



Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C.

Posgrado en Ciencias del Agua

Inventario de Nitrógeno y Fósforo en humedales
herbáceos del norte de Quintana Roo

Tesis que presenta

Pedro Juan Zapotecas Tetla

En opción al título de

MAESTRO EN CIENCIAS DEL AGUA

Cancún, Quintana Roo, México 2022

DECLARACIÓN DE PROPIEDAD

Declaro que la información contenida en la sección de Materiales y Métodos, los Resultados y Discusión de este documento proviene de las actividades de investigación realizadas durante el período que se me asignó para desarrollar mi trabajo de tesis, en las Unidades y Laboratorios del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y que a razón de lo anterior y en contraprestación de los servicios educativos o de apoyo que me fueron brindados, dicha información, en términos de la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, le pertenece patrimonialmente a dicho Centro de Investigación. Por otra parte, en virtud de lo ya manifestado, reconozco que de igual manera los productos intelectuales o desarrollos tecnológicos que deriven o pudieran derivar de lo correspondiente a dicha información, le pertenecen patrimonialmente al Centro de Investigación Científica de Yucatán, A.C., y en el mismo tenor, reconozco que si derivaren de este trabajo productos intelectuales o desarrollos tecnológicos, en lo especial, estos se registrarán en todo caso por lo dispuesto por la Ley Federal del Derecho de Autor y la Ley de la Propiedad Industrial, en el tenor de lo expuesto en la presente Declaración.

Firma: _____  _____

Nombre: Pedro Juan Zapotecas Tetla

CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA DE YUCATÁN, A. C.
POSGRADO EN CIENCIAS DEL AGUA



RECONOCIMIENTO

Por medio de la presente, hago constar que el trabajo de tesis de Pedro Juan Zapotecas Tetla titulado “Inventario de Nitrógeno y Fósforo en humedales herbáceos del norte de Quintana Roo” fue realizado en la Unidad de Ciencias del Agua, en la Línea de Seguridad Hídrica y Sistemas Socioambientales, en el Laboratorio de Físicoquímicos del Centro de Investigación Científica de Yucatán, A. C. bajo la dirección del Dr. Eduardo Cejudo Espinosa, perteneciente al Programa de Posgrado en Ciencias del Agua de este Centro.

Atentamente



Dra. Cecilia Hernández Zepeda
Directora de Docencia

Cancún, Quintana Roo, México, a 7 de septiembre de 2022

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y tecnología (CONACYT), por el apoyo económico que me brindaron para la realización de la maestría, fortaleciendo mi crecimiento académico y profesional, mediante la beca del Programa Nacional del Posgrado de Calidad (760914).

Al centro de Investigación Científica de Yucatán (CICY), en especial a la Unidad de Ciencias del Agua (UCIA), por el apoyo recibido para el desarrollo de mi proyecto de investigación, facilitándome el acceso y uso de todas las instalaciones como laboratorios aulas y espacios de esta. Al posgrado en Ciencias del Agua del CICY y a todo su personal, por el apoyo y facilidades brindadas, el profesionalismo y compromiso.

A mi director de tesis, el Dr. Eduardo Cejudo Espinosa, por los conocimientos brindados, las retroalimentaciones y nuevos aprendizajes otorgados confiando en las ideas para desarrollar un proyecto enfocado en mi área de interés.

Al equipo técnico de la unidad de Ciencias del Agua, específicamente a la Química Daniela Ortega Camacho, por darme la oportunidad de conocerla y encontrar en ella tantos nuevos temas y aprendizajes que me llevo para toda la vida.

A mi comité tutorial, quienes con sus aportaciones, retroalimentaciones y comentarios aportaron experiencia y juicio crítico en mi proyecto de investigación. Al Dr. Héctor Estrada Medina por el apoyo brindado en las determinaciones realizadas de nitrógeno y fósforo en su laboratorio.

A mis padres, Renato y Araceli quienes, a través de sus motivaciones me encaminaron a tomar la decisión de realizar la maestría apoyándome en cada comentario durante este tiempo sin condiciones.

A mi novia Hanne, por apoyarme en todo este tiempo, ser solidaria, visitarme cuando era necesario y sobre todo cuidar a nuestro Aston Hastino.

A mis compañeros de generación, Mariana y todos los colegas que conocí enfocados en temas ambientales que sin duda aportan con lo que realizan a este eje tan importante en la actualidad

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES.....	4
1.1 Definiciones de humedales.....	4
1.2 Servicios ecosistémicos en humedales.....	5
1.3 Hidrología de humedales.....	7
1.4 Suelos de humedales.....	8
1.5 Ciclos biogeoquímicos en humedales.....	9
1.6 Retención de nutrientes	14
1.7 Hidrogeoquímica en Humedales	15
1.7 Productividad de humedales.....	16
1.8 Vegetación de humedales	17
1.8.1 Humedales herbáceos y <i>Cladium jamaicense</i> Crantz	18
1.9 Humedales como alternativa para el tratamiento de aguas residuales	21
1.10 Humedales del norte de Quintana Roo	22
HIPÓTESIS.....	25
OBJETIVO GENERAL.....	26
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	26
CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS	27
2.1 Área de Estudio.....	27
2.2 Estrategia de muestreo	29
2.3 Análisis de datos	35
CAPÍTULO 3. RESULTADOS y DISCUSIÓN.....	36
3.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA.....	36
3.2 VARIACIÓN DE PARÁMETROS ENTRE HUMEDALES	39
3.3 ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP).....	45
3.4 HIDROQUÍMICA	47
3.5 DISCUSIÓN.....	49
4. CONCLUSIONES.....	55
ANEXOS.....	73

Índice de Tablas

Tabla 2.1. Número de muestras por sitio de muestreo para las diferentes fracciones contempladas en la metodología de muestreo.....	30
Tabla 2.2. Análisis y métodos utilizados para las diferentes fracciones de investigación, así como el tipo y frecuencia de muestreo, los análisis correspondientes y la técnica propuesta.	34
Tabla 3.3. Parámetros fisicoquímicos medidos en muestras de agua intersticial (profundidad de muestreo 25 cm) en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	36
Tabla 3.4. Nutrientes medidos en muestras de agua intersticial (profundidad de muestreo 25 cm) en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	36
Tabla 3.5. Iones medidos en muestras de agua intersticial (profundidad de 25 cm de profundidad) en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	37
Tabla 3.6. Parámetros medidos en muestras de sedimento en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	37
Tabla 3.7. Parámetros medidos en muestras de raíces de <i>Cladium jamaicense</i> Crantz en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	37
Tabla 3.10. Composición química del agua intersticial en los humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	47

Índice de figuras

Figura 1.1. Servicios ecosistémicos de los humedales. Fuente: WWF, https://www.wwf.org.mx/	6
Figura 1.2. Servicios provistos por los humedales. Adaptado de University of Maryland Center for Environmental Science. https://ian.umces.edu/about/contact/	7
Figura 1.3. Diagrama conceptual de los efectos de hidrología en humedales. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.	8
Figura 1.4. Saturación de suelos en los humedales de acuerdo con la hidrología del sitio. Tomado de Plan Andaluz de humedales, 2002.	9
Figura 1.5. Humedal como transformador de nutrientes inorgánicos en nutrientes orgánicos. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.	10
Figura 1.6. Ciclo del nitrógeno en humedales. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.	11
Figura 1.7. Ciclo del fósforo en humedales. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.	13
Figura 1.9. Ejemplos de tipo de vegetación en humedales. Tomado de Flores y Suvires, 2009	17
Figura 1.10. <i>Cladium jamaicense</i> Crantz en humedal herbáceo del norte de Quintana Roo.	20
Figura 2.11. Sitios de muestreo y ubicación geográfica de los cuatro humedales (tipo sabana) estudiados en el norte de Quintana Roo (Capa de sistemas de humedales de acuerdo con la clasificación de INEGI, 2014), humedal H2 fractura oriente, humedales H1, H3 y H4 fractura occidente.	28
Figura 2.12. Toma de muestra de agua intersticial en humedal herbáceo del norte de Quintana Roo. Febrero 2021.	31
Figura 2.13. Muestreo de sedimento (izquierda) y raíces (derecha) en humedal herbáceo del norte de Quintana Roo, abril 2021.	32
Figura 3.14. Contenido de nitrógeno total de muestras de agua intersticial colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.	39
Figura 3.15. Contenido de fósforo total de muestras de agua intersticial colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.	40
Figura 3.16. Contenido de nitrógeno total de muestras de sedimento colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.	41
Figura 3.17. Contenido de fósforo total inorgánico de muestras de sedimento colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.	42

Figura 3.18. Contenido de nitrógeno total de muestras de raíces de <i>Cladium jamaicense</i> colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.	42
Figura 3.19. Contenido de fósforo total inorgánico de muestras de raíces de <i>Cladium jamaicense</i> colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.	43
Figura 3.20. Análisis de componentes principales para los iones y nutrientes cuantificados en laboratorio y campo de muestras de agua intersticial (AI) de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	45
Figura 3.21. Análisis de componentes principales para las variables fisicoquímicas y nutrientes cuantificados en laboratorio y campo de muestras de sedimento (S) y raíces (R) de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	46
Figura 3.22. Diagrama de Piper para conocer familias de agua intersticial de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	47
Figura 3.23. Diagrama de Chadah para muestras de agua intersticial en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	48

Índice de Anexos

Anexo 1. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk determinada para n=36 de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.	73
Anexo 2. Coeficientes de correlación de Pearson para cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo en matrices de (AI) agua intersticial a 20 cm de profundidad, (S) sedimento y (R) raíces de Cladium Jamaicense Crantz.....	74
Anexo 3. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de Cladium jamaicense Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H1.....	75
Anexo 4. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de Cladium jamaicense Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H2.....	76
Anexo 5. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de Cladium jamaicense Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H3.....	77
Anexo 6. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de Cladium jamaicense Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H4.....	78
Anexo 7. Índices de saturación para cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.....	79

RESUMEN

Los humedales son considerados uno de los ecosistemas más productivos e importantes del planeta, proveen un sin número de servicios ecosistémicos, entre ellos destaca el reciclaje de nutrientes. Los elementos nitrógeno y fósforo son considerados como los principales macronutrientes, por lo que es importante conocer cómo se depositan, reciclan y reincorporan a los ciclos biogeoquímicos y en qué cantidades se pueden presentar dentro de las diferentes matrices que componen un humedal (agua, vegetación y sedimentos).

Los humedales kársticos, específicamente humedales kársticos herbáceos, han sido poco estudiados y dentro de sus particularidades encontramos características representativas en su hidroquímica. En esta investigación se cuantificó nitrógeno y fósforo total en agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium jamaicense* Crantz, además de la caracterización hidroquímica de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo (H1, H2, H3 y H4), en donde se buscó identificar tendencias y relaciones entre los macronutrientes estudiados, su ubicación latitudinal (sur-norte) y las condiciones ambientales, específicamente la hidroquímica del agua asociada con la inundación en humedales herbáceos ubicados en el sistema de fracturas de Holbox.

Se encontró que las mayores concentraciones de nitrógeno en agua intersticial y sedimento, así como fósforo en raíces, se cuantificaron en el humedal localizado al sur de la fractura occidental (H1); mientras que la mayor concentración de fósforo en agua intersticial y sedimento se encontró en el humedal establecido en la fractura oriental (H2). De forma general, el fósforo y nitrógeno presentaron comportamientos similares en las matrices de agua intersticial y sedimento ($H1 > H3 > H4; \neq H2$). No se observaron tendencias similares en sedimento o raíces de *Cladium jamaicense* Crantz.

Con la información evaluada para estos cuatro humedales, proponemos que las transformaciones del nitrógeno son la acumulación en sedimento y la desnitrificación y. En cambio, para el fósforo la principal vía de transformación parece ser la asimilación vegetal, ya que las cantidades más altas de este nutriente se encontraron en las raíces, no aceptando la hipótesis propuesta la cual establecía que en sedimento se encontrarían las cantidades más altas de N y P, cumpliéndose únicamente en el primero. Es importante continuar con la cuantificación de nitrógeno y fósforo para conocer la variación temporal y poder establecer tasas de retención de N y P, de tal forma que nos permita asociarlo a los servicios ecosistémicos que proveen, enfocados principalmente en el reciclaje de nutrientes.

ABSTRACT

Wetlands are considered one of the most productive and important ecosystems of the planet, they provide a number of ecosystem services; among them, the recycling of nutrients. The elements nitrogen and phosphorus are considered the main macronutrients, so it is important to understand how they are deposited, recycled and reincorporated into the biogeochemical cycles and the quantities they represent in each one of the main environmental matrices from a wetland: water, vegetation and sediment.

Karst wetlands, specifically herbaceous karst wetlands, have receive less attention and within their particularities, we find specific characteristics in their hydrochemistry. In this research, total nitrogen and phosphorus were quantified in interstitial water, sediment and roots of *Cladium jamaicense* Crantz; in addition to the hydrochemical characterization of four herbaceous wetlands in northern Quintana Roo (named H1, H2, H3 and H4), in order to identify trends and relationships between the studied macronutrients, their latitudinal location (south-north) and the environmental conditions, specifically the hydrochemistry of the water in the herbaceous wetlands established in the Holbox fracture system.

The highest concentrations of nitrogen in interstitial water and sediment, as well as phosphorus in roots were quantified in the wetland located south of the western fracture (H1); while the highest concentration of phosphorus in interstitial water and sediment was found in the wetland established in the eastern fracture (H2). In general, phosphorus and nitrogen presented similar patterns in the interstitial water and sediment matrices (H1>H3>H4; ≠H2). Similar trends were not observed in sediment or roots of *Cladium jamaicense*.

According to the information obtained from these four wetlands, we propose that the main transformations of nitrogen are denitrification and accumulation in sediment. On the other hand, the main transformation pathway for phosphorus seems to be plant assimilation, since the highest amounts of this nutrient were found in the roots, not accepting the proposed hypothesis which established that the highest amounts of phosphorus would be found in sediment. N and P, being fulfilled only in the case of nitrogen. It is important to continue with the quantification of nitrogen and phosphorus to understand the temporal variation and to be able to establish nitrogen and phosphorus retention rates, in such manner that it allows us to associate it with the ecosystem services they provide, focusing on nutrients cycling.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son ecosistemas de transición donde el agua es el principal factor controlador del medio y la vida vegetal y animal asociada a él (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013). Se forman cuando hay una acumulación de agua, la cual transforma la geoquímica del suelo condicionando el tipo de especies vegetales que se establecen (Van der Valk, 2006). Los suelos de estos presentan condiciones de saturación con agua o que permanecen inundados por un largo periodo del año (Mitsch y Gosselink, 2015).

Existen distintos tipos de humedales; por ejemplo, los humedales herbáceos y arbóreos también están los manglares, los cuales ayudan a reducir la velocidad de las corrientes de agua, permitiendo la alta deposición de sedimentos (López-Rosas et al., 2005; Travieso-Bello et al., 2005; Moreno-Casasola et al., 2012; Rodríguez-Medina y Moreno-Casasola, 2013; Rodríguez-Medina et al., 2017).

Además de los factores hidrológicos que determinan las condiciones de un humedal, cuando están cerca de la costa, la salinidad es otro factor que produce heterogeneidad ambiental (Olmsted, 1993). A su vez, los humedales están íntimamente ligados a las partes bajas de las cuencas, donde reciben escurrimientos de agua, sólidos suspendidos y nutrientes (Junk, 2002). Se caracterizan por su elevada capacidad de transformar y retener nutrientes (Peterson et al., 2001). La retención de nutrientes es en gran medida un proceso biótico (Sabater y Martí, 2000). La mayor parte de la actividad biológica está asociada a los organismos superficiales, que a su vez están influenciados por las concentraciones de nutrientes y por el tiempo de residencia de estos en la columna de agua (Elwood et al., 1983).

Los nutrientes están asociados a menudo a sedimentos y pueden depositarse al mismo tiempo. Estos nutrientes, sobre todo nitrógeno y fósforo pueden ser de fuentes agropecuarias, pero también de desechos humanos y descargas industriales. Se pueden acumular en el subsuelo, pueden ser transformados por procesos químicos y biológicos o ser absorbidos por la vegetación de humedal, que luego puede ser removida y eliminada eficazmente del sistema (Álvarez et al., 2008).

El nitrógeno y el fósforo son considerados los principales macronutrientes limitantes de la productividad de los ecosistemas acuáticos. En la biogeoquímica, poseen un protagonismo

destacado ya que son elementos esenciales para la biota y debido a la alteración de sus concentraciones a causa de la actividad humana, tienen implicancias socioeconómicas y sanitarias que van mucho más allá de las estrictamente ecológicas (Butturini et al., 2009).

Con la obtención de un inventario del nitrógeno y el fósforo presente en agua, suelo y plantas, se puede estimar la acumulación y retención de los nutrientes en el espacio y el tiempo. La retención de nutrientes en los humedales es el resultado de flujos acumulativos hacia los compartimentos de almacenamiento del ecosistema de humedales: suelos y biomasa vegetal (Johnston, 1991). Esta capacidad de retener nutrientes hace que muchos humedales figuren entre los ecosistemas más productivos conocidos, hasta el punto de rivalizar con los sistemas de agricultura intensiva (Moreno-Casasola, 2010). En el caso del nitrógeno (N), los procesos que contribuyen a la retención de nitrógeno son desnitrificación, sedimentación y absorción por las plantas acuáticas (Seitzinger et al., 2006). Por otro lado, en la retención del fósforo (P) en humedales los principales procesos son de sedimentación, asimilación y adsorción en sedimentos (Kasan, 2012).

Puesto que una de las principales características de los humedales es la conexión dinámica que establecen entre ecosistemas terrestres y acuáticos al ser zonas de transición (Mitsch y Gosselink, 2015), cuantificar nitrógeno y fósforo en las tres matrices principales de estos ecosistemas, permitirá identificar los reservorios donde hay mayor cantidad de éstos, pudiendo ser en el tejido vegetal, en el suelo. Este inventario es información de línea base, crucial para conocer cómo se distribuyen los nutrientes N y P en humedales, para avanzar en el conocimiento de los ciclos de nutrientes en humedales y la valoración de los servicios ecosistémicos.

El capítulo 1 contiene los antecedentes encontrados a nivel internacional, nacional y estudios realizados en la península de Yucatán referente a cuantificación, acumulación o retención de nitrógeno y fósforo, así como estudios realizados sobre la hidroquímica de humedales. Se presenta el planteamiento de la problemática y necesidad de realizar estudios sobre la cuantificación de nutrientes en humedales herbáceos del norte de Quintana Roo, en este capítulo también se presentan la justificación, hipótesis y los objetivos generales y específicos del presente trabajo.

En el capítulo 2 se establece la metodología empleada, así como la selección del área de estudio, la estrategia de muestreo y los análisis realizados en agua, sedimentos y plantas. Se explican los análisis estadísticos e hidroquímicos empleados en la interpretación de resultados.

En el capítulo 3 se presentan los análisis y la comparación de los resultados que fueron obtenidos en el desarrollo de la investigación. Se presentan la discusión y las conclusiones principales obtenidas de esta investigación.

CAPÍTULO 1

ANTECEDENTES

1.1 Definiciones de humedales

En la literatura existen varias definiciones de lo que es un humedal. En la Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2018) los humedales se definen como zonas de transición entre los sistemas acuáticos y terrestres que constituyen áreas de inundación temporal o permanente, sujetas o no, a la influencia de mareas, como pantanos, ciénegas y marismas, cuyos límites los constituyen el tipo de vegetación hidrófila de presencia permanente o estacional, las áreas en donde el suelo es predominantemente hídrico. Otra definición sobre humedales es que son considerados como tierras en transición entre los sistemas acuáticos y terrestres, donde la capa freática está habitualmente al mismo nivel o cerca de la superficie, o bien el terreno esta cubierto por aguas poco profundas (CONANP, 2006), el suelo o sustrato debe ser fundamentalmente hidromorfo no drenado, debe presentar una lámina o capa de agua poco profunda o agua subterránea próxima a la superficie del terreno, ya sea permanente, temporal o periódicamente, y el terreno debe mantener una vegetación predominantemente acuática o hidrófita (Mitsch y Gosselink, 2015).

Las coincidencias entre las definiciones anteriores son la presencia de tierras de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos, donde el nivel freático esta generalmente en o cerca de la superficie, o bien la tierra está cubierta por aguas poco profundas (Cowardin et al., 1992).

Los humedales también están considerados como ecosistemas en un complejo estado dinámico de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio abiótico que interactúan como una unidad funcional y brindan funciones ecológicas. Ejemplo de ello se ve reflejado en mantener la calidad del agua y retención de sedimentos, evitando el azolve biológico e hidrológico para la recarga de mantos freáticos, almacenamiento de agua y contención de inundaciones, entre otros (Constanza et al., 1997).

La Convención Ramsar adoptó un sistema de clasificación de tipos de humedales, que incluye 42 tipos, agrupados en tres categorías: humedales marinos y costeros, humedales continentales y humedales artificiales (Ramsar, 2013).

La primera categoría, son los humedales intermareales arbolados. Incluyen manglares, pantanos, bosques inundados o inundables mareales de agua dulce, agrupados con el código I de acuerdo

con el sistema de clasificación de tipos de humedales (Ramsar, 2013). La segunda categoría (código P) son los continentales, donde encontramos lagos estacionales o intermitentes de agua dulce (de más de 8 ha). También se incluyen lagos en llanuras de inundación. En esta categoría encontramos sistemas característicos de la región de estudio, sistemas kársticos y otros sistemas hídricos subterráneos o continentales código Zk (Ramsar, 2013), finalmente la tercera categoría se enfoca en los humedales construidos, los cuales recientemente se han utilizado en el tratamiento de aguas residuales.

De acuerdo con la clasificación de humedales del Inventario Nacional de Humedales (2012) la clasificación de humedales herbáceos es: de sistema palustre, subsistema estacional, clase humedal emergente y subclase persistente, o no persistente donde el tipo de especie dominante son los tulares.

1.2 Servicios ecosistémicos en humedales

Los humedales ofrecen una serie de servicios para las personas, la sociedad y la economía en general; estos beneficios se conocen como servicios ecosistémicos (Ramsar, 2018). De acuerdo con el informe de la evaluación de ecosistemas del milenio (MEA, 2005) se define a los servicios ecosistémicos (Figura 1.1), como los beneficios directos e indirectos que la humanidad recibe de la biodiversidad y los agrupa en cuatro categorías:

1. Los servicios de aprovisionamiento son los productos que las personas obtienen de los ecosistemas tales como los alimentos, el agua dulce, el combustible, las fibras y los recursos genéticos.
2. Los servicios de sostenimiento son aquellos que se requieren para la producción de los otros servicios ecosistémicos, tales como la productividad primaria, la producción de oxígeno y la formación de suelo.
3. Los servicios de regulación son los beneficios que se obtienen por los procesos que mantienen el funcionamiento de los ecosistemas, incluyendo el mantenimiento de la calidad del aire, la regulación del clima y de las enfermedades, la regulación de las inundaciones, el control de la erosión y la purificación del agua.

- Los servicios culturales son los beneficios no materiales que la sociedad obtiene de los ecosistemas como el disfrute espiritual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas.



Figura 1.1. Servicios ecosistémicos de los humedales. Fuente: WWF, <https://www.wwf.org.mx/>

Para las poblaciones humanas, los recursos y procesos asociados a los humedales son de vital importancia, como el abastecimiento de agua, la retención de sedimentos y contaminantes, la pesca comercial y de subsistencia, el amortiguamiento de eventos hidrometeorológicos extremos, así como para la recreación y el esparcimiento humano, todos son ejemplo de la gran diversidad de servicios ecosistémicos que proporcionan (CONAGUA, 2008). Los humedales pueden tener disponibilidad de agua más limpia, ayudan a reducir las inundaciones y amortiguan el cambio climático, que en aspectos generales generan una mejora en la salud humana (Maltby y Acreman, 2011). Uno de estos servicios es la retención de macronutrientes como nitrógeno y fósforo en sedimentos o tejido vegetal, así como el reciclaje de nutrientes, un servicio ecosistémico de sostenimiento (Figura 1.2).

Para poder valorar la función particular del humedal de retención de nutrientes es necesario conocer la magnitud, relevancia o importancia de dicha función. Para ello, es necesario la generación de información de línea base sobre la cantidad, masa, volumen o flujos de nutrientes a través de un ecosistema. Para ello, se han usado los inventarios, con los cuales se han podido identificar zonas con mayor masa de nutrientes, eficiencia de incorporación, fuentes puntuales o

difusas entre otros, con los cuales se pueden valorar monetariamente los servicios ecosistémicos, y generar estrategias de manejo, protección o conservación de humedales (Sabo et al., 2021)



Figura 1.2. Servicios provistos por los humedales. Adaptado de University of Maryland Center for Environmental Science. <https://ian.umces.edu/about/contact/>

1.3 Hidrología de humedales

La hidrología es el principal factor que determina y afecta a los humedales (Mitsch y Gosselink, 2015; Junk, 2002) (Figura 1.3). Las condiciones hidrológicas en un humedal determinan la estructura y función de este e impactan directamente los procesos y factores bióticos y abióticos, incluyendo la anaerobiosis de suelos, la disponibilidad de nutrientes y la emisión de gases entre otros (Mitsch y Gosselink, 2015).

Las principales características de los humedales están regidas por su hidroperíodo, el cual se interpreta como la estacionalidad de un volumen de agua determinado en un humedal y se define por su duración, frecuencia, profundidad y época de inundación (Junk, 2002). Afecta de forma directa la diversidad de especies, la estructura del suelo, los procesos metabólicos, así como la retención y el aprovechamiento de nutrientes (Brinson et al., 1981). El hidroperíodo es el resultado del balance entre las entradas y salidas de agua en un humedal, comúnmente llamado “aportes de agua”. Los aportes de agua incluyen la precipitación, evapotranspiración, entradas y salidas superficiales incluidas las inundaciones (Mitsch y Gosselink, 2015).

Los humedales se encuentran frecuentemente ligados a las porciones bajas de las cuencas hidrológicas de las que reciben escurrimientos de agua, sólidos suspendidos y nutrientes. Por lo

tanto, el manejo inadecuado de las cuencas por actividades antropogénicas hace que los humedales sean vulnerables a la degradación de la calidad del agua, suelo y vegetación asociada a estos (Junk, 2002).

Moreno-Casasola (2008), señala que actividades como el desecamiento de humedales que resulta de la construcción de desarrollos inmobiliarios, construcción de obras de infraestructura como caminos, represamientos de agua, dragado de humedales y canalización, contaminación, invasión de especies y extracción de agua entre otros, afectan directamente la hidrología de humedales.

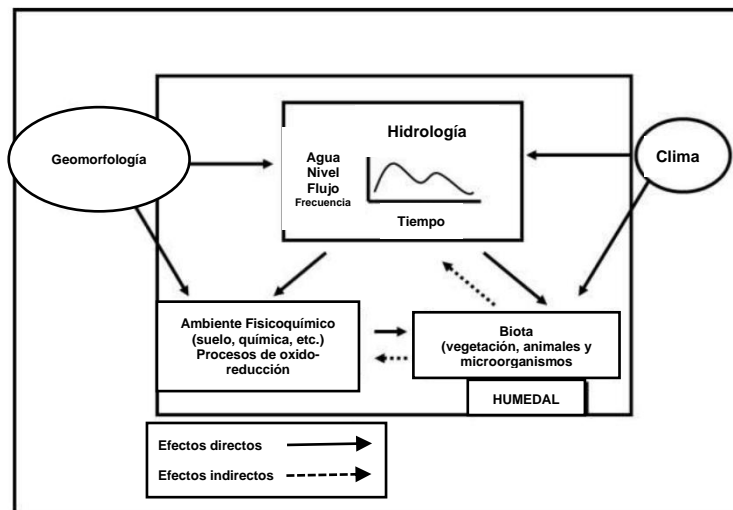


Figura 1.3. Diagrama conceptual de los efectos de hidrología en humedales. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.

1.4 Suelos de humedales.

Los suelos en la mayoría de los humedales presentan características hídricas (Figura 1.4), esto significa que son suelos que se formaron en condiciones de saturación, inundación o estancamiento de agua durante el tiempo suficiente para desarrollar condiciones anaeróbicas a causa de la ausencia de oxígeno debido a la presencia de agua, lo que provoca condiciones propicias para las reacciones químicas anaeróbicas (Mitsch y Gosselink, 2015). Generalmente, los suelos de los humedales se pueden clasificar en tres categorías: 1) suelos permanentemente inundados con agua por encima de la superficie del suelo, 2) suelos saturados con el nivel freático en o justo debajo de la superficie del suelo y 3) suelos donde la profundidad del nivel freático siempre está por debajo de la superficie (Megonigal et al., 1993).

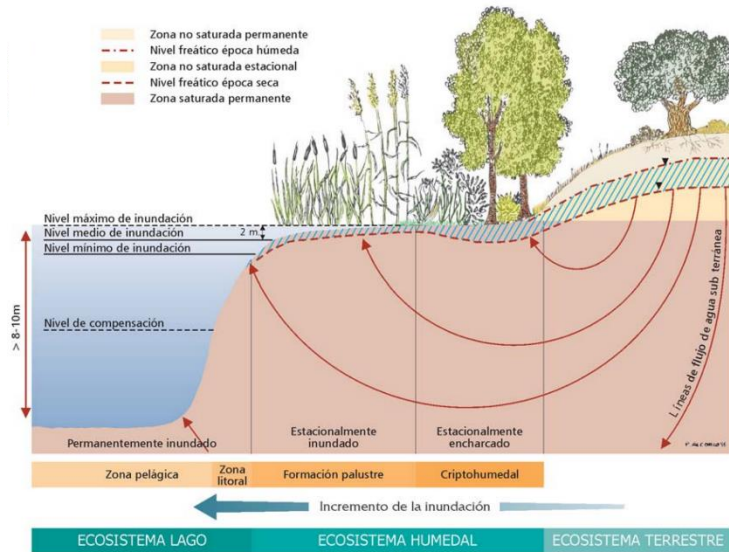


Figura 1.4. Saturación de suelos en los humedales de acuerdo con la hidrología del sitio. Tomado de Plan Andaluz de humedales, 2002.

El suelo de los humedales es llamado un suelo hidromorfo, es decir que muestra el efecto de la saturación del agua. En general pueden ser de dos tipos: orgánicos y minerales. En este último presenta características de compactación de color gris y con manchas rojizas o amarillas, producto de los procesos químicos que se llevan a cabo en suelos inundados (USDA, NRCS, 2006). Los suelos orgánicos, como su nombre lo indica, presentan una capa considerable de materia orgánica, esta capa u horizonte está formado por todos los restos de plantas y animales que se van acumulando y se descomponen (Moreno-Casasola e Infante, 2009). En condiciones de saturación, el oxígeno normalmente no se difunde más de unos pocos milímetros y los compuestos reducidos y los gases traza (N_2O , H_2S , CH_4) producidos a partir de las vías metabólicas anaeróbicas pueden acumularse y posteriormente difundirse a la atmósfera en altas concentraciones (Megonigal et al., 1993).

1.5 Ciclos biogeoquímicos en humedales

En ecosistemas acuáticos, como humedales, el transporte y la transformación de compuestos químicos son conocidos como ciclos biogeoquímicos (Mitsch y Gosselink, 2015). Para Twilley (1988) estos procesos resultan, no solo en cambios en las formas químicas de los materiales, sino también en el movimiento espacial de estos dentro de los humedales. En estas interacciones se producen el intercambio de nutrientes entre sedimentos, agua y la absorción en plantas, así

como en las exportaciones de materia orgánica. Estos procesos determinan la producción general de los humedales, sus interrelaciones entre hidrología, biogeoquímica y respuesta de la biota.

La biogeoquímica de los humedales de acuerdo con Mitsch y Gosselink (2015) se puede dividir en ciclos *dentro* del sistema (a través de diversos procesos de transformación) y el *intercambio* de compuestos químicos entre un humedal y su entorno (Figura 1.5).

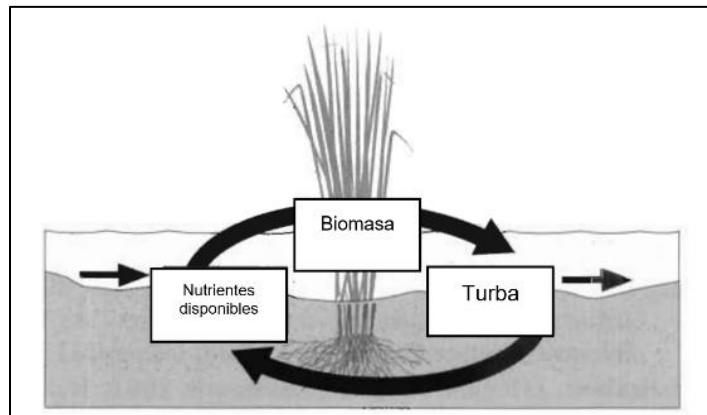


Figura 1.5. Humedal como transformador de nutrientes inorgánicos en nutrientes orgánicos. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.

Para cualquier organismo vegetal, el nitrógeno y el fósforo son elementos esenciales en gran variedad de procesos biológicos y químicos, tanto a nivel de organismo como a escala de ecosistema (Alongi et al., 1992). El nitrógeno forma parte de las proteínas y enzimas involucradas en las rutas metabólicas asociadas a la fotosíntesis (Plaza de los Reyes, 2011). Por otro lado, el fósforo es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, participa en procesos metabólicos como la fotosíntesis, la transferencia de síntesis, estructura en los ácidos nucleicos y la síntesis y degradación de carbohidratos (Fernández de la Mora, 2009).

El ciclo del nitrógeno es uno de los más importantes y estudiados en humedales (Figura 1.6). El nitrógeno aparece en varios estados de oxidación, todos importantes en la biogeoquímica de un humedal (Sánchez-Carrillo y Angeler, 2010). El nitrógeno es, a menudo, el nutriente limitante en los suelos inundados, que a su vez es la característica principal de los suelos de un humedal (Mitsch y Gosselink, 2015). El nitrógeno mineralizado se refiere a una serie de transformaciones biológicas que convierten el nitrógeno orgánico en amonio resultado de la descomposición y degradación de materia orgánica (Mitsch y Gosselink, 2015).

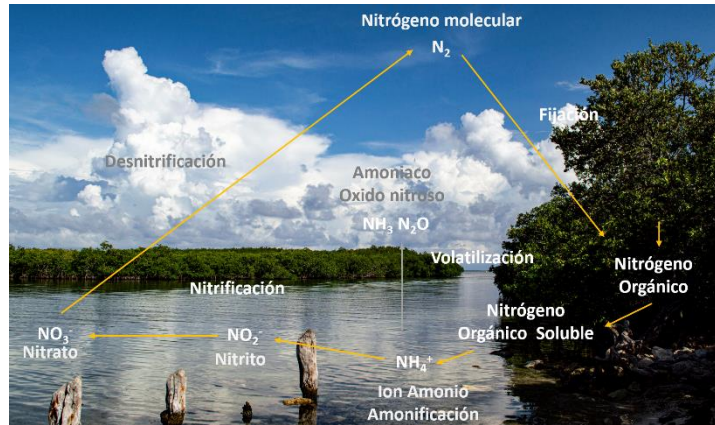


Figura 1.6. Ciclo del nitrógeno en humedales. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.

El amonio generalmente es adsorbido desde la columna de agua por reacciones de intercambio catiónico con detritos, sedimentos inorgánicos o suelo. El ion amonio (NH_4^+) es adsorbido como un ion intercambiable por arcillas, químicamente sorbido por sustancias húmicas o fijado dentro de las porosidades de la arcilla, pudiendo estas reacciones ocurrir simultáneamente (Lee, 2009). La cantidad adsorbida de amonio presente en el detrito y sedimentos en un humedal de flujo superficial puede presentar valores superiores a 20 g N/m^2 (Kadlec et al., 2008).

El proceso de nitrificación consiste en la oxidación secuencial aeróbica del amonio a nitrito y luego a nitrato (Catalán, 1997). La nitrificación es un mecanismo limitante donde intervienen bacterias aerobias en la eliminación de nitrógeno, contrastando con el proceso de desnitrificación fundamentalmente anaerobio donde se da la mayor remoción de este (Lee, 2009). Por otro lado, la desnitrificación está considerada como el principal proceso de eliminación de nitrógeno (en forma de NO_3^-) de un ecosistema, pues el NO_3^- se convierte en N_2 vía nitrito (NO_2^-) y óxido nitroso (N_2O) (Kadlec et al., 2008). La desnitrificación es un proceso esencialmente anóxico y se lleva a cabo por bacterias heterótrofas facultativas que obtienen su energía a partir de la oxidación de la materia orgánica (Zaman et al., 2008). En los humedales, la desnitrificación ocurre en las zonas anóxicas de sedimentos bajo una capa aerobia superficial de agua o en micrositios anóxicos en biopelículas adheridas al tejido de plantas o sustratos mineral (Sidiropoulos y Tsilingiridis, 2009).

La asimilación de nitrógeno en procesos biológicos se da mediante reacciones que convierten formas de nitrógeno inorgánicas en compuestos orgánicos que sirven como componentes básicos para células y tejidos. Las dos formas de nitrógeno más utilizadas en la asimilación son el nitrato y el amonio (Lee, 2009). Sin embargo, en los procesos de asimilación, la fuente de

nitrógeno con mayor uso es la de nitrógeno amoniacal, debido a su estado energético reducido (Maddison et al., 2009). Por ejemplo, Cejudo y colaboradores (2020) encontraron que la biopelícula algal presente en ríos prefiere NH_4^+ sobre NO_3^- . Además del crecimiento de células vegetales, el amonio puede ser transformado fácilmente en aminoácidos por una amplia gama de microorganismos, tanto heterótrofos como autótrofos (Vymazal, 2007).

La pérdida de amoníaco (NH_3) por volatilización a la atmósfera es un proceso complejo regulado por la combinación de factores físicoquímicos y biológicos. El intercambio de amoníaco entre la columna de agua, suelo y la atmósfera juega un papel importante en el ciclo de nitrógeno en un humedal (Kadlec et al., 2008). La conversión entre amoníaco y iones amonio depende estrechamente de factores como el pH y la temperatura. En un humedal, ciertas fracciones del nitrógeno orgánico incorporado al detrito dejaran de estar disponibles para este ciclo, ya que la acumulación de lodos puede enterrar dichas fracciones y dejarlo temporalmente inaccesible (Vymazal, 2007).

El ciclo del fósforo en humedales se da mediante la absorción microbiana, la asimilación de las plantas, la mineralización, la adsorción y precipitación, la sedimentación y la liberación anaerobia (Mitsch y Gosselink, 2015) (Figura 1.7). El fósforo está presente en suelos de los humedales como complejos solubles e insolubles en formas orgánicas e inorgánicas (Carpenter et al., 1998). Las formas inorgánicas incluyen los iones (PO_4^{3-}), (HPO_4^{2-}) y (H_2PO_4^-) denominados colectivamente como ortofosfatos y la forma predominante dependerá del pH (Mitsch y Gosselink, 2015). El fósforo es, en gran medida, eliminado físicamente, quedando atrapado en los sedimentos y detritos del tejido vegetal (Reddy y DeLaune, 2008). La asimilación en especies vegetales parece desarrollar un papel secundario en la dinámica del fósforo en los humedales, aproximadamente el 10% del total de la asimilación a nivel ecosistema. Dado que es eliminado principalmente de forma física, el humedal alcanzará un nivel de saturación de fósforo si no existe una perturbación (Mitsch y Gosselink, 2015). La sedimentación es un mecanismo importante para la eliminación de fósforo orgánico e inorgánico particulado, y se considera que la deposición de sedimentos es el principal almacenamiento de fósforo a largo plazo en los humedales (Kasan, 2012).

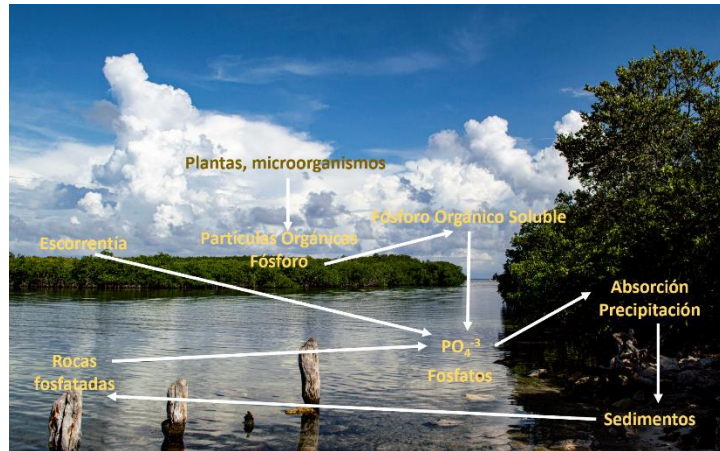


Figura 1.7. Ciclo del fósforo en humedales. Modificado de Mitsch y Gosselink, 2015.

El intercambio de fósforo en el ambiente agua-sedimento está controlado por varios procesos biogeoquímicos como desorción, sorción, co-precipitación, asimilación biótica y mineralización de la materia orgánica (Bostrom et al., 1982). En condiciones oxidantes, el equilibrio de intercambio de fósforo es unidireccional hacia los sedimentos; el hierro ferroso (Fe^{2+}) es oxidado a férrico (Fe^{3+}), éste último forma $Fe(OH)_3$ o $(FePO_4)$ si hay presencia de fosfato (Angeler et al., 2010). Ambos compuestos formados son relativamente insolubles y precipitan en el sedimento (Sánchez-Carrillo et al., 2004). Además, el PO_4^{3-} también es adsorbido en $Fe(OH)_3$ coloidal. En la interfase agua-sedimento, con baja tensión de oxígeno, el hierro férrico (Fe^{3+}) es reducido a ferroso (Fe^{2+}), que es más soluble, liberando PO_4^{3-} (Sánchez-Carrillo et al., 2004). El hierro es un indicador conveniente de condiciones anóxicas en el campo porque el hierro oxidado se reconoce fácilmente en los suelos por su color rojo, mientras que el hierro reducido es grisáceo (Megonigal et al., 1993).

El fósforo es excretado por peces, zooplancton y fitoplancton en ambientes acuáticos (Sánchez-Carrillo et al., 2004). Ese fósforo normalmente representa el 50% en forma de ortofosfatos (PO_4^{3-}) y el otro 50% restante está presente en forma orgánica (Angeler et al., 2010). En algunos casos, la excreción del zooplancton puede suplir la demanda diaria del fitoplancton (Sánchez-Carrillo et al., 2004). Si hay exceso de fósforo, este será retenido en el sedimento dependiendo de la existencia de (Fe^{3+}) o exportado a aguas superficiales (Thiébaud, 2010). Si existe deficiencia de fósforo, el fitoplancton dependerá de la cinética del Fe^{3+} en relación con los cambios de oxígeno disuelto (Sánchez-Carrillo et al., 2004) donde también menciona que las macrófitas sumergidas incorporan PO_4^{3-} a través de las hojas cuando la concentración en el agua es alta o desde el agua intersticial por las raíces. Mead (2017), menciona que los humedales en sistemas lacustres

contienen altas concentraciones de compuestos húmicos disueltos y condiciones reductoras que enriquecen las concentraciones de hierro por complejación y adsorción, promoviendo la precipitación de fósforo. Otro proceso de formación de complejos se da a través de la oxidación de Fe^{2+} a Fe^{3+} , cuando el agua superficial óxica, se mezcla con la parte profunda anóxica (Maloney et al., 2005).

1.6 Retención de nutrientes

El transporte y destino de los elementos en humedales y otros ecosistemas acuáticos es controlado por un balance entre los mecanismos que afectan su movilidad y que permiten un intercambio de solutos entre el sedimento y la columna de agua, tales como la: difusión, las perturbaciones físicas, (turbulencia, resuspensión de sedimentos), las perturbaciones biológicas (biodifusión y mezcla de partículas), la advección y la coprecipitación (Stumm y Morgan, 1996). Este conjunto de procesos se representa de forma esquemática en la figura 1.8.

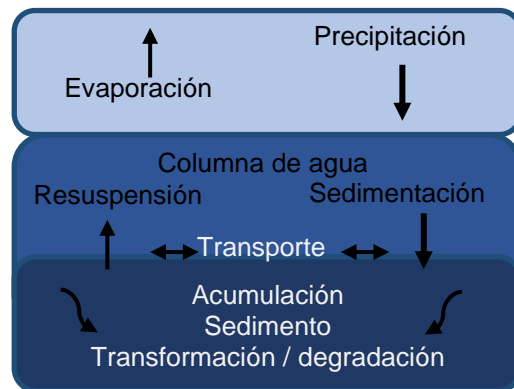


Figura 1.8. Mecanismos involucrados en la movilidad e intercambio de solutos entre la interfaz agua-sedimento, tales como acumulación, sedimentación, transformación/degradación (Modificado de Stumm y Morgan, 1996).

El nitrógeno y el fósforo a menudo se consideran los más importantes porque generalmente son los nutrientes más limitados en los ecosistemas acuáticos como los humedales. Autores como Reddy et al., (1999) y Kadlec y Knigth (1996), mencionan que los mecanismos de transformación de nutrientes que ocurren en los humedales son: conversión biogeoquímica, evo transpiración, volatilización, sedimentación de partículas en suspensión, filtración, precipitación, adsorción e intercambio iónico con el sedimento y absorción por macrófitas y microorganismos.

Los cambios en la concentración del nutriente a lo largo de la sección son debido a factores físicos (dilución), químicos (precipitación) y biológicos (asimilación, nitrificación y desnitrificación). Las comunidades fluviales retienen una fracción de los nutrientes disponibles y los transfieren a través de las redes tróficas, de modo que reducen temporalmente la carga de nutrientes aguas abajo, así, el flujo de nutrientes en humedales depende de la relación entre la retención y la regeneración de nutrientes y de la entrada continua de nutrientes procedentes de la cuenca de drenaje. Por tanto, considerando la variación longitudinal de dichos factores a lo largo del gradiente fluvial, puede esperarse que la longitud total de la espira tienda a incrementarse río abajo (Sabater y Martí, 2000). Se tienen distintas métricas para expresar la retención de nutrientes en ecosistemas acuáticos, pero todas derivan de la distancia de asimilación (Aumen, 1990), entre ellas la velocidad de asimilación ($m s^{-1}$), que es aquella en que una molécula de nutriente se mueve desde la columna de agua al sedimento, y es un índice de la demanda biológica de nutrientes (Hall et al., 2002). La Tasa de asimilación ($mg s^{-1} m^{-2}$) es la masa de nutriente retenida por unidad de superficie y por la unidad de tiempo e indica la capacidad de retención de nutrientes. La retención de nutrientes se puede medir mediante un balance de masas o mediante adiciones, en continuo o instantáneas (Davis y Van der Walk, 1983).

La retención de nutrientes en cuerpos de agua se suele estimar a partir de un balance de masas entre las entradas y las salidas en la sección del cuerpo de agua; es decir, el inventario del elemento en diversas matrices. En este caso y, a diferencia de los valores obtenidos con la adición de nutrientes, el valor de retención y la regeneración de nutrientes, es dependiente de la longitud del tramo considerado y de la cuantificación en el total de los componentes del sistema. Mitsch y Gosselink (2015) establecen que, si el nivel de salida excede el nivel de entrada, el humedal se considera como fuente de nutrientes. En el caso de que el nivel de salida y entrada de nutrientes es similar, pero en diferente forma se considera un transformados de nutrientes.

1.7 Hidrogeoquímica en Humedales

La composición química del agua es controlada por muchos factores que incluyen la composición de la precipitación, la mineralogía de las cuencas hidrográficas y los acuíferos, el clima y la topografía (Güler et al., 2002). Los procesos hidrogeoquímicos nos permiten tener una visión de la distribución y origen del agua subterránea, la interacción agua-roca, las mezclas e interconexiones de agua de diferentes orígenes (aguas superficiales, subterráneas y entre acuíferos), los fenómenos de intrusión salina y las influencias antropogénicas sobre la calidad del agua subterránea (Custodio, 1983; Pernía-Llera et al., 1993). Esto se determina a través de la

medición de constituyentes como los cationes calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+) potasio (K^+), y los aniones bicarbonato (HCO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), cloruro (Cl^-) y nitrato (NO_3^-) (Custodio y Llamas, 1983; Cuevas et al., 2001).

La interacción entre el agua superficial y subterránea es fundamental para entender los procesos que se dan en los humedales. Las condiciones hidrogeológicas de los humedales que dependen del agua subterránea cambian enormemente de un lugar a otro teniendo especial relevancia las relaciones con las aguas superficiales (Sophocleous, 2002). Las características hidrogeológicas de los sitios kársticos influyen en la composición de las aguas subterráneas, aunque no determinan exclusivamente su composición. Entre otros factores se tiene el grado de karstificación del acuífero, que puede controlar la calidad del agua subterránea, y las características hidrodinámicas, que impactan en el comportamiento hidrogeoquímico de los manantiales que drenan en estas formaciones (Bibiano et al., 2015). Es bien conocido que las aguas procedentes de sitios kársticos contienen altos índices de dureza originada en la disolución de las formaciones carbonatadas que lo conforman (Bibiano et al., 2006).

1.7 Productividad de humedales

La productividad en los humedales es influenciada por las condiciones climáticas, las especies vegetales, la disponibilidad de nutrientes y el hidroperíodo (Mitsch y Gosselink, 2015). Los humedales están considerados como sumideros de CO_2 , ya que lo toman de la atmósfera y lo convierten a carbono orgánico a través del proceso de fotosíntesis (Neue et al., 1997). En humedales con especies herbáceas y leñosas en los trópicos, Schlesinger (1991) ha reportado una productividad media global de $11 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Para las zonas templadas, Aselmann y Crutzen (1990) reportaron productividades de 16 a $32 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para humedales con especies leñosas, de 12 - $20 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para las planicies inundables, de 3 a $7 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para humedales herbáceos de agua dulce, de 0.5 a $1 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para lagos y de 0.4 a $16 \text{ Mg de C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para las turberas en las zonas boreales.

La acumulación neta de carbono en humedales es el resultado de la productividad primaria y la deposición o acumulación de sustancias orgánicas, menos la descomposición de materia orgánica en el suelo. La acumulación de carbono en los humedales se realiza en dos lugares, la biomasa vegetal y los suelos (Hernández, 2010). Los humedales tienen una de las tasas más alta de actividad biológica que la mayoría de los ecosistemas y por tanto una productividad primaria neta elevada en términos ecológicos. Así, podemos explicarnos el mantenimiento de la rica

cobertura vegetal, pero en términos antropológicos no es tan fácil explicar una agricultura intensiva ya que el sustento de los cultivos requiere de un suelo y su manejo adecuado para obtener una cosecha aprovechable (Novelo y Tavera, 1999). Las altas tasas de retención que normalmente presentan lagos y humedales contribuyen a una mayor tasa de transformación de los nutrientes. Las condiciones anaeróbicas de la interfase agua-sedimento permite la gasificación de C y N, en forma de CO₂, CH₄, N₂, NO y N₂O y la liberación de P como PO₄⁻ en fase líquida (Angeler et al., 2010).

1.8 Vegetación de humedales

La vegetación es un indicador muy importante para identificar la presencia de humedales (Jindasa y Weerakon, 2011). La mayor parte de la terminología que se utiliza para mencionar las especies vegetales de humedales está ligada al régimen hidrológico que la planta requiere (Whitley et al., 1999). En general, existe un gradiente de tolerancia-intolerancia a la inundación, desde las plantas que requieren estar permanentemente inundadas la mayor parte del tiempo, solo un periodo corto o son completamente intolerantes a la saturación de agua (Mitsch y Gosselink, 2015).

Los humedales albergan distintos tipos de comunidades de vegetación acuática (Moreno-Casasola, 2006; Moreno-Casasola et al., 2012). Estas comunidades integran especies con baja tolerancia a cambios de temperatura, radicación solar, pH, salinidad, calidad del agua, concentración de oxígeno, entre otros (Rzedowski, 2006) (Figura 1.9).

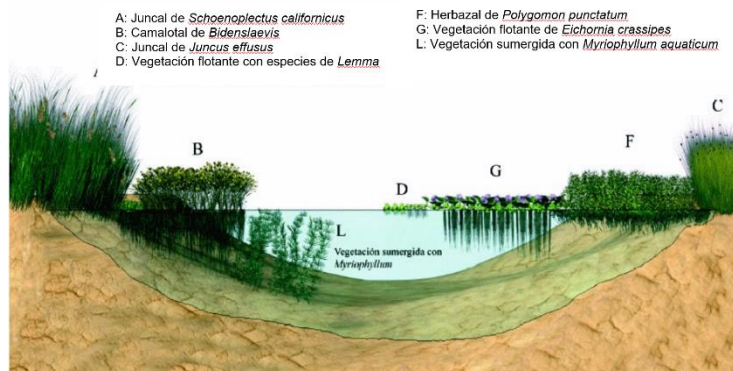


Figura 1.9. Ejemplos de tipo de vegetación en humedales. Tomado de Flores y Suvires, 2009

En función del tipo de crecimiento, la vegetación de humedales (Figura 1.9), se puede clasificar en vegetación flotante (libre y enraizada), vegetación de hidrófitas emergentes, vegetación sumergida, marismas, pastos marinos, manglar, manzanillar, vegetación riparia, selva baja inundable, palmar inundable y sabana (Moreno-Casasola, 2006).

En la vegetación flotante se agrupan las plantas que pueden estar flotando libres en la superficie o estar enraizadas en el fondo. Por otro lado, la vegetación de hidrófitas emergentes es el conjunto de especies herbáceas enraizadas en el fondo de aguas estancadas o de poca corriente, o por lo menos con suelos húmedos en la orilla de cuerpos de agua de mayor profundidad (Rzedowski, 2006).

De acuerdo con Lot et al., (2015), las formas de vida de las hidrófitas herbáceas se clasifican en tres grandes tipos con sus variantes:

1) *Enraizada*

- a. Emergentes, son plantas arraigadas al sustrato cuyos tallos se levantan por encima de la tabla de agua y mantienen sus órganos reproductores en el aire;
- b. Sumergidas, plantas arraigadas al sustrato con todas sus estructuras vegetativas por debajo del nivel del agua
- c. Con hojas flotantes, plantas arraigadas al sustrato con sus hojas flotando sobre la superficie del agua y con sus florescencias levantadas ligeramente;
- d. de tallos postrados, plantas arraigadas al sustrato con tallos de tipo estolonífero que reptan o ascienden a través de la columna de agua, con estructuras vegetativas y reproductoras sobre la superficie.

2) *Libres flotadoras*, plantas no arraigadas al sustrato que son dispersadas por efecto del viento y las corrientes, sus estructuras vegetativas y reproductoras se mantienen por encima del nivel del agua y sólo su sistema radicular se encuentra sumergido.

3) *Libres sumergidas*, plantas no arraigadas al sustrato con todas sus estructuras vegetativas sumergidas y las reproductoras de forma emergida sobre la superficie del agua.

1.8.1 Humedales herbáceos y *Cladium jamaicense* Crantz

Los humedales herbáceos incluyen, por lo general, vegetación de hoja ancha o larga y delgada, de tallo esponjoso, con espacios huecos dentro de tejido aerenquimal o parenquimal, que permite a la planta el flujo de oxígeno y otros gases de la atmósfera al suelo y viceversa. Ejemplos de estos humedales de vegetación herbácea son los popales, los tulares, los carrizales y los de plantas flotantes; sitios que abundan principalmente en planicies costeras y conjuntan una amplia

variedad de comunidades vegetales con distinta composición, estructura y formas de reproducción que generan paisajes vistosos y coloridos (Marín- Muñiz, 2018).

Las plantas herbáceas emergentes son las especies dominantes en los humedales con especies dominantes de tular (Moreno-Casasola y López Rosas, 2009). Crecen en niveles de agua que van desde 0.5 m por debajo del suelo hasta inundaciones de 1.5 m o más. Las hierbas emergentes forman tallos y hojas, así como un sistema extenso de raíces y rizomas. Tienen adaptaciones para vivir en suelos anegados como por ejemplo tejidos con grandes espacios aéreos denominados como aerénquima, que facilitan el transporte de oxígeno desde el aire hasta las raíces. Provee un sistema de interconexiones a través de canales de aire, que permite el paso del oxígeno. En este tipo de plantas más del 60% del tejido de las raíces corresponde a poros o sea espacios, en comparación con especies no tolerantes a la inundación, en las que solamente alcanzan del 2-7 % (Kozlowski 1984, Ponnampuruma 1984, Gaynard y Armstrong, 1987).

Dentro de las plantas enraizadas, la familia *Cyperaceae* está ampliamente representada en humedales. Es una familia monofilética cosmopolita, la tercera más grande entre las Monocotiledóneas después de *Orchidaceae* y *Poaceae* y el séptimo entre las angiospermas, con unas 5,500 especies (Muasya et al., 2009; Escudero y Hipp 2013; Govaerts et al., 2015).

Entre las revisiones taxonómicas de *Cyperaceae* para México y otros países, los géneros representados en humedales incluyen a *Abildgaardia*, *Bulbostylis* y *Fimbristylis* (Kral, 1971), *Carex* (Hermann, 1974), *Cyperus* (Tucker, 1994), *Eleocharis* (Svenson 1929, 1932, 1934, 1937, 1939, 1957), *Fuirena* (Kral, 1978), *Lipocarpa* (Goetghebeur y Van den Borre, 1989), *Rhynchospora* (Kükenthal 1949, 1950, 1951, Thomas 1984, 1992, 1994), *Scleria* (Core 1936, 1965), así como secciones de *Carex* (Reznicek 1986, 1993, Reznicek y González-Elizondo 2001a, 2001b), *Cyperus* (Denton, 1978) e *Hypolytrum* (Alves et al., 2015).

En México, la familia *Cyperaceae* está representada por 460 especies y 20 variedades o subespecies (480 taxones) que pertenecen a 21 géneros (González-Elizondo et al., 2017). Las dos subfamilias actualmente reconocidas en el país son Cyperoideae, que incluye casi el 100% de las especies, y Mapanioideae representada por una sola especie. Los géneros más diversos son *Carex* con 138 especies y variedades, y *Cyperus* con 125 especies, seguida de *Rhynchospora* con 65 y *Eleocharis* con 57 (González-Elizondo et al., 2017).

De acuerdo con la guía ilustrada de campo de plantas indicadoras de humedales (Lot et al., 2015), se identifican distintas especies de la familia *Cyperaceae*, distribuidas en la región de Quintana Roo. De acuerdo con la distribución y dominancia observada, para el desarrollo de este proyecto de investigación se eligieron humedales herbáceos dominados por la especie *Cladium jamaicense* Crantz. Esta especie es una planta hidrófila de tipo enraizada emergente. Se desarrolla muy bien en el periodo de inundación intermitente. Es una planta herbácea que en promedio tiene 80 cm, pero en algunos sitios, sobre todo en sustratos muy someros, llega a tener más de 2 m de altura y densidades mayores a 10 individuos por m² (Lot et al., 2015). La principal fuente hídrica de esta especie viene del incremento del nivel de inundación del cuerpo de agua durante la temporada de lluvias. Los suelos donde se desarrolla esta asociación son Gleysols mólicos y eútricos, poco permeables, ligeramente salinos con gran acumulación de limo y carbonato de calcio (González-Elizondo et al., 2017). Los organismos de *Cladium jamaicense* (Figura 1.10), son hierbas perennes con rizomas y tallos erectos cilíndricos, hojas lineares que alcanzan el metro de altura, de margen serrado y cortante al contacto con la piel. Inflorescencias muy ramificadas (panícula) de espiguillas pardo rojizas con brácteas y escama que protege a cada flor, flores bisexuales, frutos en aquenios rugosos y brillantes. Habita ciénegas, petenes, manglares y zonas inundables salinas y alcalinas, formando grandes comunidades monotípicas y frecuentemente impenetrables (Lot et al., 2015).



Figura 1.10. *Cladium jamaicense* Crantz en humedal herbáceo del norte de Quintana Roo.

1.9 Humedales como alternativa para el tratamiento de aguas residuales

Las raíces de las plantas de los humedales pueden atrapar, precipitar, transformar, reciclar y exportar muchos de estos compuestos y por tanto el agua que entra al humedal puede ser muy diferente de la que sale (Mitsch y Gosselink, 2015). Todos estos procesos que ocurren en los humedales ayudan a mantener los procesos tales como el abastecimiento de agua dulce, la producción de alimentos, la filtración y limpieza del agua, la retención de sedimentos y el ciclo de nutrientes tales como el procesamiento de nitrógeno y fósforo (Tabilo- Valdivieso, 1998; Mitsch y Gosselink, 2007). Con base en lo anterior, los humedales artificiales (HA) son utilizados para el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico, aunque también han funcionado para aguas industriales (Fenoglio, 2000). Su utilización fue desarrollada en Europa hace más de dos décadas, donde siguen operando con éxito (Cooper, 1999, 2004). Los HA se definen como sistemas que emulan una zona de transición entre el ambiente terrestre y el acuático, pero que son específicamente construidos para el tratamiento de aguas residuales bajo condiciones controladas de ubicación, dimensionamiento y capacidad de tratamiento (Gerba et al., 1999).

Entre las ventajas de estos sistemas se encuentra el bajo costo de instalación y mantenimiento, comparado con sistemas físicoquímicos y biológicos convencionales, así como la generación de un paisaje agradable. Los humedales artificiales correctamente diseñados y construidos pueden depurar los contaminantes de las aguas municipales, industriales y pluviales. Birch y colaboradores (2004) encontraron que la eficiencia promedio de remoción de metales traza Cr, Cu, Pb, Ni y Zn fue de 64%, 65%, 65%, 22% y 52%, respectivamente. Esta capacidad de remoción varía de acuerdo con el tipo de vegetación dominante. Son una tecnología efectiva y segura para el tratamiento y recirculación del agua si se mantienen y operan adecuadamente (Miranda, 2000).

El tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales o construidos se basa en los principios de sistemas naturales, ya que se acercan a lo que ocurre en la naturaleza, a pesar de la intervención del hombre se han catalogado como "sistemas naturales de tratamiento" (Mitsch y Gosselink, 2015). Por tal motivo, el mejor conocimiento de las capacidades asimilativas de los humedales mejorará notablemente esta tecnología, ya que se vuelven una alternativa altamente atractiva para ser aplicada en el tratamiento de aguas residuales, presentándose como la contraparte natural a las plantas de tratamiento convencionales por su versatilidad y rentabilidad económica (Denny, 1997).

1.10 Humedales del norte de Quintana Roo

En la península de Yucatán, los humedales que tienen mayor relevancia son los humedales kársticos comúnmente nombrados petenes, mientras que los humedales inundables y sabanas tienen una menor proporción. Los petenes son islas naturales de vegetación, únicos en su tipo a nivel mundial, restringidos a la península de Yucatán, México (Koyoc-Ramírez et al., 2015). Los humedales en dolina, denominados comúnmente como corchales o aguadas, son geoformas generadas por la disolución de roca causando su colapso, formando oquedades cónicas o de tipo caverna, derivando a la exposición del agua subterránea a la atmósfera (Cejudo y Herrera-Caamal, 2019). Otra característica de estos humedales es la presencia de rocas calcáreas que, entre otras cosas, se distinguen por sufrir un proceso altamente dinámico conocido como karstificación, el cual consiste en la disolución de rocas compuestas de CaCO_3 , en presencia de ácido carbónico (HCO_3^-), producto de la reacción entre el bióxido de carbono (CO_2) y el agua (H_2O) (Suárez-Morales y Rivera-Arriaga, 2000). Estas características propician zonas de gran permeabilidad debido al desarrollo de fracturas y canales de disolución por donde se filtra rápidamente el agua al acuífero, espesores de suelo muy reducidos y limitada existencia de corrientes de agua superficiales (Matthes, 2008; Marín et al., 2001; Schmitter-Soto et al., 2002; Granel-Castro y Gález-Hita, 2002; Escolero et al. 2002; Perry et al., 2002).

Se ha estudiado la acumulación de N y P en diversos humedales en el mundo. Sánchez Carrillo y Álvarez Cobelas (2001) encontraron en un humedal semiárido del sur de España, concentraciones de 2.82 mg L^{-1} (± 1.03) de N y 0.30 mg L^{-1} (± 0.17) de P en las fracciones de agua y sedimento respectivamente. En el litoral del lago Wingra, Wisconsin (EE. UU), Carpenter y Adams (1977) encontraron un balance anual de nitrógeno y fósforo de 14,610 y 1,590 kg respectivamente acumulado en sedimento, mientras que Kasan (2012), encontró 118.5 g m^{-2} de nitrógeno y 22 g m^{-2} de fósforo en un humedal artificial en Australia del Sur. Asimismo, Kinsman-Costello et al. (2016) cuantificaron entre 28 y $1,910 \text{ } \mu\text{g g}^{-1}$ de fósforo total (peso seco) en sedimentos de dieciséis humedales del suroeste de Michigan (EE. UU.)

Actualmente, en México se han estudiado humedales herbáceos de agua dulce y selva inundable (López-Rosas et al., 2005; 2006). Sin embargo, aún no se han realizados estudios detallados sobre los procesos biogeoquímicos y el intercambio de gases en los humedales mexicanos que ayuden a entender el papel de estos ecosistemas como captadores de carbono o emisores de gases efecto invernadero (Hernández, 2010). En 2021, Cejudo y colaboradores realizaron un

estudio en el humedal conocido como La Esperanza (Norte de Quintana Roo) donde caracterizaron la hidroquímica de este humedal herbáceo, cuantificando los valores de N y P en agua intersticial pero no en otras matrices como sedimento y raíces vegetales.

De acuerdo con la revisión bibliográfica que se realizó, no se encontraron más investigaciones en el norte de Quintana Roo que evaluaran nitrógeno y fósforo en fracciones como agua intersticial, sedimento y especies vegetales.

JUSTIFICACIÓN

Los humedales son sitios de extrema importancia en los ciclos biogeoquímicos. La importancia de estos radica tanto en sus peculiaridades biológicas, como en las funciones que desempeñan en el ciclo del agua y de la materia orgánica, reciclado de nutrientes, mantenimiento de redes tróficas y estabilización de sedimentos (Fernández de la Mora, 2009).

En la región de la península de Yucatán donde es común ver ecosistemas de humedales kársticos herbáceos, conocer la capacidad de retención de nitrógeno y fósforo que tienen resulta relevante, ya que actualmente existe poca información sobre la retención de nutrientes en humedales herbáceos.

Los humedales herbáceos del norte de Quintana Roo son poco conocidos, los estudios que se han llevado a cabo los últimos años se han enfocado en conocer la vegetación, hidrología e hidroquímica. De acuerdo con la revisión bibliográfica realizada, no se han encontrados investigaciones relacionadas con la distribución o acumulación de nitrógeno y fósforo en agua intersticial, sedimento y raíces de especies vegetales, por lo que los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación aportarán información nueva y relevante para tener una caracterización más detallada de estos ecosistemas, y el servicio ecosistémico de retención y reciclaje de nutrientes. Esta investigación se enfoca en humedales herbáceos dominados por la especie *C. jamaicense*. Es importante conocer si existe relación entre los parámetros analizados en estos humedales (nitrógeno y fósforo en las tres matrices antes mencionadas) y su ubicación geográfica e hidroquímica para poder clasificarlos de acuerdo con sus características y entender las relaciones que existen entre la productividad biológica y el ambiente abiótico donde se establecen.

HIPÓTESIS

Los humedales son estructuras auto-organizadas, que colectan, almacenan y transportan agua, así como materia y energía. El hidroperíodo como criterio fundamental en estos ecosistemas lleva a un conjunto de manifestaciones asociadas en el suelo y en la vegetación, por lo que, sumado a estas capacidades, los parámetros analizados en los humedales elegidos en esta investigación cumplirán con las siguientes hipótesis:

1.- En los humedales herbáceos del norte de Quintana Roo dominados por *Cyperaceas*, la mayor cantidad de nitrógeno y fósforo se encontrará en la fracción de sedimento comparada con la encontrada en agua intersticial y tejido vegetal (raíces de *C. jamaicense*).

2.-Debido a factores ambientales condicionantes como la inundación y la influencia de la química particular del agua, las cuantificaciones de nitrógeno y fósforo entre las diferentes matrices (agua intersticial, sedimento y raíces de *C. jamaicense*) serán reguladas por la hidroquímica de los humedales.

OBJETIVO GENERAL.

Cuantificar las concentraciones de nitrógeno y fósforo en diferentes compartimientos (agua intersticial, sedimentos y raíces asociados a *Cladium jamaicense* Crantz) de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo y relacionarlos con las propiedades fisicoquímicas, hidroquímicas y posición latitudinal (sur-norte).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

1. Cuantificar nitrógeno y fósforo en agua intersticial, sedimento y raíces de *C. jamaicense* en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo, e investigar si existe alguna tendencia influenciada por la hidroquímica o posición latitudinal.
2. Cuantificar los parámetros fisicoquímicos y iones mayoritarios del agua intersticial en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo, y verificar si existe relación respecto a su posición dentro del complejo de humedales de fractura de Holbox.
3. Comparar la retención de nitrógeno y fósforo entre los cuatro humedales herbáceos y evaluar si existe una diferencia significativa con respecto a su hidroquímica y posición latitudinal.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de Estudio

La península de Yucatán cuenta con una gran superficie ocupada por depresiones kársticas donde se pueden establecer humedales (Aguilar et al., 2016). Los humedales en dolina de regiones templadas han sido estudiados (Watson et al., 1990), pero en México son poco conocidos y posiblemente uno de los menos conservados (MEA 2005, Zhou y Beck 2005). Los humedales en dolina dependen del agua subterránea, pueden alterarse al modificar el régimen hidrológico local o regional (Rohde et al., 2017), por ello, su caracterización hidrogeomorfológica genera información para entender su dinámica, estructura y funcionamiento (Loheide y Booth 2011, Noe et al., 2013).

El Noreste de Quintana Roo está representado por vastos humedales como tintales y sabanas, en las que el sustrato está cubierto por crecimientos algales (Novelo y Tavera, 1999). Debido a la topografía kárstica, la disponibilidad de agua se limita al período en el que la superficie permanece inundada; y en el periodo de secas, a la retención del agua en cenotes (Novelo y Tavera, 1999).

Los humedales del norte de Quintana Roo ubicados en el polígono del Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam (APFFYB) son conocidos como sabanas o humedales de fractura. Estos humedales se establecen en las zonas más bajas de un sistema de fracturas geológicas formadas por una serie de depresiones lineales que se encuentran paralelas entre sí, en dirección norte-sureste, y tienen una profundidad de unos dos metros. Gracias a esta fractura natural, esta región tiene una gran variedad de ecosistemas y asociaciones vegetales únicas en México tales como sabanas, selvas inundables, palmares, tulares, popales, tintales, zapotonales y demás, así como algunas lagunas perennes, también se consideran las aguadas y cenotes (Miranda y Hernández, 2013).

El área de estudio se localiza en la zona norte del estado de Quintana Roo, México en los municipios de Lázaro Cárdenas y Puerto Morelos. La temperatura media anual en estos sitios es de 26° C; el clima de esta región es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw) y una precipitación anual media de 1229 mm con lluvias predominantes de junio a octubre (INEGI,

2016). Para el desarrollo de este proyecto seleccionaron cuatro humedales de tipo herbáceo ubicados dentro o cerca del polígono del APFFYB en Quintana Roo, México (Figura 2.11). Se eligieron cuatro sitios de muestreo tipo sabana dentro del sistema de humedales, de norte a sur se nombraron sabana Chiquilá (H4), Media Luna (H3), sabana Pichichi (H2) y La Esperanza (H1).

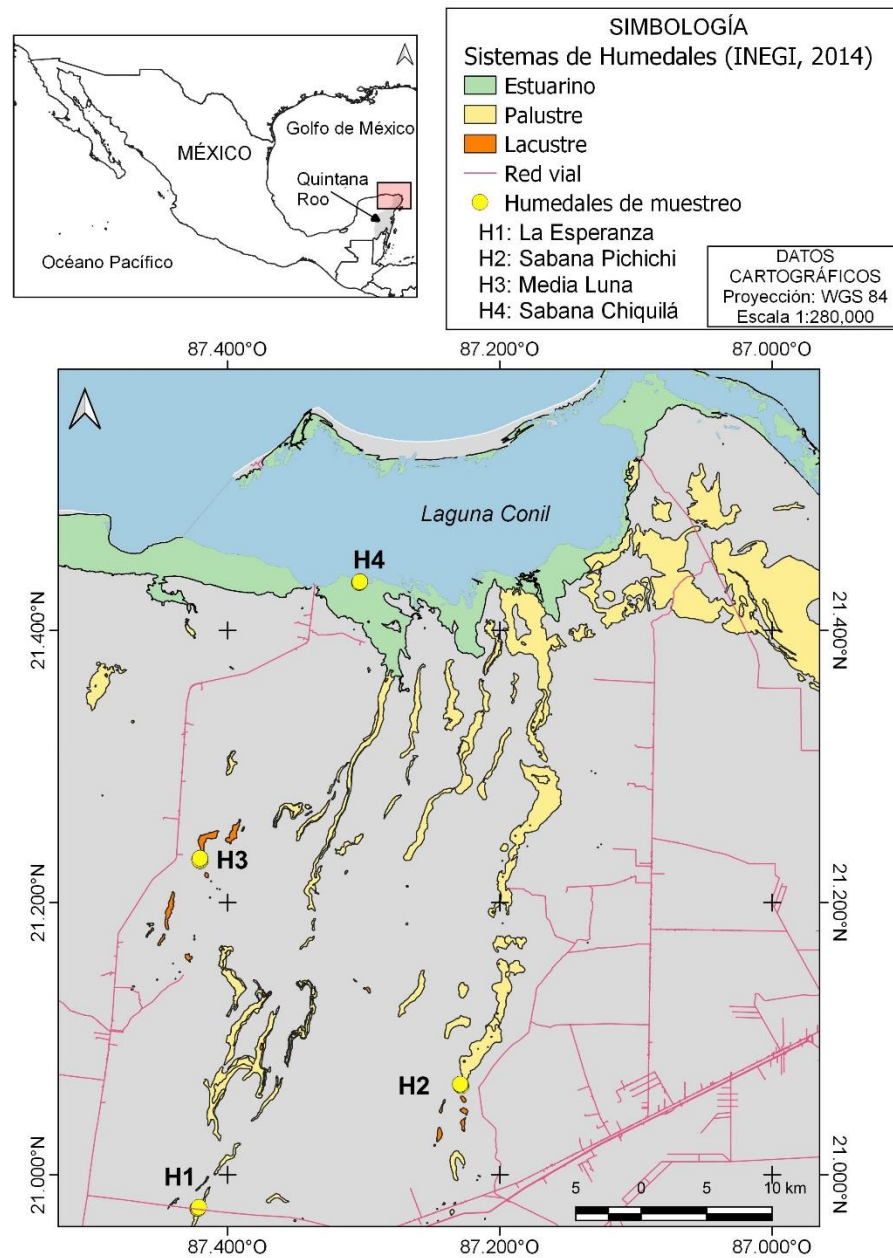


Figura 2.11. Sitios de muestreo y ubicación geográfica de los cuatro humedales (tipo sabana) estudiados en el norte de Quintana Roo (Capa de sistemas de humedales de acuerdo con la clasificación de INEGI, 2014), humedal H2 fractura oriente, humedales H1, H3 y H4 fractura occidente.

Con respecto al tipo de suelos en el área de estudio de acuerdo con INEGI (2017) en el norte de Quintana Roo se encuentra una presencia mayor de suelos de tipo Leptosols. Los Leptosols son los que se presentan en mayor proporción en el estado de Quintana Roo con un 77.1% seguido de los Phaeozems en el 7.3 %, Vertisols en el 6.7 %, Gleysols en el 4.5 %, Luvisols en el 1.4 % y Solonchaks en 1.2 %, en tanto que los Arenosols, Regosols, Histosols, Nitisols, Cambisols y Fluvisols, representan un porcentaje del 1.7 % (INEGI, 2017).

La región denominada Yalahau/Yum Balam, es una zona en donde se alberga alta diversidad, así como el elevado número de endemismos (SERMARNAT, 2019). Actualmente, la APFFYB suma más de 2,400 hectáreas de sistema de sabanas, humedales y selvas que protegen la fractura de Holbox, una zona de captación de agua que constituye el abasto para el desarrollo turístico de Cancún (Ramsar, 2004). El APFFYB colinda en su parte oeste con la Reserva de la Biosfera de Ría Lagartos (Sitio Ramsar desde 1988), por lo que da continuidad al sistema de humedales del norte de la Península de Yucatán. Esta zona presenta características geológicas, biológicas, hidrológicas y geomorfológicas poco comunes en México y conserva las selvas tropicales más norteñas existentes en un área natural protegida (ANP) en nuestro país. El APFFYB incluye la Isla de Holbox, un área de mar, la Laguna Conil, así como un gran sistema de humedales y un mosaico de selvas bajas y medianas.

2.2 Estrategia de muestreo

Con frecuencia es difícil en un humedal colocar los muestreos al azar, ya que el traslado de un punto a otro es complicado, lleva mucho tiempo y se requiere una gran cantidad de muestras para asegurar la representatividad de la comunidad (Moreno-Casasola y López Rosas, 2009). Por lo tanto, como lo menciona Tiner (1999), se sugiere escoger subjetivamente las comunidades y mediante un muestreo estratificado colocar las unidades de medición (ya sea cuadros, cuadrantes, puntos sin área, etc.) al azar, es decir, subdividir la zona asegurándose que la variabilidad queda representada en los distintos estratos o ambientes que representan variación, por ejemplo distintas profundidades de inundación y para nuestros fines, dominados por especies vegetales de la familia *Cyperaceae*. En cada sitio de muestreo se tomaron tres muestras de agua superficial, sedimentos y raíces de *Cladium jamaicense* en tres puntos separados entre ellos aproximadamente 10 metros (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Número de muestras por sitio de muestreo para las diferentes fracciones contempladas en la metodología de muestreo.

Código de identificación (ID)	Nombre del sitio	Secciones de muestreo	Muestras de Agua intersticial	Muestras de sedimento	Muestras de raíces	Total de muestras
H1	La Esperanza					
H2	Sabana Pichichi	Norte	9	9	9	27
H3	Media Luna	Centro				
H4	Sabana Chiquilá	Sur				

El muestreo de agua intersticial se llevó a cabo de acuerdo con la metodología establecida por la Norma Mexicana (NMX-AA-14-1980), la cual establece los pasos de la colecta de muestra en cuerpos receptores de agua. El muestreo de agua intersticial se llevó a cabo en febrero y abril de 2021 (Figura 2.12). Los parámetros fisicoquímicos que se tomaron en campo fueron temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$), potencial redox (mV), sólidos disueltos totales (ppt) y salinidad (UPS) con una sonda de la marca Hanna modelo HI98195. La sonda previamente se calibró en laboratorio con soluciones buffer de pH 4, 7 y 10 unidades. En campo se colectaron muestras en recipientes de polietileno de alta densidad de tipo Nalgene R con capacidad de 120 mL. Las muestras de agua intersticial se tomaron a una profundidad promedio de 20 cm con respecto al nivel del suelo, con la ayuda de un tubo de cobre de 1/2 pulgada perforado en el extremo distal, que se encuentra conectada a una manguera de teflón y para realizar la extracción se usó una bomba peristáltica manual. Las muestras se etiquetaron con el código de identificación (ID) previamente establecido y posteriormente se trasladaron al laboratorio de la Unidad de Ciencias del Agua del CICY, en Cancún Quintana Roo. Una de las dos botellas por punto de muestreo se filtró con un filtro de nitrocelulosa Pall R de 0.45 μm de tamaño de poro y una bomba de vacío, posteriormente se preservaron en refrigeración a una temperatura de 4 $^{\circ}$ C.



Figura 2.12. Toma de muestra de agua intersticial en humedal herbáceo del norte de Quintana Roo. Febrero 2021.

Los análisis de laboratorio fueron realizados en las instalaciones de la Unidad de Ciencias del Agua del Centro de Investigación Científica de Yucatán A. C. (CICY). Los análisis de agua intersticial realizados fueron los siguientes: demanda química de oxígeno, Silicatos, N-amonio, N-nitritos, N-nitratos, P-ortofosfatos, nitrógeno total, fósforo total. Se cuantificaron nitritos, amonio, ortofosfatos y nitratos con métodos espectrofotométricos en un espectrofotómetro UV-Vis marca Thermo Scientific modelo Evolution 60S. Los nitritos se cuantificaron con modificaciones del método de Strickland y Parsons (1972), usando tres mililitros de volumen de muestra y adaptando el rango de operación de 0.01 a $0.50 \text{ mg N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$. El ión amonio (NH_4^+) se cuantificó con el método del salicilato (Bower y Holm-Hansen, 1980) con rango de 0.01 a $2.00 \text{ mg N- NH}_4\text{L}^{-1}$. Los ortofosfatos (PO_4^{-3}) se cuantificaron con el método 365.3 de la USEPA (1978) con rango de 0.01 a $1.20 \text{ mg P-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$. En el caso de nitratos se utilizó el método colorimétrico descrito por EPA 352.1, reacción con brucina.

Para las cuantificaciones de Alcalinidad total como CaCO_3 y HCO_3^- se siguió el procedimiento del método volumétrico, titulación ácido-base citado en la norma oficial mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001.

Para la cuantificación de iones mayoritarios (aniones y cationes) se utilizó el cromatógrafo de iones Compact IC Plus de Metrohm con detector de conductividad eléctrica. Se cuantificaron calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+) y potasio (K^+) en el caso de cationes, y sulfatos (SO_4^{2-}), cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-) para aniones. Para el análisis de aniones, como fase móvil se utilizó una solución de carbonato de sodio (Na_2CO_3) con bicarbonato de sodio (NaHCO_3) con concentraciones de 1.8 mM y 1.7 mM respectivamente. Por otro lado, para el análisis de cationes

se utilizó una solución de ácido nítrico (HNO_3) con concentración de 2.7 mM. Para las determinaciones de este método se utilizaron aproximadamente 10 mL de muestra.

El muestreo de sedimento se realizó con los pasos establecidos en la metodología de la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis (DOF, 2002). Las muestras de sedimento se tomaron en los mismos puntos donde se tomaron las muestras de agua intersticial y raíces de *C. jamaicense* Crantz (Figura 2.13). Se tomaron nueve muestras por cada humedal. En cada punto de muestreo se procedió a delimitar el área de toma de muestra con la ayuda de un cuadro de PVC 20 cm por lado, posteriormente con la ayuda de una pala recta se introdujo a una profundidad de entre 20 y 25 cm para extraer el sedimento y la raíz de *Cladium*. Si las muestras presentaban elementos como rocas, material vegetal o algún otro elemento distinto al sedimento y raíces, se procedió a retirarlas. Las muestras se depositaron en bolsas plásticas las cuales previamente se identificaron con el mismo código utilizado en las botellas usadas para agua intersticial. Una vez colectadas en estas se resguardaron para su transporte posterior secado, en horno, para eliminar el contenido de humedad.



Figura 2.13. Muestreo de sedimento (izquierda) y raíces (derecha) en humedal herbáceo del norte de Quintana Roo, abril 2021.

Para el muestreo de raíces de *C. jamaicense* Crantz se utilizó como referencia la metodología estandarizada para la evaluación de humedales en México a nivel de sitio escala 1:20,000 (CONACyT-CONAGUA, 2012). En laboratorio las muestras de sedimento y raíces se llevaron al horno de secado durante 48 horas a 60 °C para eliminar el contenido de humedad presente, posterior a este paso, para las muestras de sedimento se tamizaron en malla de 5 mm y se depositó el contenido en bolsas con cierre hermético para determinaciones correspondientes

(Tabla 2.1). Para las muestras de raíces se siguió el mismo procedimiento incluyéndose uno más el cual consistió en la molienda de las muestras de raíz con la ayuda de un molino eléctrico de café y el uso de un mortero de cerámica.

A continuación en la Tabla 2.2, se presentan de forma general los análisis y metodologías de muestreo de acuerdo con las fracciones involucradas, que comprenden agua, suelo y tejido vegetal.

Tabla 2.2. Análisis y métodos utilizados para las diferentes fracciones de investigación, así como el tipo y frecuencia de muestreo, los análisis correspondientes y la técnica propuesta.

^a Muestra	Referencias de muestreo	Análisis	Método analítico
Agua intersticial	Norma Mexicana NMX-AA-14-1980.	N-Nitritos (NO ₂ ⁻)	Método colorimétrico – Reacción con sulfanilamida (NMX-AA-099-SCFI-2006)
		N-Nitratos (NO ₃ ⁻)	Método colorimétrico – Reacción con brucina (EPA Method 352.1 y/o Cromatografía de iones)
		N-Amonio (NH ₄ ⁺)	Método colorimétrico - Salicilato (Bower y Holm-Hansen 1980)
		Fosfatos (PO ₄ ³⁻)	Método colorimétrico - Ácido ascórbico (EPA-600/4-79-020)
		Alcalinidad Total	Método volumétrico. Análisis de alcalinidad total. Titulación ácido-base
		Sílice (SiO ₂)	Método colorimétrico- Método del molibdosilicato. (NMX-AA-75-1982. Análisis de agua. Determinación de sílice
		Demanda Química de Oxígeno	Método colorimétrico. Método Dicromato (NMX-AA-030/1-SCFI-2012)
		Cationes (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺)	Cromatografía Iónica
		Aniones (SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , NO ₃ ⁻ , HCO ₃ ⁻)	Cromatografía Iónica
		N Total	Método colorimétrico - Digestión con persulfato (Hach Method 10071)
Suelo (sedimento)	Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.	P Total	Método colorimétrico - Digestión con persulfato (EPA-600/4-79-020)
		N Total	Medición de nitrógeno Total Kjeldahl
		P inorgánico	Método Olsen et al. Identificado en la Norma 021, como AS-10
		Fe ²⁺	Análisis de Hierro Ferroso Fe ²⁺ en suelo. Método colorimétrico. [Heaney, S. I., & Davison, W. (1977). The determination of ferrous iron in natural waters with 2, 2' bipyridyl]
Tejido (Raíz)	Metodología estandarizada para la evaluación de Humedales en México.	N Total	Medición de nitrógeno Total Kjeldahl
		P inorgánico	Método Olsen et al. (1954) Identificado en la Norma 021, como AS-10

^a Tipo de muestreo: simple y frecuencia de muestreo puntual

2.3 Análisis de datos

Para el análisis conjunto de los datos se realizó la prueba de normalidad Shapiro-Wilk (Anexo 1), con el programa SPSS versión 13.1 con un nivel de confianza de 95% ($\alpha=0.05$), aunado a lo anterior se realizó una prueba de homogeneidad de varianzas y gráficos de “box-plot”. Los parámetros con distribución normal fueron comparados mediante un análisis ANOVA de un factor con prueba post-hoc Tuckey, con la finalidad de encontrar diferencias significativas entre los parámetros cuantificados dentro de cada uno de los humedales (norte, centro y sur), y variación entre los humedales H1, H2, H3 y H4.

Se calcularon también las correlaciones de Pearson (Anexo 2) y se aplicó un análisis de componentes principales (PCA), utilizado como método descriptivo que permite transformar las relaciones de un conjunto de variables en un número menos de componentes (variables) independientes entre sí, de manera que solo algunas componentes expliquen la mayor parte de la varianza contenida en los datos originales (Camacho, 1995).

Los análisis hidroquímicos (gráficos de Piper y Chadah) se hicieron en el software de acceso libre Diagrammes versión 6.7 (Logiciels, Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon)

CAPÍTULO 3

RESULTADOS y DISCUSIÓN

3.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA

Los resultados obtenidos de los parámetros fisicoquímicos (Tabla 3.3), nutrientes (Tabla 3.4) e iones mayoritarios (Tabla 3.5) de los cuatro humedales estudiados para la matriz de agua intersticial, muestran variación en conductividad eléctrica, salinidad y alcalinidad entre sitios, siendo mayor y más variable en el humedal H4, localizado en el extremo norte del sistema de fracturas y con influencia de la Laguna Conil. Es importante destacar que el humedal H2 (Sabana Pichichi), que también mostró diferencias, se encuentra localizado al oriente con respecto a los demás humedales (ver mapa en Figura 2.11). La orientación latitudinal sur-norte se cumple para los humedales H1, H3 y H4; esta situación es relevante para la interpretación de los resultados y se mencionará frecuentemente para hacer énfasis en los resultados observados (y su posterior discusión).

Tabla 3.3. Parámetros fisicoquímicos medidos en muestras de agua intersticial (profundidad de muestreo 25 cm) en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

Humedal	T(°C)	pH (UpH)	ORP (mV)	CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Sal (PSU)	Alcalinidad (mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	DQO (mg L^{-1})
H1 (n=9)	28.8 ± 0.3	7.27 ± 0.23	-71.2 ± 33.3	466 ± 61	0.22 ± 0.03	203 ± 42	40.056 ± 27.048
H2 (n=9)	27.2 ± 0.8	7.30 ± 0.19	-36.8 ± 55.3	903 ± 339	0.44 ± 0.17	289 ± 127	119.056 ± 57.271
H3 (n=9)	29.4 ± 0.3	6.99 ± 0.32	-11.8 ± 49.1	429 ± 88	0.20 ± 0.04	186 ± 40	55.167 ± 33.014
H4 (n=9)	24.6 ± 0.4	6.99 ± 0.18	-71.3 ± 30.1	5607 ± 5151	3.00 ± 2.84	507.131 ± 123	87 ± 35.890

Promedio ± Desviación estándar (n=9). T: temperatura en °C. Unidades de pH. ORP: potencial oxidación-reducción en milivolts. CE: conductividad eléctrica en microsiemens. Sal: Salinidad en unidades prácticas de salinidad. DQO: demanda química de oxígeno.

Tabla 3.4. Nutrientes medidos en muestras de agua intersticial (profundidad de muestreo 25 cm) en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

Humedal	N-NH ₄ ⁺ (mg L^{-1})	N-NO ₃ ⁻ (mg L^{-1})	P-PO ₄ ³⁻ (mg L^{-1})	PT (mg L^{-1})	NT (mg L^{-1})	SiO ₂ (mg L^{-1})
H1 (n=9)	0.61 ± 0.66	0.39 ± 0.09	0.04 ± 0.06	0.17 ± 0.06	1.03 ± 0.36	3.20 ± 2.04
H2 (n=9)	0.42 ± 0.23	0.50 ± 0.31	0.016 ± 0.01	0.528 ± 0.53	0.74 ± 0.32	2.53 ± 0.86
H3 (n=9)	0.03 ± 0.03	0.47 ± 0.24	0.03 ± 0.06	0.18 ± 0.08	0.91 ± 0.17	4.13 ± 2.12
H4 (n=9)	0.47 ± 0.43	0.24 ± 0.23	0.015 ± 0.02	0.14 ± 0.08	0.63 ± 0.12	6.45 ± 2.65

Promedio ± Desviación estándar (n=9). N-NH₄⁺: nitrógeno de amonio. N-NO₃⁻: nitrógeno de nitratos. P-PO₄³⁻: fosfatos totales. PT: fósforo total. NT: Nitrógeno total. SiO₂ Silicatos totales.

Tabla 3.5. Iones medidos en muestras de agua intersticial (profundidad de 25 cm de profundidad) en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

Humedal	Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	Na ⁺ (mg L ⁻¹)	K ⁺ (mg L ⁻¹)	Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)
H1(n=9)	41.1 ± 16.1	2.5 ± 1.7	19.2 ± 3.1	23.1 ± 8.6	0.52 ± 0.52	61.9 ± 21.6
H2 (n=9)	115.1 ± 43.3	5.2 ± 3.1	22.5 ± 3.9	62.9 ± 15.8	1.27 ± 0.76	48.3 ± 8.1
H3 (n=9)	25.1 ± 18.4	2.3 ± 3.4	6.3 ± 1.1	14.8 ± 9.7	2.61 ± 1.29	72.9 ± 16.4
H4 (n=9)	1,250.3 ± 1,407.2	178.4 ± 202.7	99.9 ± 73.4	568.4 ± 688.1	14.92 ± 23.33	131.4 ± 62.1

Promedio ± Desviación estándar (n=9). Cl⁻ cloruros. SO₄²⁻ sulfatos. Mg²⁺ magnesio. Na⁺ sodio. K⁺ potasio. Ca²⁺ calcio

Los resultados de los sedimentos (Tabla 3.6) muestran cierta tendencia de aumento en el nitrógeno entre el humedal más al sur (H1) comparado con el humedal al norte (H4). La materia orgánica fue similar entre humedales, el sitio H2 tuvo la mayor cantidad de fósforo y nitrógeno en sedimentos. En cuanto a los resultados de NT y PT en raíces de *Cladium* (Tabla 3.7), el nitrógeno fue menor en H4 y el fósforo mayor en H3.

Tabla 3.6. Parámetros medidos en muestras de sedimento en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

Humedal	Fe ²⁺ (mg L ⁻¹)	pH (UpH S)	PT (mg kg ⁻¹)	NT (mg kg ⁻¹)	M. O. (%)
H1 (n=9)	0.229 ± 0.234	7.5 ± 0.1	6.08 ± 4.07	11,906.86 ± 3,928.94	8.832 ± 0.45
H2 (n=9)	0.131 ± 0.158	7.5 ± 0.1	9.62 ± 7.39	15,022.58 ± 6,139.19	8.567 ± 0.81
H3 (n=9)	0.059 ± 0.056	7.1 ± 0.3	4.01 ± 2.28	7,910.41 ± 2,561.79	8.497 ± 0.61
H4 (n=9)	0.079 ± 0.081	7.8 ± 0.1	4.51 ± 2.42	3,001.66 ± 1,190.59	8.693 ± 0.71

Promedio ± Desviación estándar (n=9). Fe²⁺. hierro en sedimento. UpH: unidades de pH en suspensión de sedimento. PT: fósforo total inorgánico en sedimento. NT: nitrógeno total en sedimento. Materia orgánica (porcentaje) en sedimento.

Tabla 3.7. Parámetros medidos en muestras de raíces de *Cladium jamaicense* Crantz en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

Humedal	PT (mg kg ⁻¹)	NT (mg kg ⁻¹)
H1 (n=9)	24.832 ± 17.868	12454.868 ± 2047.202
H2 (n=9)	44.850 ± 69.396	11188.617 ± 3248.788
H3 (n=9)	52.278 ± 37.844	11717.321 ± 3280.014
H4 (n=9)	45.540 ± 29.104	6775.063 ± 2808.527

Promedio ± Desviación estándar (n=9). PT: fósforo total inorgánico en raíces de *Cladium jamaicense*. NT: nitrógeno total en raíces de *Cladium jamaicense*

A continuación, se presentan los resultados de los análisis de varianza (ANOVA) de un factor, para identificar la variación interna en cada uno de los cuatro humedales. En la Tabla 3.8 se

muestran únicamente los parámetros cuyas mediciones fueron diferentes dentro de cada humedal. Las tablas de los resultados del ANOVA de una vía completas se muestran en Anexo 3. En resumen, se observa que el humedal H2 presenta condiciones más homogéneas, solo tuvo diferencias significativas entre las mediciones de temperatura del agua. Los humedales H3 y H4 son los de mayor variación en las mediciones realizadas. Es importante destacar que la cuantificación de nutrientes en sedimento y raíces fueron solo diferentes en los sitios H1 (NT en raíces) y H3 (PT en sedimento, NT en raíces y acumulación de materia orgánica). El humedal H4 es el humedal más heterogéneo ya que tiene influencia de agua salobre en la porción colindante con laguna Conil.

Tabla 3.8. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium jamaicense* Crantz con respecto a su variación significativa de cuatro humedales del norte de Quintana Roo

Humedal	Parámetro (unidad)	Ubicación		
		Sur	Centro	Norte
H1	SiO ₂ (mg L ⁻¹)	1.03±1.25 a	3.53±1.37 ab	5.05±0.92 b
	K ⁺ (mg L ⁻¹)	0.43±0.61 ab	1.04±0.09 b	0.08±0.00 a
H2	NT R (mg kg ⁻¹)	9950.49±601.15 a	14060.40±1327.67 b	13353.70±392.02 b
	T (°C)	28.21±0.48 b	26.75±0.49 a	26.90±0.59 ab
	T (°C)	29.8±0.12 b	29.44±0.01 ab	29.09±0.37 a
	pH	6.84±0.13 a	7.40±0.02 b	6.74±0.15 a
H3	REDOX (mV)	-61.44±15.25 a	48.59±8.06 c	-22.80±4.94 b
	pH S	7.36±0.18 b	7.07±0.19 ab	6.64±0.35 a
	PT S (mg kg ⁻¹)	7475.59±1622.63 ab	10616.20±1139.02 b	5639.43±1821.88 a
	M.O S (%)	9.02±0.60 b	7.87±0.10 a	8.60±0.33 ab
	K ⁺ (mg L ⁻¹)	2.39±0.61 ab	3.97±0.36 b	1.47±1.19 a
	NT R (mg kg ⁻¹)	13824.90±1682.36 b	13758.40±408.77 b	7568.69±1143.74 a
	CE (μS cm ⁻¹)	2664.60±709.65 a	1880.49±25.33 a	12278.80±2240.96 b
H4	Salinidad (PSU)	1.38±0.38 a	0.95±0.11 a	6.68±1.26 b
	Alcalinidad (mg L ⁻¹)			
	CaCO ₃ (mg L ⁻¹)	608.23±22.44 b	381.54±70.80 a	531.61±126.41 ab
	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	0.97±0.14 b	0.09±0.04 a	0.35±0.37 a
	Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	111.46±30.93 a	77.16±14.90 a	205.66±30.59 b

S-suelo, **R**-Raíces. Media ± desviación estándar (n=9). Las letras indican diferencias entre muestras tomadas en diferente posición latitudinal (Tukey HSD α= 0.05).

3.2 VARIACIÓN DE PARÁMETROS ENTRE HUMEDALES

Nitrógeno. El total de muestras para análisis de nitritos indicaron valores por debajo del límite de detección de la técnica ($>0.01 \text{ mg N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$). Las concentraciones de amonio más altas se registraron en el humedal H1 (al sur), mientras que las concentraciones más bajas se encontraron en el humedal H3 (centro occidental). En ningún caso, las concentraciones superaron los 2 mg L^{-1} . Los humedales que presentan una diferencia significativa ($p=0.05$) son H1 y H3 (Tabla 3.9). Para los nitratos se presentan en el humedal H2, y las concentraciones más bajas en el humedal H1. En los humedales H2, H3 y H4 se presenta una tendencia en la que disminuyen las concentraciones hacia el norte.

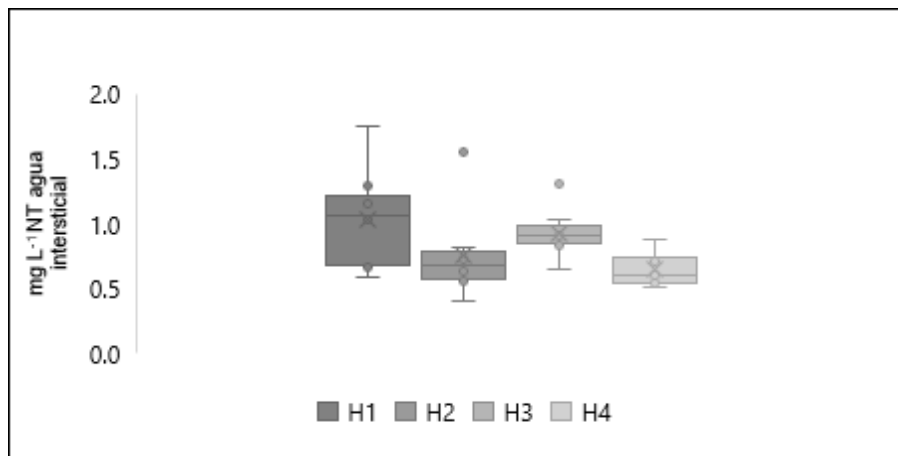


Figura 3.14. Contenido de nitrógeno total de muestras de agua intersticial colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.

Fósforo. El humedal H1 presenta las concentraciones más altas de ortofosfatos, mientras que el humedal H2 presentan las más bajas, esto significa que las concentraciones de ortofosfatos son similares y no existe una tendencia latitudinal de este parámetro. Las concentraciones más altas de fósforo total en agua intersticial se registraron en el humedal H2, mientras que las concentraciones más bajas se encontraron en el humedal H4. Es importante mencionar que el humedal H2 se localiza en la fractura oriental con respecto a la ubicación del resto de humedales, ubicados longitudinalmente sobre la misma fractura.

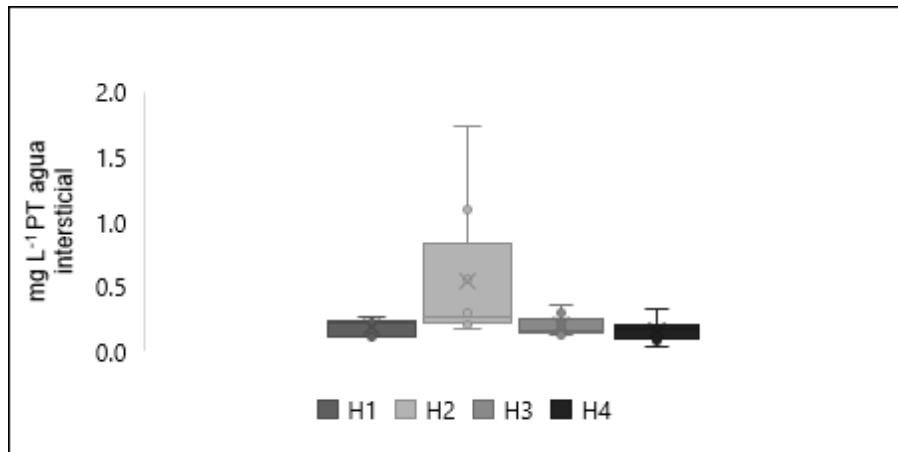


Figura 3.15. Contenido de fósforo total de muestras de agua intersticial colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.

Fisicoquímica del agua. El humedal H4 presenta las concentraciones más altas de carbonatos y bicarbonatos, mientras que el humedal H3 es donde se encontraron las menores concentraciones. Los valores de alcalinidad más bajos del humedal H4 son incluso mayores que los más altos registrados en el resto de los humedales, indicando las diferencias notables en la química del agua de este humedal, ubicado en el extremo norte de la fractura occidental, en contacto con agua salobre. El resto de los humedales tienen alcalinidad (y bicarbonatos) dentro del rango esperado para agua subterránea de la península de Yucatán.

Sílice. La concentración de dióxido de silicio más alta se encontró en el humedal H4 y la más baja en el humedal H2. Excluyendo al Humedal H1, se observa una tendencia de aumento en sentido sur-norte entre el humedal H2 al H4, las concentraciones encontradas no superan los 10 mg L⁻¹.

Demanda química de oxígeno (DQO). La DQO más alta se encontró en el humedal H2, indicando una mayor cantidad de materia orgánica disuelta en comparación con los humedales. La concentración más baja la encontramos en el humedal H1, sitio al sur, por lo que se puede mencionar que no existe una clara tendencia latitudinal (sur-norte) entre humedales, pero si podemos denotar que los cuatro humedales tienen una distribución interna homogénea de DQO.

Potencial de óxido-reducción. Los humedales estudiados se encuentran entre la discontinuidad del potencial redox (entre 0 y 200 mV) y la zona reducida (valores negativos). Las mediciones más altas se encontraron en el humedal H3 mientras que las más bajas se encontraron en el

humedal H4 con menor inundación (10 cm). No obstante, el potencial de óxido-reducción del agua intersticial fue reductor en los cuatro humedales,

Conductividad eléctrica. En el humedal H4 se registraron los valores más altos de conductividad eléctrica, el resto de los humedales presentan conductividades por debajo de $2,000 \mu\text{s cm}^{-1}$. La causa por la que el humedal H4 presente estos valores, se debe a su cercanía con la laguna Conil (laguna costera), su influencia se ve reflejada en estos valores del mismo modo esta influencia se ve dada en los valores de salinidad con valores mayores de 3.007 (PSU). El resto de los humedales presentan conductividades que los identifican como cuerpos de agua dulce y para la salinidad los valores registrados se encuentran menores a 0.4 PSU.

Nitrógeno y fósforo en sedimento. Las concentraciones más altas de nitrógeno total (Figura 3.16) en sedimento se encontraron en el humedal H2, y las concentraciones con valores más bajos se encontraron en el humedal H4, al norte. Las concentraciones de fósforo (Figura 3.17) más altas en sedimento se encontraron en el humedal H2, las concentraciones en el humedal H3 fueron las más bajas, ambos humedales en la parte central de la zona de los humedales en la zona de fracturas de Holbox.

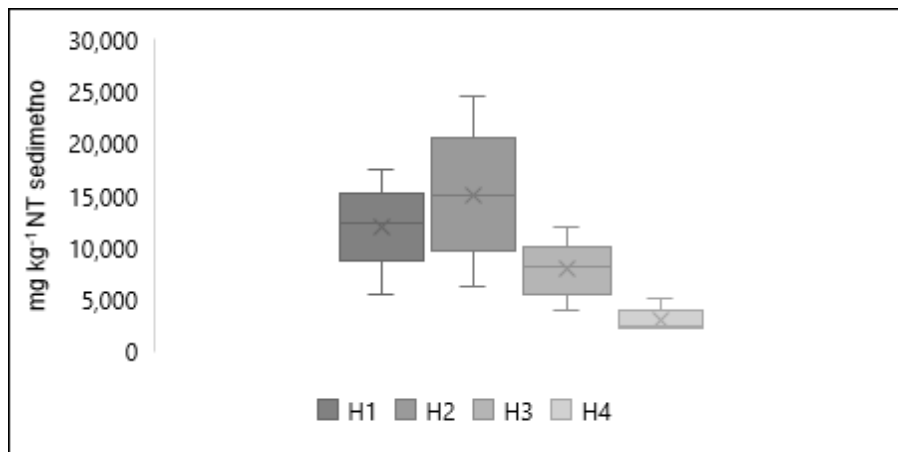


Figura 3.16. Contenido de nitrógeno total de muestras de sedimento colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.

Las concentraciones de nitrógeno ($3,000\text{-}15,000 \text{ mg kg}^{-1}$) y fósforo ($4\text{-}9.6 \text{ mg kg}^{-1}$) en sedimento (Figuras 3.16 y 3.17), se encuentran diferenciadas por tres órdenes de magnitud respectivamente, lo que significa que el nitrógeno en sedimento es el nutriente que más se acumula en los cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo que fueron estudiados.

Nitrógeno y fósforo de las raíces. Las concentraciones con valores más altos de nitrógeno en raíces de *C. jamaicense* se encontraron en el humedal H1 (sur), mientras que las más bajas están presentes en el humedal H4 al norte, solo H4 es diferente (Tabla 3.9). Podemos notar entonces que se presenta la misma relación entre diferencias encontradas para las concentraciones de nitrógeno.

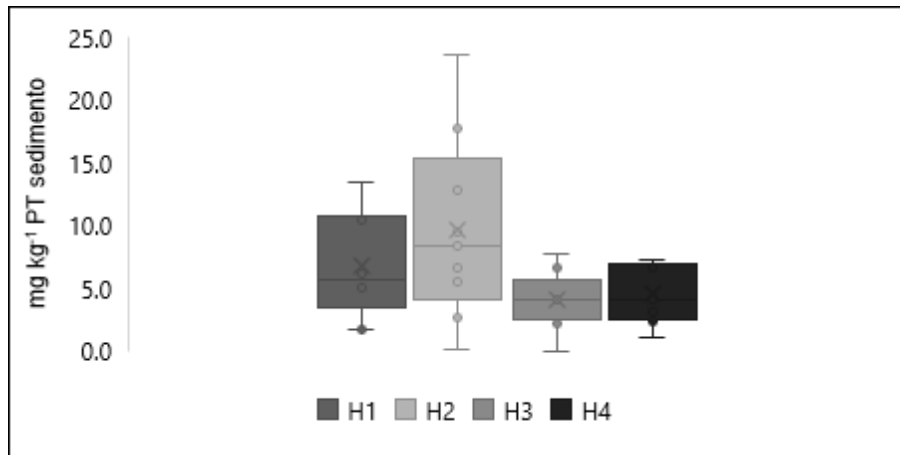


Figura 3.17. Contenido de fósforo total inorgánico de muestras de sedimento colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.

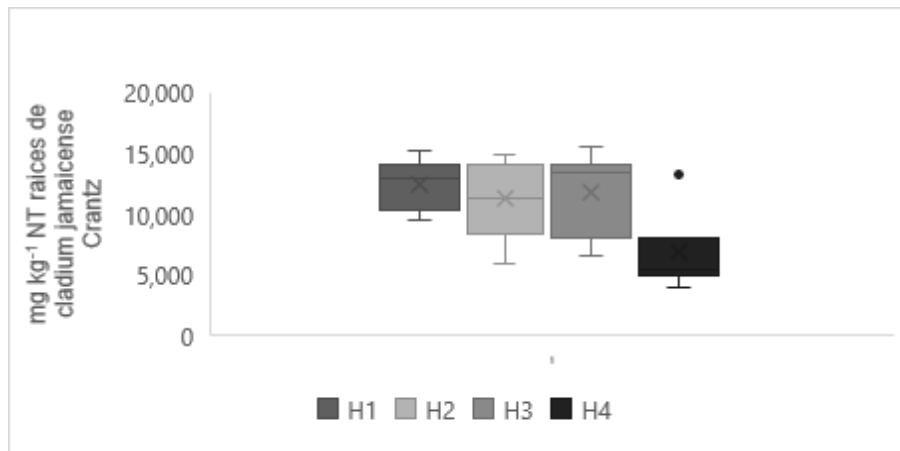


Figura 3.18. Contenido de nitrógeno total de muestras de raíces de *Cladium jamaicense* Crantz colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.

Las concentraciones de fósforo más altas en sedimento (Figura 3.17), se encontraron en el humedal H2 (fractura oriental), mientras que las concentraciones en el humedal H1 (sur de la fractura occidental) fueron las más bajas. Las concentraciones medias de nitrógeno (6,000-12,000 mg kg⁻¹) y fósforo (24-52 mg kg⁻¹) en raíces de *Cladium jamaicense* Crantz como en el

caso de sedimento (Figuras 3.16 y 3.18), se encuentran diferenciadas por tres órdenes de magnitud.

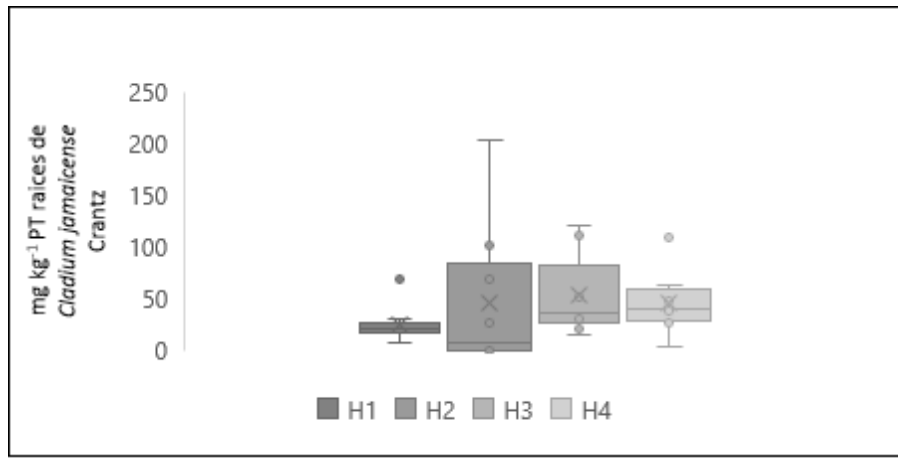


Figura 3.19. Contenido de fósforo total inorgánico de muestras de raíces de *Cladium jamaicense* colectadas en cuatro humedales del estado de Quintana Roo.

Fisicoquímica del sedimento. En los humedales H1, H2 y H4 se presentan condiciones moderadamente alcalinas mientras, que el humedal H3 se presentan condiciones neutras a moderadamente acidas; además de la variación observada dentro de cada humedal. Podemos notar que en este parámetro no se presenta una tendencia latitudinal con respecto a la ubicación de estos humedales. Las concentraciones más altas de hierro ferroso (Fe^{2+}) en sedimento se encontraron en el humedal H4 (extremo norte), mientras que las más bajas en el humedal H3. No se observa alguna tendencia clara sobre cambios en la concentración de este parámetro respecto a la ubicación sur-norte. Los porcentajes de materia orgánica en los cuatro humedales se mantienen constantes (media de 8.5 a 8.9 %), con valores ligeramente más bajos en el humedal H3.

El análisis de varianza entre los cuatro humedales de estudio (Tabla 3.9) muestra que todos los parámetros son variables entre sitios; frecuentemente el humedal H4 es el que presenta mayores diferencias por tener influencia de agua salobre. En agua, los parámetros nitratos, ortofosfatos y potasio no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre humedales. En sedimento, tampoco hubo diferencias entre el contenido de hierro, fósforo total y materia orgánica. Finalmente, el fósforo total en las raíces de *Cladium* no mostró diferencias entre los cuatro humedales evaluados.

Tabla 3.9. Prueba estadística ANOVA para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium jamaicense* Crantz en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo. Media \pm desviación estándar (n=9). Las letras indican diferencias entre muestras (Tukey HSD α = 0.05). Las negritas resaltan el parámetro y humedal que presentó diferencias significativas. **S**-sedimento, **R**-raíces.

Parámetro	ANOVA	H1	H2	H3	H4
T (°C)	F=1325.58 p<0.001	28.80 \pm 0.39 c	27.28 \pm 0.83 b	29.44 \pm 0.36 c	24.68 \pm 0.44 a
pH	F=4.463 p=0.003	7.27 \pm 0.23 ab	7.30 \pm 0.19 b	6.99 \pm 0.32 ab	6.99 \pm 0.18 a
REDOX (mV)	F= 4.018 p= 0.015	-71.20 \pm 33.31 a	-36.87 \pm 55.36 ab	-11.8819 \pm 49.1 b	-71.30 \pm 30.04 a
CE (μ S cm ⁻¹)	F= 8.526 p= 0.002	466.52 \pm 61.18 a	903.28 \pm 339.17 a	429.99 \pm 88.18 a	5607.96 \pm 5151.75 b
Sal (PSU)	F= 8.229 p= 0.003	0.22 \pm 0.02 a	0.44 \pm 0.17 a	0.20 \pm 0.04 a	3.00 \pm 2.84 b
Alk (mg L ⁻¹)	F= 22.287 p<0.001	203.26 \pm 42.51 a	289.05 \pm 127.57 a	186.85 \pm 40.48 a	507.13 \pm 123.88 b
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	F= 22.287 p<0.001	203.26 \pm 42.51 a	346.87 \pm 153.09 a	224.22 \pm 48.57 a	608.55 \pm 148.66 b
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	F= 2.042 p= 0.033	0.61 \pm 0.66 b	0.42 \pm 0.23 ab	0.03 \pm 0.03 a	0.47 \pm 0.43 ab
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	F= 2.042 p= 0.127	0.39 \pm 0.09 a	0.50 \pm 0.31 a	0.47 \pm 0.24 a	0.24 \pm 0.23 a
NT (mg L ⁻¹)	F= 3.9514 p=0.016	1.02 \pm 0.36 b	0.74 \pm 0.32 ab	0.91 \pm 0.17 ab	0.63 \pm 0.12 a
P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	F= 1.093 p= 0.366	0.04 \pm 0.06 a	0.01 \pm 0.01 a	0.03 \pm 0.06 a	0.01 \pm 0.02 a
PT (mg L ⁻¹)	F= 3.7745 p= 0.011	0.17 \pm 0.06 ab	0.52 \pm 0.53 b	0.18 \pm 0.08 ab	0.14 \pm 0.08 a
SiO ₂ (mg L ⁻¹)	F= 6.415, p= 0.001	3.20 \pm 2.04 a	2.53 \pm 0.86 a	4.13 \pm 2.12 ab	6.45 \pm 2.65 b
DQO (mg L ⁻¹)	F= 6.946 p< 0.001	40.05 \pm 27.04 a	119.05 \pm 57.27 b	55.16 \pm 33.01 a	87.0 \pm 35.89 ab
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	F= 6.454 p= 0.001	41.15 \pm 16.12 a	115.07 \pm 43.31 a	25.18 \pm 18.46 a	1250.36 \pm 1407.21 b
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	F= 6.707 p= 0.001	2.50 \pm 1.75 a	5.23 \pm 3.12 a	2.34 \pm 3.40 a	178.42 \pm 202.74 b
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	F= 11.994 p<0.001	19.23 \pm 3.12 a	22.55 \pm 3.95 a	6.35 \pm 1.07 a	99.93 \pm 73.48 b
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	F= 5.465 p=0.003	23.15 \pm 8.62 a	62.96 \pm 15.81 a	14.81 \pm 9.78 a	568.44 \pm 688.08 b
K ⁺ (mg L ⁻¹)	F= 0.030 p=0.043	0.52 \pm 0.52 a	1.27 \pm 0.76 a	2.61 \pm 1.29 a	14.92 \pm 23.33 a
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	F= 10.352 p<0.001	61.99 \pm 21.69 a	48.32 \pm 8.06 a	72.90 \pm 16.44 a	131.43 \pm 62.04 b
Fe ²⁺ S (mg L ⁻¹)	F= 2.301 p= 0.095	0.22 \pm 0.23 a	0.13 \pm 0.15 a	0.05 \pm 0.05 a	0.07 \pm 0.08 a
pH S	F= 20.607 p< 0.001	7.50 \pm 0.13 b	7.52 \pm 0.12 b	7.02 \pm 0.38 a	7.83 \pm 0.09 c
NT S (mg kg ⁻¹)	F= 15.914 p<0.001	11906.9 \pm 3928.94 bc	15022.6 \pm 6139.2 c	7910.41 \pm 2561.8 ab	3001.67 \pm 1190.59 a
PT S (mg kg ⁻¹)	F= 2.856 p= 0.052	6.68 \pm 4.07 a	9.62 \pm 7.39 a	4.01 \pm 2.28 a	4.51 \pm 2.41 a
M.O. S (%)	F= 0.451 p= 0.717	8.83 \pm 0.44 a	8.56 \pm 0.80 a	8.49 \pm 0.61 a	8.69 \pm 0.71 a
NT R (mg kg ⁻¹)	F= 6.822 p= 0.001	12454.9 \pm 2047.2 b	11188.6 \pm 3248.79 b	11717.3 \pm 3280.01 b	6775.06 \pm 2808.53 a
PT R (mg kg ⁻¹)	F= 0.681 p= 0.569	24.83 \pm 17.86 a	44.85 \pm 69.39 a	52.27 \pm 37.84 a	45.53 \pm 29.10 a

3.3 ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)

Se realizó un ACP con los parámetros cuantificados en agua intersticial, incluyendo pH, CE, T, alcalinidad total, DQO, ORP, salinidad, iones mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}). Las extracciones de los dos componentes principales explican el 51.2 % de la varianza acumulada (Figura 3.20). En la sección positiva del componente uno, la agrupación de los parámetros indica la química del agua se asocia entre sí, sin estar asociados a las variables de respuesta de N y P en sedimento o raíces. No obstante, en la sección negativa del componente 1, los parámetros que se asocian con la acumulación de N y P en raíces y sedimento son el potencial de óxido-reducción, el contenido de fósforo total en agua (PTA), el nitrógeno total en agua (NTA) y los nitratos; estos últimos por ser los principales contribuyentes al NT en agua. Marginalmente, la temperatura ayuda a explicar la acumulación de NT en sedimentos y raíces. Es importante destacar que el sitio H2 (fractura oriental) tuvo la mayor cantidad de NT en sedimentos y el sitio H4 (extremo norte de fractura occidental) reportó la menor cantidad de NT en raíces; es decir, hay cierta información que hace suponer que la química del agua y las condiciones ambientales contribuyen a determinar la acumulación de estos nutrientes. Desafortunadamente el análisis de componentes principales no proporciona información suficiente para aceptar la hipótesis planteada sobre la regulación o influencia de la hidroquímica del humedal con la cuantificación de nitrógeno y fósforo en sedimento y raíces de *C. jamaicense*.

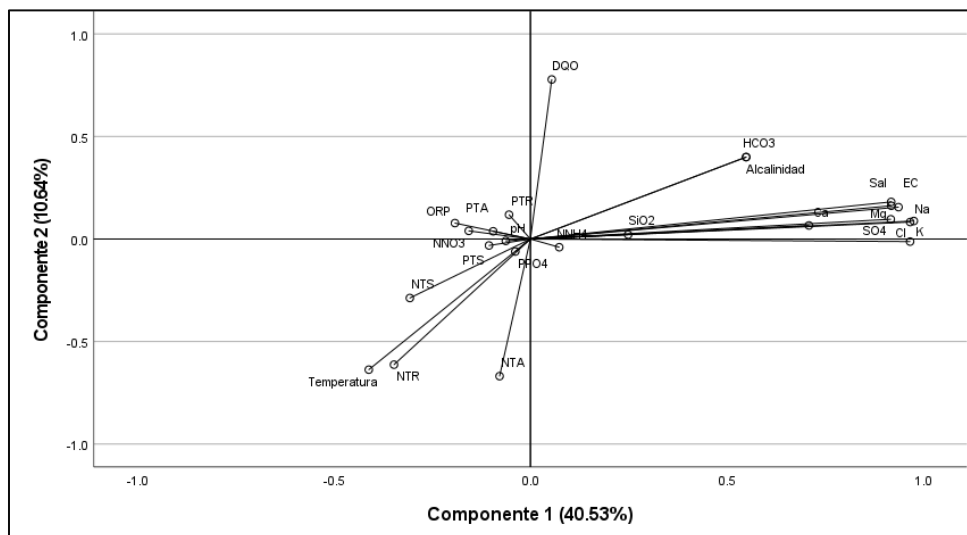


Figura 3.20. Análisis de componentes principales para los iones y nutrientes cuantificados en laboratorio y campo de muestras de agua intersticial (AI) de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

En el caso del ACP que se realizó con los parámetros cuantificados en sedimentos y raíces (Figura 3.21), los dos principales componentes extrajeron el 53.7% de la varianza acumulada; los parámetros que se correlacionan positivamente indican que el PT en agua y sedimentos, así como el hierro ferroso, están altamente relacionados. Hay correlación menor entre NT en agua y sedimentos. El pH y la materia orgánica son los que aparentan tener menor relación con la acumulación de N y P en sedimentos y agua. En esta situación, la existencia de una especie redox sensitiva (ion Fe^{2+}) sugiere que existe cierto control ambiental sobre la cantidad de N y P en los sedimentos. No se cuenta con más análisis de sedimentos, por ejemplo, capacidad de intercambio catiónico, para confirmar esta observación.

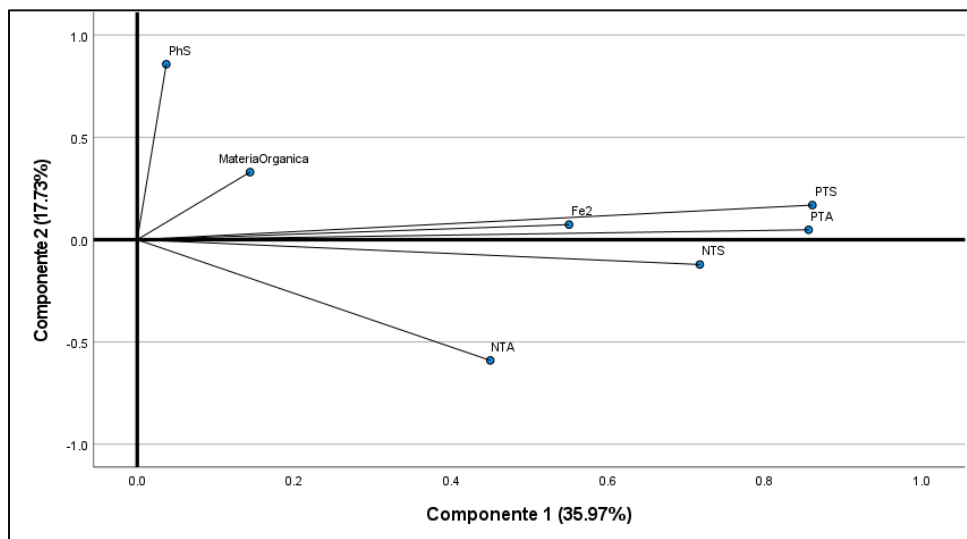


Figura 3.21. Análisis de componentes principales para las variables fisicoquímicas y nutrientes cuantificados en laboratorio y campo de muestras de sedimento (S) y raíces (R) de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

3.4 HIDROQUÍMICA

La composición química de las muestras de agua intersticial de los humedales H1 (sur de fractura occidental) y H3 (porción central de fractura occidental) es el tipo cálcico-magnésica bicarbonatada, mientras que el humedal H2 (fractura oriental) es del tipo sódica-magnésica bicarbonatada y del humedal H4 (norte de fractura occidental) es del tipo clorurada sódica (Tabla 3.10). El diagrama de Piper muestra el agrupamiento de familias de agua y su distribución de iones (Figura 3.22), en este nos podemos dar cuenta como el humedal H1 y H3 presentan la misma familia de agua (Tabla 3.10), mientras que el humedal H2 es el del tipo sódica cálcica bicarbonatada y el humedal H4 del tipo clorurada sódica.

Tabla 3.10. Composición química del agua intersticial en los humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

Humedal	Cationes	Aniones	Tipo de agua
H1	$\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$	$\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$	Cálcico-magnésica bicarbonatada
H2	$\text{Na}^+ \geq \text{Ca}^{2+} \geq \text{Mg}^{2+}$	$\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$	Sódica cálcica bicarbonatada
H3	$\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+}$	$\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-}$	Cálcico-magnésica bicarbonatada
H4	$\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$	$\text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$	Clorurada sódica

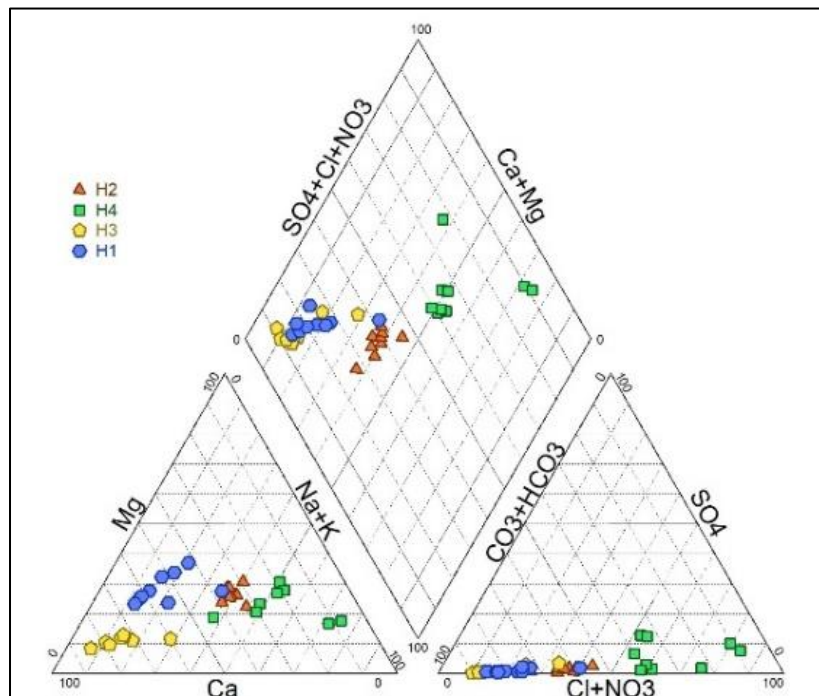


Figura 3.22. Diagrama de Piper para conocer familias de agua intersticial de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

El diagrama de Chadah (Fig. 23) nos permite observar que los humedales H1, H2, H3 se encuentran en la zona de procesos de recarga de agua, mientras que el humedal H4 presenta una distribución entre la zona de tipo de agua de mar ($\text{Na}^+\text{-Cl}^-$) e intercambio iónico ($\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}\text{-Cl}^-$), con esto podemos observar como el humedal H4 presenta características predominantemente marinas, debido a su cercanía con la laguna Conil, mientras que el resto de humedales al encontrarse tierra adentro, los fenómenos hidroquímicos que en ellos ocurre están dominados por la interacción roca-agua.

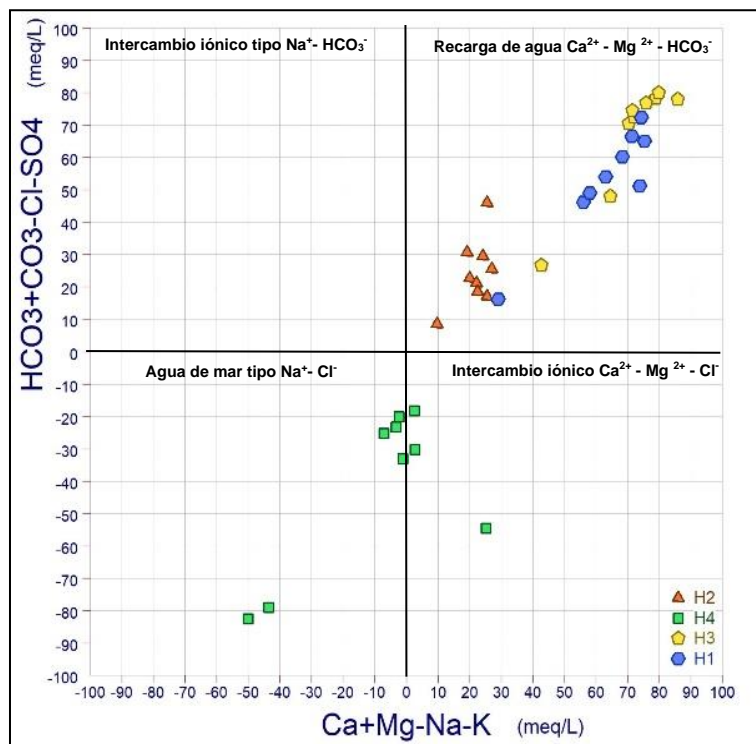


Figura 3.23. Diagrama de Chadah para muestras de agua intersticial en cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

3.5 DISCUSIÓN

En los humedales herbáceos del norte de Quintana Roo dominados por Cyperaceas, la mayor cantidad de nitrógeno se encontró en la fracción de sedimento comparada con la encontrada en agua intersticial y tejido vegetal (raíces), no siendo el mismo caso para fósforo total, donde las cantidades más altas se encontraron en la fracción de raíces y no en sedimento como se esperaba, por lo que aceptamos parcialmente la hipótesis 1.

Los resultados obtenidos en este estudio sobre las distintas cuantificaciones de nitrógeno y fósforo total medidas en agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium* revelan que la hidroquímica del sitio no parece ser factor determinante o que indique tendencias en la acumulación de N y P en sedimentos y raíces, lo que sugiere que la acumulación o retención de estos nutrientes pueda ser netamente biológicas, inherente de la especie vegetal estudiada, como poco efecto del ambiente. En el caso del P, en sedimento parece ser favorecido por mayores concentraciones de hierro ferroso y menor potencial redox del agua, lo que indica que su control es químico en el sedimento por efecto de la adsorción o precipitación con hierro, manganeso, hidróxidos o intercambio iónico con arcillas (Ponnamperuma, 1972).

Respecto a las tendencias con relación a su posición latitudinal, podemos decir que en una distancia no mayor a 50 km de sur a norte, los cuatro humedales herbáceos evaluados presentan heterogeneidad en la mayoría de los parámetros; mientras que otros, como la conductividad eléctrica, alcalinidad total e iones mayoritarios siguen una tendencia con dirección sur-norte, que permite suponer que existe flujo de agua en la dirección sur-norte (Perry et al, 2002; (McKay, Lenczewski and Leal-Bautista, 2020). No obstante, esta tendencia no se observa claramente en todos los parámetros.

Los valores del potencial de óxido-reducción indican que los cuatro humedales tienen condiciones reductoras, por lo que es probable que la principal pérdida de nitrógeno en el agua intersticial sea la desnitrificación, influenciada por baja concentración de oxígeno, disponibilidad de materia orgánica de los sedimentos (Lin 2002; Kallner Bastviken et al., 2005; Kjellin et al., 2007) y presencia de nitratos (Poe, 2003). Todas estas condiciones, en mayor o menor proporción se encuentran dentro de los humedales de este estudio y pudieran facilitar la desnitrificación, ya que estos humedales representan condiciones de ambientes microbianos facultativos para la asimilación de nutrientes (Falcowski et al. 2008). Basándonos exclusivamente en los valores de

ORP (<100 mV), la desnitrificación podría estar ocurriendo y podría ser una vía de remoción de nitrógeno en estos humedales del norte de Quintana Roo. No contamos con evidencia de emisiones de óxido nitroso; no obstante, se ha confirmado que estas condiciones permiten la desnitrificación (Seo y DeLaune, 2010; Henson et al., 2019).

En los cuatro humedales, las concentraciones de nitritos estuvieron por debajo del límite de detección del método (0.01 mg L^{-1}), esto también puede ser un indicio de desnitrificación ya que las bacterias anaerobias producen N_2 o N_2O a partir del nitrato y nitrito disponible (Saunders y Kalff, 2001) el cual pudo haber sido consumido. De manera similar, Cejudo y Herrera-Caamal (2009) reportaron el mismo comportamiento en humedales en dolina y lo atribuyen a lenta o mínima oxidación de amonio por lo cual no se registran valores de nitritos en los humedales.

Es posible que las tasas de desnitrificación dependan del flujo de agua (Poe, 2003), pero también puede deberse al tiempo de residencia del agua en un determinado lugar (Kjellin et al., 2007). Es posible que este tiempo de residencia largo (identificado como hidroperíodo prolongado) sea el responsable de que las concentraciones de nitrógeno disuelto y total al interior de cada humedal no presenten diferencias significativas en agua y sedimento. A mayor tiempo de residencia y sin aportes importantes de nitrato al humedal, la tasa de desnitrificación disminuye al no haber más nitrato disponible, brindándole las condiciones observadas en estos humedales (Barnard, 1975). De esta forma, la mayor parte del nitrógeno estaría fijado en formas biológica en el sedimento (como microorganismos o macromoléculas) y en las plantas; razón por la cual la masa de nitrógeno es elevada en estas matrices. La condición de elevado tiempo de residencia a causa de un hidroperíodo prolongado también se observa como acumulación de materia orgánica en el sedimento en todos los humedales, entre los que no hay diferencias.

Parte del nitrato que existe en el sedimento se obtiene a partir de la columna del agua, en donde se remueve por difusión o asimilación (Revsbech et al., 2005), esto podría explicar las concentraciones de nitrógeno total en el sedimento. Esta relación también puede observarse en el ACP (Fig. 21), en donde de forma general, el nitrógeno en el agua está relacionado con el nitrógeno total del sedimento donde en este último, se concentran las cantidades mayores de este.

En el caso del ion amonio, éste presenta concentraciones cuantificables en todos los humedales. La presencia de amonio en un humedal puede deberse a la fijación del nitrógeno en ambientes

kársticos como lo han descrito Rejmánkova y Komarkova (2000). No obstante, es posible que la disponibilidad y degradación de materia orgánica en condiciones reductoras sea el mayor aporte de amonio, el cual no se oxida completamente en condiciones de baja tensión de oxígeno (Cejudo et al., 2021; Cejudo y Herrera-Caamal, 2019). De manera específica, el humedal H1 presenta una concentración elevada de amonio, incluso mayor que la reportada para nitratos; esta condición denota diferencia entre el resto de los humedales y a su vez tiene la mayor concentración de nitrógeno total en agua intersticial. Esto puede implicar que la degradación de materia orgánica (Tabla 3.3) y producción de amonio es ligeramente mayor en este sitio; no obstante, el contenido de materia orgánica en el sedimento no apoya esta observación, por lo cual es posible que bajas tasas de nitrificación mantengan elevado el amonio en este sitio al tener una rizosfera poco oxigenada (Morgan et al., 2008).

Los mecanismos de retención y eliminación de nutrientes en los humedales incluyen sedimentación, adsorción y absorción por las plantas acuáticas (Yan et al., 1998; Yin et al., 2014). Para el caso del nitrógeno en plantas, no parece haber algún efecto del ambiente que indique cambios en la cantidad de N que las raíces acumulan; aparentemente las plantas obtienen todo el N que necesitan del humedal. La tasa de crecimiento, asignación de recursos y eficiencia en el uso de nutrientes de *C. jamaicense* pudiera ser la principal razón de los resultados obtenidos, ya que es una especie con características de planta de hábitats pobres en nutrientes, con tasa de crecimiento lenta, baja capacidad de absorción de P y partición de biomasa poco flexible, aún en respuesta a mayor disponibilidad de P (Lorenzen et al., 2001).

En todos los humedales, las concentraciones de ortofosfatos y fósforo total en agua son bajas, esto puede deberse a las características geológicas de los sitios y a su hidroquímica. Sharpley y colaboradores (2009) mencionan que la mayor parte del fósforo disuelto está disponible para la absorción biológica, mientras que el P particulado puede proporcionar una fuente a largo plazo para el crecimiento de macrófitas. Según Reddy y D' Angelo (1997), el fósforo particulado se vuelve biodisponible a través de la conversión a P disuelto. Estas reacciones están influenciadas por el área superficial del humedal, pH, redox y temperatura. Por lo tanto, la química ambiental si influye en la acumulación de fósforo en sedimentos y de manera indirecta en las plantas, al regular la biodisponibilidad de este nutriente de acuerdo con el número de especies por unidad de área.

En ambientes con abundante calcita, el fósforo se encuentra en complejos minerales y se precipita (Shenker et al. 2005, Mitsch y Gosselink, 2015). Se atribuye a la rápida formación de

minerales Ca-Fe/Al-P (Gao et al., 2019). Debido a esta vía de retención de fósforo es que hay bajas concentraciones en el agua intersticial y se favorece la acumulación de P en sedimentos, donde puede permanecer por periodos largos, antes de ser re-suspendido y reincorporado a nueva biomasa. En el sedimento, el fosfato se mineraliza con el hierro en la interfaz sedimento-agua, este es el mecanismo principal de retención de fósforo y evita que el fosfato vuelva a la columna de agua (Mortimer, 1941; Mortimer, 1942). Finalmente, los sedimentos de los humedales tuvieron materia orgánica menor al 10%, lo cual puede considerarse bajo. En estas condiciones (baja materia orgánica y dominancia de P inorgánico) hay baja movilidad de P en los sedimentos (Di Luca et al., 2017) por lo cual estos humedales son sitios sumamente importantes para almacenamiento de P a largo plazo.

Estudios previos sugieren que los valores más altos de DQO se encuentran en los sitios en donde también se encuentra la mayor concentración de sulfatos (Cejudo et al., 2021); no obstante, en este estudio no existe una tendencia entre el comportamiento de DQO y sulfatos, que indique incremento en proceso de reducción de sulfatos (donde 1 mol de sulfatos consume 0.67 mol de DQO; Liamleam y Annachhatre, 2007).

Hidroquímica

De manera general, H1, H2 y H3 (fractura occidental) tienen una composición química homogénea dominada principalmente por el calcio, magnesio y el bicarbonato, composición típica o comúnmente encontrada en cuerpos de agua ubicados en la misma zona geográfica (Perry, 2002). En el caso de H4, su composición química está dominada por el sodio y el cloruro y la tendencia de los datos en el diagrama reflejan un proceso de mezcla de agua subterránea con agua salina, proceso también común en ellos acuíferos costeros (Appelo y Postma, 2005); esta condición mesohalina parece influenciar únicamente a la acumulación de nitrógeno en raíces, siendo la menor de los cuatro humedales.

De acuerdo con la relación molar que existe en el Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^- el humedal (H3) tiene disolución completa de calcita, mientras que los humedales H1 y H2 presentan disolución tanto de calcita como de dolomita (Ma, 2011). La disolución de dolomita en la fractura oriental (donde se localiza H2) ha sido previamente reportada por McKay et al. (2020) y son las mismas autoras que sugieren esta zonación este y oeste que hace diferentes litológicamente a las fracturas. El humedal H4 no presenta el mismo comportamiento hidroquímica que los demás humedales, está identificado en una zona con influencia de agua de mar e intercambio iónico. Es posible que estas

diferencias sean las que promueven la menor acumulación de nitrógeno en raíces de las plantas de este humedal, aunque algunos estudios en humedales con gradientes de salinidad han mostrado que este parámetro no afecta directamente la actividad heterotrófica, es más bien la cantidad de nitrógeno disuelto el mejor predictor de la actividad heterotrófica de la comunidad microbiana (Batanero et al., 2022).

De acuerdo con los índices de saturación (IS) de calcita y dolomita (Anexo 7), estos se encuentran saturados en los sitios H1, H2 y H4. El humedal H2 tiene condiciones para poder precipitar dolomita, mientras que el humedal H3 presenta una sub-saturación de los minerales posiblemente por una inundación constante. De acuerdo con la clasificación de humedales empleado en la figura 11 (INEGI 2014), el humedal H3 es un sistema lacustre, con inundación prolongada o permanente; a diferencia del resto de los humedales que pertenecen a sistemas palustres. Debido también a ese prolongado hidroperíodo, los carbonatos disponibles se disuelven en su totalidad (Langmuir 1971; Kortatsi, 2007).

En sitios con valores de IS mayores a cero, alcalinidad mayor a 100 mg L^{-1} y bajas concentraciones de fosfatos, es común que la calcita co-precipite con el fosfato. Todas estas condiciones se cumplen en los sitios y parece ser la razón por la cual se encuentran concentraciones considerablemente bajas de fósforo en el agua. Los índices de saturación para el mineral de hidroxiapatita son mayores a cero en el humedal H1, indicando la posibilidad de precipitación del mineral en este humedal. Esto podría indicarnos que los valores bajos de fósforo disuelto en agua y relativamente altos en sedimento podrían deberse a la retención del elemento por la vía geológica, no solo por la ya conocida co-precipitación con calcita, sino también por la precipitación de minerales fosfatados (Xu, 2014; Danen-Louwese et al., 1995).

El humedal H2 merece una mención especial respecto a su hidroquímica, la cual indica que hay un aporte importante de roca dolomita, lo cual ha sido mencionado en investigaciones previas (McKay et al., 2020). Esto nos permite suponer que la fractura oriental tiene una litología diferente a la fractura occidental y por ello el humedal H2 se comporta hidroquímicamente de una manera diferente al resto de los sitios de estudio. No obstante, estas diferencias no son lo suficientemente grandes para modificar la acumulación de nitrógeno y fósforo en raíces de plantas y sedimentos.

Con base en todos los parámetros arriba descritos y la hidroquímica del agua cada humedal podemos mencionar que las condiciones mesohalinas en el humedal H4 (extremo norte de la

fractura occidental) parecen tener influencia sobre la cantidad de nitrógeno total cuantificada en raíces de *Cladium jamaicense* al ser el sitio con la menor cantidad de masa de N. En el caso del humedal H2 (fractura oriental) que parece tener una hidroquímica ligeramente diferente, es el lugar donde se cuantificó la mayor concentración de nitrógeno total en los sedimentos. Por lo tanto, se acepta parcialmente la hipótesis de que la retención de nitrógeno en humedales herbáceos del norte de Quintana Roo presentan cierta influencia ambiental, pero no se confirma la existencia de una relación o tendencia latitudinal.

4. CONCLUSIONES

En la fractura occidental (H1-H3-H4) existe una tendencia de incremento en nitrógeno total en el agua intersticial y nitrógeno total en sedimento en sentido sur-norte.

La mayor concentración de fósforo total en agua intersticial y disponible en sedimento se encontró en el humedal H2; mientras que la mayor cantidad de fósforo en raíces fue reportada en el humedal H1.

De forma general, el fósforo y nitrógeno totales presentaron comportamientos similares en las matrices de agua intersticial y sedimento en los cuatro humedales estudiados (H1>H3>H4; ≠H2). No se observaron tendencias similares en sedimento o raíces de *Cladium jamaicense*.

En raíces de *Cladium jamaicense*, la cantidad de nitrógeno total fue menor en el humedal H4, sitio con influencia de agua mesohalina. Dada la poca evidencia sobre el control que puede ejercer la hidroquímica de los humedales en la acumulación de nitrógeno y fósforo en plantas, es posible que los mecanismos biológicos de la planta en estudio sean los principales controladores de estas variables de respuesta.

La hidroquímica nos permitió identificar que, en ambientes kársticos, el fósforo co-precipite con otros elementos, por lo cual se encuentran en mayor abundancia en la fracción de sedimento.

La hidroquímica en los humedales muestra que el calcio es el mineral más abundante, consecuencia de la disolución de la matriz rocosa dominada por calcita y dolomita. El humedal H2 está localizado en una porción de las fracturas de Holbox con hidroquímica diferente, con influencia mayor de dolomitas.

Recomendaciones

Es importante continuar con la cuantificación de nitrógeno y fósforo para conocer la variación temporal y poder establecer tasas de retención de nitrógeno y fósforo, de tal forma que nos permita asociarlo a los servicios ecosistémicos que proveen, enfocados en el reciclaje de nutrientes.

Proponer una campaña de muestreo en diferentes estaciones para evaluar si factores ambientales asociados con las condiciones que rigen a los humedales tales como el hidroperíodo impactan en la retención y disponibilidad de N y P.

Puesto que la solubilidad del fósforo en suelos calcáreos depende de la hidroxiapatita, se recomienda enfocar estudios en este aspecto para comprender mejor la regulación, liberación y reciclaje de P en humedales.

Las tasas de desnitrificación, la identificación de la actividad microbiana y la cuantificación isotópica del nitrógeno ($\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$) en cada humedal son parámetros que no se evaluaron en el presente estudio pero que establecerían de manera definitiva si es la desnitrificación un proceso predominante de pérdida de nitrógeno en estos humedales.

REFERENCIAS

- Acreman, M. C., Fisher, J., Stratford, C. J., Mould, D. J., Mountford, J. O. (2007) Hydrological science and wetland restoration: some case studies from Europe, *Hydrol. Earth. Syst. Sci.* 11(1), 158-169.
- Adame, M. F., Kauffman, J.B., Medina, I., Gamboa, J. N., Torres, O., Caamal, J. (2013) Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean, *Plos. One.* 8(2): e56569. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056569>.
- Aguilar, Y., Bautista, F., Mendoza, M. E., Frausto, O., Ihl, T. (2016) Density of karst depressions in Yucatán state, Mexico, *J. Cave. Karst. Stud.* 78: 51-60.
- Alongi, D. M., Tirendi, F., Christoffersen, P. (1992). Sedimentary profiles and sediment-water solute exchange of iron and manganese in reef- and river-dominated shelf regions of the Coral Sea, *Cont. Shelf. Res.* 12: (in press).
- Alves, M., Wanderley M., Thomas, W. (2015) *Hypolytrum* (Cyperaceae): taxonomic and nomenclatural notes, geographical distribution and conservation status of Neotropical species, *Rodriguésia.* 66: 379-39, DOI: 10.1590/2175-7860201566208.
- Álvarez, M., Ramírez, C., Deil, U. (2008) Ecología y distribución de *hydrocotyle cryptocarpa* sp. en Sudamérica, Guyana. *Bot.* 65(2):139-144. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432008000200003>.
- Angeler, D., Alvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S. (2010) Evaluating environmental conditions of a temporary pond complex using rotifer emergence from dry soils, *Ecol. Indic.* 10:545-549. 10.1016/j.ecolind.2009.07.001.
- Appelo, C. A. J., Postma, D. (2005) *Geochemistry, Groundwater and Pollution*: Rotterdam, Balkema, 2a ed., 672 pp.
- Aselmann, I., Crutzen, V. (1990) A global inventory of wetland distribution and seasonality, net primary productivity, and estimated methane emission. pp.130-125. In: A. F. Bowman (ed.). *Soils and greenhouse effect*. John Wiley and Sons. Chichester, West Sussex, UK.
- Aumen, N. G. (1990) Concepts and methods for assessing solute dynamics in stream ecosystems, *J. N. Am. Benthol. Soc.* 9(2):95-119. <https://doi.org/10.2307/1467445>
- Batanero, G. L., Green, A. J., Amat, J. A., Vittecoq, M., Suttle, C. A., Reche, I. (2022) Patterns of microbial abundance and heterotrophic activity along nitrogen and salinity gradients in coastal wetlands, *Aquat. Sci.* 84(2):1-13.
- Barbier, E. B. (1993) Sustainable use of wetlands, *Valuing tropical wetland benefits: economic methodologies and applications*, *Geogr. J.* 159: 22-32.

- Barbier, E. B. (2000) The economic linkages between rural poverty and land degradation: some evidence from Africa, *Agr. Ecosyst. Environ.* 82: 355-370.
- Barnard, J. K. (1975) Nutrient removal in biological systems, *J. Pollut. Control Fed.* 74:702–720.
- Berlanga-Robles, C., Ruiz-Luna., De la Lanza G. (2008) Esquema de clasificación de humedales de México, *Investigaciones Geográficas (Boletín del Instituto de Geografía, UNAM)* 66:25-46.
- Barthelmes, A., Joosten, H. (2018) Lineamientos sobre mejores prácticas para realizar inventarios de turberas tropicales a fin de facilitar su designación como sitios Ramsar, Nota Informativa de Ramsar número 9. Gland, Suiza: Secretaría de la Convención de Ramsar.
- Bergman, I., Klarquist, M., Nilsson, M. (2000) Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality, *FEMS Microbiol. Ecol.* 33: 181-189.
- Bibiano, L., Gárfias, J., Llanos, H. (2006) Sistemas de ablandamiento del agua y su influencia en la respuesta fisiológica del langostino *Macrobrachium Rosenbergii*. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 20, 5-18
- Bibiano, L., Gárfias, J., y Llanos, H. (2015) Hidrogeoquímica y procesos naturales de ablandamiento del agua subterránea en sistemas kársticos, *Tecnol. Cienc. Agua.* 6(3), 57-78. Recuperado en 21 de agosto de 2022, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S200724222015000300005&lng=es&tlng=es.
- Birch, G. F., Matthai, C., Fazeli, M. S. (2004) Eficiencia de un humedal construido en la eliminación de contaminantes de las aguas pluviales, *humedales* 24, 459. [https://doi.org/10.1672/02775212\(2004\)024\[0459:EOACWlfont>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/02775212(2004)024[0459:EOACWlfont>2.0.CO;2).
- Brinson, M. M., Lugo, A. E., Brown, S. (1981) Primary productivity, decomposition, and consumer activity in freshwater wetlands, *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 12:123-161.
- Bostrom, B., Jansson, M., and Forsberg, C. (1982) Phosphorus release from lake sediments, *Arch. Hydrobiol. Beih.* 18:5–59
- Butturini, A., Sabater, S., Romaní, A. (2009) La química de las aguas. Los nutrientes. En: Elosegí A, Sabater S, editores. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. España; p. 97-116.
- Camacho, R. J. (1995) *Análisis multivariado con SPSS/PC+*, Barcelona, EUB.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., Smith, V. H. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen, *Ecol. Appl.* 8:559–568.

- Carpenter S. R., Adams, M. S. (1977) The macrophyte tissue nutrient pool of a hardwater eutrophic lake: implications for macrophyte harvesting, *Aqua. Bot.* 3:239-255.
- Carter, V. (1996) Wetland hydrology, water quality and associated functions. En: National Water Summary Wetland Resources, USGS Water Supply Paper 2425. <https://water.usgs.gov/nwsum/WSP2425/hydrology.html>
- Catalán, J. (1997) Depuradoras "Bases Científicas". Librería editorial BELLISCO. Madrid.
- Cejudo, E. y Herrera-Caamal, K. G. (2019) Humedales en dolina del norte de Quintana Roo, México: ecosistemas poco conocidos. *Ecosistemas y recursos agropecuarios.* 6(17): 207-218. <http://dx.doi.org/10.19136/era.a6n17.1827>
- Cejudo, E., Ortega-Camacho, D., García-Vargas, E. A., Hernández M. E. (2021) Physical and biogeochemical characterization of a tropical karst marsh in the Yucatan Peninsula, Mexico, *Wetl. Ecol. Manag.* 30, 83–98. <https://doi.org/10.1007/s11273-021-09833-5>.
- Christensen, T. R., Panikov, N., Mastepanov, M., Joabsson, A., Stewart, A., Oquist, M., Sommerkorn, M., Reynaud, S., Svensson. B. (2003) Biotic control on CO₂ and CH₄ exchange in wetlands: a closed environment study, *Biogeochemistry-Us.* 64: 337-354.
- CONACyT-CONAGUA (2012) Metodología estandarizada para la evaluación de humedales en México a nivel de sitio, escala 1:20,000. Fondo Sectorial de investigación y Desarrollo sobre el agua Proyecto 84369. México 131: 104-106.
- CONANP (2010) Sitio web oficial. www.conanp.gob.mx/que_hacemos/programa_manejo.php.
- Cooper, P. (1999) A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems, *Water. Sci. Technol.* 40 (3), 1–9.
- Cooper, P. (2004) The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rate. In: Proceedings of the Ninth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon, France, September, pp. 153–160.
- Core, E. L. (1936) The American species of *Scleria*, *Brittonia* 2: 1-105.
- Core, E. L. (1965) The genus *Scleria* in the Yucatan Peninsula, *Wrightia* 3: 141-160.
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., Belt, M. (1997) The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature.* 387. 253-260. DOI: <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cowardin, L. M., Carter, V., Goulet, F. C., Laroe, E. T. (1979) Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. (Informe No. FWS/ OBS-79/31) Washington, DC.

- U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service y Office of Biological Services.
- Crump, J. (2017) Smoke on Water, Countering global threats from peatland loss and degradation, en Crump, J. (ed.), A UNEP Rapid Response Assessment. Nairobi, Kenia, y Arendal, Noruega: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y GRID-Arendal. <http://www.grida.no/publications/355>.
- Cuevas E., Pacheco, J., Cabrera A., Coronado, V., Vázquez, J., Comas, M. (2001) Calidad química y bacteriológica del agua subterránea en el principal campo de pozos para el abastecimiento de Mérida, Yucatán, México. Rev. Mex. Cienc. Geol. 5(3), 10 pp.
- Custodio, E. (1983) Hidrogeoquímica, en Custodio E., Llamas M. (eds.), Hidrología Subterránea, Tomo 1: Barcelona, España, Omega S.A., 2a edición, 1005-1091.
- Danen-Louwerse, H., Lijklema, L., C, M. (1995) Coprecipitation of phosphate with calcium carbonate in Lake Veluwe, Water. Res. 29 (1995) 1781-1785. 29. 10.1016/0043-1354(94)00301-M.
- Davis, C. B., van der Valk, A. G. (1983) Uptake and release of nutrients by living and decomposing *Typha glauca* godr. tissues at Eagle Lake, Iowa, Aqua. Bot. 16: 75–89
- Drake, H. L., Horn, M. A., Wüst, P.K. (2009) Intermediary ecosystem metabolism as a main driver of methanogenesis in acidic wetland soil, Env. Microbiol. Rep. 1: 307-318.
- De la Lanza-Espino, G., García-Calderón, J. L. (1999) Lagos y Presas de México. Centro de Ecología y Desarrollo, México DF.
- Denny, P. (1993) Wetlands of Africa. In: Whigham DF, Dykyjova D, Hejny S (eds) Wetlands of the world: inventory, ecology and management Volume 1. Kluwer, Dordrecht, pp 1–128.
- Denny, P. (1997) Implementation of Constructed Wetlands in Developing Countries, Water. Sci. Technol. 35, 27-34. [http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00049-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00049-8).
- Denton, M. F. (1978) A taxonomic treatment of the *Luzulae* group of *Cyperus*, Contributions from the University of Michigan Herbarium 11: 197-271.
- Departamento de agricultura de los EE. UU., Servicio de conservación de los recursos naturales NRCS. (2008) Programa de seguridad para la autoevaluación, <http://www.pr.nrcs.usda.gov/programs/CSP/Manual/html/apendice1.html>.
- Di Luca, G. A., Maine, M. A., Mufarrege, M. M., Hadad, H. R., Pedro, M. C., Sánchez, G.C., Caffaratti, S. E. (2017) Phosphorus distribution pattern in sediments of natural and constructed wetlands, Ecol. Eng. 108: 227-233. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.038>.

- DOF (2002) Diario oficial de la federación. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudios, muestreo y análisis. Fecha de consulta: 9 mayo 2021 <http://www.ordenjuridico.gob.mx/Documentos/Federal/wo69255.pdf>
- Elwood, J. W., Newbold, J. D., O'Neill, R. V., Van, V. W. (1983) Resource spiraling: An operational paradigm for analyzing lotic ecosystems, En T.D. Fontain III, y S.M. Bartell, eds. Dynamics of lotic ecosystems. Ann Arbor: Ann Arbor Science: 3-27.
- Escolero, O. A., Marín, L. E., Steinich, B., Pacheco, A. J., Cabrera, S. A., Alcocer, J. (2002) Development of a protection strategy of karst limestone aquifers: the Mérida Yucatán, México case study, *Water. Resour. Manag.* 16, 351-367.
- Escudero, M., Hipp, A. (2013) Shifts in diversification rates and clade ages explain species richness in higher-level sedge taxa (Cyperaceae), *Am. J. Bot.* 100: 2403-2411. DOI: 10.3732/ajb.1300162.
- Falkowski, P.G., Fenchel, T., Delong, E. (2008) The microbial engines that drive Earth's biogeochemical cycles, *Science.* 320: 1034-1039.
- Fenoglio, L. (2000) Bases de diseño para la construcción de un reactor biológico experimental basado en los sistemas de humedales de flujo vertical. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Gao, P., Liu, Y., Wang, Y., Liu, X., Wang, Z., Ma, L. Q. (2019) Spatial and temporal changes of P and Ca distribution and fractionation in soil and sediment in a karst farmland-wetland system, *Chemosphere.* 220:644–650.
- Gaynard, T. J., Armstrong, W. (1987) Some aspects of internal plant aeration in amphibious habitats. R.M.M. Crawford (ed) *Plant Life in Aquatic and Amphibious Habitats.* Blackwell, Oxford pp. 303-320.
- Gerba, C. P., Thurston, J. A., Falabi, A., Watt, P. M., Karpiscak, M. M. (1999) Optimization of artificial wetlands design for removal of indicator microorganisms and pathogenic protozoa, *Wat. Sci. Technol.* 40, 363-368.
- Goetghebeur, P., Van den Borre., A. (1989) Studies in Cyperaceae 8: A revision of *Lipocarpha*, including *Hemicarpha* and *Rikliella*. Agricultural University, Wag. Ag. Un. P. 89: 1-87.
- Gómez-Pompa, A., Lazcano M. A., Gómez-Barrero A., MacSwiney, C. (2010) Reserva Ecológica El Edén, proyecto de conservación privada. En *Patrimonio natural de México, cien casos de éxito.* (J. Carabias, J. Sarukhán, J. De la Maza y C. Galindo, Coord.) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Págs. 92-93.

- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A., López-Enríquez, I. L., Reznicek, A. A., Diego-Pérez, N. (2007) Sinopsis de *Scirpus* (Cyperaceae) para México. Acta. Bot. Mex. 82: 15-41. DOI: 10.21829/abm82.2008.1055
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A., López-Enríquez, I. L., Enríquez-Enríquez, E. D. (2009) *Eleocharis tenarum* (Cyperaceae), a New Species from Durango and Zacatecas, México. Nov. 19: 164-167. DOI: 10.3417/2007048.
- González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A. (2017) Las ciperáceas (Familia Cyperaceae). In: CONABIO, La Biodiversidad en Durango, Estudio de estado. México City: CONABIO, 327-330. ISBN: 978-607- 8328-97-0.
- Govaerts, R., Jiménez-Mejías, P., Koopman, J., Simpson, D., Goetghebeur, P., Wilson, K., Egorova, T., Bruhl, J. (2015) World Checklist of Cyperaceae. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew.
- Granel-Castro, E., Gález-Hita, L., (2002) Deterioro de la calidad del agua subterránea por el desarrollo poblacional: Cancún, Q. Roo. Ingeniería. 6(3), 41-43.
- Güler, C., Thyne, G. D., McCray, J. E., Turner, A. K. (2002) Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data, Hydrogeol. J. 10, 455-474.
- Hall, R. O., Macneale, K. H., Bernhardt, E. S., Field, M., Likens G. E. (2002) Biogeochemical responses of two forest streams to a 2-month calcium addition, Freshwater Biol. 46:291–302.
- Henson, W. R., Cohen, M. J., Graham, W. D. (2019) Spatially distributed denitrification in a karst springshed, Hydrol. Process. 33(8), 1191-1203. <https://doi.org/10.1002/hyp.13380>.
- Hermann, F.J. (1974) Manual of the Genus Carex in Mexico and Central America, Agr. Handbook 467. Washington: Forest Service, U.S.D.A., 1-219.
- Hernández, M. E. (2010) Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. Terra. Latinoamericana. 28(2), 139-147.
- Howarth, R. W., Marino R., Cole, J. J. (1988) Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems 2. Biogeochemical controls. Ecosystem Studies Program. U.S. National Scicnc Foundation, and by the Institute of Ecosystem Studies, New York Botanical Garden.
- INEGI (2005) Humedales potenciales. Escala 1:250000. México. www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reccat/humedales/default.aspx, www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reccat/humedales/cartageologica.aspx.

- INEGI (2014) Modelo cartográfico de humedales escala 1:50 000. Instituto Nacional de Geografía y Estadística. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463807353>
Fecha de consulta: 11 mayo 2021.
- INEGI (2016) Anuario estadístico y geográfico de Quintana Roo 2016. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México. 407 p.
- INEGI (2017) Diccionario de datos edafológicos. Escala 1:250 000 versión 4. Instituto Nacional de Geografía y Estadística. Fecha de consulta: 11 mayo 2021
- Johnston, C., Carol, A. (1991) Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality, Crit. Rev. Env. Contr. 21. 491-565.
- Junk, W. J. (2002) Long-term environmental trends and the future of tropical wetlands. Environ. Conserv. 29 (4): 414-435.
- Flores, D., Suvires, G. (2009) Susceptibilidad del Área Natural Protegida y Parque Provincial Presidente Sarmiento. Encuentro Internacional de Ciencias de la Tierra. San Juan, Argentina: EICES-5.
- Kadlec, R. H., Knight, R. L. (1996) Treatment Wetlands, Lewis Publishers, Boca Ratón, 893 p.
- Kadlec, R., Wallace, S. (2008) Treatment wetlands. 2th ed. Boca Raton, Taylor & Francis Group. 1016 p.
- Kallner-Bastviken, S., Eriksson, P. G., Martins, I., Neto, J. M., Leonardsson, L., Tonderski, K. (2003) Potential denitrification on different surfaces in a constructed treatment wetland, J. Environ. Qual. 32, 2414.
- Kasan, N. A. (2012) Nutrient retention capacity of a constructed wetland in the Cox Creek sub-catchment of the Mt. Bold Reservoir, South Australia. Thesis, University of Adelaide. <https://hdl.handle.net/2440/71850>
- Kjellin, J., Hallin, S., Wörman, A. (2007) Spatial variations in denitrification activity in wetland sediments explained by hydrology and denitrifying community structure, Water. Res. 41, 4710–4720.
- Kral, R. (1971) A treatment of *Abildgaardia*, *Bulbostylis* and *Fimbristylis* (Cyperaceae) for North America, Sida, contributions to Botany. 4: 57-227.
- Kral, R. (1978) A synopsis of *Fuirena* (Cyperaceae) for the Americas north of South America, Sida 7: 309- 354.
- Kinsman-Costello, L. E., Hamilton, S. K., O'Brien, J., Lennon, J.T. (2016) Phosphorus release from the drying and reflooding of diverse shallow sediments, Biogeochemistry-U.S. 130, 159–176. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0250-4>.

- Kortatsi, Benony. (2007) Hydrochemical framework of groundwater in the Ankobra Basin, Ghana, *Aquat. Geochem.* 13. 41-74. 10.1007/s10498-006-9006-4.
- Koyoc-Ramírez, L., Mendoza-Vega, J., Pérez-Jiménez, J., Torrescano-Valle, N. (2015) Efectos de la Perturbación Antrópica en Petenes de selva en Campeche, México. *Acta. Bot. Mex.* 110. 89-103. 10.21829/abm110.2015.189.
- Kozłowski, T. T. (1984) Plant responses to flooding soil, *Bioscience.* 34: 162-167.
- Kükenthal, G. (1949) *Rhynchospora*. Vorarbeiten zu einer Monographie der Rhynchosporoideae. *Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie* 74: 375-509.
- Kükenthal, G. (1950) *Rhynchospora*. Vorarbeiten zu einer Monographie der Rhynchosporoideae. *Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie* 75: 90-126.
- Kükenthal, G. (1951) *Rhynchospora*. Vorarbeiten zu einer Monographie der Rhynchosporoideae. *Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie* 75: 273-314.
- Langmuir, D. (1971) The Geochemistry of Some Carbonate Groundwaters in Central Pennsylvania, *Geochim. Cosmochim. Ac.* 35, 1023-1045.
- Lee, C., Fletcher, T., Sun, G. (2009) Nitrogen removal in constructed wetland system, *Eng. Life. Sci.* 9:11-12.
- Liamleam, W., Annachatre, A. P. (2007) Electron donors for biological sulfate reduction, *Biotechnol. Adv.* 25 (5): 452-463 <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.05.002>.
- Lin, Y. F., Jing, S. R., Wang, T. W., Lee, D. Y. (2002) Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands, *Environ. Pollut.* 119, 423-420.
- Loheide, S.P., Booth, E. G. (2011) Effects of changing channel morphology on vegetation, groundwater, and soil moisture regimes in groundwater-dependent ecosystems, *Geomorphology.* 126: 364-376.
- López-Rosas, H., López-Barrera, F., Moreno-Casasola, P., Aguirre-León, G., Cázares-Hernández, E., Sánchez-Higueredo, L. (2010) Indicators of recovery in a tropical freshwater marsh invaded by an African grass, *Ecological. Restoration.* 28:324-332.
- López-Rosas, H., Moreno-Casasola, P., Mendelssohn, I. A. (2005) Effects of an African grass invasion on vegetation, soil and interstitial water characteristics in a tropical freshwater marsh in La Mancha, Veracruz (México), *J. Plant. Interact.* 1:187-195

- Lot, A., Olvera, M., Flores C., Díaz, A. (2015) Guía Ilustrada de campo. Plantas indicadoras de Humedales. Universidad Autónoma de México. Instituto de Biología. México. 124 p.
- Lorenzen, B., Brix, H., Mendelssohn, I. A., McKee, K, L., Miao, S. L. (2001) Growth, biomass allocation and nutrient use efficiency in *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis* as affected by phosphorus and oxygen availability, *Aqua. Bot.* 70 (2): 117-133. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00155-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00155-3).
- Ma, W. K., Bedard-Haughn, A., Siciliano, S. D., Farrell, R. E. (2008) Relationship between nitrifier and denitrifier community composition and abundance in predicting nitrous oxide emissions from ephemeral wetland soils, *Soil. Biol. Biochem.* 40, 1114–1123.
- Maddison, M., Mairing, T., Remm, K., Lesta, M., Mander, Ü. (2009) Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment wetlands in Estonia, *Ecol. Eng.* 35:258- 264.
- Maloney, K. O., Morris, D. P., Moses, C. O. (2005) The Role of Iron and Dissolved Organic Carbon in the Absorption of Ultraviolet Radiation in Humic Lake Water, *Biochemistry- US.* 75, 393–407 <https://doi.org/10.1007/s10533-005-1675-3>.
- Maltby, E., Acreman, M. C. (2011) Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm, *Hydrolog. Sci. J.* 56(8):1341-1359.
- Marín, L. E., Perry, E. C., Essaid, H. I., Steinich, B. (2001) Hydrogeological investigations and numerical simulation of groundwater flow in the karstic aquifer of northwestern Yucatán, México, en Ouazar, D., Cheng, A.H.D. (eds.), *Proceedings of the First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers; Monitoring, Modeling, and Management SWICA-M3, abril 2001, Essaouira, Morocco*:<http://www.olemiss.edu/sciencenet/saltnet/swica1/swica1.html>
- Marín-Muñiz, J. L. (2018) Humedales. Riñones del planeta y hábitat de múltiples especies. Secretaria de Educación de Veracruz. Xalapa. Veracruz. México 1ra ed. 98 p.
- Matthes, L. (2008) Analysis and evaluation of ground and surface water quality and groundwater flow in the northern aquifer of Quintana Roo, Mexico en Gutiérrez-Aguirre, M.A., Cervantes-Martínez, A. (comp.), *Estudio geohidrológico del norte de Quintana Roo: México, Universidad de Quintana Roo y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología*, 59-99.
- McKay, J., Lenczewski, M., Leal-Bautista, R. M. (2020) Characterization of Flowpath Using Geochemistry and $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ Isotope Ratios in the Yalahau Region, Yucatan Peninsula, Mexico, *Water–Sui.* 12(9), p.2587

- MEA (2005) Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington, DC. United States of America. 68 p.
- Mead, J. (2017) The Control of Fe and pH on the Photodegradation and Characterization of Dissolved Organic Matter in Small, Oligotrophic Canadian Shield Freshwaters. Thesis, University of Waterloo <http://hdl.handle.net/10012/11942>.
- Megonigal, J. P., Patrick, W. H. J., Faulkner, S. P. (1993) Wetland identification in seasonally flooded forest soils; soil morphology and redox dynamics, Soil. Sci. Soc. Am. J. 57:140–149.
- Megonigal, J. P., Hines, M. E., Visscher, P. T. (2004) Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In: Schlesinger WH (ed) Biog. Elsevier– Pergamon, Oxford, pp 317–424.
- Miranda, R. M. (2000) Desarrollo, situación actual y aplicaciones potenciales de los humedales artificiales de flujo horizontal de México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Miranda, F., Hernández, X. E. (2013) Los tipos de vegetacion de México y su clasificacion. Mexico. CONABIO. Fondo de Cultura Economica.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J. G. (2000) The value of wetlands: importance of scale and landscape setting, Ecol. Econ. 35: 25-33.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J. G. (2015) Wetlands. 5^o Ed. John Wiley & Sons. Estados Unidos de América. 456 p.
- Moreno-Casasola, P. (2006) Humedales costeros. Estrategia para el manejo costero integral: el enfoque municipal en Moreno-Casasola, P., Peresbarbosa, E.R. y A.C. Travieso-Bello. Xalapa, Veracruz, México, CONANP y Gobierno del Estado de Veracruz. 1: 151-181.
- Moreno-Casasola, P. (2008) Los humedales en México: tendencias y oportunidades. Cuadernos de biodiversidad. 28:10-18.
- Moreno-Casasola, P. (2020) Los humedales costeros: beneficios y servicios ecosistémicos. Gobierno de México, Conacyt, Instituto de Ecología A.C., Xalapa. 43 pp. www.cienagasyhumedales.org.
- Moreno-Casasola, P., Infante-Mata, D. M. (2009) Manglares y selvas inundables. Instituto de Ecología A.C. CONAFOR y OIMT. Xalapa. Veracruz México. 150 p.
- Moreno-Casasola, P., Infante-Mata, D. M., Campos Cascaredo, A., López Rosas, H. (2009) Guía para la delimitación de humedales del Golfo de México. Instituto de Ecología A.C.

- Moreno-Casasola, P., Infante-Mata, D. M. (2010) Veracruz tierra de ciénagas y pantanos. Mexico: Gobierno del Estado de Veracruz, Secretaria de educación del Estado de Veracruz. Comisión del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave para la conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución 2010. 412 p.
- Moreno-Casasola P., Warner, B. (2009) Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable no 1. RAMSAR, Instituto de Ecología A.C., CONANP, US Fish and Wildlife Service, US State Department. Xalapa, Ver. México. 406 p.
- Moreno-Casasola, P., Cejudo-Espinosa, E., Capistrán-Barradas, A., Infante-Mata, D. M., López Rosas, H., Castillo-Campos, G., Campos-Cascaredo, A. (2010) Composición florística, diversidad y ecología de humedales herbáceos emergentes en la planicie costera central de Veracruz, México. Bol. Soc. Bot. Méx. 87: 29-50.
- Moreno-Casasola, P., Infante-Mata, D. M., López-Rosas, H. (2012) Tropical Freshwater Swamps and Marshes. In Batzer, D. & A. Baldwin (Ed.) Wetland Habitats of North America Ecology and Conservation Concerns.
- Morgan, J. A., Martin, J. F. Bouchard, V. (2008) Identifying plant species with root associated bacteria that promote nitrification and denitrification in ecological treatment systems, Wetlands. 28:220–231 <https://doi.org/10.1672/07-147>.
- Mortimer, C. H. (1941) The Exchange of Dissolved Substances between Mud and Water in Lakes, J. Geotech. Geoenviron. 29, 280-329. <https://doi.org/10.2307/2256395>
- Mortimer, C. H., (1942) The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes, J. Geotech. Geoenviron. 30: 147–201.
- Muasya, A. M., Vrijdaghs, A., Simpson, D. A., Chase, M. W., Goetghebeur, P., Smets, E. (2009) What is a genus in *Cypereae*: Phylogeny, character homology assessment and generic circumscription in *Cypereae*, The Botanical Review. 75: 52-66. DOI: 10.1007/s12229-008-9018-4.
- Muasya, A. M., Larridon, I., Reynders, M., Huygh, W., Goetghebeur, P., Cable, S., Simpson, D. A., Gehrke, B. (2011) The Cyperaceae in Madagascar show increased species richness in upland forest and wetland habitats, Plant. Ecol. Evol. 144: 357-362. DOI:10.5091/plecevo.2011.619.
- Neue, H. U., Gaunt, J. L., Wang, Z. P., Becker-Heidmann, P., Quijano, C. (1997) Carbon in tropical wetlands, Geoderma. 79: 163-185.
- Noe, G. B., Hupp, C. R., Rybicki, N. B. (2013) Hydrogeomorphology influences soil nitrogen and phosphorus mineralization in floodplain wetlands, Ecosystems. 16: 75-94.
- Novelo, E., Tavera, S. R. L. (1999) Algas y humedales de Quintana Roo. Ciencias 55, 44- 45.

- Olmsted, I. (1993) Wetlands of Mexico. Whigham D.F., Dykyjová D. y Hejný S. Eds. Wetlands of the world I: Inventory, ecology, and management. Handbook of Vegetation Science. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht pp. 637-678.
- Olsen, S. R., Cole, C. V., Watanabe, F. S., Dean, L. A. (1954) Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA.
- Pernía-Llera, J. M., Cuesta-Peiro, F., Ballesteros-Navarro, B., Barba-Romero Muñoz, J., García-Sánchez, E. (1993) Las aguas subterráneas: Importancia y perspectivas, Madrid, Instituto Geológico y Minero de España, http://aguas.igme.es/igme/publica/libros3_RHS/libro34/lib34.htm, consulta: 20 de agosto de 2021.
- Perry, E., Velazquez-Oliman G., Marin L. (2002) The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *Int. Geol. Rev.* 44: 191-221.
- Poe, A. C., Piehler, F. P., Thompson, S. P., Paerl, H. W. (2003) Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff, *Wetlands*. 23, 817–826.
- Ponnamperuma, F. N. (1972) The chemistry of submerged soils. In *Advances in agronomy* Brady N.C. (ed). pp. 29-96. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60633-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60633-1).
- Ponnamperuma, F. N. (1984) Effects of flooding on soils. T.T. Kozlowski (ed) *Flooding and Plant Growth*. Academic Press, Orlando, Florida. pp. 9-45.
- RAMSAR (2004) Servicios de informacion sobre sitios Ramsar. Fecha de ultima publicacion: 02-02-2004. Link: <https://rsis.ramsar.org/es/rsis/1360>
- RAMSAR (2007) Glosario de términos empleados en el Marco estratégico y lineamientos para el desarrollo futuro de la Lista de Humedales de Importancia Internacional de la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971). 14 p
- Ramsar (2018) Ramsar country profiles México. <https://www.ramsar.org/wetland/mexico>.
- Ramsar Convention Secretariat (2010) *Managing groundwater: Guidelines for the management of groundwater to maintain wetland ecological character*. Ramsar Handbooks for the Wise Use of Wetlands, vol 11. Ramsar Convention Secretariat, Gland. Suiza.
- Reddy, K. R., D'Angelo, E. M. (1997) Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands, *Wat. Sci. Technol.* 35(5), 1–10.
- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E., Gale, P. M. (1999) Phosphorus Retention in Streams and Wetlands, *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.* 29:1, 83-146, DOI: [10.1080/10643389991259182](https://doi.org/10.1080/10643389991259182)
- Reddy, K. R., De Laune, R. D. (2008) *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications*. CRC Press, Boca Raton, 529 p.

- Rejmánková, E., Komárková, J. (2000) A function of cyanobacterial mats in phosphorus-limited tropical wetlands, *Hydrobiologia*. 431(2):135–153.
- Revsbech, N. P., Jacobsen, J. P., Nielsen, L. P. (2005) Nitrogen transformations in microenvironments of riverbeds and riparian zones, *Ecol. Eng.* 24, 447–455.
- Reznicek, A. A. (1986) The taxonomy of *Carex* Sect. *Hymenochlaenae* (Cyperaceae) in México and Central America, *Syst. Bot.* 11: 56-87. DOI: 10.2307/2418947
- Reznicek, A. A. (1993) Revision of *Carex* Section. *Ovales* (Cyperaceae) in México. Contributions from the University of Michigan Herbarium 19: 97-136.
- Reznicek, A. A., González-Elizondo, M. S. (2001a) Additions to the *Carex lurida* group (Cyperaceae) in México, including a new species from Chiapas, Contributions from the University of Michigan Herbarium 23: 333-337.
- Reznicek, A. A., González-Elizondo, M. S. (2001b) *Carex* Section *Porocystis* in Mexico and Central America, Contributions from the University of Michigan Herbarium 23: 339-348.
- Rodríguez-Medina, K., Moreno-Casasola, P. (2013) Effect of livestock on soil structure and chemistry in the coastal marshes of the central Gulf Coast of Mexico, *Soil. Res.* 51(4): 341-349
- Rodríguez-Medina, K., Moreno-Casasola, P., Yañez-Arenas, C. (2017) Efecto de la ganadería y la variación estacional sobre la composición florística y la biomasa vegetal en los humedales de la costa centro oeste del Golfo de México. Instituto de Ecología, A.C. *Acta. Bot. Mex.* 119: 79-99.
- Rohde, M. M., Froend, R., Howard, J. (2017) A global synthesis of managing groundwater dependent ecosystems under sustainable groundwater policy, *Ground. Water.* 55: 293-301.
- Rzedowski, J. (2006) Vegetación de México. 1ra Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 p.
- Sabo, R. D., Clark, C. M., Compton, J. E. (2021) Considerations when using nutrient inventories to prioritize water quality improvement efforts across the US, *Environ. Res. Commun.* 3(4), 045005. <https://doi.org/10.1088/2515-7620/abf296>.
- Sánchez-Carrillo, S., Angeler D., Sánchez A. R., Alvarez-Cobelas, M., Garatuza-Payan., J. (2004) Evapotranspiration in Semi-Arid Wetlands: Relationships Between Inundation and the Macrophyte-Cover: Open-Water Ratio, *Adv. Water. Resour.* 27. 643-655. 10.1016/j.advwatres.2004.02.018.

- Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D. G. (2010) Ecology of Threatened Semi-Arid Wetlands: Long-term research in Las Tablas de Daimiel, Series Wetlands: Ecology, Conservation and Management, Volume 2. Springer, Dordrecht, Países Bajos.
- Saunders, D. L., Kalff, J. (2001) Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers, *Hydrobiologia*. 443:205–212.
- Schmitter-Soto, J. J., Comín, F. A., Escobar-Briones, E., Herrera-Silveira, J., Alcocer, J., Suárez-Morales, E., Elías-Gutiérrez, M., Díaz-Arce, V., Marín, L. E., Steinich, B. (2002) Hydrogeochemical and biological characteristics of cenotes in the Yucatán Peninsula (SE México), *Hydrobiologia*. 467, 215-228.
- Secretaría de la Convención de Ramsar (RAMSAR). (2013) Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6ª ed., Gland, Suiza, 116 pp.
- Seitzinger, S., Harrison, J. A., Böhlke, J. K., Bouwman, A. F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C., Van Drecht, G. (2006) Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis, *Ecol. Appl.* 16(6):2064-90. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2064:DALAWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2064:DALAWA]2.0.CO;2)
- SEMARNAT (2019) Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam. Primera edición octubre de 2019. México.
- Seo, D. C., DeLaune, R. D. (2010) Fungal and bacterial mediated denitrification in wetlands: influence of sediment redox condition, *Water. Res.* 44(8), 2441-2450. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.006>
- Schlesinger, W. H. (1991) Biogeochemistry: an analysis of global change. Academic Press. New York, NY, USA.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., Jordan, P., Bergstrom, L., Allen, A. L. (2009) Evaluating the success of phosphorus management from field to watershed, *J. Environ. Qual.* 38: 1981–1988.
- Shenker, M., Seitelbach, S., Brand, S., Haim, A., Litaor, M. I. (2005) Redox reactions and phosphorus release in reflooded soils of an altered wetland, *Eur. J. Soil. Sci.* 56: 515-525.
- Sidiropoulos, C., Tsilingiridis, G. (2009) Trends of livestock-related NH₃, CH₄, N₂O and PM emissions in Greece, *Water. Air. Soil. Poll.* 199, 277-289.
- Sommers, L.E. (1985) Chemical equilibria to model volatilization of ammonia from aquatic and soil systems. West Lafayette (IN): Purdue University, Indiana. Water. Resources. Research. Center (IWRRRC). Technical Reports. 175).

- Sophocleous, M. (2002) Interactions between groundwater and surface water: the state of the science, *Hydrogeol. J.* 10. 52–67 <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>.
- Strickland, J. D., Parsons, T. R., (1972) Determination of reactive nitrite. *Fisheries Research Board of Canada Bulletin: A Practical Handbook of Seawater Analysis* 167: 71-75.
- Stumm, W., Morgan, J. J. (1996) *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3rd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Suárez-Morales, E., Rivera-Arriaga, E. (2000) The aquatic fauna of karstic environments in the Yucatan Peninsula, Mexico: An updated overview in: Munawar M., S.G. Lawrence, I.F. Munawar & D.F. Malley (eds.). *Aqua. ecosystems of Mexico. Status & Scope*. Backhuys Publishers. Netherlands. 151-164 p.
- Svenson, H. K. (1929) Monographic studies in the genus *Eleocharis*, *Rhodora*. 31: 121-242
- Svenson, H. K. (1932) Monographic studies in the genus *Eleocharis*, *Rhodora*. 34: 193-227.
- Svenson, H. K. (1934) Monographic studies in the genus *Eleocharis*, *Rhodora*. 36: 377-390.
- Svenson, H. K. (1937) Monographic studies in the genus *Eleocharis*, *Rhodora*. 39: 210-273.
- Svenson, H. K. (1939) Monographic studies in the genus *Eleocharis*, *Rhodora*. 41: 1-110.
- Svenson, H. K. (1957) *Eleocharis* (Cyperaceae). *North American Flora* 18: 509-540.
- Tabilo-Valdivieso, E. (1999) El beneficio de los humedales en Centro América. El Potencial de los Humedales para el Desarrollo. 2a. ed. Programa Regional en Manejo de Vida Silvestre. Turrialba, C.R., WWF, Heredia, C.R., Universidad Nacional. http://centroneotropical.org/portal/cont/pdf_public/benef_hum_amer_centra.pdf.
- Thomas, W. W. (1984) The systematics of *Rhynchospora* section *Dichromena*, *Memoirs of the New York Botanical Garden* 37: 1-116.
- Thomas, W. W. (1992) A synopsis of *Rhynchospora* (Cyperaceae) in Mesoamérica, *Brittonia*. 44: 14-44. DOI: 10.2307/2807437
- Thomas, W. W. (1994) *Rhynchospora*, In: Davidse G, Sousa M, Chater A, eds. *Flora Mesoamericana*, México City: Universidad Nacional Autónoma de México-Missouri Botanical Garden-The Natural History Museum, 404-422. ISBN: 968-36-3310-2
- Tiner, R. W. (1999) *Wetland Indicators. A Guide to Wetland, Identification, Delineation, Classification and Mapping*. Lewis Publisher. Boca Raton, Florida.
- Tiner, R. W. (2003) Geographically isolated wetlands of the United States, *Wetlands*. 23: 494-516. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2003\)023\[0494:GIWOTU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2003)023[0494:GIWOTU]2.0.CO;2)
- Travieso–Bello, A. C., Moreno–Casasola, P., Campos, A. (2005) Efecto de diferentes manejos pecuarios sobre el suelo y la vegetación en humedales transformados a pastizales. *Interciencia*. 30:12–18.

- Tucker, G. C. (1994) Revision of the Mexican species of *Cyperus*, Systematic. Botany. Monographs. 43: 1-213. DOI: 10.2307/25027842.
- Twilley, R. R. (1988) Coupling of mangroves to productivity of estuarine and coastal waters. In: B.O. Jansson, ed. Coastal-Offshore ecosystem interactions. Springer Verlag. Berlin. p:155-180.
- United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Wetland Science Institute, Soil Survey Division (2003) Field Indicators of Hydric Soils in the United States, Guide for Identifying and Delineating Hydric Soils, Version 5.01, 40 p.
- USEPA (1978) Method 365.3: Phosphorous, All Forms (Colorimetric, Ascorbic Acid, Two Reagent). United States Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/method_365-3_1978.pdf. Fecha de consulta: 15 abril 2021.
- Van der Valk, A. G. (2006) The Biology of Freshwater wetlands, Oxford University Press, Oxford.
- Vymazal, J. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetland, Sci. Total. Environ. 380:48-65.
- Watson, J., Stedje, D., Barcelo, M., Stewart, M. (1990) Hydrogeologic investigation of cypress dome wetlands in well field areas north of Tampa, Florida. In: Proc. Focus Eastern Conference, National Water Well Assoc. Dublin, OH, USA. pp: 163-176.
- Whitley, J. R., Bassett, B., Dillard, J.G., Haefner, R. A. (1999) Water Plants for Missouri Ponds. Missouri Department of Conservation, Jefferson City, MO.
- Xu, S., Kang, P., Sun, Y. (2016) A stable isotope approach and its application for identifying nitrate source and transformation process in water, Environ. Sci. Pollut. R. 23, 1133–1148 <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5309-6>.
- Yang, S. L., Li, H., Ysebaert, T., Bouma, T. J., Zhang, W. X., Wang, Y. Y., Li, P., Li, M., Ding, P. X. (2008) Spatial and temporal variations in sediment grain size in tidal wetlands, Yangtze Delta: on the role of physical and biotic controls, Estuar. Coast. Shelf. S. 77(4), 657–671.
- Yang, X., Zhang, X., Wang, J., Zhao, G., Wang, B. J. (2014) Performance of the subsurface flow constructed wetlands for pretreatment of slightly polluted source water, Ecotoxicology. 23, 699-706.
- Zaman, M., Nguyen, M., Gold, A., Groffman, P., Kellogg, D., Wilcock, R. (2008) Nitrous oxide generation, denitrification, and nitrate removal in a seepage wetland intercepting surface and subsurface flows from a grazed dairy catchment, Aust. J. Soil. Res. 46: 565-577.
- Zhou, W., Beck, B. F. (2005) Roadway construction in karst areas: management of stormwater runoff and sinkhole risk assessment, Environ. Earth. Sci. 47: 1138-1149.

ANEXOS

Anexo 1. Prueba de normalidad Shapiro-Wilk determinada para n=36 de cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

Parámetro	Estadístico	Significancia (p valor)
T	0.869	< 0.001
pH	0.968	0.375
redox	0.969	0.389
CE	0.478	< 0.001
Salinidad	0.474	< 0.001
ALK	0.81	< 0.001
HCO ₃ ⁻	0.81	< 0.001
N-NH ₄	0.792	< 0.001
N-NO ₃	0.918	0.011
P-PO ₄ ⁻³	0.611	< 0.001
SiO ₂	0.94	0.052
DQO	0.908	0.006
PT AI	0.508	0.052
NT AI	0.902	0.004
Cl ⁻	0.431	< 0.001
SO ₄ ²⁻	0.424	< 0.001
Mg ²⁺	0.586	< 0.001
Na ⁺	0.406	< 0.001
K ⁺	0.351	< 0.001
Ca ²⁺	0.748	< 0.001
Fe ²⁺ S	0.763	< 0.001
pH S	0.902	0.004
PT S	0.866	< 0.001
NT S	0.932	0.028
PT R	0.81	< 0.001
NT R	0.914	0.009

p=0.05. *Las negritas indican los parámetros donde se presentó distribución normal (pH, redox, sílice, fósforo total agua intersticial).

Anexo 2. Coeficientes de correlación de Pearson para cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo en matrices de (AI) agua intersticial a 20 cm de profundidad, (S) sedimento y (R) raíces de *Cladium jamaicense* Crantz.

	T	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	NT-AI	P-PO ₄ ⁻³	PT-AI	PT-S	NT-S	PT-R	NT-R
T		-0.205	0.363	0.515**	0.195	0.189	0.052	.670**	-0.070	.703**
pH		-0.030	0.096	0.399*	-0.081	0.291	0.312	.443*	-0.326	0.318
REDOX		-0.280	0.363	0.148	-0.066	0.289	-0.100	0.148	-0.015	0.314
CE		0.071	-0.241	-0.303	-0.149	-.464*	-0.197	-.505**	0.018	-.562**
SAL		0.055	-0.235	-0.310	-0.157	-.476*	-0.185	-.499**	0.019	-.567**
ALK		.383*	-.526**	-.508**	-0.199	-0.184	-0.204	-.598**	0.102	-.522**
HCO ₃ ⁻		.383*	-.526**	-.508**	-0.199	-0.184	-0.204	-.598**	0.102	-.522**
N-NO ₂ ⁻			-0.120	0.273	-0.140	0.152	-0.031	0.145	-0.197	0.081
N-NO ₃ ⁻				0.343	.430*	0.140	0.177	0.163	0.057	0.182
NTAI					-0.136	0.216	0.156	.507**	-0.284	0.376
P-PO ₄ ⁻³						-0.120	0.371	0.009	0.269	-0.001
PTAI							0.189	0.168	-0.051	0.327
SiO ₂							-0.141	-0.312	0.000	0.037
DQO							-0.251	-0.332	.438*	-.614**
Fe ₂ ⁺							0.037	0.282	-0.071	0.093
pHS							0.169	-0.233	-0.193	-0.262
PTS								0.293	-.428*	0.168
NTS									-.403*	.662**
Cl ⁻									0.030	-.441*
SO ₄ ²⁻									-0.027	-0.362
Mg ²⁺									0.024	-.454*
Na ⁺									0.038	-.410*
K ⁺									0.025	-0.343
Ca ²⁺									0.058	-.561**
PTR										-.400*
NTR										

La correlación (r) p<0.05* y p<0.01**. Las negritas indican los valores más altos de correlación.

Anexo 3. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium jamaicense* Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H1.

Parámetro	Unidad	Ubicación sur	Ubicación centro	Ubicación norte
T	°C	29.16±0.26 a	28.52±0.18 a	28.73±0.46 a
pH	unidades pH	7.42±0.29 a	7.31±0.22 a	7.09±0.07 a
REDOX	mV	88.61±17.67 a	-48.45±49.84 a	-76.55±19.21 a
CE	μS cm ⁻¹	423.37±64.99 a	478.39±61.77 a	497.80±49.60 a
Salinidad	PSU	0.20±0.03 a	0.23±0.03 a	0.23±0.02 a
Alk Total CaCO ₃	mg L ⁻¹	180.12±29.87 a	206.73±61.00 a	222.93±34.86 a
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	216.14±35.84 a	248.07±73.20 a	267.52±41.83 a
N-NH ₄	mg L ⁻¹	0.39±0.46 a	0.66±0.82 a	0.79±0.86 a
N-NO ₃	mg L ⁻¹	0.33±0.01 a	0.42±0.12 a	0.44±0.11 a
NT Al	mg L ⁻¹	1.07±0.05 a	0.97±0.35 a	1.03±0.62 a
P-PO ₄ ⁻³	mg L ⁻¹	0.04±0.05 a	0.02±0.02 a	0.08±0.11 a
PT Al	mg/L	0.19±0.08 a	0.22±0.01 a	0.12±0.01 a
SiO ₂	mg/L	1.03±1.25 a	3.53±1.37 ab	5.05±0.92 b
DQO	mg/L	60.50±42.57 a	32.33±10.98 a	27.33±5.79 a
Fe ²⁺ S	mg/L	0.31±0.34 a	0.13±0.21 a	0.23±0.17 a
pH S	unidades pH	7.45±0.06 a	7.46±0.09 a	7.59±0.20 a
NT S	mg kg ⁻¹	7.03±2.93 a	5.95±4.71 a	7.06±5.85 a
PT S	mg kg ⁻¹	10773.40±6085.77 a	12628.30±2627.91 a	12318.90±3852.47 a
M.O S	%	7.96±0.61 a	9.04±0.63 a	9.08±0.17 a
Cl ⁻	mg L ⁻¹	47.46±22.40 a	28.80±1.66 a	47.20±13.83 a
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	3.39±2.33 a	1.44±0.55 a	2.67±1.88 a
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	18.31±2.21 a	18.30±0.19 a	21.10±5.13 a
Na ⁺	mg L ⁻¹	27.05±13.88 a	17.73±0.69 a	24.68±5.83 a
K ⁺	Mg L ⁻¹	0.43±0.61 ab	1.04±0.09 b	0.08±0.00 a
Ca ²⁺	mg kg ⁻¹	51.43±21.39 a	60.37±16.18 a	74.16±27.74 a
NT R	mg kg ⁻¹	9950.49±601.15 a	14060.40±1327.67 b	13353.70±392.02 b
PT R	mg kg ⁻¹	37.16±28.01 a	23.58±5.66 a	13.74±6.73 a

Media ± desviación estándar (n=9). Las letras indican diferencias entre muestras (Tukey HSD α= 0.05). Las negritas resaltan el parámetro y humedal que presentó diferencias significativas.

Anexo 4. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium jamaicense* Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H2.

Parámetro	Unidad	Ubicación sur	Ubicación centro	Ubicación norte
T	°C	28.21±0.48 b	26.75±0.49 a	26.90±0.59 ab
pH	unidades pH	7.43±0.08 a	7.17±0.25 a	7.30±0.15 a
REDOX	mV	-16.23±57.87 a	-33.88±18.85 a	-60.50±84.04 a
CE	μS cm ⁻¹	700.38±21.71 a	1104.43±498.08 a	905.02±298.56 a
Salinidad	PSU	0.34±0.01 a	0.54±0.25 a	0.44±0.15 a
Alk Total CaCO ₃	mg L ⁻¹	265.32±123.60 a	365.26±188.44 a	236.59±25.12 a
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	318.39±148.32 a	438.31±226.13 a	283.90±30.14 a
N-NH ₄	mg L ⁻¹	0.30±0.23 a	0.35±0.20 a	0.63±0.15 a
N-NO ₃	mg L ⁻¹	0.42±0.27 a	0.54±0.48 a	0.54±0.27 a
NT Al	mg L ⁻¹	0.57±0.18 a	0.94±0.53 a	0.71±0.09 a
P-PO ₄ ⁻³	mg L ⁻¹	0.02±0.02 a	0.003±0.005 a	0.00±0.00 a
PT Al	mg/L	0.20±0.04 a	1.02±0.75 a	0.36±0.16 a
SiO ₂	mg/L	2.98±0.74 a	2.62±1.08 a	1.98±0.72 a
DQO	mg/L	129.33±90.16 a	131.00±34.47 a	96.83±51.84 a
Fe ²⁺ S	mg/L	0.09±0.09 a	0.27±0.19 a	0.02±0.02 a
pH S	unidades pH	7.52±0.14 a	7.45±0.15 a	7.60±0.05 a
NT S	mg kg ⁻¹	7.06±6.42 a	14.64±10.77 a	7.16±2.09 a
PT S	mg kg ⁻¹	15735.40±8629.20 a	14561.9±8622.41 a	14770.4±879.81 a
M.O S	%	8.97±0.67 a	9.04±0.07 a	8.48±0.26 a
Cl ⁻	mg L ⁻¹	94.37±7.38 a	156.35±60.14 a	94.51±1.15 a
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	4.81±0.91 a	6.78±5.38 a	4.11±1.90 a
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	20.54±3.73 a	26.40±3.53 a	20.71±1.62 a
Na ⁺	mg L ⁻¹	55.32±4.73 a	80.05±17.81 a	53.52±1.08 a
K ⁺	Mg L ⁻¹	1.54±0.84 a	0.88±1.13 a	1.40±0.15 a
Ca ²⁺	mg kg ⁻¹	47.18±2.66 a	53.68±13.39 a	44.10±1.41 a
NT R	mg kg ⁻¹	8667.65±4044.62 a	14347.90±487.17 a	10222.10±606.49 a
PT R	mg kg ⁻¹	41.86±52.14 a	25.01±37.66 a	67.67±117.21 a

Media ± desviación estándar (n=9). Las letras indican diferencias entre muestras (Tukey HSD α= 0.05). Las negritas resaltan el parámetro y humedal que presentó diferencias significativas.

Anexo 5. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium jamaicense* Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H3.

Parámetro	Unidad	Ubicación sur	Ubicación centro	Ubicación norte
T	°C	29.8±0.12 b	29.44±0.01 ab	29.09±0.37 a
pH	unidades pH	6.84±0.13 a	7.40±0.02 b	6.74±0.15 a
REDOX	mV	-61.44±15.25 a	48.59±8.06 c	-22.80±4.94 b
CE	μS cm ⁻¹	448.77±46.80 a	354.12±1.91 a	487.08±121.90 a
Salinidad	PSU	0.21±0.02 a	0.17±0.00 a	0.23±0.06 a
Alk Total CaCO ₃	mg L ⁻¹	200.00±20.24 a	151.99±2.80 a	208.56±57.85 a
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	240.00±24.29 a	182.38±3.36 a	250.27±69.42 a
N-NH ₄	mg L ⁻¹	0.02±0.00 a	0.02±0.00 a	0.06±0.05 a
N-NO ₃	mg L ⁻¹	0.36±0.02 a	0.49±0.24 a	0.56±0.39 a
NT Al	mg L ⁻¹	0.87±0.05 a	1.02±0.25 a	0.85±0.18 a
P-PO ₄ ⁻³	mg L ⁻¹	0.01±0.02 a	0.00±0.00 a	0.08±0.09 a
PT Al	mg/L	0.15±0.03 a	0.25±0.11 a	0.15±0.03 a
SiO ₂	mg/L	5.44±2.51 a	4.70±1.14 a	2.28±1.48 a
DQO	mg/L	31.83±4.72 a	57.83±51.96 a	75.83±13.33 a
Fe ²⁺ S	mg/L	0.07±0.07 a	0.04±0.05 a	0.05±0.04 a
pH S	unidades pH	7.36±0.18 b	7.07±0.19 ab	6.64±0.35 a
NT S	mg kg ⁻¹	4.64±2.78 a	4.47±1.97 a	2.92±2.54 a
PT S	mg kg ⁻¹	7475.59±1622.63 ab	10616.20±1139.02 b	5639.43±1821.88 a
M.O S	%	9.02±0.60 b	7.87±0.10 a	8.60±0.33 ab
Cl ⁻	mg L ⁻¹	16.31±0.35 a	16.28±1.11 a	42.95±25.53 a
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	0.71±0.21 a	0.79±0.31 a	5.53±4.83 a
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	5.92±0.79 a	5.79±0.25 a	7.36±1.27 a
Na ⁺	mg L ⁻¹	10.69±0.23 a	10.55±0.77 a	23.21±14.95 a
K ⁺	Mg L ⁻¹	2.39±0.61 ab	3.97±0.36 b	1.47±1.19 a
Ca ²⁺	mg kg ⁻¹	76.45±8.34 a	57.13±1.61 a	85.13±19.83 a
NT R	mg kg ⁻¹	13824.90±1682.36 b	13758.40±408.77 b	7568.69±1143.74 a
PT R	mg kg ⁻¹	39.98±22.49 a	33.65±2.54 a	83.19±55.10 a

Media ± desviación estándar (n=9). Las letras indican diferencias entre muestras (Tukey HSD α= 0.05). Las negritas resaltan el parámetro y humedal que presentó diferencias significativas.

Anexo 6. Prueba estadística ANOVA de un factor, para los parámetros analizados en muestras de agua intersticial, sedimento y raíces de *Cladium jamaicense* Crantz con respecto a su variación significativa dentro de su región (Sur-Centro-Norte), humedal H4.

Parámetro	Unidad	Ubicación sur	Ubicación centro	Ubicación norte
T	°C	24.67±0.41 a	24.43±0.14 a	24.96±0.63 a
pH	unidades pH	6.88±0.03 a	7.13±0.14 a	6.95±0.25 a
REDOX	mV	-46.59±6.56 a	-87.09±41.43 a	-80.21±21.01 a
CE	μS cm ⁻¹	2664.60±709.65 a	1880.49±25.33 a	12278.80±2240.96 b
Salinidad	PSU	1.38±0.38 a	0.95±0.11 a	6.68±1.26 b
Alk Total CaCO ₃	mg L ⁻¹	608.23±22.44 b	381.54±70.80 a	531.61±126.41 ab
HCO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	729.88±26.93 b	457.85±84.96 a	637.93±151.70 ab
N-NH ₄	mg L ⁻¹	0.97±0.14 b	0.09±0.04 a	0.35±0.37 a
N-NO ₃	mg L ⁻¹	0.15±0.15 a	0.30±0.42 a	0.29±0.08 a
NT AI	mg L ⁻¹	0.56±0.04 a	0.62±0.07 a	0.71±0.19 a
P-PO ₄ ⁻³	mg L ⁻¹	0.00±0.00 a	0.03±0.03 a	0.01±0.02 a
PT AI	mg/L	0.21±0.08 a	0.16±0.05 a	0.07±0.04 a
SiO ₂	mg/L	9.08±1.78 a	5.08±1.62 a	5.20±2.62 a
DQO	mg/L	82.00±44.72 a	101.66±33.82 a	77.33±38.82 a
Fe ²⁺ S	mg/L	0.11±0.10 a	0.06±0.06 a	0.06±0.10 a
pH S	unidades pH	7.77±0.05 a	7.87±0.11 a	7.83±0.09 a
NT S	mg kg ⁻¹	5.32±2.68 a	4.61±2.38 a	3.62±2.88 a
PT S	mg kg ⁻¹	4178.75±1559.78 a	2435.51±260.21 a	2390.75±224.68 a
M.O S	%	8.89±0.59 a	8.09±1.25 a	8.71±0.37 a
Cl ⁻	mg L ⁻¹	628.91±40.78 a	408.50±100.77 a	2713.67±1747.82 a
SO ₄ ²⁻	mg L ⁻¹	169.57±63.75 a	15.95±6.28 a	349.75±276.71 a
Mg ²⁺	mg L ⁻¹	83.23±10.94 a	51.23±16.60 a	165.35±103.98 a
Na ⁺	mg L ⁻¹	284.66±13.31 a	195.00±48.53 a	1225.67±955.72 a
K ⁺	Mg L ⁻¹	2.66±1.73 a	3.90±0.29 a	38.22±30.86 a
Ca ²⁺	mg kg ⁻¹	111.46±30.93 a	77.16±14.90 a	205.66±30.59 b
NT R	mg kg ⁻¹	9668.73±3044.96 a	5369.56±40.44 a	5286.90±1852.78 a
PT R	mg kg ⁻¹	32.15±29.57 a	65.24±37.69 a	39.22±13.46 a

Media ± desviación estándar (n=9). Las letras indican diferencias entre muestras (Tukey HSD α= 0.05).

Las negritas resaltan el parámetro y humedal que presentó diferencias significativas.

Anexo7. Índices de saturación para cuatro humedales herbáceos del norte de Quintana Roo.

