

Indicadores fisicoquímicos en un piloto de restauración de manglares en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa Marta

Santiago Mauricio Mesias-Torres¹, Juan Felipe Lazarus², Juan Pineda-Medina¹

¹Programa de Biología, Departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Facultad de Ingeniería y Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana Cali; ²Línea de Rehabilitación de Ecosistemas Marinos y Costeros, Programa de Calidad Ambiental Marina, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andrés”

RESUMEN

La restauración de los manglares en la Ciénaga Grande de Santa Marta ha sido objeto de prioridad tras la pérdida de más de 28.500 hectáreas de cobertura de manglar entre 1956 y 1995. A través de diversos procesos como la rehabilitación y restablecimiento de fuentes hidrológicas que conectan el complejo lagunar con el río Magdalena fue posible restituir las condiciones fisicoquímicas óptimas para el restablecimiento de la vegetación. No obstante, pese a los esfuerzos emprendidos, la regeneración del bosque en los alrededores de los canales ha resultado inviable en dichas áreas debido a los elevados niveles de inundación. Por este motivo, se implementó un piloto de restauración basada en el principio de nucleación en el sector noroeste de la ciénaga en donde, por medio de montículos de sedimento, se sembraron plántulas de mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*). Se midieron las variables fisicoquímicas dentro de los montículos y de crecimiento de las plántulas, así como su estado fitosanitario durante cuatro años después de la implementación del piloto. Este trabajo modela la influencia del pH, salinidad, temperatura y potencial Redox intersticiales sobre el crecimiento de las plántulas sembradas, así como su impacto en su estado fitosanitario en cada periodo de monitoreo. Los resultados indican que el potencial Redox ($r= 0.776$, $r= 0.481$) y la temperatura intersticial del agua ($r= -0.677$, $r= -0.672$) son las variables fisicoquímicas más influyentes en la etapa de crecimiento de las plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa*, respectivamente. De igual forma, se evidenció un impacto significativo entre el potencial Redox ($p= 3.92 \times 10^{-9}$) y la temperatura del agua intersticial ($p= 0.0225$) en la salud de las plántulas sembradas, sugiriendo así una notoria mejoría en el estado fitosanitario de ambas especies de mangle en ambientes donde el potencial Redox y la temperatura intersticial se encuentran en niveles adecuados para su desarrollo. El éxito en el establecimiento de especies pioneras en procesos restaurativos y su interacción con las variables fisicoquímicas ofrece una idea clara sobre qué indicadores se deben tener en cuenta a la hora de proponer un proyecto de intervención en este ecosistema.

Palabras clave: Bosque de manglar, salinidad, pH, potencial Redox, temperatura intersticial.

ABSTRACT

Mangrove restoration in the Ciénaga Grande de Santa Marta has been a priority following the loss of more than 28.500 hectares of mangrove cover between 1956 and 1995. Through different processes such as the rehabilitation and reestablishment of hydrological sources that connect the swamp with the Magdalena River, it was possible to restore the optimal physicochemical conditions for the reestablishment of vegetation. However, despite the efforts undertaken, forest regeneration around the canals has been unfeasible in these areas due to the high levels of flooding. For this reason, a restoration pilot project based on the principle of nucleation was implemented in the northwestern sector of the swamp where, by means of sediment mounds, black mangrove (*Avicennia germinans*) and white mangrove (*Laguncularia racemosa*) seedlings were planted. Physicochemical variables within these mounds and seedling growth were measured, as well as their phytosanitary status for four years after the implementation. This work models the influence of interstitial pH, salinity, temperature and ORP on the growth of the planted seedlings, as well as their impact on their phytosanitary status in each monitoring period. The results indicate that the Redox potential ($r=0.776$, $r=0.481$) and interstitial water temperature ($r=-0.677$, $r=-0.672$) are the most influential physicochemical variables in the growth stage of *A. germinans* and *L. racemosa* seedlings, respectively. Likewise, a significant impact was evidenced between the Redox potential ($p=3.92 \times 10^{-9}$) and the interstitial water temperature ($p=0.0225$) on the health of the planted seedlings, suggesting a notorious improvement in the conditions of both mangrove species in environments where the Redox potential and the interstitial temperature are at adequate levels for their development. The success in the establishment of pioneer species in restoration processes and their interaction with the physicochemical components offers a clear idea of what indicators should be taken into account when proposing an intervention project in this ecosystem.

Keywords: Mangrove forest, salinity, pH, ORP, interstitial temperature.

INTRODUCCIÓN

Los manglares son ecosistemas vitales que brindan múltiples servicios ambientales, incluyendo la protección de las costas, el mantenimiento de la biodiversidad y la captura de carbono. Sin embargo, estos ecosistemas se enfrentan a diversas amenazas, como la tala, la contaminación y el cambio climático (Riascos et al., 2018). La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) ha experimentado un grave deterioro de sus manglares debido a diversos factores, entre ellos las actividades humanas, lo que ha provocado una pérdida de la biodiversidad y de los recursos pesqueros (Botero & Salzwedel, 1999). Los esfuerzos para restaurar los manglares se han enfocado en restablecer el sistema hidrológico original y recuperar las zonas sin vegetación con especies dominantes de mangle (Elster, 2000). Se ha resaltado el valor económico de este ecosistema tal como se describe en investigaciones previas, considerando que los manglares de la zona han venido funcionando como soporte para la pesca local (Contreras, 2016) y por ende siendo importante para la seguridad alimentaria de las comunidades humanas de la región. No obstante, debido a la construcción de las vías Ciénaga-Barranquilla, Medialuna-Pivijay-Salamina y Palermo-Sitio Nuevo (Botero & Salzwedel, 1999; Twilley et al., 1999; Vivas et al., 2013) se han interrumpido los procesos de intercambio hídrico entre el mar, la ciénaga y el complejo lagunar, que a su vez ha afectado factores fisicoquímicos como la salinidad y el pH del agua, que deviene en el deterioro de estos ecosistemas con el paso del tiempo. Nelson et al. (2024) establecen cinco componentes indispensables a la hora de afrontar un proceso de restauración: evaluación de la degradación, planificación y diseño de actividades de restauración, implementación del plan, gestión continua post-implementación y monitoreo y evaluación del proceso. En concordancia con los lineamientos y estándares planteados por Nelson et al. (2024), en años recientes se han impulsado distintos proyectos de rehabilitación y restauración en esfuerzo por restablecer el bosque de manglar.

En los manglares, la salinidad es un factor abiótico crucial en la investigación, reconocido por su influencia en el establecimiento, desarrollo y distribución de este ecosistema (Ball, 2002; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). Adicionalmente, es importante monitorear/registrar esta variable dado que, en condiciones de alta salinidad, los manglares invierten más energía para lograr el balance de agua y concentración de iones que en el crecimiento y la producción primaria (Kathiresan & Qasim, 2005). La salinidad intersticial de los bosques de manglar está influenciada por varios factores, como la cercanía al mar, el intercambio de mareas, el flujo de agua dulce de ríos y precipitación, y la topografía local, que afecta el flujo y la hipersalinización del área. Las especies de manglar, al ser halófitas facultativas, exhiben una tolerancia variable, con óptimos de crecimiento entre 5 y 70 unidades según la especie y la etapa de crecimiento, con preferencia a desarrollarse en condiciones estuarinas (Chapman, 1976; Hutchings & Saenger, 1987; Ball, 1988; Benítez-Pardo, 2007; Alongi, 2009). Las diferentes especies de manglar muestran distintos niveles de tolerancia a la salinidad, por ejemplo, *A. germinans* es la más tolerante, seguida por *Rhizophora mangle* y *L. racemosa*, que prefieren concentraciones salinas menores (López-Portillo & Ezcurra, 1989), especialmente *L. racemosa*, que su crecimiento se favorece en niveles de salinidad menores a 35 unidades (Baskin & Baskin, 2014; Correa et al., 2021). Sin embargo, la hipersalinización puede afectar negativamente el crecimiento y desarrollo de todas las especies, pudiendo incluso provocar la muerte en condiciones extremas (Flores-Verdugo et al., 2007).

El potencial de hidrógeno (pH) se determina por la concentración de iones de hidrógeno (H^+) y de hidroxilo (OH^-) en el agua y se expresa en una escala numérica que va de 0 (muy ácido) a 14 (muy alcalino), donde la neutralidad varía entre 6.8 y 7.2 (Prat Pérez, 1981). La inundación prolongada de los suelos de los manglares puede conducir a la acumulación de sulfuros, generando condiciones de acidez extrema que pueden resultar en la mortalidad en áreas extensas de estos ecosistemas (Mitsch & Gosselink, 1993). De acuerdo con Suprayogi y Murray (1999) esta acidez se refleja en el agua superficial e intersticial de los manglares, que generalmente presenta valores de pH ácidos. Estos cambios de pH en los suelos de los manglares tienen una influencia significativa en el equilibrio de diversos compuestos químicos, incluyendo óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfuros, fosfatos y silicatos. Además, se ha observado que las fluctuaciones en el pH pueden afectar las etapas iniciales de crecimiento de las plántulas de manglar, lo que subraya la importancia de este parámetro en la ecología de estos ecosistemas (Lim et al., 2012).

La temperatura del agua intersticial es una variable que puede influir en el crecimiento, la actividad y la supervivencia de los organismos, así como en las reacciones químicas y enzimáticas que regulan la descomposición de la materia orgánica (Kathiresan & Qasim 2005; Reddy & DeLaune 2008; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018). De acuerdo con lo planteado por Lugo & Snedaker (1974), Clough et al. (1982) y retomado por Cárdenas (2014), las condiciones ideales para que los procesos fotosintéticos de los manglares se desarrollen adecuadamente ocurren a rangos de temperaturas que no superen los $35^{\circ}C$. Al igual que con las demás variables, la medición de la temperatura es más significativa al tomarse a una profundidad intersticial, debido a que ofrece la mayor cantidad de información sobre los procesos biogeoquímicos del lugar, dado que es en esta zona donde se encuentran la mayoría de las raíces y microorganismos (Infante et al., 2009). El potencial Redox (ORP, por sus siglas en inglés) es un indicador de la capacidad del suelo para reducir u oxidar sustancias (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018) y de las condiciones anaeróbicas presentes en los manglares, las cuales pueden ser moduladas por la actividad biológica del suelo y el hidropotencial (Snedaker & Snedaker, 1984) y se mide en milivoltios (mV). Existe una relación intrínseca entre el ORP y el pH, debido a que el pH muestra la actividad de los H^+ , mientras que el ORP mide la actividad de los e^- (Mitsch & Gosselink, 1993). Es importante destacar que las condiciones anaeróbicas son características de los ecosistemas inundados (Pérez-Ceballos et al., 2018) y que a medida que el ORP disminuye, se favorece la captura y acumulación de carbono, lo que resulta en un aumento en la biomasa (Pardo, 2023). Sin embargo, una exposición prolongada a la inundación y, por ende, a valores de oxidación extremadamente negativos (-250 a -350 mV) puede inducir estrés en las plantas debido a la generación de compuestos perjudiciales como metano (CH_4) y algunos sulfuros (Snedaker & Snedaker, 1984; Rodríguez-Zúñiga et al., 2018).

Desde 1992 se han llevado a cabo esfuerzos para restaurar las condiciones fisicoquímicas y el régimen hídrico en un área específica de la CGSM, con el objetivo de recuperar la vegetación y los servicios ecosistémicos. Esto se logró mediante la reapertura de canales naturales para permitir la entrada de agua dulce al sistema (Rivera-Monroy et al., 2006). Estas acciones resultaron en la recuperación de la cobertura de manglar hasta 2013. Sin embargo, entre 2015 y 2017, se perdieron cerca de 8.800 hectáreas debido al aumento de la salinidad (INVEMAR, 2018). Para contrarrestar esto, la Corporación Autónoma Regional del Magdalena (CORPAMAG) realizó el dragado de varios caños, entre ellos el caño del sector Caleta del Tambor, lo que permitió la entrada de agua dulce y redujo la salinidad en más de 10 unidades. A pesar de estos esfuerzos, la vegetación no se ha podido restablecer en algunas áreas debido a los altos niveles de

inundación. Por consiguiente, es importante determinar el valor de cada uno de los indicadores que se están evaluando en los monitoreos (Sánchez-Núñez, 2022), porque si bien cada una de las variables medidas en un proceso de restauración brinda información clave sobre el estado del ecosistema, es necesario identificar de manera puntual las variables fisicoquímicas que ejercen una influencia directa en el desarrollo de los mangles. A raíz de esto, se ha planteado la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es el impacto de las variables fisicoquímicas en el desarrollo de las plántulas de mangle sembradas en un piloto de restauración en la CGSM a mediano plazo? Para este trabajo, se tomaron en cuenta dos componentes de estructura vegetal: longitud del tallo desde la superficie hasta el ápice de la plántula y diámetro del tallo tomado por encima de las últimas raíces, y se midieron cuatro variables fisicoquímicas básicas propuestas por Rodríguez-Zúñiga et al. (2018): salinidad, pH, temperatura y potencial Redox. En este estudio se evalúa la influencia de estas cuatro variables fisicoquímicas en el crecimiento y estado fitosanitario de las plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa* durante cuatro años desde su siembra en los montículos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La fase de campo de este proyecto se desarrolló en el sector occidental del caño Caleta del Tambor (10° 56' 3.39" N, 74° 34' 51.91"W), ubicado en el municipio de Sitionuevo, Magdalena (Figura 1). Para la selección del sitio de implementación se realizó un análisis espacial y temporal de áreas próximas al caño Caleta del Tambor y la región noroeste de la CGSM. Estos análisis preliminares facilitaron el seguimiento del comportamiento del ecosistema en términos de conectividad y extensión bajo distintas escalas de tiempo. Posteriormente se complementaron estos análisis con salidas de campo para determinar la viabilidad de restauración de cada sitio preseleccionado a través de la medición de variables fisicoquímicas, hidrológicos y microtopográficos, como el hidroperiodo, la elevación del suelo, la salinidad y la temperatura, lo que permitió la elección de un sitio con condiciones relativamente favorables para la implementación del piloto (PNUD & MINAMBIENTE, 2017; Rodríguez-Rodríguez et al., 2019; Nelson et al., 2024).

De acuerdo con Lugo y Snedaker (1974) y PNUD y MINAMBIENTE (2017), las características del sitio seleccionado corresponden a las de un manglar ribereño, el cual está asociado a ríos y estuarios, altos niveles de inundación en épocas de precipitación y presenta bosques mixtos de mangle negro (*Avicennia germinans*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*). Previo a la intervención, se registró un valor promedio de salinidad intersticial de 40.6 unidades en el sitio seleccionado, uno de los valores más bajos registrados entre los sitios preseleccionados, además de presentar una distancia relativamente cercana al sitio de referencia (≈ 12 m), favoreciendo así a la conectividad estructural del bosque. Sumado a lo anterior, el sitio seleccionado presentó valores promedio óptimos de temperatura intersticial (29.18°C), ORP intersticial (-119 mV), pH intersticial (7.33 unidades) y un aumento significativo en el hidroperiodo, lo que sugiere un intercambio hídrico asociado a la presencia de canales tributarios que facilitan la entrada de agua al manglar y que, a su vez, promueve el reclutamiento y crecimiento de los mangles (Rodríguez-Zúñiga et al., 2018; Rodríguez-Rodríguez et al., 2019). En el estudio de regeneración natural se evidenció la presencia de plántulas tanto de *A. germinans* como de *L. racemosa* dentro del sitio seleccionado, con una dominancia relativa de 98% y 2%, respectivamente, y que presentan individuos con un promedio de altura de 5.4 m, lo que favorece al crecimiento y resguardo de las plántulas ante la exposición de luz solar

directa (Rodríguez-Rodríguez et al., 2019). Finalmente, las muestras de sustrato del sitio seleccionado evidenciaron que a pesar de presentar los valores más bajos de carbono orgánico total en comparación con los demás sitios preseleccionados (0.4% C p.s en borde y 4.33% C p.s en fondo), mostró un alto contenido de fósforo (601 $\mu\text{g P/g p.s}$) y valores bajos de conductividad (6.5 mS/cm), sugiriendo así niveles menores de salinidad a profundidad intersticial.

Antes de la siembra, las plántulas se adaptaron a la salinidad del sitio del piloto mediante riego con agua salobre (Rodríguez-Rodríguez et al., 2019). Inicialmente se implementó el diseño experimental de dos factores con dos niveles: exposición lumínica (exposición plena al sol y con polisombra) y especie de mangle (*A. germinans* y *L. racemosa*). El piloto de restauración se instaló a finales de mayo de 2019 (línea base - tiempo 1). Para cada tratamiento se instalaron 3 réplicas en donde en cada montículo de sedimento se sembraron 10 plántulas de cada especie, dando así un total de 120 plántulas sembradas repartidas equitativamente en los 12 montículos (Rodríguez-Rodríguez et al., 2019). Sin embargo, a partir del segundo monitoreo (dos meses después de la implementación) la cubierta de polisombra de determinados montículos fue desplazada, resultando en la exposición de algunas plántulas y áreas del montículo a la luz solar directa. Sumado a eso, durante el monitoreo realizado en octubre de 2020, las plántulas crecieron hasta superar la altura de la cubierta. Por lo tanto, el factor de nivel de sombra no se consideró en los análisis (Rodríguez-Atar et al., 2022).

Los datos comprendidos en este trabajo recopilan información de los periodos de monitoreo realizados entre junio de 2019 (un mes después de la siembra – tiempo 2); julio de 2019 (dos meses después de la siembra – tiempo 3); octubre de 2020 (17 meses después de la siembra – tiempo 4); mayo de 2021 (dos años después de la siembra – tiempo 5); noviembre de 2022 (3 años y 6 meses después de la siembra – tiempo 6) y mayo de 2023 (4 años después de la siembra – tiempo 7). Estos incluyen medidas tanto de variables fisicoquímicas registradas superficialmente fuera de los montículos y del agua intersticial a 0,5 m de profundidad dentro de los montículos: pH, temperatura, salinidad y potencial Redox, como de estructura vegetal: número de plántulas, especie, altura, diámetro inferior del tallo y estado fitosanitario. Las variables fisicoquímicas fueron medidas con una sonda electrométrica con electrodo acoplado y una sonda portátil Tester Hanna HI 98121 y se empleó una regla plegable y un calibrador para medir la longitud y el diámetro inferior de las plántulas, respectivamente (Rodríguez-Rodríguez et al., 2019). Los análisis estadísticos se realizaron con el software R .



Figura 1. Área de siembra y monitoreo de plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa* en montículos de sedimento. Adaptado de Rodríguez-Atara et al. (2022).

Para evaluar el impacto de las variables fisicoquímicas del agua intersticial en el crecimiento en las plántulas de las dos especies de mangle sembradas en el piloto (*A. germinans* y *L. racemosa*), se realizó un análisis multivariante, específicamente un Análisis de Componentes Principales (ACP) el cual permite identificar las variables que contribuyen de manera más significativa a la variabilidad en el crecimiento de las plántulas durante todo el proceso de restauración (Jolliffe, 2002). Posteriormente, se generó una matriz de correlación utilizando el coeficiente de correlación de Pearson para las variables derivadas del ACP. Esta matriz cuantifica las correlaciones lineales entre cada par de variables, proporcionando una medida de la fuerza y la dirección de las relaciones lineales entre variables (Borgognone et al., 2001). A fin de simplificar la interpretación visual de estas correlaciones, se generaron mapas de calor a partir de las matrices de correlación, en concordancia con lo realizado por Rodríguez-Rodríguez et al. (2019). En estos mapas, cada celda representa la correlación entre un par de variables, y el color de la celda indica el grado y la dirección de la correlación. Los tonos más fríos señalan correlaciones positivas fuertes, mientras que los tonos más cálidos indican correlaciones negativas más significativas.

Estado fitosanitario

Se empleó un análisis de regresión ordinal en donde la descripción cualitativa del estado fitosanitario de cada plántula fue tratada como una variable categórica ordinal con valores que van de 0 a 3 (Rodríguez-

Rodríguez et al., 2019; Tabla 1). El análisis de regresión ordinal se utilizó para modelar la relación entre la variable dependiente ordinal (estado fitosanitario) y las variables independientes (variables fisicoquímicas). Los coeficientes de regresión (β) derivados de este análisis proporcionaron información sobre cómo varía la probabilidad de observar diferentes estados fitosanitarios a medida que varían los valores de cada componente fisicoquímico. Se aplicó un análisis de distribución para representar visualmente los resultados mediante diagramas de caja. Además, se calcularon las proporciones de plántulas de ambas especies correspondientes a cada categoría de estado fitosanitario (Tabla 1). Este análisis se realizó para cada tiempo de monitoreo y se representó por medio de diagramas circulares para visualizar la distribución de la cantidad de individuos por estado fitosanitario y estimar la tasa de supervivencia y mortalidad de las plántulas de ambas especies en distintas etapas de desarrollo.

Tabla 1. Clasificaciones empleadas para la evaluación del estado fitosanitario de las plántulas sembradas. Tomado de Rodríguez-Rodríguez et al. (2019).

Escala	Categoría	Descripción
0	Buen estado	Vigoroso, con buena nutrición aparente. Sin evidencia de síntomas ni daño mecánicos.
1	Poco afectado	Follaje aceptablemente vigoroso, se evidencian problemas sanitarios menores al 50% de la plántula, pero el área de las afectaciones está en pequeña proporción.
2	Afectado	Falta de vigor. Presencia de síntomas en más del 50% de la plántula, que afectan su desarrollo, bienestar y capacidad de nutrirse. La plántula está en peligro de muerte inminente.
3	Muerto	Pérdida total de las hojas. Tallo seco, hueco.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos del ACP y las matrices de correlación para *A. germinans* (Figura 2A y 3A) y *L. racemosa* (Figura 2B y 3B) revelan patrones distintivos en la relación entre las variables fisicoquímicas y el crecimiento estructural de las plántulas. Se identificaron correlaciones significativas entre la altura de las plántulas de *A. germinans* y varias variables fisicoquímicas del agua intersticial. Se observó una correlación negativa con la temperatura intersticial del agua intersticial ($r = -0.677$) y una correlación positiva fuerte con el potencial Redox del agua ($r = 0.776$). En cuanto al diámetro inferior del tallo, se encontró una correlación positiva significativa con el potencial de Redox del agua ($r = 0.609$). La salinidad intersticial presentó una correlación negativa débil ($r = -0.359$). Finalmente, no se evidenció una correlación significativa entre el crecimiento y el pH del agua intersticial ($r = -0.212$). Para el caso de las plántulas de mangle blanco (*L. racemosa*), los resultados de la matriz revelaron una correlación negativa entre la temperatura intersticial y su crecimiento ($r = -0.672$). De igual forma, se evidenció una correlación positiva débil entre la altura de las plántulas y el potencial Redox ($r = 0.481$), mientras que el pH ($r = -0.235$) y la

salinidad intersticial ($r = -0.263$) no presentaron una correlación significativa en los procesos de crecimiento de las plántulas, caso similar a lo evidenciado para *A. germinans*.

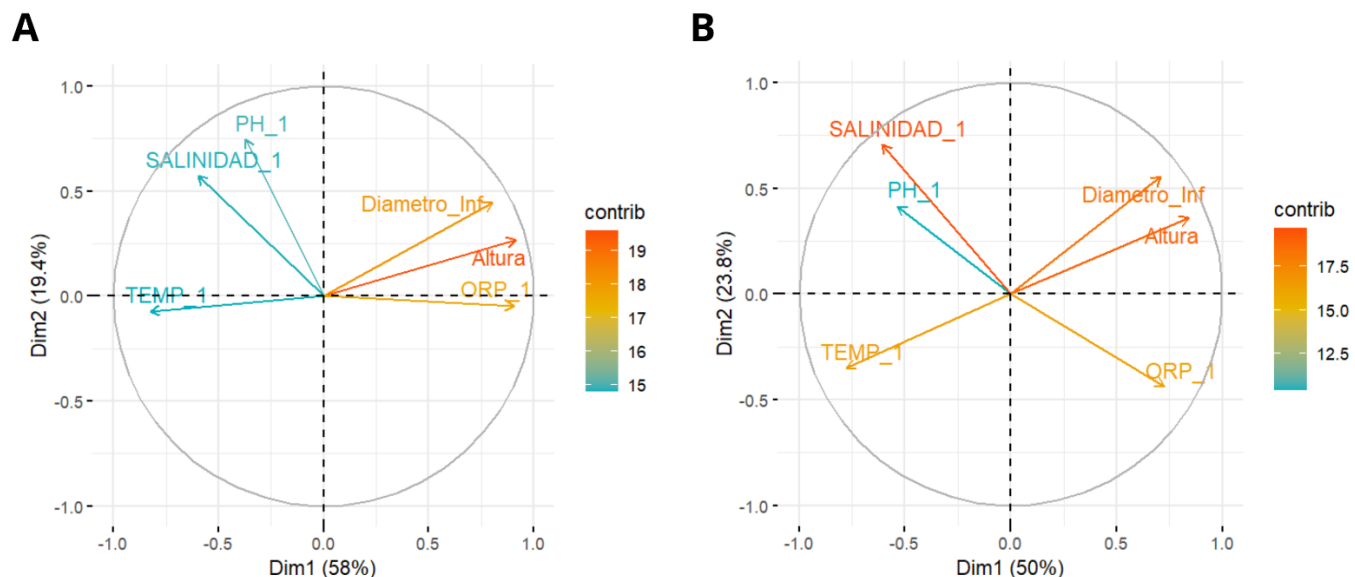


Figura 2. Análisis de Componentes Principales de las variables fisicoquímicas del agua intersticial y de crecimiento en plántulas de *A. germinans* (A) y *L. racemosa* (B).

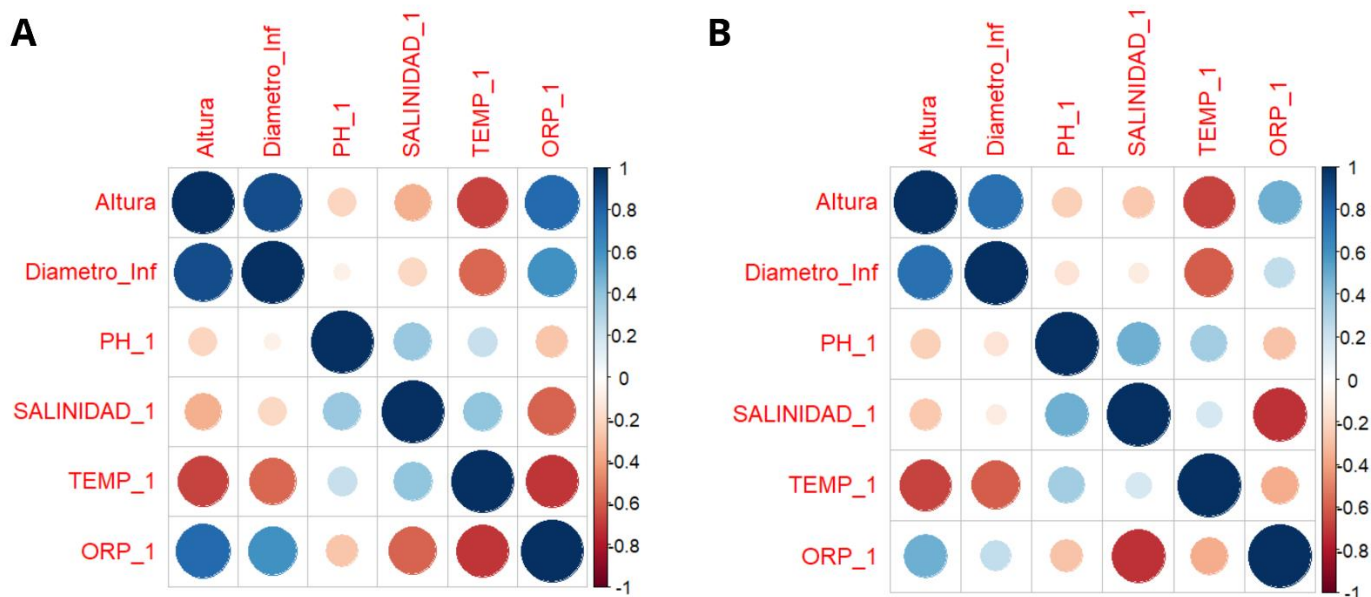


Figura 3. Análisis de correlación entre las variables fisicoquímicas del agua intersticial y las variables de crecimiento en plántulas de *A. germinans* (A) y *L. racemosa* (B).

Estado fitosanitario

El análisis de regresión ordinal reveló que el potencial Redox ($\beta = -0.009565$, $p = 0.00000000392$) y la temperatura del agua a profundidad intersticial ($\beta = -0.174649$, $p = 0.0225$) fueron los únicos predictores

significativos del estado fitosanitario de las plántulas, indicando que una reducción en el ORP (<300 mV) está asociada a un deterioro del estado fitosanitario de los individuos (Figura 4A). Por otro lado, la salinidad del agua mostró una tendencia hacia la significancia ($\beta= 0.040220$, $p= 0.0831$), aunque este resultado no fue estadísticamente significativo. En contraste, el pH del agua no mostró una asociación significativa con el estado fitosanitario de las plántulas en profundidad intersticial ($\beta= -0.095329$, $p= 0.6819$).

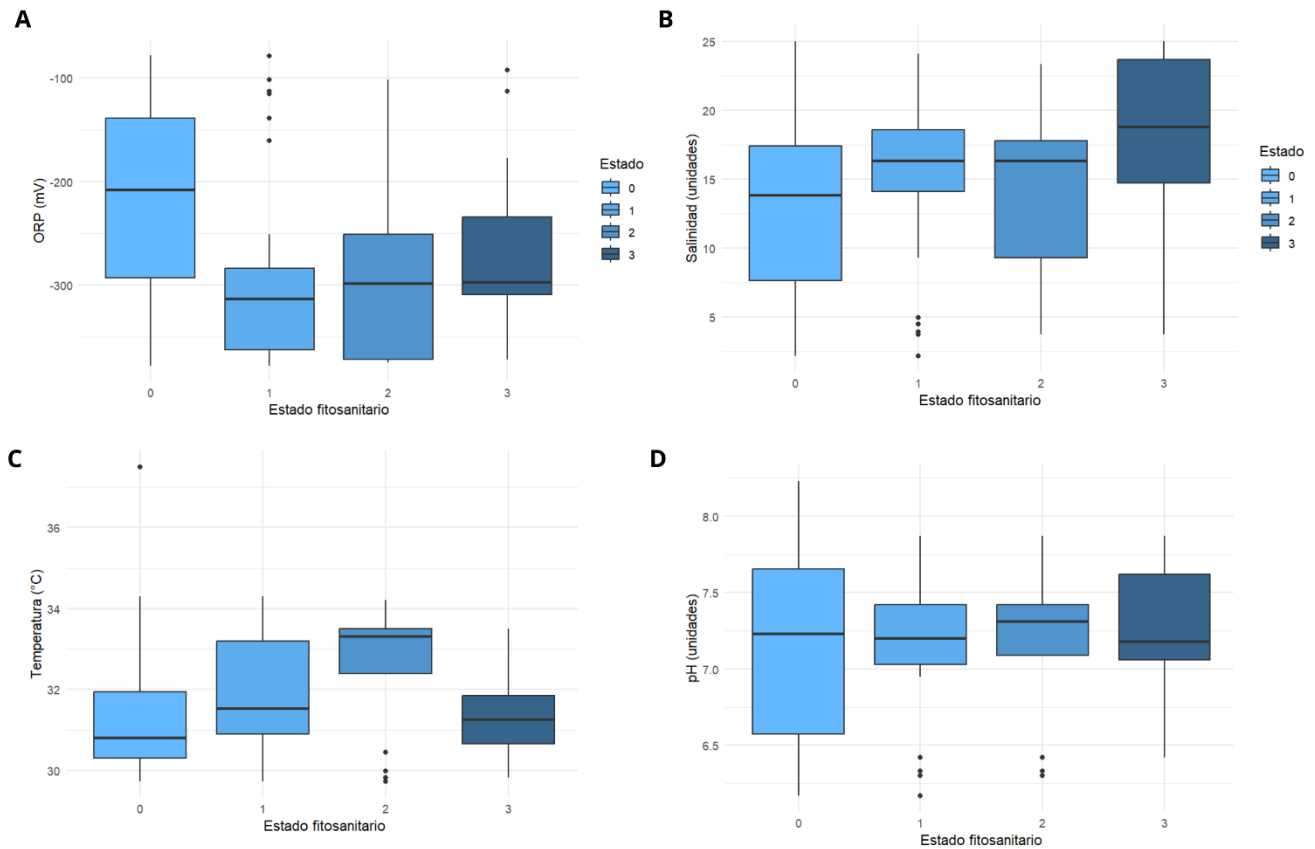


Figura 4. Distribución de variables fisicoquímicas a profundidad intersticial por escala de estado fitosanitario. **A)** Potencial Redox. **B)** Salinidad. **C)** Temperatura. **D)** pH.

Durante el segundo periodo de monitoreo, la mayoría de las plántulas de *A. germinans* (70%) estaban en buen estado (categoría 0), con solo el 1.7% en el estado más severo (categoría 3). Sin embargo, en el tercer monitoreo, se registró un cambio notable con una disminución en la proporción de plántulas en buen estado (20%) y un aumento en las categorías 1 (46.67%) y 3 (11.67%). En el cuarto periodo, la proporción de plántulas en buen estado disminuyó a 46.67%, pero la proporción en la categoría 3 aumentó al 53.33%. En el quinto monitoreo, hubo una mejora con un 81.82% de las plántulas en buen estado y solo un 18.18% en la categoría 3. En el sexto monitoreo, se evidencia que la proporción de plántulas en buen estado aumentó aún más al 96.67%, mientras que la proporción en la categoría 2 fue solo del 3.33%. Para el séptimo periodo de monitoreo, la proporción de plántulas en buen estado alcanzó su punto más alto en el 90.63%, con solo un 3.13% en la categoría 3 (Figura 5A). En cuanto al estado fitosanitario de las plántulas de *L. racemosa* (Figura 5B), la mayoría (72.55%) estaban en buen estado (categoría 0), con solo el 3.92% en el estado más severo (categoría 2) en el segundo monitoreo. Para el tercer monitoreo, se evidencia una

disminución en la proporción de plántulas en buen estado (67.74%) y un aumento en la categoría 1 (32.26%). Para el cuarto periodo, la proporción de plántulas en buen estado disminuyó a 23.08%, y la categoría 3 representó el 21.54% de las plántulas totales. En el quinto periodo de monitoreo, se observó una mejora con el 62.07% de las plántulas en buen estado, aunque la categoría 3 aumentó al 19.54%. En el sexto periodo de monitoreo, la proporción de plántulas en buen estado se recuperó significativamente al 84.27%, con una disminución en la categoría 3 al 1.12%. Por último, en el séptimo monitoreo, la proporción de plántulas en buen estado alcanzó un máximo del 99.08%, con solo un 0.92% en la categoría 1.

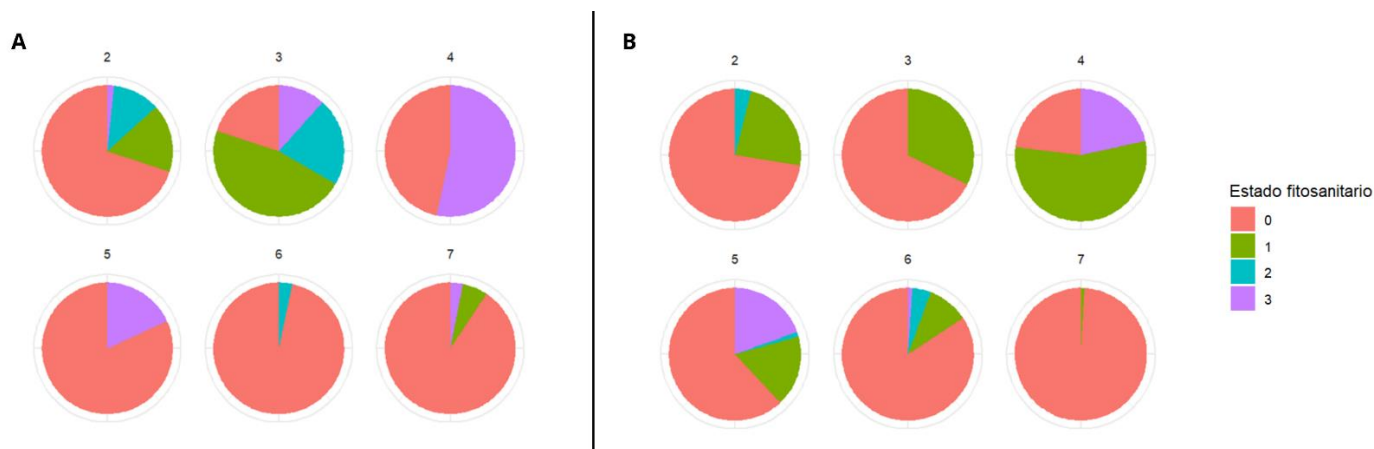


Figura 5. Proporción de plántulas de A) *A. germinans* y B) *L. racemosa* por categoría de estado fitosanitario en cada monitoreo.

DISCUSIÓN

Para ambas especies de mangle, la temperatura y el potencial de oxidación-reducción a profundidad intersticial juegan un rol importante en el crecimiento de las plántulas en un modelo de restauración con montículos de sedimento. A grandes rasgos, la longitud y el diámetro del tallo de los individuos en etapas tempranas de crecimiento, establecimiento, y producción de propágulos se ven estrechamente influenciadas por factores fisicoquímicos intersticiales como la salinidad (Ball, 2002) y el potencial Redox (McKee, 1993). En este estudio se constató que los niveles de oxidación-reducción y temperatura en el agua a profundidad intersticial son las variables fisicoquímicas más influyentes tanto en el crecimiento y desarrollo como en la condición fitosanitaria de las plántulas de *A. germinans* y *L. racemosa*. Inicialmente, se evidencia la estrecha relación entre la longitud y el diámetro del tallo en las plántulas, tanto de *A. germinans* como de *L. racemosa*, sugiriendo que estas características estructurales pueden tener implicaciones significativas para la capacidad de las plántulas de resistir a condiciones de estrés ambiental y competir por recursos con otras especies (Din et al., 2002).

Dentro de los montículos de sedimento, el potencial Redox registró valores entre -78 y -378 mV, los cuales se encuentran dentro del rango para los bosques de manglar que presentan constantes periodos de inundación (Cunha et al., 2006), mientras que los valores de la temperatura intersticial estuvieron dentro del rango óptimo para el crecimiento de las plántulas (Hamilton & Snedaker, 1974; Clough et al., 1982; Cárdenas, 2014) entre 29.63°C y 34.3°C, temperaturas menores a las registradas en los primeros 17 meses posteriores a la siembra (Daza et al., 2020), presentando una variación de más de 4.6°C según lo reportado en los monitoreos, exceptuando la temperatura reportada en el tercer monitoreo en uno de los montículos

que alcanzó los 37.5°C; este montículo contenía plántulas de *L. racemosa* y todas fueron categorizadas en buen estado, reafirmando así su capacidad de desarrollarse con normalidad en sustratos con temperaturas mayores. Para las plántulas de *A. germinans* se observó una correlación negativa de su crecimiento con la temperatura y una correlación positiva con el potencial Redox del agua, sugiriendo que, a pesar de que los procesos de descomposición y degradación de materia orgánica están ocurriendo en condiciones de anoxia y que esta especie esté adaptada a ambientes con ausencia de oxígeno en el suelo (Thibodeau & Nickerson, 1986; Herrera-Silveira et al., 2012), un rango de potencial Redox menor a -300 mV puede resultar en afectaciones y deterioro de la salud de los individuos debido a su alta dependencia a los procesos de respiración aeróbica para el desarrollo radicular (Clark et al., 1998) y la oxidación del sedimento y el carbono, procesos biogeoquímicos clave para el establecimiento del bosque (Alongi et al., 2000; Marchand et al., 2004). En el caso de *L. racemosa*, se observaron patrones similares de crecimiento en estas condiciones, en donde pueden desarrollarse y regenerarse naturalmente en suelos anóxicos con potenciales de óxido reducción de hasta -320 mV (López-López et al., 2016). Cárdenas (2014) argumenta la fuerte relación entre un potencial Redox muy negativo y el aumento en la mortalidad de las plántulas, asociado a una afectación de la tasa fotosintética y a una reducción en la disponibilidad de nutrientes como Ni, Fe, Mg, Ca y sulfuros. Esto nos indica que, si bien estas especies están adaptadas a suelos anóxicos, pueden presentar afectaciones en su salud en condiciones extremas.

Los montículos de sedimento registraron valores de pH entre 6.17 y 8.23, que corresponden a niveles de acidez favorables para el crecimiento de ambas especies (Matto et al., 2023) debido a que favorecen la disponibilidad de nutrientes esenciales para las plántulas como el P (Jantsch et al., 2018). La salinidad intersticial dentro de los montículos no registró valores mayores a 25 unidades en ningún periodo de monitoreo, indicando que los valores de salinidad reportados desde el inicio del piloto son idóneos para el desarrollo de las plántulas (López-López et al., 2016). Tuan (1996) evidenció que, aunque la salinidad afectaba al establecimiento y crecimiento de *Avicennia* sp., los individuos eran capaces de mantener una producción fotosintética positiva a mayores niveles de salinidad. De forma similar, tanto *A. germinans* como *L. racemosa* están osmóticamente adaptadas para mantener la absorción de agua en un ambiente hipersalino (Sobrado, 2006). Adicionalmente, *L. racemosa* es considerada una especie pionera, dado que los individuos de esta especie poseen la capacidad de tolerar altas concentraciones de sales y establecerse en condiciones anóxicas, sustratos inestables e inundados permanentemente (Serrano-Díaz et al., 1995; Álvarez-León et al., 2004; Feng et al., 2021). En contraste, los individuos de *A. germinans* presentaron una mayor tasa de mortalidad, dado que esta especie no tolera altas intensidades de luz solar ni periodos de anoxia prolongados (Herrera-Silveira et al., 2012; Guerra-Santos et al., 2015), como se pudo corroborar con los resultados presentados por Rodríguez-Atara et al. (2022). Las investigaciones sobre el impacto del pH y la salinidad en el crecimiento de *A. germinans* y *L. racemosa* sugieren que estos factores pueden tener un impacto indirecto en el desarrollo temprano al encontrarse en niveles óptimos (Feng et al., 2021), sin embargo, los niveles extremos de salinidad es uno de los factores más influyentes en el deterioro de este ecosistema (Cardona & Botero, 1998; Bompy et al., 2014).

De igual forma, estos resultados realzan la influencia de fenómenos climáticos como El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) en la variación de las variables fisicoquímicas en la ciénaga (Blanco & Viloria, 2016) dado que, de acuerdo con el Índice Oceánico del Niño (ONI) extraído del Centro Nacional de Datos Climáticos de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés), los

periodos de monitoreo tuvieron lugar en eventos tanto de La Niña (desde mediados de 2020 hasta principios de 2023) como El Niño (primer semestre de 2019 y desde el segundo semestre de 2023 al primero de 2024). Estos fenómenos climáticos afectan los niveles de salinidad intersticial dado que condiciona considerablemente el caudal del río Magdalena, principal tributario del complejo lagunar de la CGSM, al influir directamente en el hidropereodo y los periodos de precipitación (INVEMAR, 2023). Al trabajar con dos especies resilientes a estos fenómenos, se resalta la importancia de identificar las especies pioneras del sitio (Rodríguez-Atara et al., 2022), así como las condiciones fisicoquímicas previas a la ejecución del piloto (Rodríguez-Rodríguez et al., 2019). Los resultados de este trabajo sugieren el uso tanto de *L. racemosa* como de *A. germinans* en implementaciones de restauración de bosque de manglar a una mayor escala en aras de facilitar el proceso de sucesión ecológica.

CONCLUSIONES

El potencial Redox y la temperatura intersticial presentes dentro de los montículos de sedimento son las principales variables fisicoquímicas que influyen en el crecimiento de los individuos de *A. germinans* y *L. racemosa*, asumiendo de igual forma que una variación significativa en los niveles de salinidad y pH puede afectar el desarrollo de las plántulas. Las fluctuaciones observadas en el estado fitosanitario de las plántulas a lo largo de los monitoreos indican una notable capacidad de resiliencia y adaptabilidad frente a las cambiantes condiciones fisicoquímicas y ambientales. Este enfoque resalta la importancia de la rehabilitación de los flujos hídricos en la salud y el crecimiento de las plántulas de mangle, permitiendo el ingreso de agua dulce al sistema y manteniendo el nivel de oxidación-reducción en condiciones óptimas. Por otro lado, la temperatura intersticial también tiene un impacto significativo, dado que las temperaturas extremas son limitantes para el desarrollo de las plántulas, afectando su tasa de crecimiento y supervivencia. A pesar de estos desafíos, la mejora general en el estado fitosanitario de las plántulas hacia los últimos periodos de monitoreo indica un potencial positivo para la restauración y conservación de este ecosistema en la CGSM.

RECOMENDACIONES

Se recomienda medir otras variables fisicoquímicas como las concentraciones de sulfatos y nutrientes en el agua, así como tomar en cuenta otras medidas relacionadas con el crecimiento como el número de nodos por plántula y la elongación internodal. Se sugiere también monitorear las variables fisicoquímicas y de regeneración natural en el sitio de referencia y en una zona degradada no intervenida (como lo puede ser uno de los sitios preseleccionados para la implementación del piloto) en los mismos periodos de monitoreo en los que se realiza la toma de datos en los montículos de restauración, esto para hacer una comparación de los tres sitios estudiados y evaluar el impacto de los procesos de restauración implementados a través de la variación de las variables fisicoquímicas en el tiempo y así poder verificar si los objetivos y metas planteadas por el proyecto se están cumpliendo y en qué proporción (SER, 2004). Asimismo, es importante resaltar que los individuos sujetos de este trabajo no presentaban un ID o TAG (no se implementó hasta el monitoreo 4) lo que impidió realizar un seguimiento para cada individuo en cuanto a su crecimiento y estado fitosanitario. Se recomienda implementar estrategias de marcación individual desde la siembra, así como el remarcado cuando sea necesario.

Los datos que se utilizaron en el presente trabajo fueron tomados en distintos meses para cada año de monitoreo, esto supone un problema al realizar una comparación de los valores anuales registrados, puesto que en algunos años se realizaron en época de lluvias y en otros años en época seca, lo que puede llevar a un sesgo de la información presentada. Se recomienda plantear una implementación contemplando desde el inicio al menos un monitoreo por época climática en donde se puedan tomar los datos de las variables fisicoquímicas, para así minimizar los errores vinculados a las condiciones climáticas, y que puedan servir para plantear futuras preguntas de investigación asociadas al impacto de las épocas climáticas del Caribe colombiano en la variación de las variables fisicoquímicas del agua en los ecosistemas de manglar y su influencia en los procesos de restauración activa.

AGRADECIMIENTOS

Ante todo, quiero agradecer a mis padres y a mi hermana, quienes han sido un pilar fundamental en mi formación como biólogo y sobre todo como ser humano, apoyándome en cada decisión y siendo un respaldo incondicional, este trabajo está dedicado íntegramente a ellos. A mi abuela Fanny, por tenerme siempre en sus oraciones. A mis tíos, tías, primos, gracias por su apoyo y acompañamiento. Agradezco a todos y cada uno de los docentes que me han ayudado en mi formación académica. A mi director Juan Felipe, gracias sus consejos, por la paciencia y por brindarme esta maravillosa oportunidad de trabajar con él y sacar adelante este trabajo. A Invemar, en especial a mis compañeros de la línea de Rehabilitación de Ecosistemas Marinos y Costeros por las enseñanzas y experiencias adquiridas durante mis prácticas profesionales. A Mate, gracias por ser un apoyo muy importante para mí en este trayecto. A mis amigos de la universidad, en especial a mis reales, por hacer de mi experiencia universitaria algo inolvidable. Finalmente, le quiero dar las gracias a mis ángeles; mi hermano y mis abuelos Guillermo, Carlos y Rosalba, sé que desde donde quiera que estén, me han dado esa fuerza y ese aliento que muchas veces necesité para seguir adelante, esto también es por ustedes.

REFERENCIAS

- Alongi, D.M. (2009). *The energetics of mangrove forests*. Springer, Dordrecht.
- Alongi, D.M, Tirendi, F., Clough, B.F., (2000). Below-ground decomposition of organic matter in forests of the mangrove *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina* along the arid coast of Western Australia. *Aquat. Bot.* 68, 97 – 122.
- Álvarez-León, R., Carbonó-De la Hoz, E., Troncoso-Olivo, W. a., Casas-Monroy, O., y Reyes-Forero, P. (2004). La vegetación Terrestre, Eurihalina y dulceacuícola de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta. 77-96. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark (eds.). (2004). *Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro*. INVEMAR – serie de publicaciones especiales No. 11. Santa Marta. 236 p.
- Ball, M.C. (1988). Ecophysiology of mangroves. *Trees Structure and Function* 2: 129 – 142.
- Ball, M.C. (2002). Interactive effect of salinity and irradiance of growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. *Trees* 16: 126 – 139.

- Baskin, C.C. & Baskin, J.M. (2014). Germination ecology of plants with specialized life cycles and/or habitats. In: Baskin C.C, Baskin J.M. (eds) *Seeds, ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*, 2nd edn. Academic Press, San Diego
- Benítez-Pardo, D. (2007). Forestación artificial con mangles en isletas de dragados en una región semiárida de México. Tesis de Doctorado. Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Baja California Sur, México. 122p.
- Blanco, J., & Vilorio, E. A. (2006). ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuarine, Coastal And Shelf Science*, 66(1-2), 157-167. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.08.001>
- Bompy, F., Lequeue, G., Imbert, D., & Dulorme, M. (2014). Increasing fluctuations of soil salinity affect seedling growth performances and physiology in three Neotropical mangrove species. *Plant And Soil*, 380(1-2), 399-413. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2100-2>
- Borgognone, M. G., Bussi, J., & Hough, G. (2001). Principal component analysis in sensory analysis: covariance or correlation matrix?. *Food Quality and Preference*, 12(5-7), 323-326.
- Botero, L., & Salzwedel, H. (1999). Rehabilitation of the Cienaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean & Coastal Management*, 42(2-4), 243-256.
- Cárdenas, S. (2014). *Ensayos de reforestación en un área degradada de manglar en el sitio Ramsar No.1602*. [Tesis de Maestría]. Universidad Veracruzana, Tuxpan, Veracruz, México
- Cardona, P. S., & Botero, L. (1998). Soil Characteristics and Vegetation Structure in a Heavily Deteriorated Mangrove Forest in the Caribbean Coast of Colombia. *Biotropica*, 30(1), 24-34. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00366.x>
- Chapman, V. (1976). *Mangrove vegetation*. J. Cramer, Leutershausen.
- Clark, M.W., McConchie, D., Lewis, D.W., Saenger, P., (1998). Redox stratification and heavy metal partitioning in *Avicennia* dominated mangrove sediments: a geochemical model. *Chem. Geol.* 149, 147 – 171.
- Clough, B. F., T. J. Andrews, I. R. Cowan. (1982). Procesos fisiológicos en los manglares. En: B. Clough (ed.). *Ecosistemas de Manglar en Australia: Estructuras, Funciones y Gestión*, ANU Press, Canberra. p: 193-210
- Contreras, Á. (2016). Economic valuation of ecosystemic services to support fishing activities by mangrove in Cienaga Grande de Santa Marta. *Revista Economía del Caribe*, 18, 119-139.
- Correa, Jacyara., Azevedo, James., de Oliveira, Alexandre., Mochel, Flavia. (2021). Salinity assessment in the germination of *Laguncularia racemosa* (L.) C. F. Gaerth for selecting mangrove restoring sites. 10.22533/at.ed.2632104103.
- Cunha, S. R.; Tognella-De-Rosa, M. M. P., Costa, C. S., (2006). Salinity and flooding frequency as determinant of mangrove forest structure in Babitonga Bay, Santa Catarina State, Southern Brazil.

- Journal of Coastal Research*, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), 1175 - 1180. Itajaí, SC, Brazil, ISSN 0749-0208.
- Daza, C., Dussan, M., Rodríguez-Rodríguez, A. (2020). Monitoreo del piloto de restauración activa del manglar en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM). Informe Técnico Final. Convenio 503 de 2019. CORPAMAG- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. 38 p + Anexos.
- Din, N., Priso, R. J., Kenné, M., Ngollo, D. E., & Blasco, F. (2002). Early growth stages and natural regeneration of *Avicennia germinans* (L.) Stearn in the Wouri estuarine mangroves (Douala-Cameroon). *Wetlands Ecology And Management*, 10(6), 461-472. <https://doi.org/10.1023/a:1021351707822>
- Elster, C. (2000). Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 131(1-3), 201-214. [https://doi.org/10.1016/s0378-1127\(99\)00214-5](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00214-5)
- Feng, H., Gu, X., Tang, T., Lin, Q., Ratul, S. B., Wang, X., & Chen, L. (2021). Determining the Effects of Salinity and Light on Key Ecophysiological Traits of Two Nonnative Mangrove Species in China. *Journal Of Coastal Research*, 38(2). <https://doi.org/10.2112/jcoastres-d-21-00070.1>
- Flores-Verdugo, F., P. Moreno-Casasola, C. Agraz-Hernández et al. (2007). La topografía y el hidropериодо: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 80 (suplemento): 33 – 47.
- Guerra-Santos, J. J., Méndez-Sánchez, J. A., Alderete-Chávez, Á., De la Cruz-Landero, N., & Del Carmen Guevara-Carrió, E. (2015). Light intensity on two mangrove species as an indicator of regeneration in a disturbed forest in Campeche, Mexico. *WIT Transactions On Ecology And The Environment*. <https://doi.org/10.2495/rav150021>
- Hamilton, L.S., Snedaker, S. C. (1984). Manual de Gestión de las Áreas de Manglar. East West Centre, Honolulu, HI.
- Herrera-Silveira, J.A., Zaldivar-Jimenez, A., Teutli-Hernández, C., Pérez-Ceballos, R., Caamal, J. y T. Andueza. (2012). Rehabilitación de manglares en el estado de Yucatán sometidos a diferentes condiciones hidrológicas y nivel de impacto: el caso de Celestún y Progreso. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados. Unidad Mérida. Informe Final SNIB-CONABIO. Proyecto GH009. México, D.F.
- Hutchings, P., P. Saenger. (1987). *Ecology of Mangroves*. University of Queensland Press, St. Lucia.
- Infante D., L.A. Peralta, A.A. Arrocha. (2009). Obtención de datos de salinidad, conductividad y pH del agua. En: *Breviario para describir, observar y manejar humedales*. P. Moreno- Casasola y B. Warner (eds.). Serie Costa Sustentable, 1. Ramsar/Instituto de Ecología, A.C./CONANP/US Fish and Wildlife Service/US State Department, Xalapa, pp. 31 – 42.

- INVEMAR. (2023). Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final 2023, Volumen 22. Santa Marta 196 p.
- Jantsch, A., De Melo Júnior, J. C. F., Amorim, M. W., Larcher, L., & Soffiatti, P. (2018). Wood anatomy of *Laguncularia racemosa* (Combretaceae) in mangrove and transitional forest, Southern Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 647-657. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33397>
- Jolliffe, I.T. (2002). *Principal Component Analysis*, 2nd edn. Springer, New York.
- Kathiresan K., S.Z. Qasim. (2005). *Biodiversity of mangrove ecosystems*. Hindustan Publishing Corporation, Nueva Delhi.
- Lim Z.K., G. Ngoh, M.M. Goh, T.Y. Loh. (2012). Investigating the effect of soil pH on the germination of *Avicennia alba* seedlings. Litte green dot student research grant. Project report submitted to Nature Society, Singapur.
- López López J.E., Morales A. S., Soberanis Paz H. F. Ramirez Posadas M.F. (2016). *RESTAURACIÓN ECOLÓGICA PARTICIPATIVA DEL ECOSISTEMA DE MANGLAR EN LA RESERVA NATURAL DE USOS MÚLTIPLES MONTERRICO*. Informe Final. Universidad de San Carlos de Guatemala. Instituto de Investigaciones Químicas y Biológicas – IIQB. Centro de Estudios Conservacionistas –CECON. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia.
- López-Portillo, J., & Ezcurra, E. (1989). Response of Three Mangroves to Salinity in Two Geofoms. *Functional Ecology*, 3(3),355. <https://doi.org/10.2307/2389376>
- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). *The Ecology of Mangroves*. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 39–64. doi:10.1146/annurev.es.05.110174
- Marchand, C., Baltzer, F., Lallier-Vergès, É., & Albéric, P. (2004). Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine Geology*, 208(2-4), 361-381. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2004.04.015>
- Mckee, K.L. (1993). Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution-reciprocal effects. *Journal of Ecology* 81: 477–487.
- Matto, A. A., Jaikishun, S., & Ram, M. (2023). Impacts of different salinity levels on seedling growth and survival of black mangrove (*Avicennia germinans*). *Asian Journal Of Forestry*, 7(1). <https://doi.org/10.13057/asianjfor/r070108>
- Mitsch, W.J., J.G. Gosselink. (1993). *Wetlands*, 2a ed. John Wiley, Nueva York.
- Nelson, C.R., Hallett, J.G., Romero Montoya, A.E., Andrade, A., Besacier, C., Boerger, V., Bouazza, K., Chazdon, R., Cohen-Shacham, E., Danano, D., Diederichsen, A., Fernandez, Y., Gann, G.D., Gonzales, E.K., Gruca, M., Guariguata, M.R., Gutierrez, V., Hancock, B., Innecken, P., Katz, S.M., McCormick, R., Moraes, L.F.D., Murcia, C., Nagabhatla, N., Pouaty Nzembialela, D., Rosado-May, F.J., Shaw, K., Swiderska, K., Vasseur, L., Venkataraman, R., Walder, B., Wang, Z., & Weidlich, E.W.A. (2024). *Standards of practice to guide ecosystem restoration – A contribution to the United Nations Decade on*

Ecosystem Restoration 2021-2030. Rome, FAO, Washington, DC, SER & Gland, Switzerland, IUCN CEM. <https://doi.org/10.4060/cc9106en>

- Pardo, S. (2023). *Relación de los parámetros fisicoquímicos del agua y otras variables con el almacenamiento de carbono en dos áreas de manglar en Sucre, Colombia*. [Tesis de Pregrado]. Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/10554/66424>
- Pérez-Ceballos, R., Rivera-Rosales, K., Zaldivar-Jiménez, A., Canales-Delgadillo, J., Brito-Pérez, R., Amador del Ángel, L., & Merino-Ibarra, M. (2018). Efecto de la restauración hidrológica sobre la productividad de raíces subterráneas en los manglares de Laguna de Términos, México. *Botanical Sciences*, 96(4), 569-581.
- PNUD, MINAMBIENTE. (2017). *Guía de Buenas Prácticas para la Restauración de Áreas degradadas de Manglar. Proyecto Protección de Reservas y Sumideros de Carbono en los Manglares y Áreas Protegidas de Panamá*. PNUD, Ciudad del Saber, Panamá. 64p.
- Prat Pérez, L. (1981). *Importancia de la reacción del suelo. Acidez: pH. Necesidad de cal*. Instituto de Orientación y Asistencia Técnica del Oeste.
- Reddy, R., R. DeLaune. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC, Taylor & Francis, Boca Raton.
- Riascos, J. M., Cantera, J., & Blanco-Libreros, J. F. (2018). Growth and mortality of mangrove seedlings in the wettest neotropical mangrove forests during ENSO: Implications for Vulnerability to climate change. *Aquatic Botany*, 147, 34-42. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.03.002>
- Rivera-Monroy, V.H., R.R. Twilley, E. Mancera, A. Alcántara-Eguren, E. Castañeda-Moya, O. Casas-Monroy, P. Reyes, J. Restrepo, L. Perdomo, E. Campos, G. Cotes y E. Viloría. (2006). Aventuras y desventuras en Macondo: Rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Ecotrópicos* 19: 72-93. Sociedad Venezolana de Ecología.
- Rodríguez-Atara, J.C., Cortes-Zambrano, I.C., Espinosa L.F. (2022). Generación de insumos para la restauración de ecosistemas marinos y costeros: Seguimiento a un proceso de restauración activa en la CGSM, sector Caleta del Tambor. Informe Técnico Final. Santa Marta, 22p.
- Rodríguez-Rodríguez J. A., Licero-Villanueva, L., Beltrán J. (2019). Implementación de piloto para favorecer la restauración activa del manglar en el sector noroeste de la CGSM. Informe Técnico Final. Convenio 292-2018. CORPAMAG- INVEMAR. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Santa Marta. 32 p + Anexos.
- Rodríguez-Rodríguez, J. A., Licero-Villanueva, L., Beltrán-Pedraza, J., Martínez, S. (2019) Montículos de restauración: Experimento piloto para la siembra del manglar en el sector noroeste de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Martha Molina Moreira (Comp.) Primer Congreso Manglares de América, Guayaquil, Ecuador.

- Rodríguez-Rodríguez, J. A., Mancera-Pineda, J. E., & Tavera, H. (2021). Mangrove restoration in Colombia: trends and lessons learned. *Forest Ecology and Management*, 496, 119414. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119414>
- Rodríguez Zúñiga M. T., E. Villeda Chávez, A. D. Vázquez-Lule, M. Bejarano, M. I. Cruz López, M. Olgún, S. A. Villela Gaytán, R. Flores (Coordinadores). (2018). Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Bio-diversidad. Ciudad de México. 272 pp.
- Sánchez-Núñez, D. (2022). Propuesta de indicadores para evaluar el éxito de los procesos de restauración de manglar. Páginas. En: Rodríguez-Rodríguez, JA (Ed). La restauración de los manglares en Colombia: Técnicas, saberes y experiencias. Serie Publicaciones Generales No. 123 de Invemar, Santa Marta, Colombia. 176 p.
- Serrano-Díaz, L., L. Botero, P. Cardona, y J. E. Mancera-Pineda. (1995). Estructura del manglar en el delta exterior del río Magdalena-CGSM, una zona tensionada por alteraciones del equilibrio hídrico. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 24: 135-164.
- Snedaker, S. C., & Snedaker, J. G. (1984). The mangrove ecosystem: research methods. United Nations Educational, Bungay, United Kingdom. (pp. 251-pp).
- Sobrado, M. A., & Ewe, S. M. L. (2006). Ecophysiological characteristics of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa* coexisting in a scrub mangrove forest at the Indian River Lagoon, Florida. *Trees*, 20(6), 679-687. <https://doi.org/10.1007/s00468-006-0083-1>
- Society for Ecological Restoration (SER) International*, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. (2004). Principios de *SER International* sobre la restauración ecológica. www.ser.org y Tucson: *Society for Ecological Restoration International*.
- Suprayogi, B., F. Murray. (1999). A field experiment of the physical and chemical effects of two oils on mangroves. *Environmental and Experimental Botany* 42: 221 – 229.
- Thibodeau, F. R., Nickerson, N. H. (1986). Differential oxidation of mangrove substrate by *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle*. *American Journal of Botany*, 73(4), 512–516. doi:10.1002/j.1537-2197.1986.tb12069.x
- Tuan, M. S., Ninomiya, I., Ogino, K. (1996). Effect of Different Levels of External Salinity on Germination, Growth and Photosynthesis in a Mangrove, *Avicennia marina*. *Tropics*, 6(1/2), 39-50. <https://doi.org/10.3759/tropics.6.39>
- Twilley, R., V. Rivera-Monroy, R. Chen y L. Botero. (1999). Adapting and ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Mar. Poll. Bull.*, 37: 404-419.
- Vivas Aguas, Lizbeth., Espinosa, Luisa., Henríquez, Luis. (2013). Identificación de fuentes terrestres de contaminación y cálculo de las cargas de contaminantes en el área de influencia de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 42. 7-30.