

Validación y aplicación de un modelo de restauración de manglar basado en individuos para tres especies en la Ciénaga Grande de Santa Marta

Validation and application of an individual based restoration model for three mangrove species in Ciénaga Grande de Santa Marta

JENNY ALEXANDRA RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras de Colombia "José Benito Vives de Andreis" INVEMAR. Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, Santa Marta D.T.C.H., Colombia.

JOSÉ ERNESTO MANCERA-PINEDA

Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá, jemancerap@unal.edu.co

JUAN MANUEL RODRÍGUEZ-P.

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras de Colombia "José Benito Vives de Andreis" INVEMAR. Calle 25 No. 2-55, Playa Salguero, Santa Marta D.T.C.H., Colombia.

RESUMEN

En la década de los años 90 los manglares de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) murieron masivamente por los altos niveles de salinidad en el suelo. Este hecho estimuló la reapertura de cinco canales naturales para reducir la salinidad y mejorar las condiciones del bosque (Proyecto PROCIENTAGAS). Con base en esta experiencia, en 1999 un modelo basado en individuos (FORMAN) fue desarrollado para simular trayectorias de restauración del bosque; sin embargo, este modelo fue restringido a un único sitio de la CGSM y a la fecha no había sido probado. Para mejorar su sensibilidad y predictibilidad para simular tendencias del Área Basal (AB) de los árboles de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* en este estudio se validó, calibró y ajustó el modelo FORMAN, usando datos de 16 años de monitoreo. Para ello, se modificó la interfaz del modelo y se ajustaron algunas rutinas de cálculo y parámetros. Se ejecutaron dos escenarios de simulación: (1) Asumiendo estabilidad en el intervalo de variación de la salinidad y, (2) aumentado la salinidad de acuerdo con el incremento promedio de los últimos tres años. Los ajustes en las tasas de reclutamiento y salinidad calculada permitieron calibrar el modelo y reproducir el patrón y la magnitud observada en tres estaciones. En dos estaciones solo se reprodujo el patrón de los datos. Las tendencias generales del AB de cada especie y su dinámica, así como las magnitudes actuales para las estaciones que sufrieron mayor impacto inicialmente, fueron reproducidas adecuadamente. Bajo un escenario en el que la salinidad se mantiene en un intervalo estable, el sistema alcanzaría la estabilidad en el largo plazo (>100 años). Un incremento promedio constante en la salinidad intersticial, resultaría en una disminución severa del AB en el corto plazo (menos de 20 años), demostrando la vulnerabilidad de la CGSM a los incrementos en salinidad y la necesidad de implementar medidas de manejo sostenibles en el tiempo. El estudio contribuye al entendimiento de la dinámica de lagunas costeras tropicales en el largo plazo y resalta la importancia de la modelación como herramienta básica para los proyectos de rehabilitación y manejo.

Palabras clave. Manglares, modelos basados en individuos, monitoreo, rehabilitación.

ABSTRACT

During the 1990s, the mangroves of the Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) experienced a massive die-off due to high levels of soil salinity. In response, five natural channels were reopened to reduce salinity and improve the forests' conditions (PROCIENTAGAS Project). Based on this experience, in 1999, an Individual Based Model (FORMAN) was developed

to simulate forest restoration trajectories; however, this model was restricted to one site in the CGSM and until now it has not been tested. In order to improve its accuracy and predictability in simulations of basal area (BA) trends of the tree species *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* we validated, calibrated, and adjusted the FORMAN model using 16 years of monitoring data. We modified the model interface and adjusted calculation routines and parameters. We performed two simulation scenarios: (1) Assuming a stable range of variation in salinity and (2) Increasing salinity based on the average increase over the last three years. The adjustments to the salinity calculation and recruitment rates allowed us to calibrate the model and reproduce both the pattern and magnitude of the observed data in three stations. In two stations we could reproduce only the pattern of the data. The model accurately reproduced general trends in changes in the BA of each species, as well as the current BA for stations that initially suffered greater impact. Under a scenario of stable soil salinity, the system will reach stability in the long term (> 100 years), while a constant increase in interstitial salinity, would result in a major decrease in BA in the short term (<20 years). These results show the vulnerability of CGSM to increases in salinity and the need to implement sustainable management practices. This study contributes to the understanding of long term dynamics in tropical coastal lagoons and highlights the importance of modeling as a basic tool for rehabilitation and management projects.

Keywords. Mangroves, individual based models, monitoring, rehabilitation.

INTRODUCCIÓN

La dinámica de los humedales costeros está influenciada por distintos factores biológicos, climáticos y geológicos haciendo que su estudio y gestión sean complejos. Para facilitar estos procesos, la modelación ecológica ha surgido como una herramienta que permite simplificar la realidad al analizar algunos aspectos del sistema a emular, funcionando como sustitutos del mismo (Blanco 2013). Para apoyar la selección de medidas de éxito en los esfuerzos de restauración ecosistémica y evaluar su progreso, los modelos ecológicos dinámicos han surgido como un instrumento integral capaz de simular metas más realistas, considerando los largos tiempos que requieren este tipo de proyectos (Twilley & Rivera-Monroy 2005). Los modelos, así mismo, pueden ser usados para establecer trayectorias de respuesta de manera temprana a una variedad de condiciones, sintetizar resultados de estudios de campo, y dirigir los esfuerzos de investigación para probar teorías e hipótesis específicas acerca de los procesos ecológicos (Twilley *et al.* 1998, Berger & Hildenbrandt 2000, Berger *et al.* 2006).

El proceso de retroalimentación de los programas de monitoreo a los modelos propuestos es estratégico para su validación pues permite probar la plausibilidad de las hipótesis expuestas en las simulaciones, por ejemplo, en un amplio ámbito geográfico sobre aspectos particulares de los manglares y su ecología (Berger *et al.* 2008). En el campo de la restauración ecológica, solo recientemente algunos trabajos han empleado marcos conceptuales o técnicas específicas donde la modelación ecológica se usa como herramienta para cuantificar efectos y respuestas de los ecosistemas en los procesos de restauración o apoyar la toma de decisiones relacionadas con estos proyectos (manejo adaptativo), entre otros (Twilley *et al.* 1998, Wang *et al.* 2010, Fitz *et al.* 2011, Obeysekera *et al.* 2011, Rodhouse *et al.* 2011, Visser *et al.* 2013, Martínez *et al.* 2014).

Los modelos basados en individuos, o IBMs, por sus siglas en inglés provenientes de Individual Based Models, han demostrado ser adecuados para entender la “biocomplejidad” de los manglares; es decir, las interrelaciones entre todos los componentes del ecosistema, incluyendo

las sociedades humanas, a múltiples escalas espacio temporales (Feller *et al.* 2010). Así mismo, han servido para explicar patrones complejos a nivel de población y para predecir los impactos inducidos por los disturbios naturales y por el ser humano en la dinámica de los bosques (Berger *et al.* 2008). En general, los IBM se basan en la representación de la dinámica de la comunidad a través de la descripción explícita de la respuesta de cada individuo a los mecanismos que estocásticamente actúan sobre él, reflejando las interacciones con sus vecinos y su entorno (Campillo & Champagnat 2012).

Los manglares son humedales característicos de las zonas costeras tropicales y subtropicales del mundo. Las variaciones en estructura y función de estas comunidades vegetales se relacionan con la disponibilidad de recursos reguladores y gradientes hidrológicos que interactúan a diferentes escalas (Feller *et al.* 2010). De tal forma, por ejemplo, en las especies de manglar del neotrópico, los distintos grados de tolerancia a la salinidad (Cintrón *et al.* 1978, Odum *et al.* 1982), la distribución de nutrientes en el suelo, principalmente de Nitrógeno y Fosforo (Feller *et al.* 2003) y la tolerancia a la luz (Ball 1980), han mostrado modelar la composición y estructura de los bosques (Chen & Twilley 1998, Cardona-Olarte *et al.* 2013).

En Colombia hacia la década de los años 90 se desarrolló el proyecto PROCIENAGA, considerado como la iniciativa de restauración de manglares más ambiciosa en Latinoamérica (Botero & Salzwedel 1999; Rivera-Monroy *et al.* 2001, Cotes 2004). El proyecto fue formulado ante el deterioro ambiental del complejo estuarino de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), el cual se vio reflejado entre otros, en la pérdida de 28.570ha de manglar entre 1956 y 1995 (INVEMAR 2014), como consecuencia

entre otros, de los altos niveles de salinidad en suelo, que en 1993 alcanzaron en promedio 120 unidades. A través de la reapertura de cinco canales naturales, el proyecto pretendía modificar el régimen hidrológico de las áreas afectadas a través de la entrada de agua del río Magdalena reduciendo la salinidad de los suelos. Tras la culminación de las obras y como estrategia para monitorear el proceso de recuperación de la CGSM, se implementó el “programa de monitoreo de las condiciones ambientales y las condiciones estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta”. El programa, que permanece activo hasta la fecha, representa un conjunto de datos único e invaluable con más de 18 años de mediciones, luego de un proceso de rehabilitación en los ambientes marinos. Estas mediciones incluyen elementos bióticos y variables fisicoquímicas en aguas y sedimentos (INVEMAR 2014).

Con los resultados parciales de este monitoreo y estudios preliminares de Giraldo (1995) y Cardona & Botero (1998), Twilley *et al.* (1998) adaptaron el modelo ecológico FORMAN, que es un IBM, para simular trayectorias de restauración en una estación de monitoreo de la CGSM. Sin embargo, a la fecha el modelo no se había verificado, calibrado, ni complementado. Por lo tanto, los objetivos específicos de este estudio fueron: (1) validar y calibrar el modelo ecológico FORMAN desarrollado para la CGSM (Twilley *et al.* 1998) para las tres especies de mangle *Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn, *Rhizophora mangle* L. (2) simular escenarios futuros de potenciales respuestas específicas de cada una de las tres especies de manglar, y finalmente, (3) potenciar una herramienta para el manejo oportuno y sostenible del complejo estuarino.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Modelo

El IBM FORMAN, desarrollado por Chen & Twilley (1998) para manglares neotropicales, tiene como objetivo predecir el crecimiento anual de cada árbol de manglar en un área de estudio determinada. Para ello, establece las condiciones ideales de crecimiento de los árboles de manglar según características propias de su historia de vida y evalúa el

efecto del estrés y la disponibilidad de recursos en el crecimiento de cada individuo a través de funciones modificadoras.

A continuación, se muestra la función integrada por FORMAN para predecir el crecimiento anual y las variables involucradas en las funciones modificadoras de crecimiento. Los parámetros requeridos para su cálculo se pueden observar con detalle en Chen & Twilley (1998) y Twilley *et al.* (1998).

$$\text{Crecimiento Anual} = \frac{\text{GD} \left(\frac{1-DH}{D_{\text{máx}}H_{\text{máx}}} \right)}{\underbrace{(274 + 3b_2D - 4b_3D^2)}} \underbrace{S(SALT)n(NUT)t(DEGD)r(AL)}_{\text{Funciones modificadoras de crecimiento}}$$

Ecuación de crecimiento ideal para manglares

Donde:

D: Diámetro del árbol a la altura del pecho (DAP); H: altura del árbol (cm); $D_{\text{máx}}$: Diámetro máximo que puede alcanzar un árbol; $H_{\text{máx}}$: Altura máxima que puede alcanzar un árbol; G, b_2 , b_3 : Constantes de crecimiento especie específicos; S (SALT): Efecto de la salinidad; n (NUT): Efecto de la disponibilidad de nutrientes en suelo; t (DEGD): Efecto de la temperatura medida en Grados Día¹; r (AL): Efecto de la intensidad lumínica.

El modelo parte con un número determinado de árboles y anualmente contempla la adición de nuevos individuos. Como recursos de salida, el modelo incluye eventos de mortalidad estocástica basados en las observaciones de Botkin *et al.* (1972), según las cuales: (1) la probabilidad de morir de un árbol con un crecimiento activo es independiente de su edad, sin embargo, solo tiene una probabilidad del 2% de sobrevivir hasta la edad máxima y (2) la probabilidad de muerte se incrementa al 36,5% si el crecimiento en diámetro de un árbol es menor a 0,01cm por dos años consecutivos.

Implementación y validación

El código original del modelo FORMAN fue desarrollado en lenguaje de programación "C". Para la implementación del modelo en

la CGSM, se realizó un desarrollo propio a partir del código original, con el fin de implementar una interface gráfica de fácil manejo que pudiera ser operada en cualquier sistema operativo con soporte JAVA.

El modelo se ejecutó para cinco estaciones de monitoreo con diferente grado de perturbación en los bosques de manglar de la CGSM (Tabla 1). Para inicializar el modelo, se establecieron las condiciones del bosque inicial utilizando los datos derivados del proyecto de monitoreo ejecutado por el instituto de investigaciones marinas y costeras de Colombia INVEMAR (INVEMAR 2014). Para ello, se tomaron los datos de composición de especies y diámetro a la altura del pecho (DAP) del primer año de monitoreo en cada estación; se conservaron los supuestos, parámetros, y constantes des-

Tabla 1. Estaciones monitoreadas históricamente en el bosque de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM).

Estación	Ubicación	Características
Rinconada (RIN)	10° 57' 41.4" N - 74° 29' 37.6" O	Bosque bien conservado, actualmente con el mayor desarrollo estructural de las estaciones monitoreadas. NP: Leve.
Caño Grande (CGE)	10° 51' 42.8" N - 74° 28' 52.9" O	Tras la mortandad masiva solo conservó el borde externo, en 1998 se observaban árboles muertos de <i>A. germinans</i> . En el año 2000 se realizó una siembra de plántulas de <i>R. mangle</i> . NP: Intermedio.
Aguas Negras (ANE)	10° 51' 42.8" N - 74° 28' 52.9" O	Influenciada por el caño Aguas Negras, se observan especies herbáceas como <i>Typha domingensis Pers.</i> en el borde exterior. NP: Intermedio-Alto.
Kilómetro 22 (KM22)	10° 58' 39,24" N - 74° 34' 38,54" O	Ubicada al margen del caño Clarín, el cual fue reabierto en 1996. Actualmente se observa deterioro del arbolado y debilitamiento estructural de los fustes que ocasionan su caída. NP: Intermedio.
Luna (LUN)	10° 54' 25,6" N - 74° 35' 16,9" O	Para la década de los noventa presentaba troncos muertos en pie de <i>A. germinans</i> y <i>L. racemosa</i> . Actualmente en la estación se observan parches densos de <i>L. racemosa</i> altamente ramificados con defoliación NP: Alto.

NP: Nivel de perturbación inicial registrado en 1995 basado en datos de la estructura del bosque y la apariencia general del ecosistema.

critas por Twilley *et al.* (1998). Para validar el modelo, las predicciones arrojadas se compararon con las observaciones desde 1995 hasta el 2014.

Calibración

Con el fin de mejorar el ajuste del modelo FORMAN original a las tendencias observadas en el bosque de manglar de la CGSM, se implementaron los siguientes ajustes:

– Modificación en el uso de las variables: Para el ingreso de las variables salinidad, nutrientes y temperatura, se implementó la posibilidad de que el modelador ingrese valores y funciones predefinidas como lineal, exponencial o aleatoria. Para la aplicación del modelo en este caso y asumiendo el supuesto inicial de Twilley *et al.* (1998), se simuló la disminución en los valores de salinidad hasta el año donde esta alcanzó el valor de referencia definido por el autor que es de 40 unidades; luego de este umbral, se usó una función aleatoria con valores que

oscilaron alrededor de la mediana de los valores de salinidad históricos, teniendo en cuenta sus desviaciones.

– Modificación de la rutina de reclutamiento: Las nuevas plántulas que ingresan a la simulación poseen un diámetro de 0,1 cm en lugar de los 1,27 cm propuestos en el modelo inicial de Twilley *et al.* (1998). Este valor se obtuvo a partir del tamaño mínimo promedio de las plántulas medidas en campo. Además, se activó un valor aleatorio de plántulas en el año inicial, relacionado con el factor de reclutamiento para cada especie de mangle. Para los bosques de la CGSM y otros bosques del caribe colombiano, las plántulas se convierten en reclutas una vez alcanzan un DAP de 2,5 cm, es decir que entran a considerarse para el cálculo de área basal y densidad (INVEMAR 2014, Hoyos *et al.* 2013).

– Ajuste de las constantes del número de plántula reclutadas: El número de plántulas disponibles para inicializar el modelo en

cada estación monitoreada en la CGSM fue ajustado con base en los valores promedio de abundancia de plántulas observados en campo desde el año 2002 hasta el año 2014. Las constantes calculadas y ajustadas mediante ensayos de sensibilidad se muestran en la Tabla 2.

– Modificación del cálculo de luz disponible: La luz disponible es utilizada para el cálculo de uno de los factores de la ecuación de crecimiento ideal y para el reclutamiento, utilizando la ecuación de expresada en Botkin *et al.* (1972):

$$AL = PHIe^{(-k*SLA)}$$

Donde:

AL: Luz disponible;

SLA: Sumatoria de las áreas de sombra generada por todos los árboles mayores al que se le está calculado la luz disponible;

PHI: Insolación anual = 1 (según Botkin *et al.* 1972).

k = constante de sombreado bajo un dosel denso = 1/6000 para 100 m² (según Botkin *et al.* 1972); 1/140000 para un área de 500 m² (según Twilley *et al.* 1998).

Teniendo en cuenta las variaciones en área de muestreo observadas en el monitoreo de la vegetación en la CGSM, se construyó un k dependiente del área considerando los valores propuestos por Botkin *et al.* (1972) y Twilley *et al.* (1998) y asumiendo un comportamiento lineal, obteniéndose la siguiente ecuación:

Tabla 2. Constantes utilizadas para simular el número de plántulas/m²/año⁻¹ disponibles para reclutar en cada estación.

Estación	Constante del número de plántulas por especie		
	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
Rinconada	0,713	0,111	0,312
Kilómetro 22	1,167	0,070	0,001
Caño Grande	2,85	0,91	5,31
Aguas Negras	1,78	0,129	0,035
Luna	0,217	1,056	0,680

$$k = 1/(A*335 - 27500)$$

Donde A es el área que puede ser ajustada durante la simulación.

Escenarios futuros

Una vez ajustado y calibrado el modelo se simularon escenarios futuros en el comportamiento del AB de las estaciones monitoreadas según los siguientes escenarios:

Escenario 1: Mantenimiento de las condiciones abióticas en intervalos similares a los observados en el presente. Para ello se hallaron los intervalos de variación de la salinidad históricos y se generaron funciones aleatorias oscilantes alrededor de estos valores. Las simulaciones se corrieron con 10 iteraciones y el resultado se proyectó hasta el año 2500, permitiendo ver los cambios y el comportamiento de las estaciones en el corto, mediano y largo plazo.

Escenario 2: Incremento en la salinidad de cada estación de acuerdo con la tendencia registrada en el monitoreo ambiental de la CGSM en los últimos años. Para esto se calculó el incremento promedio anual desde el 2012 hasta el 2014 en cada estación así: Aguas Negras: 8,8; Luna: 17,5; Kilómetro 22: 33,66; Rinconada; 7,1 y Caño Grande: 6,75. Para encontrar la salinidad en el 2015, este incremento anual se sumó al valor promedio de salinidad reportado para cada estación en el año 2014. El modelo se proyectó sumando el incremento promedio anual cada año. Las simulaciones se corrieron con 10 iteraciones y se proyectaron hasta el año 2035, permitiendo ver los cambios y el comportamiento de las estaciones en el corto y mediano plazo.

RESULTADOS

Validación

Los resultados al implementar el modelo formulado por Twilley *et al.* (1998)

mostraron discrepancias en términos de magnitud y tendencia del Área Basal (AB) al ser comparadas con las observaciones en campo de las cinco estaciones monitoreadas actualmente en la CGSM (Fig. 1).

El AB observada en campo para la estación LUN alcanzó para el 2014 un valor total de 25,08 m²/ha, siendo *L. racemosa* la especie con mayor AB (18,03 m²/ha). Sin embargo, el patrón modelado para la misma estación

siguiendo la propuesta de Twilley *et al.* (1998), para el 2014 preveía una AB total de 7,45 m²/ha con una mayor contribución de *A. germinans* (AB=6,01 m²/ha). Las proyecciones para los años 2014 en las estaciones KM22, ANE y CGE preveían un AB total de 18,34 m²/ha, 4,50 m²/ha y 11,63 m²/ha, respectivamente; mientras que para este año las observaciones en campo indicaron un AB total de 28,07 m²/ha, 27,34 m²/ha y 19,20 m²/ha demostrando que los valores simulados están en algunos

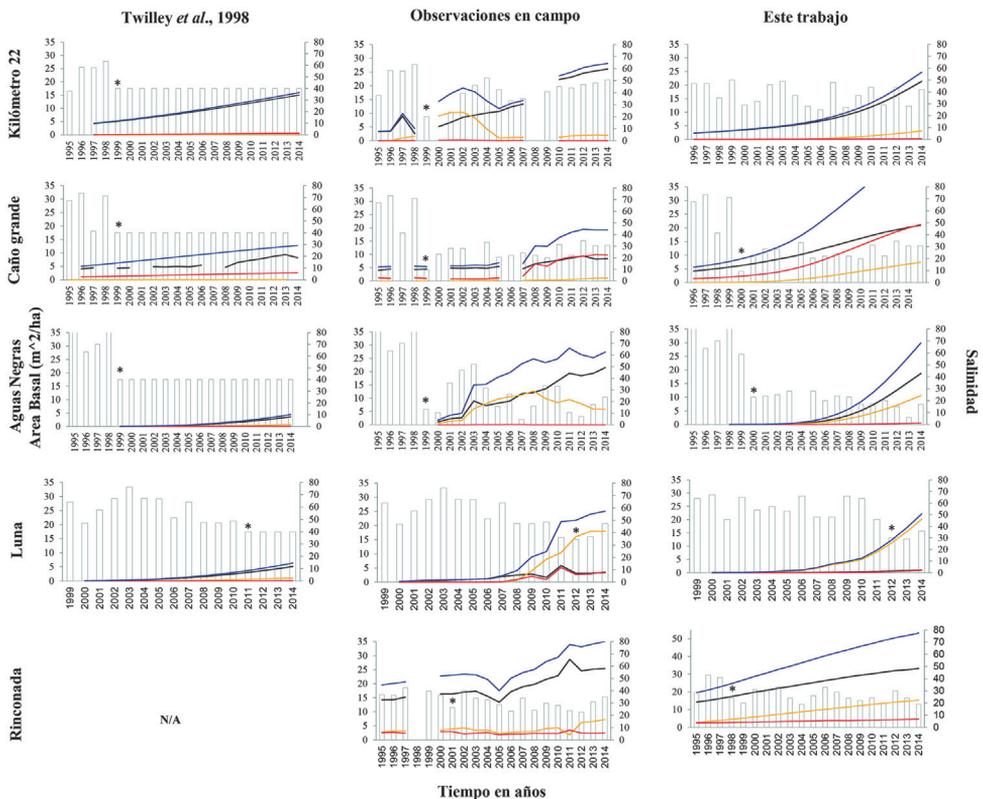


Figura 1. Validación y calibración del modelo FORMAN propuesto para la CGSM. Se muestra la tendencia del Área basal (AB) a través del tiempo en estaciones de manglar en recuperación. Se contrasta la respuesta del modelo propuesto por Twilley *et al.* (1998) asumiendo una disminución gradual de la salinidad y su mantenimiento constante a lo largo del tiempo. Las observaciones del Monitoreo Ambiental CGSM desde 1995 hasta el 2014; y finalmente la respuesta del modelo con los ajustes propuestos en este estudio. Línea roja = *R. mangle*; línea amarilla = *L. racemosa*, línea negra = *A. germinans*. La línea azul corresponde al Total del AB. Barras = promedio anual de salinidad intersticial según el plan de monitoreo ambiental CGSM y simulaciones de salinidad según modelo ajustado. * año en el cual la salinidad alcanzó el valor de referencia de 40g/Kg propuesto por Twilley *et al.* (1998).

casos por debajo de los observados en un orden de magnitud. Los cambios de las especies a lo largo del tiempo en términos de AB tampoco fueron mostrados por las simulaciones, principalmente en la estación KM22 donde los modelos predecían mayor AB para *L. racemosa* desde el 2001 y para LUN un importante AB para *A. germinans* hasta el final de la simulación. Las observaciones hechas en campo demostraron que en KM22 *A. germinans* incrementó su AB desde 2003 hasta el presente, mientras que *L. racemosa* disminuyó rápidamente a partir desde ese mismo año.

Calibración

Luego de implementar los cambios descritos en la metodología se observó un buen ajuste general de los modelos generados frente a las observaciones hechas en campo. Los resultados se muestran en la tercera columna de la Figura 1.

Las tendencias generales del AB de cada especie y su dinámica, así como las magnitudes actuales para las estaciones que sufrieron mayor impacto inicialmente fueron reproducidas adecuadamente por el modelo ajustado. Así por ejemplo, para el año 2014 el AB total observado para el KM22 fue de 28,07 m²/ha y el valor modelado de 24,8 m²/ha; para ANE el AB total observado fue de 27,3 m²/ha y el valor modelado de 29,9 m²/ha; finalmente, para LUN el AB observado fue de 22,1 m²/ha, mientras que el valor modelado fue de 25,08 m²/ha (Fig. 1). Las tendencias de las especies a lo largo del tiempo y su dinámica, también fueron bien representadas para las estaciones con menor impacto inicial como CGE y RIN, aunque las magnitudes fueron sobreestimadas (AB Total CGE: Valor observado: 19,21 m²/ha, Valor Modelado: 49,51 m²/ha; AB Total RIN: Valor observado: 35,01 m²/ha, Valor Modelado: 53,23m²/ha).

Simulación de escenarios futuros

Según la simulación ejecutada, conservando la tendencia de la salinidad mostrada por el Monitoreo Ambiental CGSM hasta el año 2014, *A. germinans* mantendría la mayor AB en KM22 hasta el año 2243 aproximadamente con una máxima AB registrada de 95,52 m²/ha, cuando ésta empezaría a descender hasta cerca de los 70 m²/ha en el año 2500. El AB de *L. racemosa* se mantendría en ascenso tal como se observa en el presente y continuaría hasta el año 2108 alcanzando un AB de 22,57 m²/ha, tiempo después del cual disminuiría significativamente hasta 0,26 m²/ha en el año 2500. El AB de *R. mangle* mantendría niveles bajos, tal como ahora, alcanzando un máximo AB de 1,03 m²/ha en el año 2120, esta área basal empezaría a disminuir hasta llegar a la desaparición de la especie en el año 2347 (Fig. 2a).

En la estación ANE a los 15 años la dominancia de *L. racemosa* se remplazaría por la de *A. germinans* y posteriormente nuevamente por *L. racemosa* hasta el 2145, momento a partir del cual *A. germinans* se haría dominante y el sistema lograría estabilizarse cerca de 100 años más tarde (Fig. 2b). La simulación para la estación LUN muestra la dominancia de *L. racemosa* en el mediano plazo, con un pico en el año 2069 cuando el AB de esta especie alcanzaría los 172,84 m²/ha y luego disminuiría hasta el año 2194 llegando a 29,69 m²/ha. Hacia el año 2081 el sistema mostrará aumento de *R. mangle* y *A. germinans* con descenso de *L. racemosa* hasta el final del periodo simulado llegando a 26,4 m²/ha, 13,67 m²/ha y 12,37 m²/ha, respectivamente (Fig. 2c). Para CGE se muestra un aumento del AB de *R. mangle* cercano a *A. germinans* en el año 2032; cuando esta última superaría a *R. mangle* y se mantendría dominante en el bosque por cerca de 200 años más. Hacia el año 2220 *R. mangle* volvería a aumentar su AB,

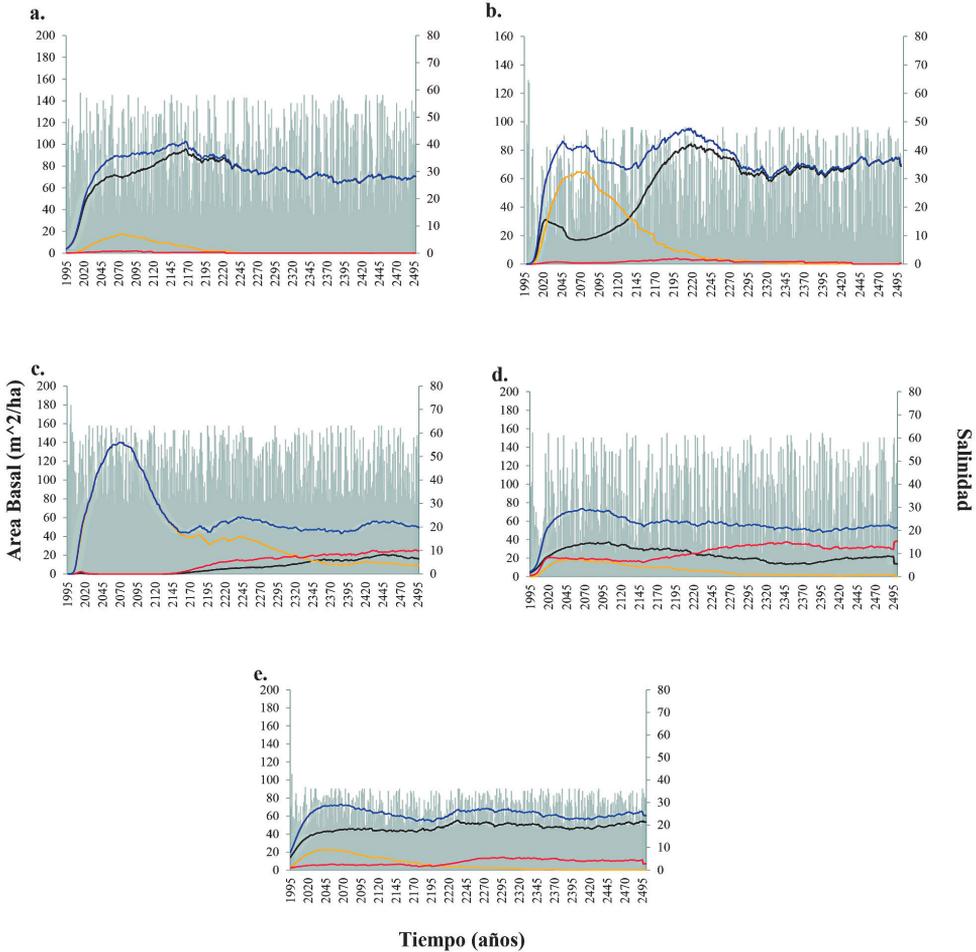


Figura 2. Tendencia del Área Basal proyectada hasta el año 2500 en cinco estaciones de manglar de la CGSM asumiendo variaciones leves de la concentración salina del suelo. **a.** Kilómetro 22. **b.** Aguas Negras, **c.** Luna. **d.** Caño Grande. **e.** Rinconada. Línea roja = *R. mangle*, línea amarilla = *L. racemosa*, línea negra = *A. germinans*. Línea azul = AB total. Las barras grises representan los valores de salinidad.

mientras que *A. germinans* y *L. racemosa* tenderían a disminuir hasta el final del periodo de simulación con un AB de 38,56 m²/ha para *R. mangle*, 13,72 m²/ha para *A. germinans* y 0,60 m²/ha para *L. racemosa* (Fig. 2d). Finalmente, manteniendo las condiciones actuales, la estación RIN evidenciaría estabilidad hasta el año 2200 sin cambios significativos en las áreas basales, cuando *R. mangle* superaría el AB de *L. racemosa*. La estación mantendría las

tendencias hasta el final del periodo de la simulación alcanzando 53,27 m²/ha, 0,038 m²/ha y 7,050 m²/ha, para *A. germinans*, *L. racemosa* y *R. mangle*, respectivamente (Fig. 2e).

Por otro lado, al evaluar las estaciones frente a un aumento anual constante en salinidad intersticial (0,5 m) el modelo predice reducciones severas en el AB de todas las especies llegando a valores muy

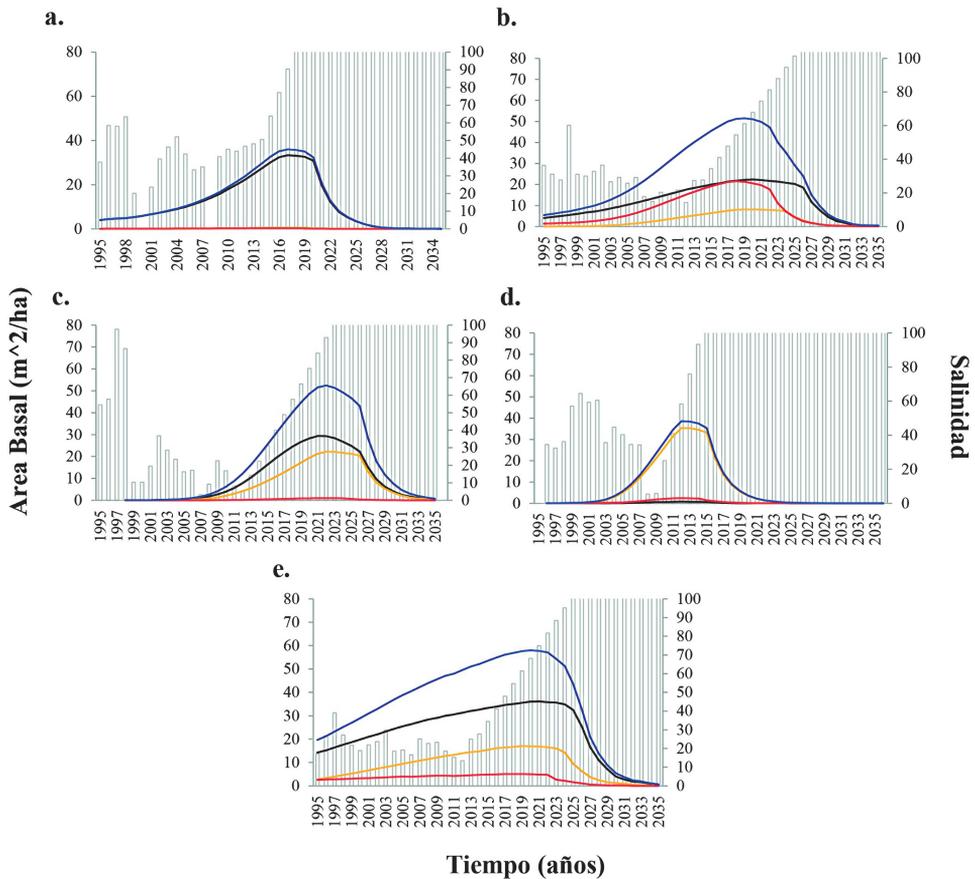


Figura 3. Tendencia del Área Basal Total en cinco estaciones de manglar de la CGSM hasta el año 2035 asumiendo un incremento en la salinidad de acuerdo con las tendencias de los últimos años. **a.** Kilómetro 22, **b.** Caño Grande, **c.** Aguas Negras. **d.** Luna. **e.** Rinconada. Línea amarilla = *L. racemosa*, línea roja = *R. mangle*, línea negra = *A. germinans*. Línea azul = AB total. Barras = valores de salinidad simulados.

bajos en el 2035 en todas las estaciones (Fig. 3). Ante este escenario, la estación KM22 disminuiría drásticamente a partir del año 2021 y registraría un AB total de 0,021m²/ha en el año 2035 con presencia de *A. germinans* y *L. racemosa*, mientras que; la especie *R. mangle* perdería toda su masa forestal en el 2025 (AB = 0m²/ha) (Fig. 3a), Las estaciones CGE, ANE, LUN y RIN conservarían todas las especies luego de 20 años, sin embargo, llegarían a masas forestales muy reducidas (0,413m²/ha; 0,754m²/ha; 0,045m²/ha y 0,677 m²/

ha, respectivamente). En todos los casos *R. mangle* sería la especie con menor Área Basal en cada estación, mientras que *A. germinans* sería la especie con mejor desempeño a excepción de la estación LUN donde *L. racemosa* continuaría siendo dominante al final del tiempo de simulación (0,0375 m²/ha) (Fig. 3). Las interpretaciones para el caso de las estaciones RIN y CGE y sus comparaciones con otras estaciones evaluadas en este estudio deberían tomarse con cuidado, teniendo en cuenta la sobreestimación del AB en magnitud

existente que no se logró corregir durante el proceso de calibración.

DISCUSIÓN

Los trabajos de Twilley *et al.* (1998) tuvieron como supuesto principal la operación óptima de los caños reabiertos en el marco del proyecto PROCENAGA; basados en ello y en datos de textura e hidrología preliminares, estimaron que la salinidad reduciría de manera lineal en el Complejo Pajarales en 80 unidades después de cinco años. Sin embargo, las observaciones en campo mostraron que para una disminución de 40 unidades de salinidad en la estación más cercana al complejo (LUN), se requirieron ocho años y que esta variable en ninguno de los casos siguió una tendencia lineal, en lugar de ello, ha disminuido de manera oscilatoria y nunca ha permanecido constante a lo largo del tiempo (Fig. 1). El comportamiento oscilatorio de la salinidad puede estar relacionado por un lado, con la falta de continuidad e ineficiencia en el mantenimiento de los canales del complejo estuarino que fueron reabiertos, y por otro, con los cambios en los fenómenos climáticos como El Niño y La Niña que modulan esta variable en la CGSM (Blanco *et al.* 2006). Adicionalmente, en varios casos el modelo subestimó los valores de Área Basal, sugiriendo que el modelo tal como fue inicialmente planteado es muy conservador y que se requieren mejoras en la calibración de sus parámetros.

Pocos proyectos de restauración en el mundo han contado con un programa de monitoreo a largo plazo como el de la rehabilitación de la CGSM. Estos programas resultan vitales a la hora de evaluar el éxito de los proyectos planteados, entender la dinámica de los sistemas intervenidos y realizar su manejo a través de la observación de las respuestas o trayectorias del sistema y la modelación del mismo. En este trabajo, los ajustes

implementados para calibrar el modelo fueron obtenidos a partir de los datos del monitoreo de las condiciones ambientales de la CGSM, logrando reproducir las tendencias generales de AB observadas para todas las especies monitoreadas, aunque fallaron en la reproducción de la magnitud para dos de las estaciones que recibieron menor impacto inicial (Fig.1). Esto último, podría sugerir que el modelo tiene mejor poder predictivo en situaciones de disturbio severo por salinidad, debido al mayor impacto que generan las funciones modificadoras del crecimiento bajo estas condiciones. Adicionalmente, este hecho resalta la heterogeneidad de condiciones que poseen los ecosistemas de manglar en la CGSM, por lo que un único modelo configurado con los mismos parámetros resulta ineficiente para todos los bosques de manglar en el complejo lagunar. De este modo, diferentes estrategias de manejo deberían considerar la variabilidad inmersa en estos sistemas boscosos, a fin de obtener respuestas más exitosas.

Dentro de los ajustes que más impactaron el modelo se destacan la modificación en el uso de las variables, cambiando funciones lineales por unas más plásticas definidas por el modelador, situación que resulta más cercana a la realidad, como por ejemplo en el caso de la salinidad.

El reclutamiento demostró ser una variable clave para ajustar las tendencias del modelo. En este estudio las constantes de reclutamiento fueron calculadas partiendo de observaciones realizadas en campo utilizando datos de 13 años. No obstante, se requirió realizar ajustes adicionales a ensayo y error para reproducir las tendencias observadas, lo que sugiere que los datos de campo no son suficientes para explicar el comportamiento del AB. Esto podría explicarse por la limitación del modelo FORMAN al no incluir explícitamente

el efecto de la herbívora, la mortalidad, el hidroperíodo y los nutrientes en el desarrollo de nuevos individuos, asumiéndose que estos factores están implícitos en las tasas de reclutamiento calculadas (Chen & Twilley 1998). Otras limitaciones halladas en el modelo se relacionan con la tasa de mortalidad, al estar condicionada a una probabilidad independiente de su entorno, contemplando que solo un porcentaje de las plantas alcanzan la edad máxima de un árbol e ignorando factores como las enfermedades, la herbívora o la interacción de los árboles con otros organismos del ecosistema (Porté & Bartelink 2002).

A lo largo de la simulación, considerando la salinidad como disturbio principal, se observa un patrón unimodal del AB en los bosques de las cinco estaciones de muestreo. Este patrón podría ser explicado con base en la hipótesis de disturbio intermedio, desarrollada para explicar la riqueza de especies (Huston 1979). De tal modo, cuando la salinidad intersticial está en valores bajos, cerca de 25, hay coexistencia entre las tres especies de manglar con dominancia evidente de alguna de ellas. Cuando la salinidad se incrementa, el AB baja y aunque en tres de las cinco estaciones hay coexistencia de especies, *A. germinans* domina en la CGSM. Estos resultados en parte se explican por la diferencia de los umbrales de tolerancia a la salinidad descritos para cada especie, según los cuales *R. mangle* puede desarrollarse en un ambiente con máximo 70 unidades de salinidad, *L. racemosa* con máximo 85 unidades y *A. germinans* en ambientes de hasta 100 unidades de salinidad intersticial (Cintrón *et al.* 1978, Odum *et al.* 1982).

Si bien la salinidad es un regulador fundamental de la estructura de los bosques, otras variables extrínsecas e intrínsecas también son importantes en la estructuración de las comunidades.

La simulación a 500 años muestra el resultado de la sucesión ecológica a la que las especies responden. De acuerdo con Chen & Twilley (1998), *L. racemosa* domina en suelos fértiles con baja salinidad; sin embargo, su abundancia disminuye con el paso del tiempo, mientras que *A. germinans* aumenta y domina en zonas con salinidades altas. En la estación con mayor disturbio para 1998 (LUN) y en la estación donde se realizaron acciones de reforestación (CGE) dominaría *R. mangle* (Fig. 2). Este hecho sugiere que los sistemas de manglar gravemente impactados a pesar de ser recuperados, no recrean exactamente las características del sistema inicial o de referencia (RIN) y que la reforestación tiene un impacto importante en la modificación de las trayectorias naturales de los sistemas, trascendiendo en el tiempo (Rodríguez-R 2015).

Por otro lado, la disminución severa en menos de 20 años de la masa forestal de manglar evidenciada al simular un aumento progresivo de la salinidad intersticial (Fig. 2), demuestra que la salinidad es uno de los reguladores más importantes que influencia la estructura de estos bosques (Cintrón *et al.* 1978, Ball 1980, Castañeda-Moya *et al.* 2006) y ponen de manifiesto la vulnerabilidad de la CGSM a los incrementos en esta variable, destacando la importancia de garantizar los flujos hídricos en el sistema a fin de evitar aumentos en su concentración que son letales para el ecosistema.

En estos casos, los modelos proyectados en general demuestran una estancia más prolongada de *A. germinans* en el sistema (Fig. 3), hecho relacionado con la menor tolerancia a la salinidad y la baja capacidad de balance hídrico exhibida por *R. mangle* y *L. racemosa*. En las simulaciones estas dos especies tendieron a un menor desarrollo y a desaparecer más rápidamente que *A. germinans*, especie que es dominante en áreas donde la evaporación excede la

precipitación y la salinidad es mayor a 120 unidades (Cintrón *et al.* 1978, Castañeda-Moya *et al.* 2006). Bajo estas condiciones de incremento progresivo de la salinidad, el sistema más vulnerable fue LUN, la estación más impactada inicialmente en la CGSM, mientras que la más resistente fue RIN, la estación que fue seleccionada como referencia de recuperación del sistema, por haber sido la menos impactada y la que exhibe la mayor madurez y estabilidad. Este hecho sugiere que los sistemas en mejor estado de conservación, son más resistentes a los cambios adversos del medio (Fig. 3).

Aunque con varios años de trabajo en la formulación y aplicación de Modelos Basados en Individuos (IBM), como el modelo FORMAN, su uso como herramienta para avanzar en el entendimiento de la dinámica de los bosques y su manejo aún es restringido, pues se requieren avances en la parametrización y contrastes con observaciones reales, entre otros (Berger *et al.* 2008). Esto destaca que el poder predictivo del modelo presentado con los ajustes realizados, dependerá de mantener en el futuro los parámetros y supuestos considerados y de una constante re-parametrización cuando se requiera.

En el contexto local, ante la posibilidad de generar nuevas estrategias de rehabilitación para el humedal dadas las recientes afectaciones, resultaría de gran utilidad contar con un programa de modelación que facilite el manejo adaptativo. Particularmente se destaca la necesidad de: (1) seguir afinando el cálculo de las tasas de reclutamiento, (2) entender mejor los procesos de mortalidad del bosque y calcular sus tasas para cada especie, (3) incluir en el monitoreo la medición de nutrientes en suelo como Nitrógeno y Fósforo, que permitan contar con los datos necesarios para calibrar esta variable en el modelo

FORMAN y entender su papel en los procesos de desarrollo y reclutamiento de los individuos, (4) comprender otros procesos que puedan afectar la dinámica del bosque como herbivoría, efecto de la distancia entre individuos, y finalmente (5) acoplar al modelo implementado modelos adicionales que permitan entender el efecto de la calidad del suelo y de las aguas, la hidrodinámica y operación de canales así como efectos del cambio climático global, aspectos que no son tenidos en cuenta directamente en FORMAN y que potenciarían su alcance y aplicación.

PARTICIPACIÓN DE LOS AUTORES

JARR concepción, análisis de datos y escritura del documento, JEMP concepción y escritura del documento, JMRP análisis de datos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Corporación Autónoma Regional del Magdalena (COR-PAMAG) por el apoyo en la financiación del proyecto “*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*” y a todos los investigadores del Instituto de investigaciones marinas y costeras de Colombia INVEMAR que han hecho parte del proceso de obtención de los datos por más de 20 años. Así mismo, al Dr. Robert Twilley de la Universidad Estatal de Louisiana, quien suministró el código original del modelo FORMAN. Este proyecto fue financiado por el Banco de Proyectos de Inversión Nacional 2015 ejecutado por el programa Calidad Ambiental Marina del INVEMAR y hace parte de los resultados en el marco de la tesis de maestría titulada “*Trayectorias de rehabilitación del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa*

Marta, luego de su reconexión con el río Magdalena” de la Universidad Nacional de Colombia, Sede Caribe.

LITERATURA CITADA

- BALL, M. 1980. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. *Oecologia* 44: 226-235.
- BERGER, U. & H. HILDENBRANDT. 2000. A new approach to spatially explicit modeling of forest dynamics: spacing, ageing and neighborhood competition of mangrove trees. *Ecological Modelling* 132: 297-302.
- BERGER, U., M. ADAMS, V. GRIMM & H. HILDENBRANDT. 2006. Modelling secondary succession of neotropical mangroves: Causes and consequences of growth reduction in pioneer species. *Perspectives in Plant Ecology and Systematics* 7: 243-252.
- BERGER, U., V.H. RIVERA-MONROY, T. DOYLE, F. DAHDOUH-GUEBAS, N. DUKE, M. FONTALVO-HERAZO, H. HILDENBRANDT, N. KOEDAM, U. MEHLIG, C. PIOUS & R.R. TWILLEY. 2008. Advances and limitations of individual-based models to analyze and predict dynamics of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89: 260-274.
- BLANCO, J., E. VILORIA & J. NARVÁEZ. 2006. ENSO and salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66: 157-167.
- BLANCO, J. 2013. Modelos ecológicos: descripción, explicación y predicción. *Ecosistemas* 22(3): 1-5.
- BORJA, A., D. DAUER, E. MICHAEL & C. SIMENSTAD. 2010. Medium- and long-term recovery of estuarine and coastal ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness ecosystems: patterns, rates and restoration effectiveness. *Estuaries and Coasts* 33: 1249-1260.
- BOTERO, L. & H. SALZWEDEL. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean and Coastal Management* 42: 243-256.
- BOTKIN, D., J. JAMES & J. WALLIS. 1972. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *Journal of Ecology* 60 (3): 849-872.
- CASTAÑEDA-M, E., V.H. RIVERA-MONROY & R.R. TWILLEY. 2006. Mangrove zonation in the dry life zone of the Gulf of Fonseca, Honduras. *Estuaries and Coasts* 29: 751-764.
- CARDONA, P. & L. BOTERO. 1998. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. *Biotropica* 30: 24-34.
- CARDONA-OLARTE, P., K. KRAUSS & R.R. TWILLEY. 2013. Leaf gas exchange and nutrient use efficiency help explain the distribution of two neotropical mangroves under contrasting flooding and salinity, *International Journal of Forestry Research*, Article ID 524625: 1-10.
- CAMPILLO, F. & N. CHAMPAGNAT. 2012. Simulation and analysis of an individual-based model for graph-structured plant dynamics. *Ecological Modelling* 234: 93-105.
- CHEN, R. & R.R. TWILLEY. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrients resources. *Journal of Ecology* 86: 37-51.
- CINTRÓN, G., A. LUGO, D. POOL & G. MORRIS. 1978. Mangrove in arid environments in Puerto Rico and adjacent Islands *Biotrópica* 10: 110-121.
- COTES, G. 2004. Gestión institucional para la rehabilitación de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta y sus bosques de manglar. En: Garay, J., J. Restrepo, O. Casas, O. Solano y F. Newmark (eds.). *Los manglares de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta: pasado, presente y futuro*: 41-58 INVEMAR-Serie de publicaciones especiales No.11, Santa Marta.
- FELLER, I., K. MCKEE, D. WHIGHAM & J. O'NEILL. 2003. Nitrogen vs. phosphorus limitation across an ecotonal gradient in a mangrove forest. *Biogeochemistry* 62: 145-175.
- FELLER, I., C. LOVELOCK, U. BERGER, K. MCKEE, S. JOYCE & M. BALL. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 2: 395-417.
- FITZ, C., G. KIKER & J. KIM. 2011. Integrated ecological modeling and decision analysis within the Everglades Landscape. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41: 517-547.
- GIRALDO, E. 1995. Regeneración natural del manglar en el sector occidental (Isla Salamanca-complejo Pajarales) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Tesis Biología Marina. Universidad del Valle. Cali, 116 pp.
- HOYOS, R., E. URREGO. & A. LEMA. 2013. Respuesta de la regeneración natural en manglares

- del Golfo de Urabá (Colombia) a la variabilidad ambiental y climática intra-anual. *Revista de Biología Tropical* 61 (3): 1445-1461.
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*. 113: 81-101.
- INVEMAR-INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS "JOSÉ BENITO VIVES DE ANDREIS". 2014. *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*. INVEMAR. Santa Marta. 160 pp + anexos.
- MARTÍNEZ-E., A. NEJADHASHEMI, S. WOZNICKI & B. LOVE. 2014. Modeling the hydrological significance of wetland restoration scenarios. *Journal of Environmental Management* 133: 121-134.
- OBEYSEKERA, J., L. KUEBLER, S. AHMED, M. CHANG, V. ENGEL, C. LANGEVIN, E. SWAIN & Y. WAN. 2011. Use of hydrological and hydrodynamic modelling for ecosystem restoration. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41: 447-488.
- ODUM, W.E., C. MCIVOR & T. SMITH. 1982. The ecology of the mangroves of south Florida: a community profile. FWS/OBS-81/24. Washington, DC, United States Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services.
- PORTÉ, A. & H. BARTELINK. 2002. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. *Ecological Modelling* 105: 141-188.
- RODHOUSE, T., K. IRVINE, K. VIERLING & L. VIERLING. 2011. Estimating temporal trend in the presence of spatial complexity: a bayesian hierarchical model for a wetland plant population undergoing restoration. *PLoS ONE* 6 (12): 1-9.
- RODRÍGUEZ-R, J.A. 2015. Trayectorias de rehabilitación del bosque de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta, luego de su reconexión con el Río Magdalena. Tesis como requisito parcial para obtener el título de Magister en Ciencias, Biología, Línea Biología Marina. Universidad Nacional de Colombia, Santa Marta. 96 pp.
- RIVERA-MONROY, V.H, J.E. MANCERA-PINEDA, R.R. TWILLEY, O. CASAS, E. CASTAÑEDA, J. RESTREPO, F. DAZA, L. PERDOMO, P. REYES, E. CAMPOS, M. VILLAMIL, F. PINTO, P. CARDONA, A. VIDAL., W. TRONCOSO, D. FONSECA, E. VILORIA, G. SANCHEZ, P. ROJAS, J. NARVÁEZ, J. BLANCO, G. RAMÍREZ, C. HENRY, J. FERNÁNDEZ, F. NEWMARK, E. CARBONÓ, C. HERNÁNDEZ, G. COTES, H. SANCHEZ, Y. HERRERA, A. MARÍA, R. ZUÑIGA, I. ACOSTA & A. EGUREN. 2001. *Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración: El caso de la región de la Ciénaga Grande de Santa Marta*. University of Louisiana at Lafayette, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (INVEMAR), Santa Marta. 285 pp.
- TWILLEY, R.R., V.H. RIVERA-MONROY, R. CHEN & L. BOTERO. 1998. Adapting an ecological mangrove model to simulate trajectories in restoration ecology. *Marine Pollution Bulletin* 37: 404-419.
- TWILLEY, R. R. & V. H. RIVERA-MONROY. 2005. Developing performance measure of Mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient, biochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research* 21: 79-93.
- VISSER, J., S. DUKE-SYLVESTER, J. CARTER & W. BROUSSARD. 2013. A computer model to forecast wetland vegetation changes resulting from restoration and protection in coastal Louisiana. En: Peyronnin, N. y Reed, D. (eds.). Louisiana's 2012 Coastal Master Plan Technical Analysis, *Journal of Coastal Research, Special Issue No. 67*: 51-59. Coconut Creek, Florida.
- WANG, X., S. SHANG, Z. QU, T. LIU, A. MELESSE & W. YANG. 2010. Simulated wetland conservation-restoration effects on water quantity and quality at watershed scale. *Journal of Environmental Management* 91: 1511-1525.

Recibido: 10/02/2016

Aceptado: 22/09/2016