aperturas de malla, desde 4.5 cm hasta 10 cm, la más comúnmente utilizada es la de 7 – 7.5 cm.

Tabla 6 Especies capturadas con red tendal en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022), intervalo de tallas y uso

Especie	Nombre común	Luz de malla (cm)			Uso
		4.5 – 5.5	7 – 7.5	8 – 10	
		IT (cm LT)	IT (cm LT)	IT (cm LT)	
A. vulpes	Macabí		20 – 35		A
A. probatocephalus	Sargo			17 – 19	C
A. felis	Bocachica		25 – 31		A
B. marinus	Bagre bandera		23 – 34		A
B. gunteri	Sardina		15 – 21		A
C. hippos	Jurel		15 – 19		C
C. aguadulce	Bagre		12 – 29		A
C. parallelus	Chucumite		23 – 33		C
C. poeyi	Robalo negro	36 – 65	35		C
C. undecimalis	Robalo	45 – 73	27 – 76		C
C. nobilis	Ronco		21		A
D. anale	Amamiche amarillo		13 – 31		A
D. petenense	Amamiche blanco		14 -30		A
E. saurus	Tarpón		25		A
E. plumieri	Mojarra blanca		12 – 26	20 -26	C
G. dormitor	Guavina		20 – 27	25 – 27	A
H. sabinus	Raya		22 – 29		A
I. meridionalis	Caballo	55 – 82	19 – 27		C
M. urophthalmus	Mojarra rayada		20	16 – 26	C
M. atlanticus	Sábalo	41 – 64	24 – 48	31	A
M. curema	Lebrancha		27 – 38	30 – 42	C
O. niloticus	Tilapia	22 – 31	10 – 31	13 – 39	C
Oreochromis sp.	Cubana		19 – 24	18 – 28	C
P. managuensis	Tigre	30	17 – 24	17 – 31	C
P. splendida	Tenguayaca	27		22 – 32	C
V. fenestrata	Guapota		20 – 26	16 – 23	C
P. pardalis	Diablo		18 – 38		/

Comercial (C), carnada o autoconsumo (A), sin uso (/), IT = Intervalo de tallas

Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

En términos generales, la CPUE fue de 10.6 kg/pescador/día, con valores mínimos y máximos de 1.7 y 29 kg/pescador/día, respectivamente. Considerando la variación espacial de los valores de las medianas de la CPUE, en la laguna de Ponce se obtuvo el valor más alto (16.34 kg/pescador/día). Sin embargo, en esta laguna únicamente hubo actividad pesquera en temporada de nortes, ya que, en secas y lluvias, no fue posible para los pescadores entrar a la laguna debido a que el canal que permite la entrada se encontraba cerrado por el azolvamiento y el bajo nivel del agua, por ello en dicho período no se registró captura. Por el contrario, en Embarcadero se registró el menor valor de las medianas de la CPUE (3.5 kg/pescador/día). Considerando la variación temporal, se aprecia que en las cuatro lagunas hay una misma tendencia; esto es que, la CPUE mínima se registró en secas (3.1 kg/pescador/día), en temporada de lluvias aumenta (8.8 kg/pescador/día) y en nortes se registró la mayor CPUE, alcanzando una mediana de 13.3 kg/pescador/día (figura 5).

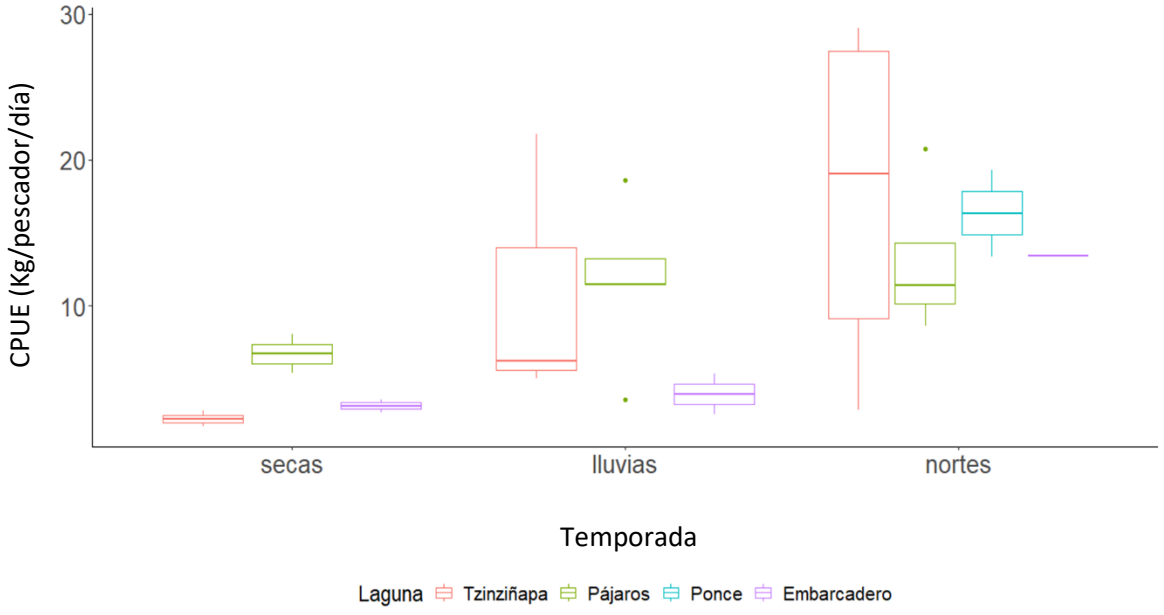

Figura 5. Variación de la CPUE en función de la temporada climática por laguna en el Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)

Al extrapolar la CPUE al número total de pescadores que ejercen su labor en las lagunas, el resultado fue de 266.2 kg/día, con valores mínimos y máximos de 18.8 y 1037.9 kg/día, respectivamente. Considerando la variación espacial de los valores de las medianas de la CPUE, en la laguna de Pájaros se obtuvo el valor más alto (571.5 kg/ día), mientras que en Tzinziñapa se registró el menor valor de las medianas de la CPUE (68.2 kg/día). En términos temporales, en secas se registró la CPUE más baja (156.6 kg/día) y en nortes se registró la CPUE más alta (319.4 kg/día) (figura 6).

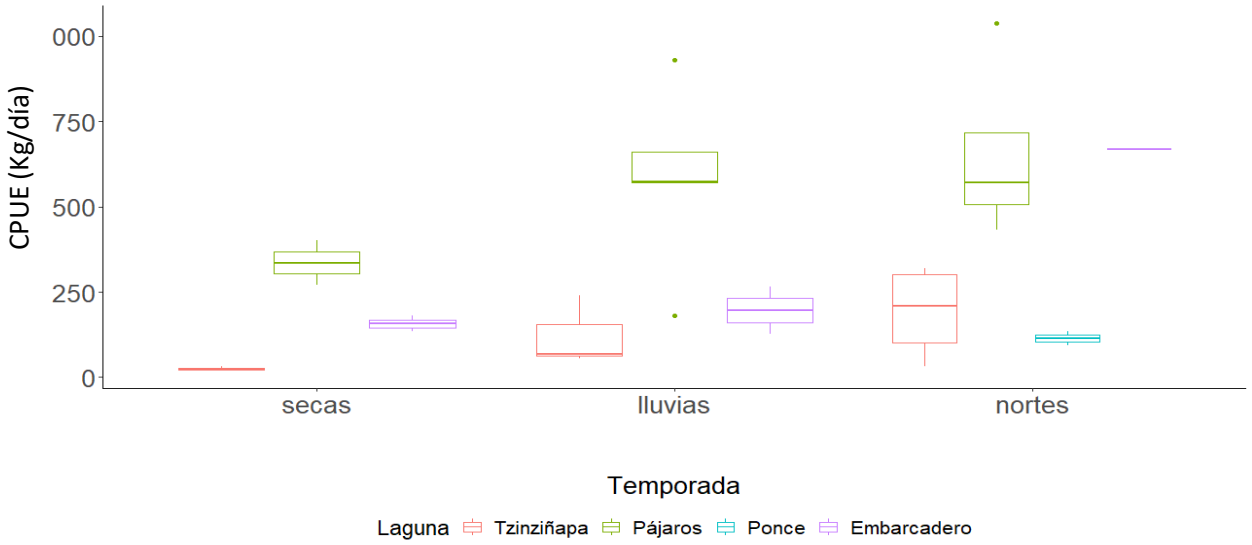

Figura 6. Variación de la CPUE del total de pescadores en función de la temporada climática por laguna en el Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)

Considerando los días efectivos de pesca y los pescadores totales que laboran en cada laguna, la CPUE fue de 8254.6 kg/mes, con valores mínimos y máximos de 584.3 y 32176.4 kg/mes, respectivamente. Considerando la variación espacial de los valores de las medianas de la CPUE, en la laguna de Pájaros se obtuvo el valor más alto (17188.05 kg/ mes), mientras que en Tzinziñapa se registró el menor valor de las medianas de la CPUE (2048.6 kg/mes). Considerando la variación temporal, se aprecia que en secas el valor de la CPUE fue de 4854.6 kg/mes, en temporada de lluvias 7841.592 Kg/mes y en nortes se registró la mayor CPUE (9902Kg/mes) (figura 7).

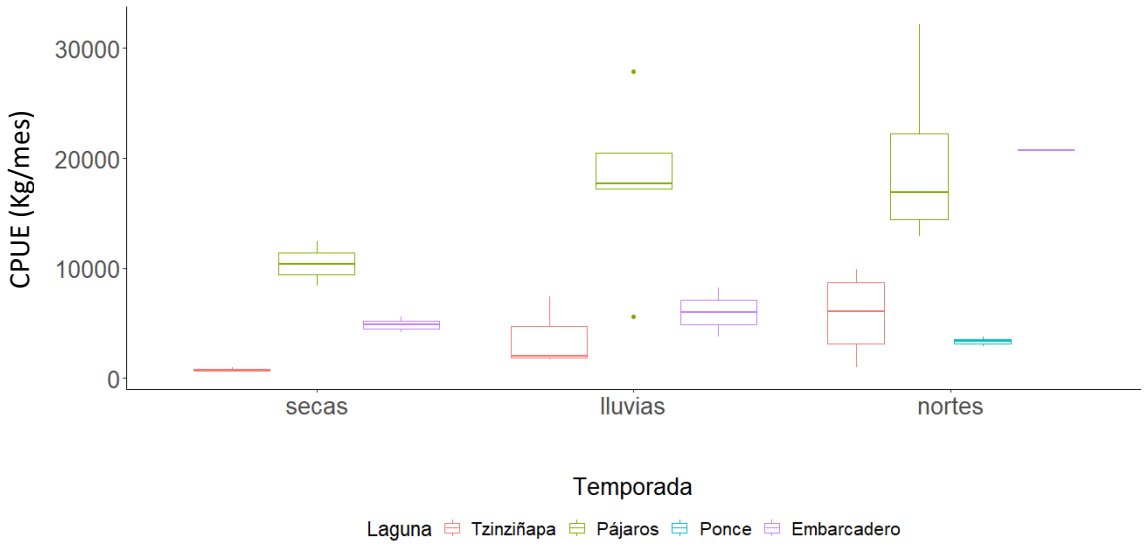

Figura 7. Variación de la CPUE del total de pescadores en función de la temporada climática por laguna en el Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)

Volumen y valor de la producción pesquera (período 2016 a 2020)

En los reportes oficiales de avisos de arribo de cinco años de pesca del período 2016 a 2020 de la cooperativa "La Nueva Reforma", las especies de importancia comercial son: *Oreochromis niloticus*, *Centropomus undecimalis*, *Ictiobus meridionalis*, *Petenia splendida*, *Mayaheros urophthalmus*, *Centropomus parallelus*, *Mugil curema* y *Gobiomorus dormitor*.

El volumen y valor de la captura media anual de dichas especies se observa en la figura 8. Se aprecia que *O. niloticus* es la especie que más se captura, con un promedio de 2,520 kg al año con un valor de $47,094 pesos M.N; mientras que la especie con mayor valor es *C. undecimalis*, generando un valor económico promedio de la captura de $114,000 pesos M.N. al año. Estas dos especies en conjunto representan el 77% del valor de captura y las especies restantes representan menos del 8% cada una.

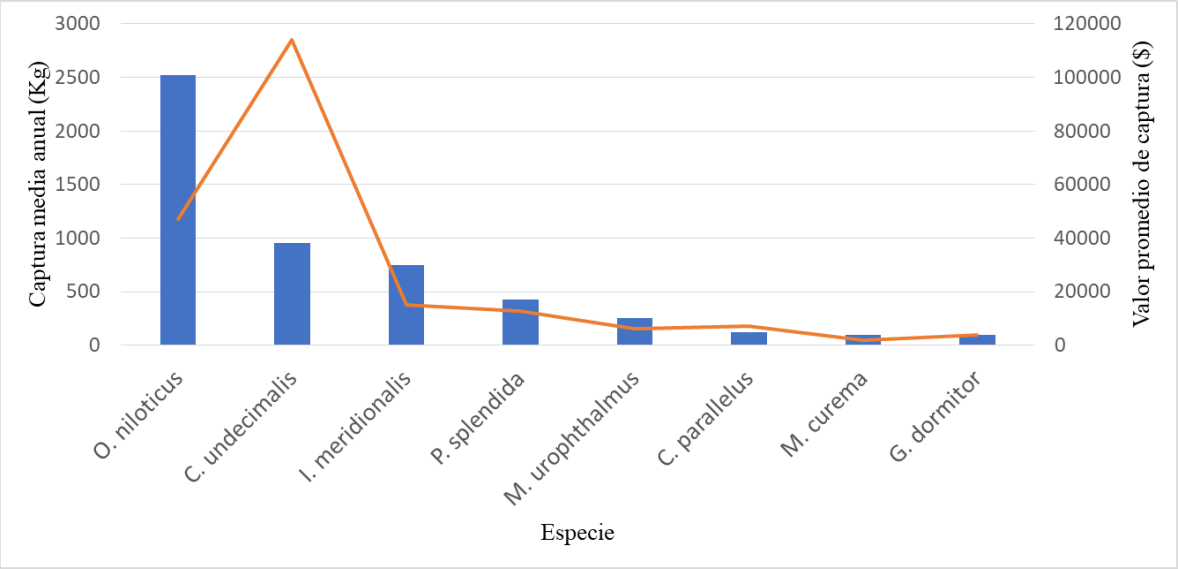

Figura 8. Captura media anual (representada con barras azules) y valor promedio de la captura anual (representada con la línea naranja) de las especies de importancia comercial del Sistema Lagunar de Alvarado (2016 – 2020)

Parámetros básicos de las poblaciones de peces

Estructura de tallas

Durante el período de muestreo, nueve de las 12 especies residentes (75%) fueron capturadas tanto en etapa juvenil como en su etapa adulta, lo que indica que hacen uso del manglar como sitio de refugio y crecimiento (tabla 7). Lo anterior, de acuerdo a las tallas de madurez sexual, permitieron separar el estadío juvenil del adulto (anexo A). Únicamente en la laguna de Ponce todos los organismos fueron capturados en su etapa adulta, lo que indica que no usan esta laguna como sitio de refugio en su etapa juvenil, sino que, es probable que entren para alimentarse de otras especies o para reproducirse.

Todas las especies de cíclidos estuvieron presentes en las cuatro lagunas; el resto de ellas estuvieron presentes únicamente en Pájaros a excepción de *I. meridionalis*, la cual estuvo presente en la laguna de Pájaros en las tres temporadas climáticas y en Embarcadero en nortes.

En el caso de las especies transeúntes, las tallas mínimas de captura indican que el 52% se encontraron en su etapa juvenil y únicamente *C. undecimalis, C. parallelus y E. plumieri*, se encontraron tanto en etapa juvenil como en etapa adulta.

Tabla 7 Tallas mínimas y máximas (LT cm) de especies residentes y transeúntes en lagunas interiores del SLA (marzo 2021 - febrero 2022)

Especie	Embarcadero			Pájaros			Ponce	Tzinziñapa		
	lluvias	nortes	secas	lluvias	nortes	secas	nortes	lluvias	nortes	secas
Residentes										
C. aguadulce				13.5 - 14.5	14 - 21.3	12 - 28.8				
D. anale				18 - 30.6	19 - 20.3	13 - 26.5				
I. meridionalis		69.5 - 69.5		27.5 - 27.5	54.6 - 82.5	19.4 - 26.5				
M. urophthalmus	12.8 - 20			10.8 - 21.4	10.8 - 21.3	16.2 - 20.5	18 -22.5	17.5 - 22	16.3 - 28.7	18 - 21
O. niloticus	18 - 33.6	22.5 - 31.2	19 - 37.2	17.5 - 39.5	10.5 - 31.2	15.3 - 38	18.1 - 35.5	17 - 35	12.8 - 37.2	17.4 - 27
Oreochromis sp.	20.2 -23			18 - 24	19 - 22		19.9 - 28	19 - 26.5	19 - 25.2	
P. managuensis	10 - 23			17.5 - 25	13.2 - 29.8	20.5 - 24.2	21 - 28	15.1 - 28	17 - 31	20.3 - 27
P. splendida	24.5 - 32		28 - 28		22 - 27.1		25.1 - 26.3	23 - 26.8	22 - 22	22.2 - 22.2
P. pardalis				22 - 34.5	23 - 38.5	18.4 - 38.5				
R. guatemalensis					20 - 20					
T. maculipinnis					10.6 - 12.7					
V. fenestrata	15.8 - 21			14.5 - 22.8	15.1 - 19.5	18.2 - 26.5	19.1 - 19.1	16.2 - 21	17.4 - 21.5	19 - 21.5
Transeúntes										
A. vulpes				19.9 - 28	27.6 - 35	19.8- 26				
A. probatocephalus	19.4 - 19.4			17 - 17						
A. felis				25 - 29.3	26 - 31					
B. marinus				22.8 - 34						
B. gunteri				17.8 - 21		14.7- 15.8				
C. hippos				15.5 - 19.5						
C. parallelus				26 - 30	23.5 - 30.6	26 - 33.5			30 - 33.8	
C. poeyi		39 - 59.5		35 - 35	36.2 - 65.5					
C. undecimalis		45 - 73		31.3 - 76.5	31.5 - 47	27 - 40.5				
C. nobilis					21.1 - 21.1					
D. petenense				10.5 - 29.8	9.5 - 28					
E. saurus				24.9 - 24.9						
E. plumieri	22- 26.1			16 - 24	14.5 - 26.5	12 - 20		20 - 26.5	21 - 21	20 - 20
G. dormitor				20.5 - 20.5	27.4 - 27.4	24.7 - 24.7			15.9 - 27.2	
H. sabinus				22.5 - 25	25.5 - 29					
M. atlanticus		40.8 - 64		28 - 48	28.5 - 47	24.5 - 42				31 - 31
M. curema	29.9 - 38.5			27.1 - 38	28.9 - 28.9			36.3 - 43		

Durante el período de muestreo, se observó la presencia de todas las especies transeúntes en la laguna de Pájaros. En contraste, en la laguna de Ponce no se registró ninguna de estas especies. Las especies *A. probatocephalus, C. poeyi y C. undecimalis* se encontraron tanto en Pájaros como en Embarcadero; *G. dormitor* y *C. poeyi* se encontraron tanto en Pájaros como en Tzinziñapa; *y M. atlanticus, E. plumieri* y *M. curema* fueron las tres únicas especies que se encontraron en las tres lagunas. El 52% de estas especies se observó exclusivamente en la laguna de Pájaros.

En la figura 9 se presentan las estructuras de tallas de las especies residentes, en donde se puede observar que, respecto a la familia Cichlidae, las especies mantuvieron modas similares en las cuatro lagunas. Con relación a *O. niloticus*, la clase modal tiene una misma tendencia en todas las lagunas (20 cm LT), exceptuando Ponce, la cual destaca en 23 cm LT; *Oreochromis sp*. presenta una misma clase modal (21 cm LT) en las cuatro lagunas; respecto a *M. urophthalmus*, la tendencia modal es a los 20 cm LT, exceptuando Pájaros, la cual se encuentra a los 14 cm LT; *P. managuensis* presenta una tendencia a los 22 cm LT en todas las lagunas, excepto en Ponce, donde se aprecia a los 25 cm LT; *V. fenestrata* tiene una tendencia en todas las lagunas a los 19 cm LT, a diferencia de Ponce, en donde se observa 15 cm LT; mientras que *P. splendida* presenta una moda a los 26 cm LT en las cuatro lagunas.

En cuanto a las especies de las demás familias, *P. pardalis* muestra su clase modal a los 18 cm LT en la laguna de Pájaros, y a los 30 cm LT en Embarcadero; *C. aguadulce* presenta su clase modal a los 18 cm LT en Pájaros y Embarcadero; *D. anale* presenta su clase modal a los 21 cm LT en la laguna de Pájaros. No se presenta la estructura de tallas de *I. meridionalis, R. guatemalensis* y *T. maculipinnis* debido a su baja frecuencia en el periodo de estudio.

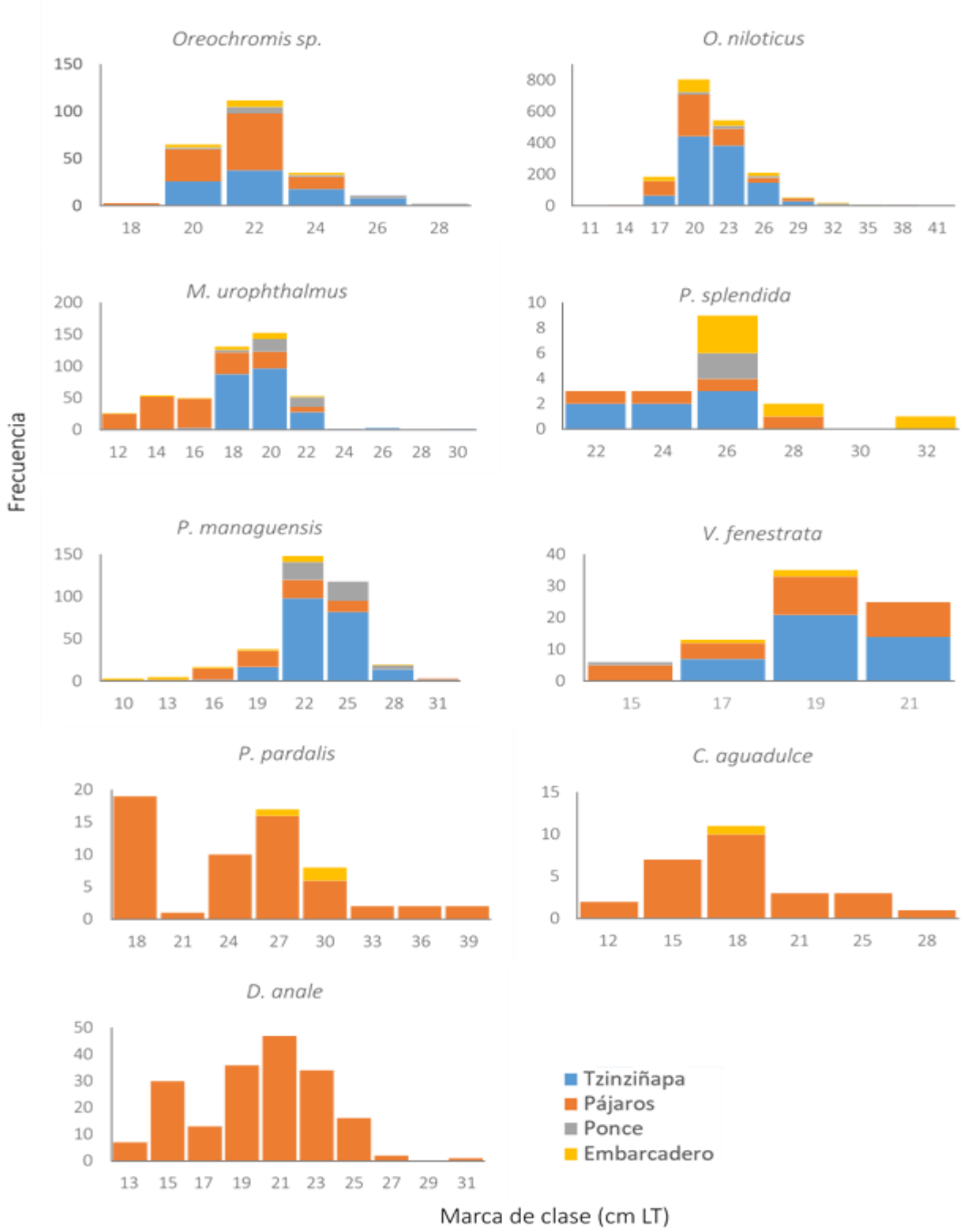

Figura 9. Estructura de tallas (cm LT) de especies residentes en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022)

En la figura 10 se presentan las estructuras de tallas de las especies transeúntes, en donde se puede observar que *A. vulpes* muestra una clase modal a los 28 cm LT*; B. gunteri* a los 18 cm LT y *A. felis* a los 28 cm LT. Estas tres especies estuvieron presentes solo en la laguna de Pájaros. *D. petenense* sigue una misma tendencia modal a los 20 cm LT en Pájaros y Embarcadero. *M. atlanticus* muestra una moda a los 29 cm LT en Tzinziñapa y, al igual que *D. petenense*, sigue una misma tendencia modal entre Pájaros y Embarcadero a los 41 cm LT. *M. curema* mantiene una moda entre los 35 y 44 cm LT en Tzinziñapa, a los 32 cm LT en Pájaros, y en Embarcadero presenta 2 modas (29 y 38 cm LT). *E. plumieri* presenta una tendencia modal a los 22 cm LT en Tzinziñapa, a los 20 cm LT en Pájaros y a los 22 y 24 cm LT en Embarcadero. Respecto a la familia Centropomidae, *C. parallelus* muestra una tendencia modal a los 31 cm LT en Tzinziñapa y a los 28 cm LT en Pájaros; *C. poeyi* presenta una tendencia modal a los 38 cm LT en Pájaros, mientras que en Embarcadero la moda es superior (48 cm LT) al igual que para *C. undecimalis*, la cual muestra una moda a los 33 cm LT en Pájaros y en Embarcadero presenta dos modas (42 y 60 cm LT).

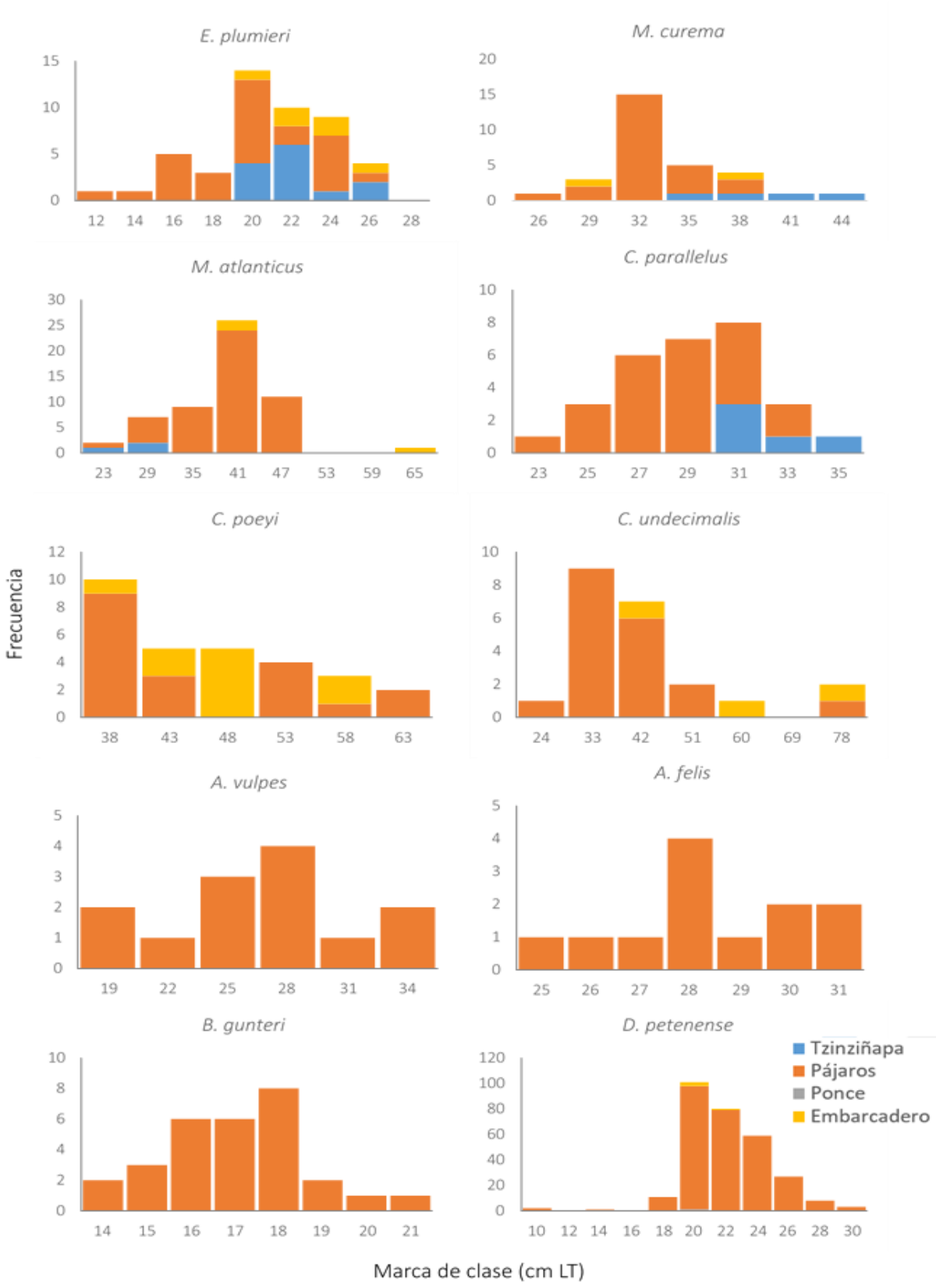

Figura 10. Estructura de tallas (cm LT) de especies transeúntes en lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022)

Relaciones talla – peso

En lo referente a las especies residentes, de acuerdo con el rango de tallas muestreadas, el crecimiento de *O. niloticus* demostró el mismo comportamiento en las cuatro lagunas, esto es, alométrico negativo. Del mismo modo, *M. urophthalmus* presentó crecimiento isométrico en las cuatro lagunas. En el caso de *P. managuensis*, su crecimiento fue isométrico en todas las lagunas, excepto Tzinziñapa, en donde fue alométrico positivo. *Oreochromis sp*. presentó crecimiento alométrico negativo en todas las lagunas, excepto en Ponce, en donde su crecimiento fue isométrico. El crecimiento de *V. fenestrata* fue isométrico en Embarcadero y Pájaros; mientras que en Tzinziñapa fue alométrico negativo. En el caso de *P. pardalis*, *C. aguadulce* y *D. anale*, las cuales fueron capturadas únicamente en la laguna de Pájaros, presentaron crecimiento isométrico. Las funciones de las relaciones talla-peso de las especies residentes por laguna se presentan en el anexo B.

En cuanto a las especies transeúntes, de acuerdo con el rango de tallas muestreadas, se puede observar que *C. parallelus* presentó un crecimiento isométrico tanto en Pájaros como en Tzinziñapa. *E. plumieri* presentó un crecimiento alométrico positivo en Pájaros, Embarcadero y Tzinziñapa. *B. gunteri* y *D. petenense*, especies que fueron capturadas únicamente en Pájaros, presentan crecimiento isométrico. *M. atlanticus* presentó un crecimiento alométrico positivo y *C. undecimalis* un crecimiento isométrico, ambas especies en la laguna de Pájaros. El crecimiento de *M. curema* fue isométrico en Pájaros, mientras que en Tzinziñapa se observó un crecimiento alométrico positivo. El crecimiento de *C. poeyi* fue alométrico positivo en la laguna de Pájaros e isométrico en Embarcadero. Las funciones de las relaciones talla-peso de las especies transeúntes por laguna, se presentan en el anexo C.

Factor de condición (K)

El factor de condición de Fulton (K) fue calculado para las especies *V. fenestrata, P. managuensis, Oreochromis sp., O. niloticus y M. urophthalmus,* al ser estas las que estuvieron presentes en las cuatro lagunas interiores con una representación numérica importante. Si bien, *P. splendida* también estuvo presente en las cuatro lagunas, esta tuvo una *n* total de 17, por lo que la estimación de su factor de condición no era representativa, por lo tanto, se omitió. Así mismo, es importante mencionar que las especies no estuvieron presentes todos los meses, en cada una de las lagunas, por ello, al comparar la condición de las especies por laguna y temporada climática, se expresan los valores de las medianas.

En temporada de secas, *O. niloticus*, *M. urophthalmus* y *V. fenestrata* se encontraron en condiciones más favorables respecto a las temporadas de nortes y lluvias (K = 1.96, 1.92 y 1.95 respectivamente), mientras que *P. managuensis* tuvo su valor de condición más bajo (K = 1.65). Durante esta temporada, las cuatro especies se encontraron en sus mejores condiciones en la laguna de Tzinziñapa, mientras que sus valores de condición más bajos se registraron en Pájaros. *Oreochromis sp*. no tuvo registros durante esta temporada, como se aprecia en la figura 11.

En temporada de lluvias, ninguna especie se encontró en su mejor condición, a excepción de *Oreochromis sp.* que alcanzó un valor de 1.71. Por el contrario, *M. urophthalmus* obtuvo su valor de condición más bajo (K = 1.83). En esta misma temporada, se pudo observar que todas las especies, excepto *O. niloticus*, se encontraron en mejor condición en la laguna de Tzinziñapa. En el caso de *O. niloticus*, su mejor condición fue en la laguna Embarcadero (K = 1.96). *M. urophthalmus*, *V. fenestrata* y *P. managuensis* se encontraron en condiciones menos favorables en Embarcadero, mientras que *O. niloticus* y *Oreochromis sp.* presentaron su factor de condición más bajo en la laguna de Pájaros (figura 11).

En temporada de nortes, se encontró que *P. managuensis* (K = 1.68) presentó su mejor condición, mientras que *V. fenestrata* y *O. niloticus* se encontraron en condiciones menos favorables (K = 1.94 y 1.88, respectivamente). Durante esta temporada, *M. urophthalmus* y *P. managuensis* tuvieron sus valores más altos en la laguna de Ponce (K = 1.95 y 1.75,

respectivamente); *O. niloticus* lo tuvo en Embarcadero (K = 1.97); *V. fenestrata* en Tzinziñapa (K = 1.95) y *Oreochromis sp*. en la laguna de Pájaros (K = 1.72). Por el contrario, *M. urophthalmus*, *O. niloticus y Oreochromis sp.* tuvieron su condición menos favorable en Tzinziñapa (K = 1.83, 1.87 y 1.65, respectivamente); *V. fenestrata* tuvo su condición menos favorable en Ponce (K = 1.93) y *P. managuensis* en Pájaros (K = 1.64). Cabe mencionar que, aunque únicamente en temporada de nortes hubo actividad pesquera en la laguna de Ponce, cuatro de las cinco especies alcanzaron sus valores más altos en los meses de enero y febrero (figura 11).

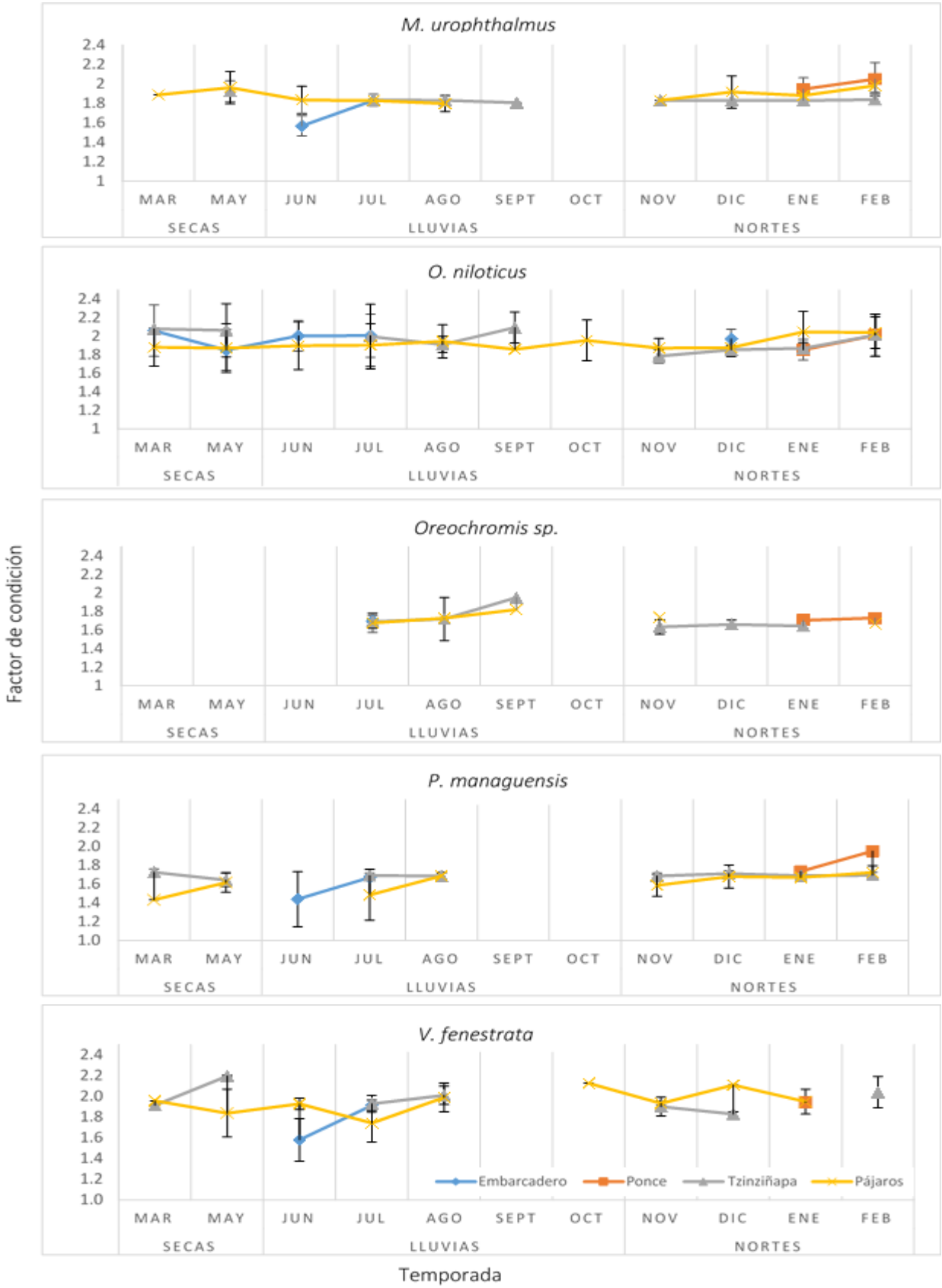

Figura 11. Variación espacio-temporal del factor de condición de peces del Sistema Lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)

Indicadores poblacionales

Abundancia relativa (AR) de especies de peces

Como ya fue mencionado anteriormente, en la zona de estudio se encontraron 13 especies residentes y 17 transeúntes, siendo así, que la abundancia relativa (AR) de las especies residentes fue de 0.8, entre las que destacan cuatro especies de cíclidos: *O. niloticus* (AR = 0.44), *M. urophthalmus* (AR = 0.1), *P. managuensis* (AR = 0.09) y *Oreochromis sp.* (AR = 0.04). Mientras que el 0.2 restante estuvo representado por especies transeúntes: *D. petenense* se encontró en un 0.11, siendo la especie transeúnte con mayor representatividad, seguida de *M. atlanticus* (AR = 0.015), *C. poeyi* (AR = 0.014), *E. plumieri* (AR = 0.013) y *B. gunteri* (AR = 0.010); el resto de las especies transeúntes representaron menos del 0.01 de la abundancia total.

Con relación a las temporadas climáticas, en secas, se registraron 10 especies residentes y 10 transeúntes (figura 12). Las 10 especies residentes representaron el 0.59, siendo *O. niloticus*, *D. anale* y *P. managuensis* las especies más representativas en esta clasificación; mientras que las 10 especies transeúntes representaron el 0.41 de la abundancia total, siendo *D. petenense* y *B. gunteri* las especies transeúntes más representativas. Durante esta temporada, en la laguna de Pájaros se registró la mayor abundancia (AR = 0.60), seguida de Tzinziñapa (AR = 0.20) y Embarcadero (AR = 0.19). Así mismo, en la laguna de Pájaros se registra mayor abundancia de especies transeúntes, representando el 0.95, mientras que Tzinziñapa y Embarcadero representaron menos del 0.03. Por otra parte, las especies residentes tuvieron abundancias relativas similares (arriba del 0.30) en cada una de las lagunas, a excepción de Ponce, dado que no hubo capturas en esta laguna durante secas.

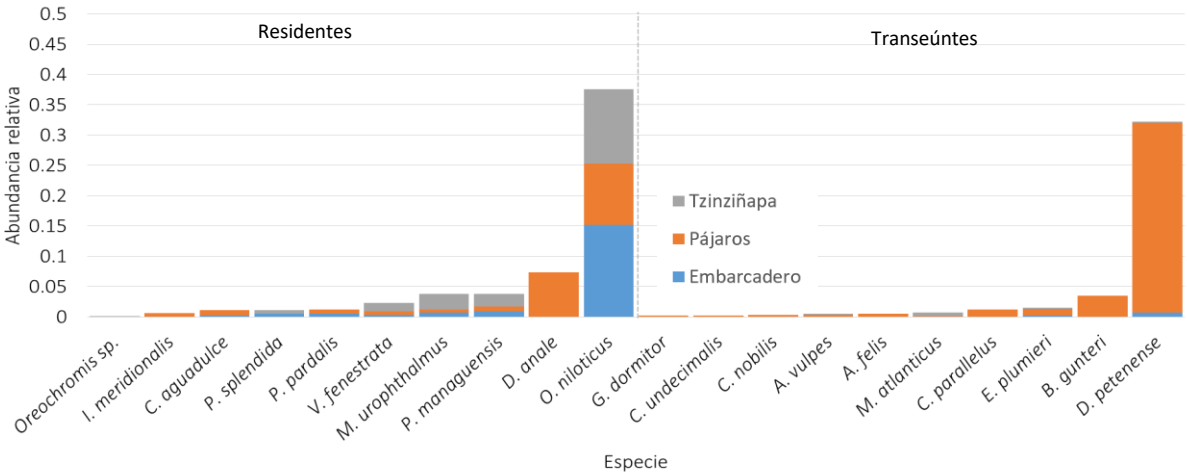

Figura 12. Abundancia relativa de especies de peces residentes y transeúntes del SLA en temporada de secas

En temporada de lluvias se registraron 10 especies residentes y 16 transeúntes (figura 13). Las 10 especies residentes representaron el 0.80 de la abundancia total, siendo *O. niloticus*, *Oreochromis sp*. y *M. urophthalmus* las especies residentes más abundantes; mientras que las especies transeúntes más abundantes fueron *D. petenense*, *M. atlanticus*, *E. plumieri* y *M. curema*. Durante lluvias, en las lagunas de Pájaros y Tzinziñapa se registró la mayor abundancia (AR = 0.49 y 0.38, respectivamente); de igual manera, las especies residentes fueron más abundantes en dichas lagunas (AR = 0.44 y 0.42), mientras que en Embarcadero se registró el 0.13 de estas especies. Por otra parte, las especies transeúntes nuevamente fueron más abundantes en la laguna de Pájaros (AR = 0.88), seguida de Embarcadero (AR = 0.07) y Tzinziñapa (AR = 0.04).

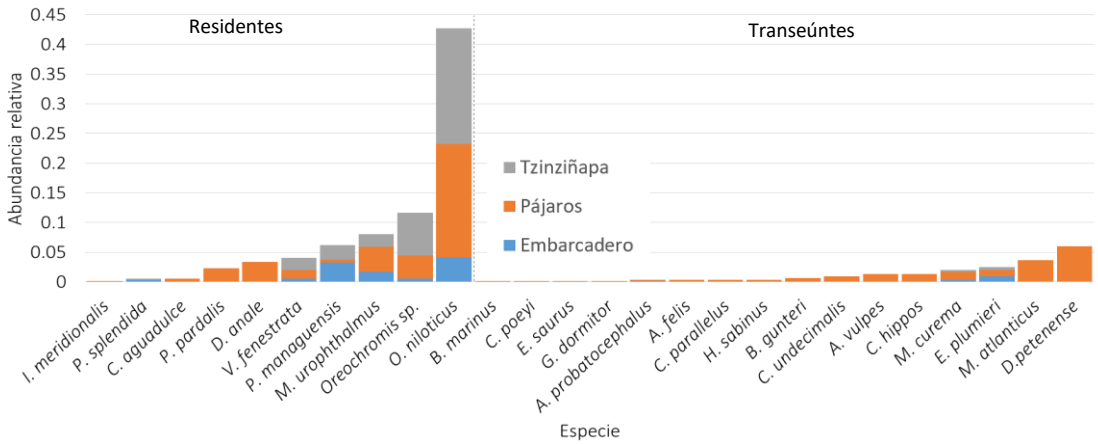

Figura 13. Abundancia relativa de especies de peces residentes y transeúntes del SLA en temporada de lluvias

En temporada de nortes, se registraron 12 especies residentes y 12 transeúntes (figura 14). Las especies residentes tuvieron una mayor abundancia (AR = 0.90), en esta ocasión *O. niloticus*, *M. urophthalmus* y *P. managuensis* fueron las especies más abundantes; mientras que las especies transeúntes más representativas fueron *C. poeyi* y *D. petenense*, el resto de las especies transeúntes representaron menos del 0.01. Durante esta temporada, Tzinziñapa fue la laguna en donde se registró mayor abundancia de especies residentes (AR = 0.70), seguida de Pájaros (AR = 0.15), Ponce (AR = 0.14) y Embarcadero (AR = 0.003). Las especies transeúntes, al igual que en secas y en lluvias, fueron más abundantes en la laguna de Pájaros (AR = 0.73), seguido de Embarcadero (AR = 0.16) y Tzinziñapa (AR = 0.095); en Ponce únicamente se registraron especies residentes.

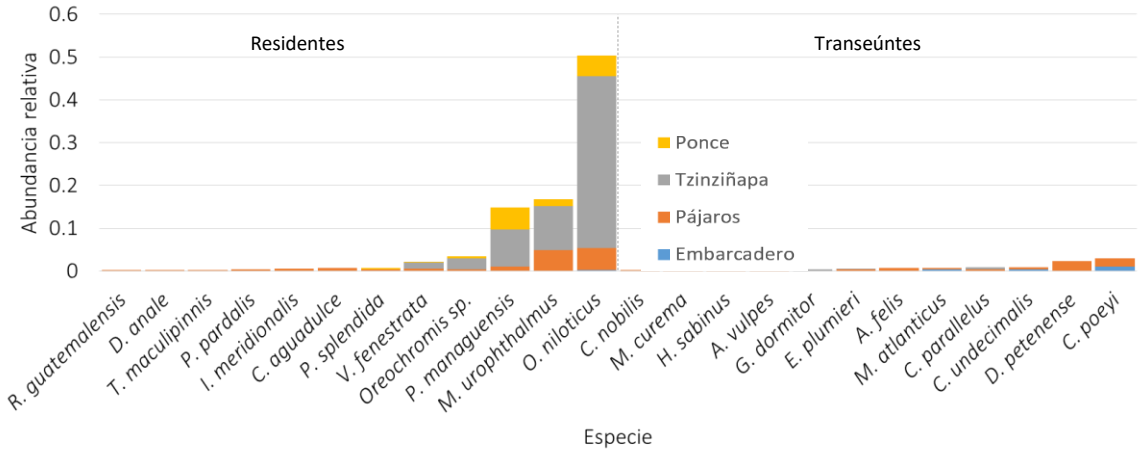

Figura 14. Abundancia relativa de especies de peces residentes y transeúntes del SLA en temporada de nortes

Biomasa relativa (BR) de especies de peces

En lo referente a las especies residentes, estas representaron el 0.77 de biomasa relativa y las especies transeúntes el 0.23. Las especies residentes más representativas fueron *O. niloticus, P. managuensis, M. urophthalmus, Oreochromis sp.* e *I. meridionalis*; las demás especies tuvieron una biomasa relativa menor al 0.02 de la biomasa total. En lo referente a las especies transeúntes, *C. poeyi, D. petenense, M. atlanticus y C. undecimalis* fueron las especies con mayor biomasa relativa, mientras que el resto de las especies transeúntes representaron menos del 0.01 de la biomasa total.

Con relación a las temporadas climáticas, en secas, las especies residentes representaron el 0.75 de la biomasa total, siendo *O. niloticus, P. managuensis,* M. urophthalmus y *D. anale* las especies más representativas; mientras que, *D. petenense* y *C. parallelus* y *B. gunteri* fueron las especies transeúntes más representativas; las demás especies transeúntes aportaron menos del 0.01 de la biomasa total. Durante esta temporada, en Tzinziñapa se registró la mayor biomasa de especies residentes (BR = 0.37), seguido de Embarcadero (BR = 0.34) y Pájaros (BR = 0.29), por lo que se puede observar una distribución de la biomasa entre las lagunas relativamente equivalente; mientras que en Pájaros hubo mayor biomasa de especies transeúntes (BR = 0.55), a comparación de Embarcadero y Tzinziñapa, que tuvieron entre ellas una biomasa similar de estas especies (BR = 0.21 y 0.23, respectivamente), (figura 15).

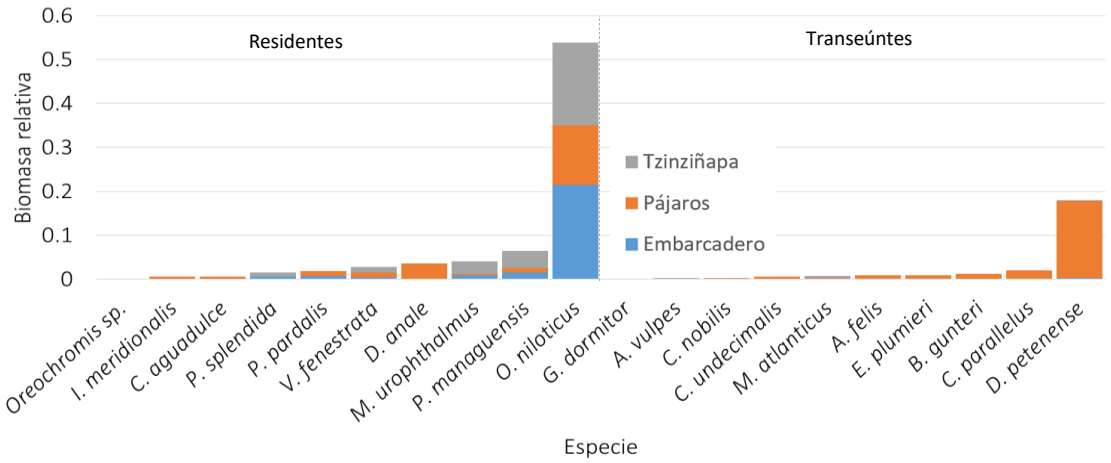

Figura 15. Biomasa relativa de especies de peces residentes y transeúntes del Sistema Lagunar de Alvarado en temporada de secas

En temporada de lluvias, la biomasa entre residentes y transeúntes tuvo un comportamiento similar al de secas, ya que las especies residentes aportaron un 0.75 de la biomasa total y las especies transeúntes el 0.25, siendo *O. niloticus, Oreochromis sp, P. managuensis y M. urophthalmus* las más representativas, mientras que las especies transeúntes más representativas fueron *M. atlanticus C. undecimalis D. petenense* y *Mugil curema*. Durante esta temporada, Pájaros aportó el 0.55 de la biomasa total, Tzinziñapa el 0.36 y Embarcadero el 0.09. Pájaros y Tzinziñapa albergan aproximadamente la misma biomasa de especies residentes, mientras que Embarcadero únicamente el 0.12. Todas las especies transeúntes se encontraron en la laguna de Pájaros (figura 16).

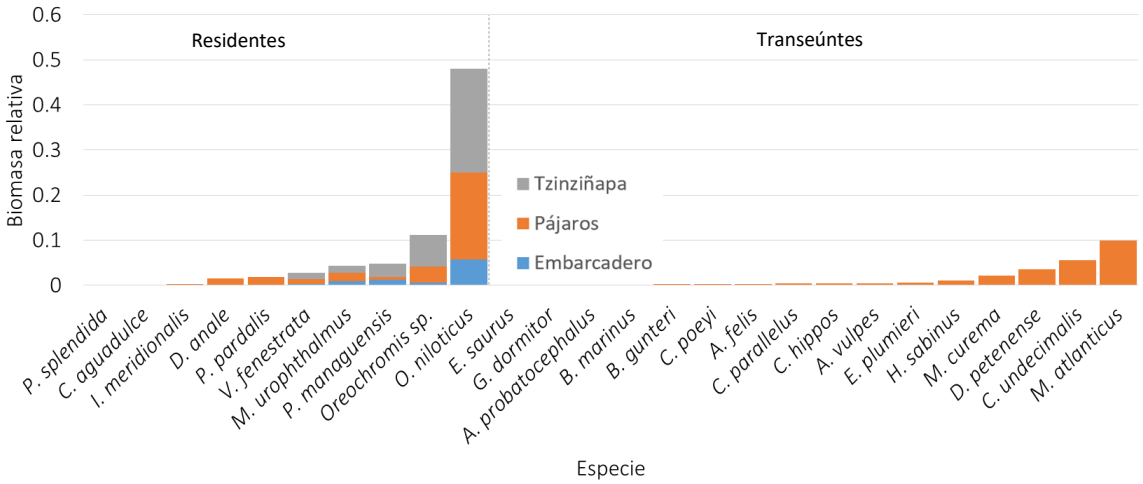

Figura 16. Biomasa relativa de especies residentes y transeúntes del Sistema Lagunar de Alvarado en temporada de lluvias

En temporada de nortes, las especies residentes que tuvieron mayor biomasa fueron, *O. niloticus*, *P. managuensis*, *M. urophthalmus*; a diferencia de secas y lluvias, en nortes, *I. meridionalis* también tuvo una biomasa importante. Las especies residentes con mayor biomasa fueron *C. poeyi*, *C. undecimalis*, *M. atlanticus*, ya que durante esta temporada, estas especies fueron capturadas en tallas más grandes. Durante la temporada de nortes, las especies residentes aportaron el 0.78 de la biomasa total, siendo Tzinziñapa la laguna en donde se registró la mayor biomasa (BR = 0.66), seguida de Ponce (BR = 0.16), Pájaros (BR

= 0.15), y Embarcadero (BR = 0.2). En esta ocasión, las especies transeúntes sí mostraron una diferencia en cuanto a su distribución espacial, pues, aunque la laguna de Pájaros sigue siendo la más representativa, albergando el 0.61 de la biomasa total de las especies transeúntes, Embarcadero alberga el 0.36, Tzinziñapa el 0.03 y en Ponce no se registró ninguna especie transeúnte (figura 17).

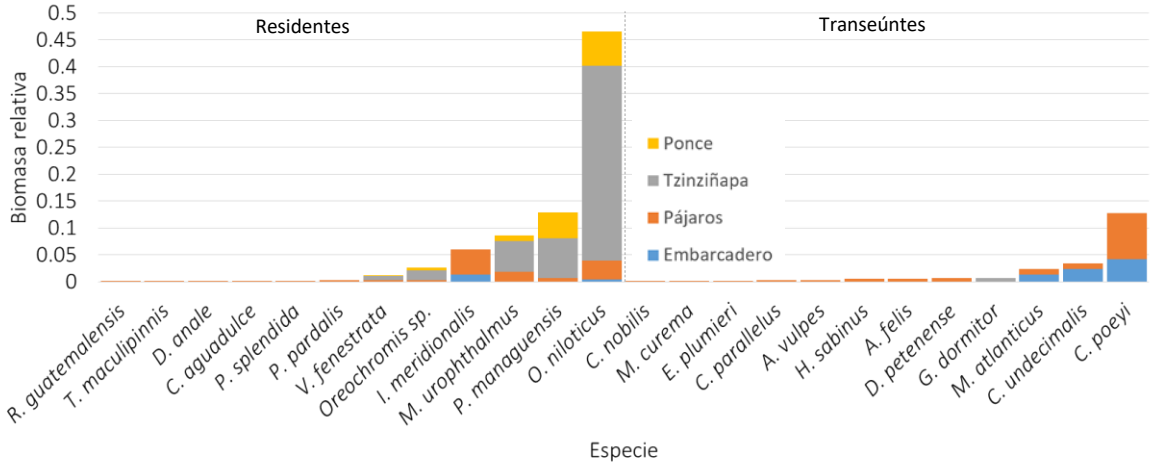

Figura 17. Biomasa relativa de especies de peces residentes y transeúntes del Sistema Lagunar de Alvarado en temporada de nortes

Índices a nivel de comunidad

Riqueza

En términos espaciales, se logra apreciar que la laguna en donde hubo mayor variación de la riqueza de peces fue en Embarcadero, teniendo valores mínimos y máximos de 0.20 (en secas) y 1.36 (en nortes), seguida de Pájaros, con valores mínimos y máximos de 2.42 (en secas) y 3.09 (en lluvias). A comparación, en Tzinziñapa no hay una fluctuación tan marcada, sus valores mínimos y máximos fueron 1.05 (en lluvias) y 1.27 (en secas). En términos temporales, en secas se encontró la mayor variación, presentando valores mínimos y máximos de 0.20 y 2.42, respectivamente, seguido por la temporada de lluvias, con valores mínimos y máximos de 1.05 y 3.09, respectivamente, y por último, en temporada de nortes se presentó la menor variabilidad, con valores mínimos y máximos de 0.90 y 2.71, respectivamente (figura 18).

De acuerdo con los resultados de la prueba de normalidad aplicada, la riqueza presenta una distribución normal en todas las lagunas (tabla 8), y su varianza no fue homogénea, por lo que se utilizó el método no paramétrico de Scheirer Ray Hare para analizar la variación espacio-temporal de la riqueza.

Tabla 8 Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene) para el índice de riqueza de Margalef

Normalidad		
Lagunas	W	P-valor
Tzinziñapa	0.97	0.87
Pájaros	0.877	0.0965
Ponce		
Embarcadero	0.947	0.714

Homocedasticidad	
F	P-valor
4.87	0.009

W = Estadístico de la prueba Shapiro-Wilk; F = Estadístico de la prueba de Levene; P = nivel de significancia

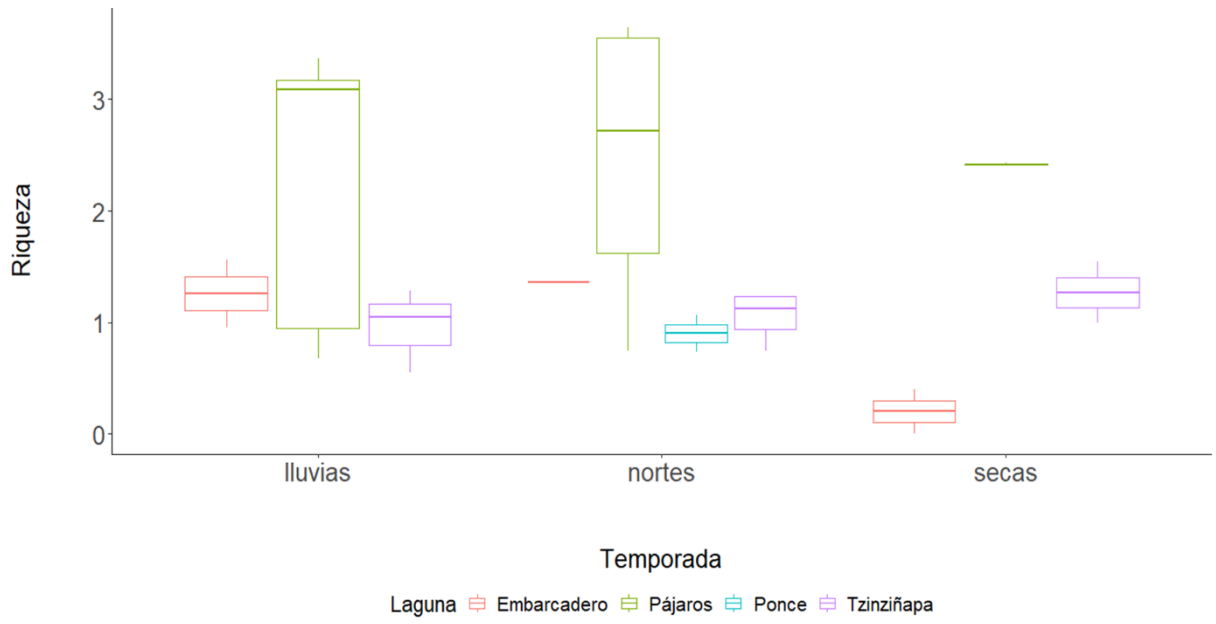

Figura 18. Variación espacio - temporal del índice de riqueza de Margalef en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)

En la figura 18, se aprecia que los valores del índice de riqueza de Margalef, en la laguna de Pájaros, se encuentran en todos los casos por encima de las lagunas restantes; sin embargo, de acuerdo con los resultados de la prueba de Scheirer Ray-Hare, las diferencias entre las lagunas no fueron significativas (H = 6.978, P = 0.07). Asimismo dicha prueba mostró que las diferencias entre las temporadas climáticas tampoco fueron significativas (H = 0.388, P = 0.82). De la misma manera, las diferencias en la interacción temporada-laguna tampoco fueron significativas (H = 4.04, P = 0.40).

Diversidad

Al igual que en la riqueza, la diversidad de especies fue más variable en la laguna de Embarcadero, siendo sus valores mínimos y máximos del índice de Shannon, de 0.14 (en secas) y 1.3 (en nortes), seguido de Pájaros, con valores mínimos y máximos de 1.30 (en secas) y 1.88 (en lluvias) y en Tzinziñapa de 0.83 y 1.21, respectivamente.

En temporada de secas se observó mayor variabilidad en la diversidad, siendo 0. 21 y 0.56 sus valores mínimos y máximos, respectivamente. En temporada de lluvias la variabilidad fue menor, siendo 0.21 y 1.88 sus valores mínimos y máximos y por último, en temporada de nortes, se observó la menor variabilidad con valores mínimos y máximos de 1.07 y 1.75, respectivamente. La temporada en donde hubo mayor diversidad fue en lluvias (1.39), seguido de nortes (1.28) y por último secas (0.81) (figura 19).

De acuerdo con los resultados de las pruebas aplicadas, la diversidad presentó una distribución normal (tabla 9), y su varianza fue homogénea (F = 0.573; P = 0.63), por lo que se utiliza el análisis de varianza con el método paramétrico ANOVA.

Tabla 9 Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene) para el índice de diversidad de Shannon-Wiener

Normalidad		
	W	P-valor
Tzinziñapa	0.89	0.20
Pájaros	0.937	0.49
Ponce		
Embarcadero	0.868	0.26

Homocedasticidad	
F	P-valor
0.573	0.63

W = Estadístico de la prueba Shapiro-Wilk; F = Estadístico de la prueba de Levene; P = nivel de significancia

De acuerdo con el análisis del índice de diversidad de Shannon, la laguna en la cual hubo mayor diversidad es en Pájaros (1.61), seguida por Ponce (1.21), Embarcadero (1.08) y Tzinziñapa (1.007).

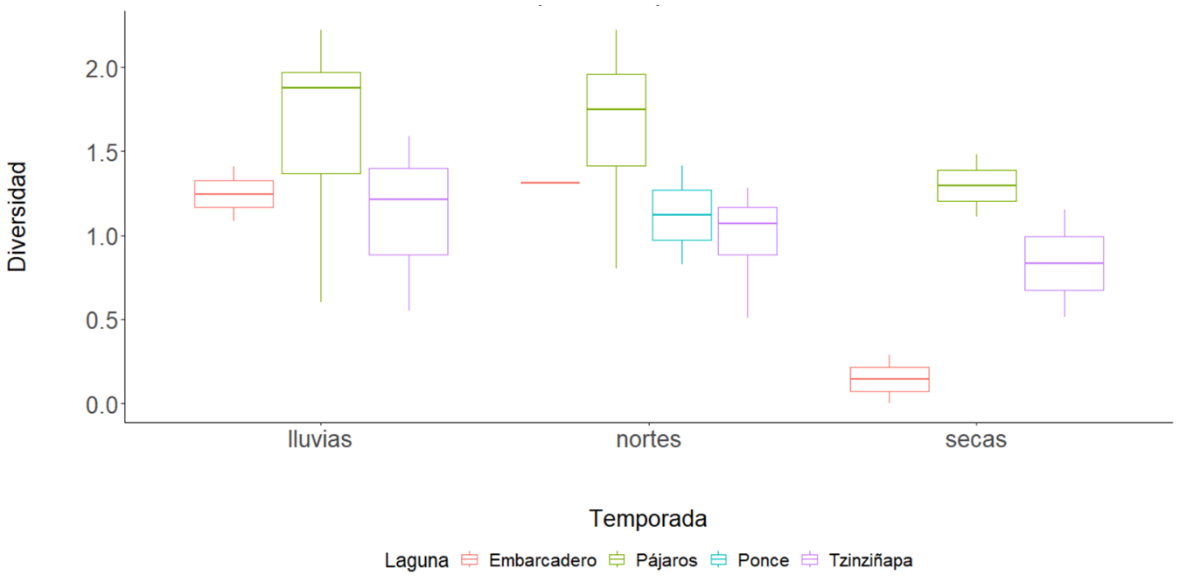

Figura 19. Variación espacio - temporal del índice de diversidad de Shannon en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 - febrero 2022)

De acuerdo con los resultados del análisis de varianza no se encontraron diferencias significativas en la diversidad entre las lagunas (F = 2.80; P = 0.07), entre las temporadas climáticas (F = 3.23; P = 0.06) y tampoco en la interacción entre temporada y laguna (F = 0.68; P = 0.61).

Equidad

De acuerdo con los resultados de las pruebas aplicadas, la equidad presentó una distribución normal y su varianza fue homogénea (tabla 10).

Tabla 10 Resultados de las pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (Levene) para el índice de equidad de Pielou

Normalidad		
	W	P-valor
Tzinziñapa	0.92	0.36
Pájaros	0.912	0.257
Ponce		
Embarcadero	0.879	0.306

Homocedasticidad	
F	P-valor
0.656	0.58

W = Estadístico de la prueba Shapiro-Wilk; F = Estadístico de la prueba de Levene; P = nivel de significancia

En términos espaciales, Embarcadero fue la laguna en donde se observó mayor variabilidad con valores de 0.21 y 0.82 mínimos y máximos; seguido por Pájaros con valores mínimos y máximos de 0.50 y 0.71 y Tzinziñapa de 0.56 y 0.68.

En la laguna de Ponce, las especies que estuvieron presentes durante todo el muestreo se encontraron en abundancias similares, por lo que en dicha laguna es en donde se observa una mayor equidad (0.69); seguida por Pájaros y Embarcadero, con valores de 0.68 y 0.67. En estas 2 lagunas, al haber mayor riqueza, y su abundancia concentrarse en los cíclidos y en menor medida en el resto de las familias, la equidad fue menor. Por último, en la laguna de Tzinziñapa se observó una menor equidad (0.63) puesto que *O. niloticus* fue más dominante en dicha laguna, a comparación de las especies restantes. En cuanto a las temporadas, fue en lluvias en donde hubo mayor equidad (0.68), seguido de nortes (0.63) y secas (0.42) (figura 20).

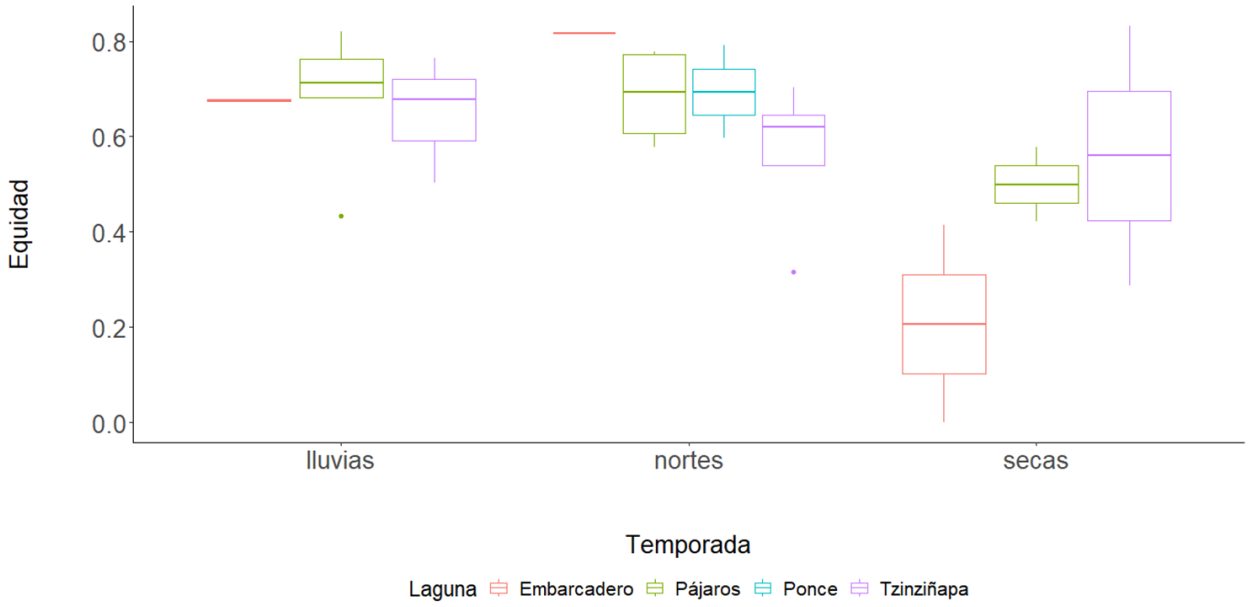

Figura 20. Variación espacio - temporal del índice de equidad de Pielou en lagunas interiores del Sistema lagunar de Alvarado (marzo 2021 – febrero 2022)

De acuerdo con el análisis de varianza no se encontraron diferencias significativas entre lagunas (F = 80; P = 0.50;), entre las temporadas climáticas (F = 3.41; P = 0.15) y tampoco en la interacción laguna-temporada (F = 4.98; P = 0.28).

Los resultados demostraron que la riqueza, diversidad y equidad no difieren significativamente entre las lagunas, y tampoco entre las temporadas climáticas.

Análisis de correspondencias canónicas

Los componentes principales del análisis estuvieron conformados por las variables hidrográficas: pH, salinidad y temperatura, y cada una de estas variables presentó las correlaciones que se pueden observar en la tabla 11.

Tabla 11 Coeficientes de correlación de las variables hidrográficas y los componentes principales del análisis de correspondencias canónicas

Variable hidrográfica	Componente principal 1 (CP 1)	Componente principal 2 (CP 2)	Componente principal 3 (CP 3)
	Coeficientes de correlación		
pH	0.7848	0.0216	-0.6193
Salinidad	0.7616	0.6431	-0.0795
Temperatura	-0.62	0.7719	-0.1236

De acuerdo con los resultados, el primer componente canónico del análisis, el cual presentó una mayor correlación con el pH y la salinidad mostrando coeficientes de correlación de 0.78 y 0.76, respectivamente, explicó el 53.9% de la abundancia de las especies de peces (tabla 12). El segundo componente canónico explicó el 27.8% de la abundancia de los peces; en este caso, la variable que destacó con un coeficiente de correlación más alto es la temperatura (0.77). Ambos componentes canónicos presentan, en conjunto, una proporción acumulada del 81%. El tercer componente canónico explicó el 18%; la variable explicativa mayormente correlacionada con este componente es el pH (0.61), en este caso, de manera negativa.

Tabla 12 Eigenvalores y proporciones explicadas de los componentes principales del análisis de correspondencias canónicas

	Componente principal 1	Componente principal 2	Componente principal 3
Eigenvalores	0.209	0.108	0.070
Proporción explicada	0.539	0.278	0.181
Proporción acumulada	0.539	0.818	1.000

La relación existente entre las variables explicativas y las variables respuesta mostró una proporción de inercia del espacio no restringido de 0.82, mientras que la proporción de inercia del espacio restringido fue de 0.17, lo que demuestra que las variables hidrográficas explicaron una proporción del 0.82 de la abundancia de las especies (tabla 13).

Tabla 13 Inercia y proporción del espacio restringido y no restringido del análisis de correspondencias canónicas

	Inercia	Proporción	Rango
Total	2.168	1.000	
Restringido	0.388	0.179	3
No restringido	1.779	0.820	20

En la imagen del análisis de correspondencias canónicas (figura 21), se pueden observar a las especies representadas con valores numéricos en color azul, cuyos nombres se especifican en la tabla 14, mientras que los vectores representan las variables hidrográficas, indicando que la cercanía entre las especies y los vectores representan relaciones positivas.

Las relaciones entre especies y variables hidrográficas mostraron que las abundancias de *C. aguadulce* (coef = 0.903) e *I. meridionalis* (coef = 0.817) están mayormente relacionadas de manera positiva con el pH, es decir que niveles más altos de pH favorecen la abundancia de estas especies. Como se mencionó anteriormente, la variable explicativa con un coeficiente de correlación más alto en el primer componente es el pH. Por el contrario, *M. curema* (coef = -0.828*), C. hipos* (coef = -0.903), *B. marinus* (coef = 0.819) *y A. probatocephalus* (coef = -0.801) se relacionan de manera negativa con esta misma variable.

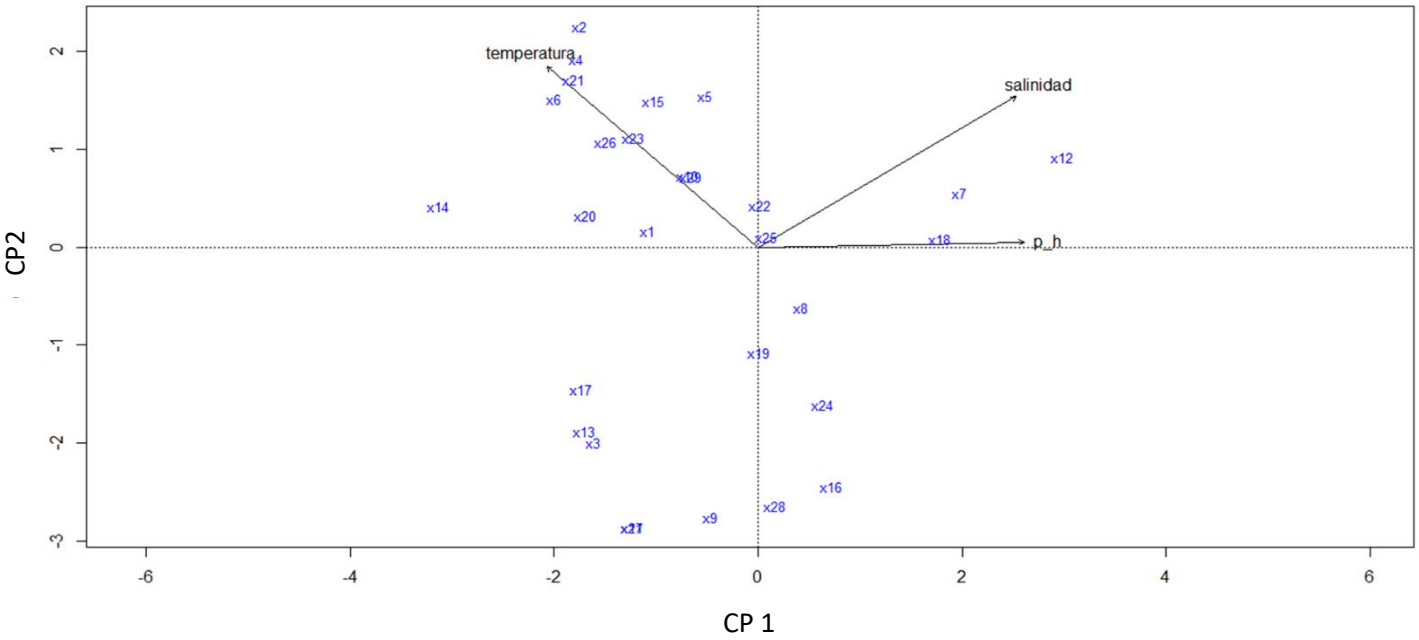

Figura 21. Análisis de correspondencias canónicas. Asociación de la abundancia de las especies (representadas con valores numéricos en color azul) con las variables hidrográficas

En lo referente al segundo componente (CP2) en donde la variable con un coeficiente de correlación más alto es la temperatura, las especies que presenta su mayor relación positiva son *B. marinus* (coef = 0.632) y *A. probatocephalus* (coef = 0.740), *e*s decir, que a una mayor temperatura, su abundancia incrementa. Por otra parte, las especies *C. poeyi* (coef = -0.907), *C. nobilis* (coef = -0.939), *R. guatemalensis* (coef = -0.939) y *G. dormitor* (coef = -0.803) presentaron su mayor relación con la temperatura pero en este caso, de manera negativa (tabla 14).

Tabla 14 Relaciones entre las especies y los componentes principales del análisis de correspondencias canónicas

Especie (Clave)	Especie	CP1	CP2
x1	*A. vulpes*	-0.499	0.055
x2	*A. probatocephalus*	-0.801	0.740
x3	*A. felis*	-0.741	-0.654
x4	*B. marinus*	-0.819	0.632
x5	*B. gunteri*	0.240	0.508
x6	*C. hipos*	-0.917	0.498
x7	*C. aguadulce*	0.903	0.183
x8	*C. parallelus*	-0.215	-0.201
x9	*C. poeyi*	-0.543	-0.907
x10	*C. undecimalis*	-0.317	0.238
x11	*C. nobilis*	-0.562	-0.939
x12	*D. anale*	1.365	0.302
x13	*D. petenense*	-0.777	-0.618
x14	*E. saurus*	-1.435	0.136
x15	*E. plumieri*	-0.466	0.492
x16	*G. dormitor*	0.331	-0.803
x17	*H. sabinus*	-0.795	-0.477
x18	*I. meridionalis*	0.817	0.028
x19	*M. urophthalmus*	0.006	-0.355
x20	*M. atlanticus*	0.772	0.106
x21	*M. curema*	-0.828	0.562
x22	*O. niloticus*	0.009	0.139
x23	*Oreochromis sp.*	-0.559	0.366
x24	*P. managuensis*	0.292	-0.528
x25	*P. splendida*	0.037	0.034
x26	*P. pardalis*	-0.683	0.354
x27	*R. guatemalensis*	-0.562	-0.939
x28	*T. maculipinnis*	0.074	-0.868
x29	*V. fenestrata*	-0.302	0.237

CP1 = Componente principal 1; CP2 = Componente principal 2

Al contrastar la hipótesis de que el espacio restringido explica una parte de la inercia por medio de permutaciones, se observó que la relación entre variables respuesta (especies) y variables explicativas (hidrográficas) es estadísticamente significativa (P = 0.01) (tabla 15).

Tabla 15 Prueba de permutaciones para el Análisis de Correspondencias Canónicas bajo el modelo reducido

	g.l.	Chi-cuadrada	F	P-valor
Modelo	3	0.38	1.67	0.016
Residual	23	1.77		

g.l = Grados de libertad; F = Estadístico para el espacio restringido; P = nivel de significancia

IX. Discusión

Diversos autores han abordado el tema de la dependencia de los peces en sistemas estuarinos (Vose y Beli, 1994; Able, 2005; Blaber, 2007) y de su migración o permanencia en los mismos, atribuyéndolo a muchas razones como: la tolerancia que tiene cada una de las especies hacia las variables hidrográficas de un sistema (Aguirre-León, 2013); los requerimientos alimenticios (Arceo-Carranza *et al*., 2020), de protección, reproducción o crecimiento (Laegdsgaard y Johnson, 2001); la influencia del agua marina o dulceacuícola, así como la estructura misma de una laguna. Sin embargo, ahora se sabe que la composición ictiofaunística no puede ser explicada por una sola de estas razones, más bien, se trata del conjunto de todas ellas, que a su vez cambian tanto en espacio, como en el tiempo.

En el presente estudio se logró establecer por primera vez la composición ictiofaunística de cuatro de las lagunas interiores del Sistema Lagunar de Alvarado, identificando 29 especies de peces integradas en 8 órdenes y 17 familias. Esta información complementa lo reportado en estudios previos realizados en otras áreas del SLA, en donde Franco y colaboradores (1996) reportaron 82 especies en la zona lagunar de Alvarado; Chávez-López y colaboradores (2005) mencionaron 104 especies en una recopilación de estudios de 1966 al 2002 en las lagunas Camaronera, Buen País y Alvarado; Carbajal-Fajardo y colaboradores (2009), mencionaron 35 especies tan solo en la laguna Camaronera; y Franco-López (2017), en un período de 1995 – 2012 reporta 82 especies en lagunas Camaronera, Buen País y Alvarado. La mayoría de los estudios previamente mencionados se realizaron a una escala de mayor amplitud tanto en tiempo como en espacio.

En esta investigación se observó que el 85% de la abundancia total estuvo representado por siete especies, de las cuales, las cuatro más abundantes son cíclidos y de estas, solo una es nativa de México, lo que indica que la actividad pesquera en esta zona está enfocada en especies que fueron introducidas. El mismo porcentaje de abundancia en la laguna de Alvarado está representado por 16 especies de peces (Franco-López *et al*., 2012), de las cuales las cuatro especies más abundantes fueron *Anchoa mitchilli, C. aguadulce, C. urophthalmus, Diapterus auratus*, todas ellas nativas de México de acuerdo con la base de

datos Fishbase (Pauly y Froese, 2023). Las especies residentes identificadas en este estudio representaron arriba del 60% de la abundancia, y arriba del 75% de la biomasa en las tres temporadas climáticas, lo que remarca la importancia del ecosistema de manglar para este tipo de especies.

Las lagunas interiores que fueron estudiadas en este trabajo se encuentran ubicadas entre los 15 y 21 km de distancia con el mar, a diferencia de los estudios antes mencionados, en donde sus áreas de estudio se ubicaron en lagunas cercanas a la costa. Este hecho se vio reflejado en las especies de peces encontradas, pues mientras que en este estudio se reporta que el 58% de las especies son transeúntes, dichos autores reportan que arriba del 77% lo son, e incluso Franco-López y colaboradores (1996) reportaron que el 90% de las especies lo fueron, siguiendo la misma clasificación que se realizó para este estudio. Dicho resultado reafirma lo mencionado por Franco-López y colaboradores (2012) quienes señalan que en zonas de ríos las especies del componente dulceacuícola son más abundantes; a comparación, en zonas de comunicación con el ambiente marino, las especies de estirpe marino prevalecen sobre los dulceacuícolas. De acuerdo a las tallas mínimas obtenidas por especie en esta investigación, el 48% de las especies fueron capturadas en etapa juvenil, lo que refleja la utilización del manglar como zona de refugio y crianza para especies asociadas a ambientes tanto marinos como dulceacuícolas.

En cuanto a las especies que conforman el recurso íctico pesquero, también ocurre una distinción respecto a las zonas de estudio. Según lo descrito en el Plan de Manejo del SLA (Carrillo-Alejandro *et al*., , 2014), las principales especies de importancia comercial en todo el sistema lagunar son 18, haciendo más énfasis en especies transeúntes y menos en las especies residentes como *O. niloticus*, que en esta investigación se demuestra que es la especie con mayor representatividad. Villanueva-Fortanelli y Nava-Tablada (2021) por su parte, mencionan que son siete las principales pesquerías a las que se dedican los pescadores en los ríos Limón, Acula y Palma Real del SLA, entre ellas el robalo y la escama (peces), aunque no fueron especificadas las especies de peces. En este estudio se describe que las especies comercialmente importantes en lagunas interiores del SLA son: *A. probatocephalus, C. hippos, I. meridionalis, C. poeyi, C. parallelus, M. curema, E. plumieri, V. fenestrata, Oreochromis sp., P. managuensis, M. urophthalmus y O. niloticus.* La importancia de las

demás especies recae en su uso como carnada para captura de jaiba (*C. sapidus* y *C. rathbunae*) la cual constituye un recurso sumamente valioso en la región, o para autoconsumo.

Lo señalado anteriormente ratifica el beneficio que el manglar representa para los pescadores, no únicamente por favorecer el desarrollo de especies de peces comerciales, si no que permite la captura de otros grupos de especies como jaiba y camarón, las cuales son una gran fuente de ingreso económico y de alimento (Rojas, 2017). Para esta investigación, las especies de importancia comercial se contabilizaron dándoles prioridad a las indicadas por los pescadores en las encuestas con el fin de tener información más detallada de la actividad pesquera en las lagunas interiores, ya que algunas de las especies, al ser capturadas en menor volumen, no son reportadas en los registros oficiales de pesca.

En el presente trabajo, se apreció que son tres las artes de pesca utilizadas para la captura de peces. El 25% de los pescadores de esta zona utilizan la red atarraya, el 50% utilizan la red tendal, el 11% utilizan anzuelos, y el 14% restante utilizan más de un arte de pesca. Relacionado con lo anterior, Villanueva-Fortanelli y Nava-Tablada (2021) mencionan que la red atarraya se usa cada vez menos en las lagunas interiores del SLA, sin embargo, no hay reportes en los cuales se cuantifiquen las artes de pesca utilizados en esta zona, por ello, este trabajo contribuye aportando una cuantificación de las mismas. Por otra parte, en este estudio, se encontró que el 50% de las especies que fueron capturadas con atarraya, fueron extraídas en su etapa juvenil; 71% de las especies que fueron capturadas con anzuelo se encontraban también en su etapa juvenil; mientras que el 62% de las especies capturadas con red tendal se encontraban en esta misma etapa. Aunque las tallas que se presentan están directamente asociadas a la selectividad del arte de pesca con las que fueron capturadas, con este resultado se evidencia que la estructura de tallas sí es representativa de la población debido a la presencia de estadios juveniles y adultos. Los peces con tallas más pequeñas registradas en todo el muestreo fueron capturados con anzuelo, por lo que se asume que es el arte preferente para obtener la carnada; aunque las especies que se capturan son de importancia comercial, al ser pequeñas, se utilizan con dicho fin.

Se conoce que el flujo constante de agua es fundamental para los peces dentro de un sistema lagunar de manera indirecta porque acarrea consigo a los propágulos de mangle (Echeverría-Ávila, y otros, 2019), que junto con el aumento del nivel de marea, permite que se introduzcan en las lagunas y que se establezcan en ellas sirviendo de refugio para los peces. También, se ha observado que con la apertura de canales, la salinidad y la temperatura disminuyen, y la calidad del agua aumenta, lo cual favorece tanto al manglar, como a los peces (Garcés, 2020), pues se ha visto que parte de los resultados de los procesos de restauración hidrológica son el incremento de la abundancia y la modificación de la composición de especies de peces. A su vez, se ha observado que al restringir el flujo hídrico de un sistema de manglar, las especies que desaparecen primeramente son especies transeúntes como *M. atlanticus, C. undecimalis, E. saurus, M. cephalus y M. curema*, que constituyen recursos pesqueros valiosos, y las especies que perduran, son especies residentes (Brockmeyer *et al*., 1997).

En el Sistema Lagunar de Alvarado, y particularmente en la zona de estudio, se han llevado a cabo distintas acciones de restauración hidrológica en cada una de las lagunas, en distintos momentos, desde el 2012 hasta el presente año. En la laguna Pájaros y Tzinziñapa, desde el año 2014, se ha mantenido un trabajo constante en la restauración hidrológica; mientras que en la laguna Embarcadero no se ha intervenido de esta manera; y en el caso de Ponce no fue sino hasta la temporada de nortes del año 2022 cuando fue restaurado el canal hacia la entrada de la laguna.

Las diferencias no significativas observadas a nivel comunitario entre lagunas y entre temporadas climáticas, acordes al gradiente de restauración descrito, obedece a que posiblemente aún no ha transcurrido el tiempo suficiente para que los cambios en la estructura comunitaria se hagan evidentes. A pesar de esto, siguiendo el gradiente de restauración previamente descrito se pueden explicar algunos de los resultados obtenidos mayormente a nivel poblacional, los cuales serán descritos a continuación:

En la laguna de Pájaros, al tener mayor tiempo de haberse restaurado y tener mayor influencia del agua marina, las especies transeúntes estuvieron más presentes. En el caso de Tzinziñapa, aun teniendo el mismo tiempo de haberse restaurado, es una laguna ubicada a

una distancia más lejana al mar, por lo que los resultados se reflejan en la mayor abundancia y biomasa de especies, no así en la riqueza y diversidad, que fueron menores.

En la laguna del Embarcadero, a pesar de ser la laguna más cercana al mar, se encontraron 13 especies menos que en la laguna de Pájaros e incluso en temporada de secas fueron registradas únicamente 2 especies, ambas residentes (*O. niloticus* y *P. splendida*), y durante secas y lluvias las capturas fueron menos abundantes a comparación de Pájaros y Tzinziñapa.

Por último, los resultados favorables en las capturas en laguna de Ponce en temporada de nortes, fueron un claro ejemplo del efecto inmediato de la restauración hidrológica hacia la actividad pesquera, ya que la ausencia de capturas durante secas y lluvias, se debió a que el canal que conecta a la laguna con el resto del sistema, así como la laguna misma, no tenían las condiciones aptas para que los pescadores pudieran entrar a la laguna, ya que se encontraba muy somero (menor a un metro), por lo que hubo actividad pesquera únicamente tras haber sido restaurada; similar a lo encontrado por Garcés (2020), quien observó en el caribe colombiano un impacto de manera positiva después de los 2 meses de haberse realizado restauración hidrológica.

Por otra parte, la mayoría de las especies transeúntes mostraron ser más abundantes y presentaron mayor biomasa en todas las lagunas en temporada de lluvias en comparación con el resto del año, posiblemente favorecido por el incremento en el flujo del agua. Esta misma tendencia fue reportada por Carbajal-Fajardo (2009) para la laguna Camaronera con relación a las especies dominantes.

El análisis de correspondencias canónicas permitió determinar que las variables hidrográficas: pH y salinidad influyeron más en la abundancia de las especies de peces. Durante la temporada de lluvias la salinidad desciende como efecto de los períodos de precipitación, pues el sistema obtiene agua dulce tanto de las lluvias, como de las escorrentías terrestres, por lo cual especies dulceacuícolas como *P. pardalis* y *V. fenestrata* muestran su mayor abundancia a comparación de las épocas de nortes y secas. Por otra parte, el aumento en el nivel de mareas ocasiona el acarreo de especies hacia el interior de las lagunas y que las raíces del manglar se vean inundadas y permite que puedan ser visitadas por algunas

especies para aprovechar recursos procedentes del manglar (Gonzáles, 1998), por ello la abundancia y diversidad de las especies transeúntes aumenta en esta temporada. En este estudio se registró una disminución de oxígeno disuelto a finales de la temporada de lluvias (septiembre), cuando las partículas se han resuspendido en su máximo, lo cual favorece a especies que se alimentan de sedimentos y/o algas, como es el caso de *M. curema;* y especies que soportan niveles bajos de OD (ej. *M. atlanticus* y *O. niloticus*).

La temporada de nortes, en cambio, está caracterizada por los vientos fuertes y constantes que disminuyen la temperatura del agua y que propician la penetración del agua marina dentro del sistema lagunar y con ello a las especies marinas, como los centropomidos, que utilizan los manglares como protección y crecimiento antes de salir nuevamente al mar en su etapa adulta, esto puede explicar que en las lagunas más cercanas a la desembocadura hacia el mar como son Embarcadero y Pájaros, los centropomidos hayan sido más abundantes. Asimismo, en esta temporada los pescadores suelen realizar su actividad durante la noche, pues mencionan que es cuando logran capturar a los organismos más grandes de algunas especies de su interés (*C. undecimalis*, *C. parallelus*, *C. poeyi*, *M. atlanticus* e *I. meridionalis*), por ello es que la biomasa y la CPUE de estas especies hayan sido mayores en nortes.

Con relación a las diferencias no significativas observadas en los índices a nivel comunitario entre lagunas y entre temporadas climáticas, acordes al gradiente de restauración de áreas de manglar, se asume, que esto obedece a que posiblemente aún no ha transcurrido el tiempo suficiente para que los cambios en la estructura comunitaria se hagan evidentes. Existen antecedentes que indican que los cambios estructurales en ambientes restaurados se pueden presentar hasta en 10 años (Arceo-Carranza, 2016); sin embargo, se observaron tendencias en la diversidad y equidad en la comunidad de peces, siendo más altas en las lagunas Tzinziñapa y Pájaros durante los meses de lluvias, similar a lo reportado por Peralta-Meixueiro y Vega-Cendejas (2011) en un sistema lagunar en la costa de la Península de Yucatán. Por el contrario, Aguirre-León y colaboradores (2014) reportan la menor diversidad de peces en temporada de lluvias en el sistema lagunar Laguna Grande-Laguna Chica, Veracruz. Mientras que, en temporada de secas, la comunidad de peces de todas las lagunas aquí estudiadas resultó ser menos diversa y equitativa.

X. Conclusiones

Con este trabajo se establece la primera caracterización del recurso íctico pesquero en las lagunas interiores Tzinziñapa, Pájaros, Ponce y Embarcadero del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, lo que constituye la línea base para realizar un seguimiento del impacto de las medidas de restauración en la zona.

Hasta el presente trabajo, todavía no es evidente el impacto de la restauración de las zonas de manglar en las comunidades de peces que habitan en las lagunas, probablemente porque el tiempo transcurrido desde el inicio de las acciones de restauración aún no es determinante para percibir dicho impacto. No obstante, se apreció mayor diversidad en la laguna de Pájaros que ocupa el segundo lugar en antigüedad en el gradiente de restauración, lo que confirma que la distancia entre una laguna y la desembocadura hacia el mar y la conexión hidrológica son determinantes para la complejidad de las comunidades de peces.

En esta investigación fue posible observar que las acciones de restauración, particularmente la apertura de canales en el ecosistema de manglar de la zona de estudio, son benéficas para las comunidades pesqueras porque posibilita la entrada de peces que son utilizados como fuente de alimento y carnada para otras especies de crustáceos que son considerados un sustento económico y alimenticio, así como de otras especies que permiten mantener un ingreso económico constante a lo largo de todo el año.

La apertura de canales es el método de restauración, con un impacto positivo, más directo y a corto plazo para la abundancia y biomasa de las poblaciones de peces residentes comerciales, observándose resultados favorables de ambas variables en las lagunas Tzinziñapa y Ponce.

Para futuros trabajos de investigación se recomienda realizar el monitoreo en etapas tempranas del ciclo de vida de las especies, a fin de apreciar el impacto de la restauración a un corto plazo.

XI. Anexos

Anexo A Tallas de madurez de especies residentes y transeúntes del Sistema Lagunar de Alvarado

Uso del manglar	Especie	Talla de madurez (cm LT)	Referencia
Residente	*Cathorops aguadulce*	16	Miller (2009)
	Dorosoma anale	8	Gaspar (2013)
	Ictiobus meridionalis	38	Miller (2009)
	Mayaheros urophthalmus	13.2	Fishbase (2022)
	Oreochromis niloticus	18.6	Fishbase (2022)
	Oreochromis sp.	18.6	Fishbase (2022)
	Parachromis managuensis	20.6	OSPESCA (2007)
	Petenia splendida	16.5	Inapesca (2018)
	Pterygoplichthys pardalis	31.9	Schmitter (2020)
	Rhamdia guatemalensis	14.2	Gaspar (2013)
	Thorichthys maculipinnis	10.7	Gaspar (2013)
	Vieja fenestrata	15.5	Gaspar (2013)
Transeúnte	*Albula vulpes*	37.5	Fishbase (2022)
	Archosargus probatocephalus	35	Merino (2018)
	Ariopsis felis	12 - 20	Miller (2009)
	Bagre marinus	44.8	Fishbase (2022)
	Brevoortia gunteri	12.5	Ahrenholz (1991)
	Caranx hippos	63.6	Caifa (2011)
	Centropomus parallelus	22	Wakida (2014)
	Centropomus poeyi	50	Wakida (2014)
	Centropomus undecimalis	60	Wakida (2014)
	Conodon nobilis	20.7	Da Silva (2017)
	Dorosoma petenense	8	Gaspar (2013)
	Elops saurus	52	Santos (1993)
	Eugerres plumieri	17	Aguirre (2000)
	Gobiomorus dormitor	15.9	Bacheler (2004)
	Hypanus sabinus	22	Fishbase(2022)
	Megalops atlanticus	118	Vega (2014)
	Mugil curema	27.1	Salgado (2021)

Anexo B Relaciones talla - peso de especies residentes en lagunas interiores del SLA

Tzinziñapa				
Especie	n	Relación talla - peso	IC 95% de b	R^2
Oreochromis sp.	84	$P = 0.08\ LT^{2.4}$	2.3 – 2.5	0.98
O. niloticus	773	$P = 0.07\ LT^{2.57}$	2.53 – 2.61	0.94
M. urophthalmus	173	$P = 0.02\ LT^{2.93}$	2.88 – 2.98	0.98
P. managuensis	127	$P = 0.009\ LT^{3.17}$	3.15 – 3.19	0.99
V. fenestrata	36	$P = 0.07\ LT^{2.56}$	2.32 – 2.79	0.93
Pájaros				
Especie	n	Relación talla - peso	IC 95% de b	R^2
Oreochromis sp.	108	$P = 0.16\ LT^{2.24}$	2.05 – 2.44	0.82
O. niloticus	481	$P = 0.04\ LT^{2.72}$	2.66 – 2.79	0.93
M. urophthalmus	39	$P = 0.02\ LT^{2.86}$	2.47 – 3.25	0.85
P. managuensis	60	$P = 0.02\ LT^{2.89}$	2.78 – 3.01	0.97
D. anale	184	$P = 0.008\ LT^{2.97}$	2.9 – 3.05	0.96
P. pardalis	36	$P = 0.01\ LT^{2.71}$	2.41 - 3	0.9
C. aguadulce	25	$P = 0.004\ LT^{3.19}$	3 – 3-38	0.98
V. fenestrata	32	$P = 0.03\ LT^{2.83}$	2.61 – 3.04	0.95
Ponce				
Especie	n	Relación talla - peso	IC 95% de b	R^2
Oreochromis sp.	16	$P = 0.04\ LT^{2.7}$	2.3 – 3.04	0.95
O. niloticus	59	$P = 0.04\ LT^{2.7}$	2.6 – 2.92	0.95
P. managuensis	49	$P = 0.04\ LT^{2.8}$	2.3 – 3.17	0.78
M. urophthalmus	39	$P = 0.02\ LT^{2.9}$	2.5 – 3.25	0.85
Embarcadero				
Especie	n	Relación talla - peso	IC 95% de b	R^2
Oreochromis sp.	12	$P = 0.09\ LT^{2.4}$	2.4 – 2.4	0.99
O. niloticus	114	$P = 0.04\ LT^{2.7}$	2.57 – 2.83	0.94
M. urophthalmus	17	$P = 0.009\ LT^{3.2}$	2.86 – 3.56	0.95
P. managuensis	18	$P = 0.009\ LT^{3.1}$	2.76 – 3.53	0.94
V. fenestrata	6	$P = 0.002\ LT^{3.6}$	2.21 - 5	0.92

Anexo C Relaciones talla-peso de especies transeúntes en lagunas interiores del SLA

Tzinziñapa				
Especie	n	Relación talla - peso	IC 95% de b	R^2
E. plumieri	13	$P = 0.003 * LT^{3.38}$	3-36 – 3.4	0.99
Pájaros				
Especie	n	Relación talla - peso	IC 95% de b	R^2
M. atlanticus	50	$P = 0.002 * LT^{3.34}$	3.14 – 3.53	0.95
B. gunteri	13	$P = 0.014 * LT^{2.9}$	2.63 – 3.22	0.97
C. parallelus	20	$P = 0.038 * LT^{2.58}$	2.04 – 3.13	0.83
C. poeyi	19	$P = 0.001 * LT^{3.45}$	3.08 – 3.81	0.95
C. undecimalis	19	$P = 0.006 * LT^{3.01}$	2.62 – 3.4	0.93
D. petenense	118	$P = 0.008 * LT^{2.92}$	2.8 – 2.9	0.98
A. felis	7	$P = 0.004 * LT^{3.25}$	2.75 – 3.75	0.97
E. plumieri	24	$P = 0.003 * LT^{3.39}$	3.15 – 3.62	0.97
M. curema	24	$P = 0.006 * LT^{3.1}$	2.75 – 3.44	0.93
A. vulpes	11	$P = 0.002 * LT^{3.19}$	2.9 – 3.4	0.98
Embarcadero				
Especie	n	Relación talla - peso	IC 95% de b	R^2
C. poeyi	10	$P = 0.002 * LT^{3.38}$	2.98 – 3.08	0.97
E. plumieri	4	$P = 0.004 * LT^{3.35}$	3.31 – 3.39	0.99

XII. Bibliografía

Able, K. (2005). A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *64(1), 5*-17. doi:10.1016/j.ecss.2005.02.002.

Adite, A., ImorouToko, I., y Gbankoto, A. (2013). Fish Assemblages in the Degraded Mangrove Ecosystems of the Coastal Zone, Benin, West Africa: Implications for Ecosystem Restoration and Resources Conservation. *Journal of Environmental Protection, 4(12), 1461-1475.* doi:10.4236/jep.2013.412168.

Aguirre-León, A., Pérez-Ponce, H., y Díaz-Ruiz, S. (2014). Heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad y abundancia de la comunidad de peces en un sistema costero del Golfo de México. *Revista de Biologia tropical*, *62(1), 145-163*. doi:10.15517/rbt.v62i1.8212.

Arceo-Carranza, D., Hernández-Mendoza, L., Flores-Rivero, M., y Chiappa-Carrara, X. (2020). Análisis trófico de peces estuarino en un manglar en restauración en el sureste mexicano. En *Manglares de América, 57-68.*

Arceo-Carranza, D., Gamboa, E., Teutli-Hernández, C., Badillo-Alemán, M. y Herrera-Silveira, J. (2016). Los peces como indicador de restauración de áreas de manglar en la costa norte de Yucatán. *Revsta mexicana de biodiversidad, 87*(2*), 489-496*. doi:10.1016/j.rmb.2016.03.001

Bello, J., Gómez, L., Magaña, V., Graizbord, B., e Hipólito, P. (2008). Sitio piloto Río Papaloapan-Laguna de Alvarado. *435-456*.

Blaber, S. (2007). Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. *Bulletin of marine science*, *80(3), 457-472.*

Brockmeyer, R., Rey, J., Virnstey, R., Gilmore, R., y Earnest. (1997). Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon; Florida (USA). *Wetlands Ecology and Management*, *4(2)*, 93-109. doi:10.1007/BF01876231.

Carbajal-Fajardo, Z., Franco-López, J., Barrera, H., Abarca, L., Bedia, C., Moran, Á., y Vázquez-López, H. (2009). Trophic Seasonal Behavior of the Ichthyofauna of Camaronera Lagoon, Veracruz. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, *4(2), 75-89*. doi:10.3923/jfas.2009.75.89.

Carmona-Galindo, V., y Carmona, T. (2013). La diversidad de los análisis de diversidad. *Bioma*, *14,* 20-28.

Carrillo, A. (2014). Plan de Manejo Pesquero del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz. En *Sustentabilidad y Pesca Responsable en México. Evaluación y Manejo.*

Castillo-Rivera, M., Zárate, R., y Ortíz, S. (2005). Variación nictímera y estacional de la abundancia, riqueza y especies dominantes de peces, en un ambiente salobre de sustrato blando. *Hidrobiológica, 15*(2), 227 - 238. Obtenido de:

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972005000200011&lng=es&tlng=es.

Chávez-López, Rafael, Franco-López, J., Moran-Silva, Á., y O'Connell, M. (2005). Long-term fish assemblage dynamics of the Alvarado Lagoon estuary, Veracruz, México. *Gulf and Caribbean Research*, 17(1), 145-156. doi: https://doi.org/10.18785/gcr.1701.15

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2022). *Biodiversidad mexicana*. Obtenido de: https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/manglares

Díaz, J. (2011). Una revisión sobre los manglares: Características, problemáticas y su marco jurídico. Importancia de los manglares, el daño de los efectos antropogénicos y su marco jurídico: Caso sistema lagunar de Topolobampo. *Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo Sustentable.*, 16. Obtenido de http://uaim.edu.mx/webraximhai/Ej-21articulosPDF/05REVISION_SOBRE_MANGLARES_CARACTERISTICAS.pdf

Díaz-Ruiz, S., Aguirre-León, A., Mendoza-Sánchez, E., y Lara-Domínguez, A. (2018). Factores ambientales que influyen en la ictiofauna de la laguna La Mancha, sitio Ramsar, Golfo de México . *Revista de Biología Tropical*, 246-265.

DOF. (14 de 11 de 2019). *Diario Oficial de la Federación.* Obtenido de www.dof.gob.mx

Dunn, O. (1961). Comparaciones múltiples entre medias. 56: 54-64.

Echeverría-Ávila, S., Pérez-Ceballos, R., Zaldívar-Jiménez, A., Canales-Delgadillo, J., Brito-Pérez, R., Merino-Ibarra, M., y Volvides, A. (2019). Regeneración natural de sitios de manglar degradado en respuesta a la restauración hidrológica. *Madera y bosques*. doi:10.21829

FAO. (2022). *El Estado Mundial de la Pesca y la Acuacicultura 2022. Hacia la Transformación Azul.* Roma, Italia: FAO. 288p. Obtenido de https://doi.org/10.4060/cc0461es

Franco, J., Chávez, R., Peláez, E., y Bedia, C. (1996). Riqueza ictiofaunística del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz. *Revista de zoología*, 17-32.

Franco-López, J. (2017). Análisis del comportamiento estacional e interanual de la comunidad ictiofaunística asociada a zonas de manglar en la laguna de Alvarado, Veracruz. *Biología, Ciencia y Tecnología*, 722-735.

Franco-López, J., Abarca-Arenas, L., Bedia Sánchez, C., Barrera-Escorcia, H., y Silva-López, G. (2012). Comportamiento de la comunidad ictiofaunística, ante los cambios ambientales a nivel local y regional en la laguna de Alvarado. Investigación ictiológica en México: temas selectos en honor al Dr. José Luis Castro Aguirre. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de estudios Superiores Iztacala, México, 204, 259-283.

Garcés, O. (2020). Eficacia de la rehabilitación hidrológica para mejorar el hábitat de peces y mangles en cispata, Caribe colombiano: una estrategia de adaptación al cambio climático. Obtenido de: http://hdl.handle.net/20.500.12010/8703.

Gatica, C., y Hernández, A. (2003). Tasas de captura estandarizadas como índice de abundancia relativa en pesquerías: enfoque por modelos lineales generalizados. *Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal, 31*(2), 107 - 115. Obtenido de https://www.redalyc.org/pdf/456/45631211.pdf

Gonzáles-Acosta. F. (1998). Ecología de la comunidad de peces asociada al manglar de estero El Conchalito, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría.

González, G., Aguilar, C., Kosonoy, D., Lucano, G., Ruiz, S., Flores, J., . . . Silva, F. (2014). Composición por especies y tallas de los peces en la laguna Barra de Navidad, Pacífico central mexicano. *Revista de Biología Tropical, 62*.

Greenacre, M. (2008). *La práctica del análisis de correspondencias.* Rubes editorial.

Hernández, C., Herrera, J., Cisneros, D., y Román, R. (2020). Guía para la res-tauración ecológica de manglares: Lecciones aprendidas. Proyecto, Mainstreaming Wetlands into the Cli-mate Agenda: A multi-level approach (SWAMP). México: CIFOR/CINVESTAV-IPN/UNAM-Sisal/PMC, 42pp.

Huxham, M., Kimani, E., y Augley, J. (2004). Mangrove fish: a comparison of community structure between forested and cleared habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 637-647. doi:10.1016/j.ecss.2004.03.003

IKI ALLIANCE MÉXICO. (2022). Recuperado el 07 de 2022, de https://iki-alliance.mx/portafolio/mangrove-landscape-restoration-an-opportunity-for-social-development-in-ramsar-lagoon-system-in-alvarado-veracruz/

Inteligencia Pública, EDF de México. (2019). *Impacto social de la pesca ribereña en México: Propuestas para impulsar el bienestar social en el sector pesquero.* México, México: EDF de México.

Jaafar, Z., Hajisamae, S., Chou, L., y Yatiman, Y. (2004). Community structure of coastal fishes in relation to heavily impacted human modifies habitats. *Hydrobiologia*, 113-123.

Laegdsgaard, P., y Johnson, C. (2001). Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* , 229-253.

Legendre, P., y Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology.*

Leps, J., y Smilauer, P. (2003). Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. *European Journal of Entomology*, 101(1):42-42. doi:10.14411/eje.2004.010

Levene, H. (1960). *In Contributions to Probability and Statistics: Essays in Honor of Harold Hotelling,.* Stanford University Press.

Lewis, R., y Gilmore, G. (2007). Important considerations to achieve succesful mangrove forest restoration with optimum fish habitat. *Bulletin of marine science*, 823-837.

Macintoosh, D., Ashton, E., y Havanon, S. (2002). Mangrove Rehabilitation and Intertidal Biodiversity:a Study in the Ranong Mangrove Ecosystem, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 331-345. doi:10.1006/ecss.2001.0896

Magurran, A. (2004). Measuring biological diversity. The commonness and rarity of species. *Blackwell science*, 256.

Manson, F., Loneragan, N., Skilleter, G., y Phinn, S. (2005). An evaluation of the evidencefor linkages between mangroves and fisheries: a synthesis os the literature and identification of research directions. *Oceanography and Marine Biology*, 485-515.

Margalef, R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades. 5-27. Barcelona.

Miller, R. (2009). *Peces dulceacuícolas de México.* Mexico, D.F.

Moran-Silva, Á., Martínez, L., Chávez-López, R., Franco-López, J., Bedia-Sánchez, C., Contreras, F., . . . Peterson, M. (2005). Seasonal and spatial patterns in salinity, nutrients, and chlorophyll a in the Alvarado Lagoonal System, Veracruz, México. *Gulf and Caribbean Research*, 133-143.

Moreno, C. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad.* CYTED.

Pauly, D., y Froese, P. (2023). *FishBase.* Obtenido de www.fishbase.org

Peralta-Meixueiro, M., y Vega-Cendejas, M. (2011). Spatial and temporal structure of fish assemblages in a hyperaline coastal system: Ría Lagartos, México. *Neotropical Icthyology*, 673-682.

Pielou, E. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 131-144.

Portilla, E. (2003). *Ficha Informativa de los Humedales Ramsar (FIR).* Xalapa-Veracruz. 14pp Obtenido de http://ramsar.conanp.gob.mx/docs/sitios/FIR_RAMSAR/Veracruz

Pronatura Veracruz A. C. (2018). *Análisis de trayectorias de cobertura de manglar en el Sistema Lagunar de Alvarado en el periodo 1975-2017.*

Pronatura Veracruz A.C. . (2018). *Diseño, implementación y monitoreo de la restauración de manglares en el Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, México.*

Pronatura Veracruz A.C. (2022). Obtenido de https://www.pronaturaveracruz.org/manglares_bosque_niebla/ef_restauracion_ecologica.php

Quesada, C., y Peña, E. (2019). Biomasa y estructura del microfitobentos en manglares del pacífico colombiano, bahía de Buenaventura. 23. Obtenido de https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/bitstream/handle/10893/22344/3140-0600112.PDF?sequence=1

Ricker, W. (1979). Growth rates and models. *Fish physiology*, 677-744.

Rivera, E. (2020). *Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares ante la Invertidumbre. Una Guía para Tomadores de Decisiones.* Campeche, México. doi:i 10.26359/epomex.0120

Rodríguez, M. (2013). *Manglares de México. Extensión, distribución, monitoreo.* Tlalpan.

Rojas, H. (2017). Costos y beneficios por la restauración del manglar: estudio de caso en el Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado, departamento de Atlántida, Honduras. Turrialba, Costa Rica.

Rönnbäck, P. (1999). The ecological basis for economic value of seafood production supported by mangrove ecosystems. *Ecological economics*, 235-252.

Salazar-Villareal, M., Vallejo-Cabrera, F., y Salazar-Villareal, F. (2019). Inventarios e índices de diversidad agrícolaen fincas campesinas de dos municipios del Valle de Cauca, Colombia. *Entramado, 15*(2), 264-274. Obtenido de http://dx.doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.2.5744

Scheirer, J., Ray, W., y Hare, N. (1976). The Analysis of Ranked Data Derived from Completely Randomized Factorial Designs. 429–434.

Shahidul, I., y Mahfuzul, H. (2004). The mangrove-based coastal and nearshore fisheries of Bangladesh: ecology, exploitation and management. *Fish Biology and Fisheries*, 153-180.

Shannon, C. (1948). The mathematical theory of communication. (C. E. Sahnnon, Ed.) 134-154.

Shapiro, S., y Wilk, M. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 591-611.

Shinnaka, T., Sano, M., Ikejima, K., Tongnunui, P., Horinouchi, M., y Kukokura, H. (2007). Effects of mangrove deforestation on fish assemblage at Pak Phanang Bay, southern Thailand. *Fisheries science*, 862–870. doi:10.1111/j.1444-2906.2007.01407.x

Soria, M., Gelabert, R., Reyna, H., y Brito, R. (2021). The fish community in Gulf of Mexico mangroves, a response to hydrological restoration. *Latin american journal of aquatic research, 49*, 507-519. doi:10.3856

Spalding, M., y Marcié, L. (2021). *El estado de los manglares del mundo 2021.* Global Mangrove Alliance. Obtenido de https://www.mangrovealliance.org/wp-content/uploads/2022/02/The-State-of-the-Worlds-Mangroves-Spanish.pdf

Spalding, M., Kainuma, M., y Collins, L. (2010). En *World Atlas of Mangroves* (pág. 336).

Sturges, H. (1926). The Choice of a Class Interval. *Journal of the American Statistical Association*. doi:10.1080/01621459.1926.10502161

Tran, L., y Fischer, A. (2017). Spatiotemporal changes and fragmentation of mangroves and its effects on fish diversity in Ca Mau Province (Vietnam). *Journal of Coastal Conservation*. doi:10.1007/s11852-017-0513-9

Valdez, C. (2018). Estructura y diversidad de la vegetación en un matorral espinoso prístino de Tamaulipas, México. *Revista de Biología Tropical*. Tomado de https://doi.org/10.15517/rbt.v66i4.32135

Vázquez, A., Rodríguez, M., y Ramírez, P. (2009). Caracterización del sitio de manglar Sistema Lagunar de Alvarado Veracruz, en Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). *Sitios de manglar con relevancia biológica y con necesidades de rehabilitación ecológica. CONABIO, México.* México D.F.

Villanueva-Fortanelli, J., y Nava-Tablada, M. (2021). Contexto socioeconómico y problemática ambiental de la pesca en Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz, desde la perspectiva de los pobladores. *Revista de El colegio de San Luis*.

Vose, F., y Beli, S. (1994). Resident fishes and macrobenthos in mangrove-rimmed habitats: Evaluation of habitat restoration by hydrologic modification. *Estuaries*, 585-596.

Worthington, T. (2021). Restoring mangroves. En M. Spalding, y G. M. Alliance (Ed.), *The state of the world's mangroves 2021*, 32-37.