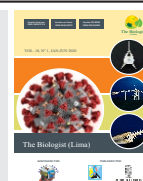


The Biologist (Lima), 2020, 18(1), jan-jun: 39-48.



The Biologist (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

EFFECT OF HURRICANE IRMA IN A MIXED MANGROVE OF SANTA MARÍA KEY, VILLA CLARA, CUBA

EFFECTO DEL HURACÁN IRMA EN UN MANGLAR MIXTO DE CAYO SANTA MARÍA, VILLA CLARA, CUBA

Leticia Mas-Castellanos^{1*}; Claudia Reaño-Jiménez¹;
Diana Aguilera-Casabella¹; José Iannacone^{2,3} & Rigoberto Fimia-Duarte⁴

¹*Centro de Estudios y Servicios Ambientales (CESAM) de Villa Clara, Cuba. E-mail: leticia@cesam.vcl.cu / claudiar@cesam.vcl.cu / diana@cesam.vcl.cu

²Laboratorio de Parasitología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Ricardo Palma (URP). Lima, Perú.

³Laboratorio Ecología y Biodiversidad Animal. Grupo de Investigación en Sostenibilidad Ambiental (GISA). Escuela Universitaria de Post Grado (EUPG). Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV), Lima, Perú.

E-mail: joseiannacone@gmail.com

⁴Facultad de Tecnología de la Salud y Enfermería (FTSE), Universidad de Ciencias Médicas de Villa Clara, Cuba.

E-mail: rigoberto.fimia@gmail.com

*Corresponding author: leticia@cesam.vcl.cu

ABSTRACT

Mangroves are ecosystems of great importance for the stability and ecological functioning of Cayo Santa María, Villa Clara, Cuba. In 2017 hurricane Irma, category five, caused significant effects on these ecosystems. However, studies have not yet been carried out to assess the real situation of these forests and define management actions that contribute to their recovery. This work was carried out with the objective of evaluating the effect on a mixed mangrove located in the south of Cayo Santa María. Plots of 100m² were located. The density of live, dry and total trees per taxon, percentage of herbaceous and canopy cover, tree height and diameter, canopy health, salinity and water height were determined. There is a notable decrease in height, canopy coverage and density of living trees, and an increase in herbaceous cover and density of dead trees, all as a result of the effects of hurricane Irma. The greatest effects were observed in trees of greater height, which caused a notable change in the structure of the vegetation. The forest went from being made up of tall trees with a large canopy development, to a low forest with a notable increase in diameter at chest height and low canopy coverage. However, the satisfactory state of health, together with the increase in land cover and the sprouting of *A. germinans*, indicates the recovery of the ecosystem.

Key words: *Avicennia germinans* – hurricanes impact – *Rhizophora mangle* – vegetation – vulnerability

doi: 10.24039/rtb2020181447

RESUMEN

Los manglares constituyen ecosistemas de gran importancia para la estabilidad y funcionamiento ecológico de Cayo Santa María, Villa Clara, Cuba. En 2017 el huracán Irma, de categoría cinco, provocó afectaciones notables en estos ecosistemas. Sin embargo, aún no se han realizado estudios que permitan evaluar la situación real de estos bosques y definir acciones de manejo que contribuyan a su recuperación. El presente trabajo se realizó con el objetivo de evaluar las afectaciones en un manglar mixto ubicado al Sur de Cayo Santa María. Se ubicaron parcelas de 100m². En las mismas se determinó la densidad de árboles vivos, secos y total por taxón, porcentaje de cobertura herbácea y del dosel, altura y diámetro de los árboles, salud del dosel, salinidad y altura de la capa de agua. Se evidencia la disminución notable de la altura, la cobertura del dosel y la densidad de árboles vivos, así como el incremento de la cobertura herbácea y la densidad de árboles secos como resultado de las afectaciones del huracán Irma. Las mayores afectaciones fueron recibidas por los árboles de mayor altura, lo que provocó un cambio notable en la estructura de la vegetación. El bosque pasó de estar conformado por árboles altos con un gran desarrollo del dosel, a un bosque bajo con un notable incremento del diámetro a la altura del pecho y una baja cobertura del dosel. No obstante, el estado de salud satisfactorio, unido al incremento de la cobertura del suelo y el retoño de *A. germinans*, indica la recuperación del ecosistema.

Palabras clave: *Avicennia germinans* – impactos de huracanes – *Rhizophora mangle* – vegetación – vulnerabilidad

INTRODUCCIÓN

Los bosques constituyen ecosistemas de gran importancia en el Caribe por los numerosos servicios ecosistémicos que brindan (Ferro *et al.*, 2013; Reyes *et al.*, 2014; Brookhuis & Hein, 2016; Imbert, 2018). Dentro de ellos, los manglares son esenciales para la estabilidad y funcionamiento ecológico de las zonas costeras (Ferro *et al.*, 2013; Cobos & Alonso, 2016; Cooke *et al.*, 2017) y en especial de los cayos pequeños como Cayo Santa María. En el sureste del mismo, dentro del Refugio de Fauna Cayo Santa María, se destacaba por su altura un área de Bosque mixto de *Rhizophora mangle* L. (mangle rojo) y *Avicennia germinans* (L.) L. (mangle prieto), temporalmente inundado sobre carso. Este sitio fue objeto de varias investigaciones en el 2003 y en el 2014 (Menéndez *et al.*, 2003; Reyes *et al.*, 2014), por constituir uno de los bosques más conservados y de mayor altura del Archipiélago Sabana Camagüey (Menéndez *et al.*, 2003; Menéndez & Guzmán, 2006).

Los huracanes constituyen una de las perturbaciones naturales que afectan notablemente estos ecosistemas (Cobos & Alonso, 2016; Mancina & Cruz, 2017). En septiembre del año

2017 el huracán Irma, con categoría cinco y vientos sostenidos de 250 Km·h⁻¹, pasó justo por encima de este cayo (CITMA-VC, 2017). Luego del paso de este huracán en varios países se registraron afectaciones en los manglares y los bosques de manera general (CITMA-VC, 2017; Eppinga & Pucko, 2018). Entre las afectaciones fundamentales se citan: caída de árboles, defoliación, pérdida de ramas, entre otras. En Cayo Santa María, después de dos años de transcurrido el fenómeno meteorológico, no se han realizado estudios que permitan evaluar la situación real de los manglares y definir acciones de manejo que contribuyan a su recuperación de manera más rápida. La evaluación del efecto de los huracanes sobre los manglares u otros bosques ha sido estudiada por varios investigadores en varios países de América (Smith *et al.*, 1994; Baldwin *et al.*, 2001; Tobilla & Orihuela, 2004; Menéndez & Guzmán, 2006; Rodríguez-Ramírez & Reyes-Ninia, 2008; Eppinga & Pucko, 2018; Imbert, 2018; Richardson *et al.*, 2018; López-Marrero *et al.*, 2019).

El objetivo del presente estudio consistió en evaluar las afectaciones de la comunidad de mangle prieto ubicada en el Refugio de Fauna Cayo Santa María, Villa Clara, Cuba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el estudio se ubicaron tres parcelas de muestreo en el área (P_4 , P_5 y P_6) (Fig. 1), cada una de 100 m² de acuerdo con lo establecido por Menéndez *et al.* (2003) para el Archipiélago Sabana-Camagüey. Las dos primeras coincidieron con las parcelas estudiadas anteriormente por Reyes *et al.* (2014). Los datos estructurales se tomaron siguiendo los criterios de Menéndez *et al.* (2003) y Menéndez & Guzmán (2006), con adecuaciones para valorar la salud del dosel y la cobertura del dosel y el estrato herbáceo. En estos últimos parámetros se aplicó la metodología propuesta por James & Shugart (1970).

En cada estación se determinaron las coordenadas geográficas mediante el uso de GPS MAGELLAN 315 y se tomaron los siguientes datos:

- Número de árboles vivos y secos por tipo de mangle.
- Altura promedio y diámetro de los árboles. El bosque se clasificó en alto (de 10 a 15 m), medio

(entre 7 y 9 m), bajo (4 a 6 m) y achaparrado (de 3 m o menos). Se definieron como árboles todos aquellos individuos vivos con un tronco bien definido y un diámetro a la altura del pecho mayor o igual a 3 cm. Se midieron 10 árboles al azar, a los que se les estimó de manera visual la altura y se les midió el diámetro a la altura del pecho (DAP) con una cinta diamétrica. Los árboles se ubicaron por clases de diámetro: 3 cm < S 8 cm; 8 cm < A 15 cm; 15 cm < B 23 cm; 23 cm < C 38 cm; 38 cm < D; 23 cm < C+D.

- Porcentaje de cobertura del dosel y del estrato herbáceo. Se determinó con el empleo de un cilindro plástico de 43 mm de diámetro y dividido en su extremo distal en cuatro cuadrantes. Se realizaron observaciones en cinco puntos equidistantes, desde el centro de la parcela hacia cada uno de los puntos cardinales. Si la cobertura cubría más de 2 cuadrantes (50%) se le asignó a la lectura en cada punto el valor de positivo y, el valor de negativo, para coberturas menores o iguales al 50%. El porcentaje de cobertura del dosel se calculó en función de los valores positivos.

- Salud del dosel: Se determinó la presencia o

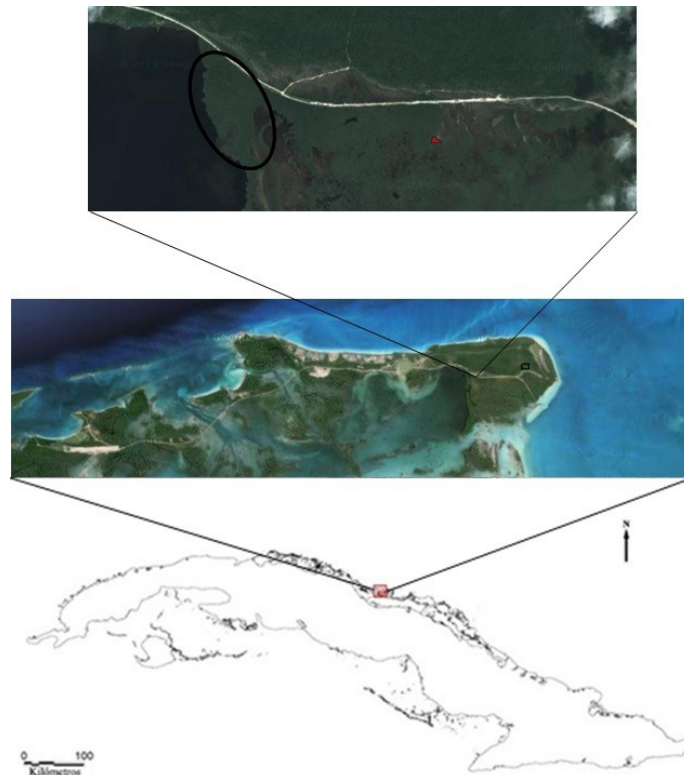


Figura 1. Ubicación de las parcelas en el área de estudio.

ausencia de afectación por fitófagos, necrosamiento, caída y amarillez de la hoja. La magnitud de afectación se calculó por estimación visual semicuantitativa según la siguiente escala: 1 (escasa), 2 (Medianamente abundante) y 3 (Abundante).

Otros aspectos que se tuvieron en cuenta por su importancia para inferir algún tipo de tensión en el ecosistema son:

- Densidad de árboles vivos, secos y total por parcela.
- Salinidad, inundación y altura de la capa de agua. La salinidad se determinó con un salinómetro y la altura de la capa de agua con cinta métrica.
- Altura de neumatóforos y/o del estrato herbáceo. Se midió con una cinta métrica la altura en tres puntos, desde el centro de la parcela hacia cada uno de los puntos cardinales (centro, medio y extremo). Las 12 mediciones totales se promediaron posteriormente.

Los datos de las tres parcelas se compilaron y se realizó el análisis comparativo con algunos de los resultados de los estudios anteriores realizados en esta misma área (Menéndez *et al.*, 2003; Reyes *et al.*, 2014).

Aspectos éticos

La investigación estuvo sujeta a normas éticas que posibilitaron reducir al mínimo el daño posible al ambiente, así como al ecosistema objeto de estudio, y así poder generar nuevos conocimientos sin violar los principios éticos establecidos para estos casos. Por otra parte, todos los autores involucrados en la investigación, publicación y difusión de los resultados, somos responsables de la confiabilidad y exactitud de los resultados mostrados (Declaración de Helsinki AMM, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el sitio se comprobó la existencia de un bosque mixto de *R. mangle* y *A. germinans* en proporciones casi similares en el estrato arbóreo (Fig. 2). Este resultado difiere de los obtenidos por Reyes *et al.* (2014). Ambos estudios refieren la dominancia de *A. germinans* en el bosque. El porcentaje de árboles vivos de ambos taxones, en el 2019 con respecto al 2003, mostró un incremento de la presencia de *R. mangle* y una disminución ligera de *A. germinans*.

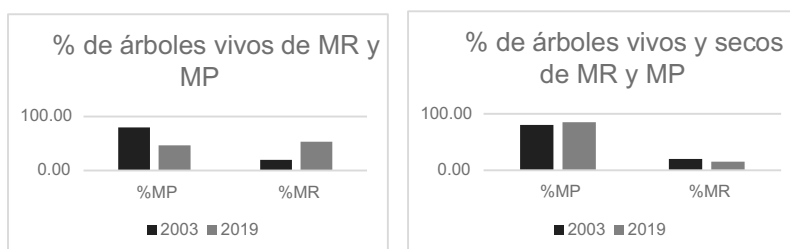


Figura 2. Abundancia de árboles vivos y de árboles totales de *R. mangle* (MR) y *A. germinans* (MP) en las parcelas muestreadas en 2003 y 2019.

Sin embargo, cuando se realiza este análisis con la suma de los árboles vivos y secos de ambos taxones, no se aprecian diferencias entre ambos años (Fig. 2). Una mayor afectación de los árboles de *A. germinans* por el huracán Irma puede explicar estos resultados. La presencia de 98 árboles secos de *A. germinans* en el muestreo y de solo cuatro de *R. mangle* refuerza este planteamiento, lo cual concuerda con resultados obtenidos por otros autores en años anteriores, y no solo en la flora

(Cobos & Alonso, 2016; Cooke *et al.*, 2017).

Los árboles de *R. mangle* presentaron un promedio de 2,87 m de altura, aunque el valor máximo fue de 5,00 m. El DAP promedio fue de 14,40 cm y el máximo de 25,00 cm. En *A. germinans* las alturas promedio y máxima fueron mayores, 4,62 y 8,00 respectivamente; mientras que los DAP promedio y máximo fueron también superiores, 27,23 y 60,00 cm respectivamente. Estos valores pudieran

justificar el porqué de las mayores afectaciones de *A. germinans*, si tenemos en cuenta que Tovilla & Orihuela (2004) en manglares afectados por un huracán, relacionan las afectaciones de árboles de *L. racemosa* y *A. germinans* con la altura, DAP, densidad, entre otros factores. Estos investigadores concluyen que los árboles con alturas y DAP superiores a 10 m y 12 cm respectivamente, fueron los más vulnerables a los efectos del viento por la menor flexibilidad de los tallos y a un mayor diámetro de copas (Ferro *et al.*, 2013).

El promedio de la altura de los árboles de las parcelas P_4 y P_5 fue de 3,8 m, con alturas que oscilaron entre los 1,7 y los 8,0 m. Estos valores

clasifican al bosque como bajo. En P_6 no se registraron árboles vivos, lo que pudiera deberse a la pérdida de estos durante el huracán. Al comparar estos resultados con los referidos por Reyes *et al.* (2014), se evidenció una notable disminución de la altura del bosque que se clasificaba como alto (Fig. 3 y 4). Este presentaba una altura promedio de 9,7m y valores mínimos y máximos entre 4,0 y 16,0 m. En P_4 , que se registró en 2014 como una de las estaciones más altas, disminuyó su altura promedio de 12,7m a 3,6 m, su altura máxima de 15,0 a 8,0 m y la mínima de 10,0 a 1,7 m. A su vez, los datos obtenidos muestran el incremento de altura del bosque entre los años 2003 y 2014 (Fig. 5).

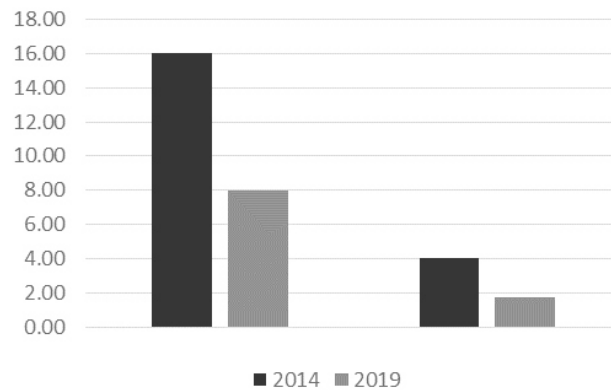


Figura 3. Alturas máximas y mínimas de los árboles en los muestreos de 2014 y 2019.

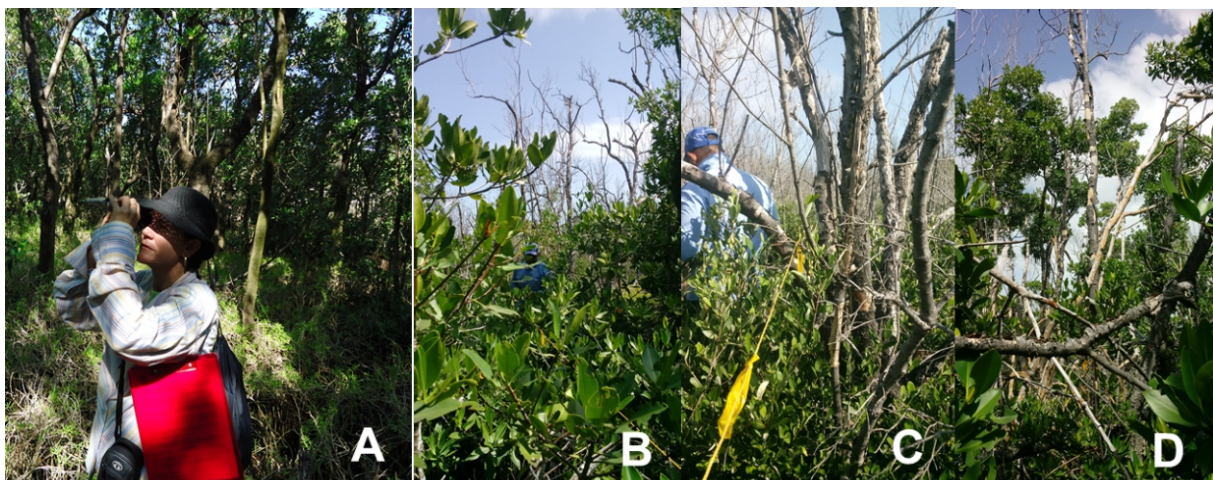


Figura 4. Imagen de la zona estudiada en 2014 (A) y 2019 (B, C, D).

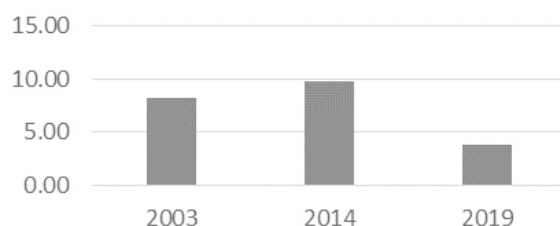


Figura 5. Promedio de altura de la vegetación en 2003, 2014 y 2019.

Estos resultados evidencian los efectos del huracán Irma, que provocó la mortalidad de numerosos individuos arbóreos y daños mecánicos como la defoliación severa y árboles con ramas partidas y/o con el tronco cortado por su parte media. Como consecuencia, disminuyó la altura de un bosque considerado entre los de mayor talla en el Archipiélago Sabana Camagüey (Menéndez *et al.*, 2003; Berovides *et al.*, 2005). Bosques de esta talla se han localizado hasta el momento en pocos cayos: franja sur este de Sabinal, norte de Guajaba, noroeste de Romano y sur de Las Brujas. Afectaciones similares a las observadas en Cayo Santa María son referidas por Islebe *et al.* (2009) en manglares mexicanos afectados por un huracán de categoría cinco.

A diferencia de la altura, el DAP promedio de los árboles no evidenció las afectaciones del huracán pues se incrementó con respecto a los resultados de Reyes *et al.* (2014), de 11,9 a 21,4 cm. Estos resultados son lógicos, teniendo en cuenta que las partiduras de los troncos se produjeron a alturas superiores a las que se mide el DAP. Islebe *et al.* (2009) determinó en un manglar de México, que el 20% de los árboles estaban cortados por encima del DAP después del paso de un huracán categoría cinco. Al analizar la distribución por clases diamétricas se evidencia mejor el incremento de los valores (Fig. 6). El porcentaje de árboles de clase S (más pequeña) disminuyó de 30% hasta cero, mientras que el de las clases mayores C+D se incrementó de 2,0 a 25,0%.

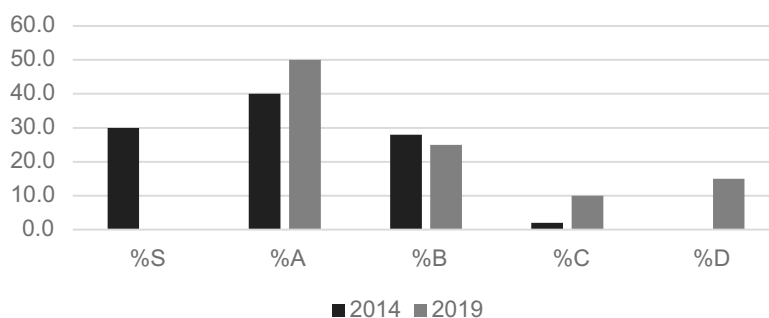


Figura 6. Porcentaje de árboles por clases diamétricas en los muestreos realizados en 2014 y 2019.

La densidad arbórea es otro de los parámetros en los que difirieron los resultados obtenidos por Reyes *et al.* (2014) y los del presente estudio. La densidad de árboles vivos disminuyó de 0,42 a 0,10 ind/m², mientras que la de árboles secos que era cero, se incrementó a 0,34 ind/m². Sin embargo, la densidad del total de árboles vivos y secos es similar entre los dos años, 0,42 y 0,44 ind/m², respectivamente. Estos valores sugieren que el

huracán provocó mayormente la muerte de los árboles por pérdida total del follaje y no por el derribo de estos. A su vez, este resultado explica también las variaciones de los valores de las densidades de vivos y secos, así como la abundancia de los árboles de *R. mangle* y *A. germinans*, lo que concuerda con resultados obtenidos por otros autores al respecto (Ferro *et al.*, 2013; Tanner *et al.*, 2014; Cooke *et al.*, 2017;

Walcker *et al.*, 2019). La cobertura del dosel fue baja (23,3%), mientras que la del suelo fue alta (65,0%). Ambos parámetros se comportaron de manera opuesta en el estudio realizado en el 2014, donde Reyes *et al.* (2014) refieren porcentajes de cobertura de 95,0 y 12,0% de dosel y suelo, respectivamente. El incremento de la cobertura del suelo, dada por la presencia de plántulas y juveniles de mangle, evidencia una de las estrategias de recuperación del manglar descritas por varios autores (Alexander, 1967; Wunderle *et al.*, 1992; Menéndez & Guzmán, 2006; CITMA, 2014; Lugo & Frangi, 2016; Godfrey & Peterson, 2017; Mancina & Cruz, 2017). La baja densidad de árboles vivos existente en las parcelas y los claros producidos por la caída de árboles, propicia la existencia de un dosel abierto. A su vez, una mayor iluminación estimula el desarrollo de los componentes de los estratos más bajos de la

vegetación que sobrevivieron al huracán, como parte de la estrategia de sucesión natural de los bosques que han sido perturbados (Berovides *et al.*, 2005; CITMA, 2014; Brookhuis & Hein, 2016; Cobos & Alonso, 2016; Imbert, 2018; Walcker *et al.*, 2019).

Un aspecto favorable en la recuperación futura de este bosque es el inicio de la regeneración de los taxones y la buena salud de la vegetación. Se observó además el retoño de nuevos vástagos en los troncos de *A. germinans*, como otra de las estrategias de su recuperación (Fig. 7). Con relación a la salud, no se detectaron afectaciones por fitófagos en las plantas, ni signos de necrosis o amarillamiento en las hojas. En los estudios anteriores se habían detectado afectaciones, aunque de manera escasa y puntual en algunas parcelas.



Figura 7. Rebrote de vástagos y ramas de *A. germinans* en el 2019, como estrategia de regeneración.

Este sitio de muestreo se inunda temporalmente y la salinidad promedio de la capa de agua en las parcelas fue de 48,6 ppm, con valores que oscilaron entre 43,0 y 52,3 ppm entre las parcelas. Estos valores son superiores a los obtenidos por Reyes *et al.* (2014). Reyes *et al.* (2014) registraron valores de 35 ppm en la mayoría de las parcelas, excepto en P₄ donde al parecer por algún aporte de agua subterráneo, disminuyó a 28 ppm. Los altos valores

de salinidad han sido referidos como causas de estrés en los manglares, por lo que el manejo hidrológico del área para disminuir la salinidad pudiera propiciar la regeneración del bosque de manera más acelerada. En este sentido, Jiménez (1999) señaló que la ocurrencia de escurrimientos de agua dulce en el manglar, puede modificar sustancialmente los patrones de estructura de estos bosques. Según Cintron & Schaeffer-Novelli

(1984), los aportes de aguas fluviales al manglar propician un mayor desarrollo del mismo.

El promedio de altura de la capa de agua fue de 11,9 cm, aunque varió desde 8,2 hasta los 15,4 cm. Esta variación ocurrió sólo entre las estaciones. Este hecho fue descrito por Reyes *et al.* (2014) para este sitio, aunque en ese estudio los investigadores refieren parcelas con valores de 20,0 cm y otras sin agua. Las mareas pudieran influir en estos resultados, aunque sería pertinente un estudio hidrológico más detallado, pues la disminución de la capa de agua pudiera indicar un bajo intercambio de agua. A su vez, esta pudiera ser la causa del incremento de los valores de salinidad antes mencionados. En tal sentido, Kjerfve *et al.* (1999) plantearon que las condiciones hidrológicas de los manglares regulan la estructura y productividad. No obstante, la altura de los neumatóforos, que es un indicador de la inundación, se mantiene estable, 23,7 cm en el 2014 y 25,6 cm en el 2019.

En general, varios parámetros muestran diferencias con los obtenidos por Reyes *et al.* (2014). Se aprecian incrementos en la cobertura del suelo, la densidad de árboles secos, la proporción de árboles de mayor diámetro y la salinidad. A diferencia de estos parámetros disminuyen notablemente la altura, la cobertura del dosel, la densidad de árboles vivos, el porcentaje de árboles de menor diámetro y la profundidad de la capa de agua. Estos cambios pueden ser el resultado de las afectaciones del huracán Irma. Los datos obtenidos en el presente estudio corroboran las observaciones realizadas en el área, y evidencian que las mayores afectaciones fueron recibidas por los árboles de mayor altura, lo que provocó un cambio notable en la estructura de la vegetación. El bosque pasó de estar conformado por árboles altos con un gran desarrollo del dosel, a un bosque bajo con un notable incremento del diámetro a la altura del pecho y una baja cobertura del dosel. Menéndez & Guzmán (2006), refirieron situaciones similares en otros cayos del Archipiélago Sabana Camagüey, donde los árboles más altos fueron los que sufrieron los mayores daños.

No obstante, a dos años del paso del huracán, se observa el inicio del desarrollo de las estrategias de regeneración de *R. mangle* y *A. germinans*. Este hecho, unido a las medidas de manejo del bosque que se tomen a partir de los resultados del estudio,

facilitará la recuperación de las características originales del bosque, aunque este será un proceso largo.

A modo de conclusión se puede afirmar que el estado de salud del manglar es satisfactorio, lo que unido al incremento de la cobertura del suelo y el retoño de los troncos de *A. germinans*, evidencia que este ecosistema se encuentra en proceso de recuperación. Además, la disminución de la altura de los árboles vivos, de su densidad y cobertura del dosel, así como el incremento de la densidad de árboles secos y del DAP de los vivos, evidencian que fue este estrato el más afectado por el huracán Irma. La disminución de los valores de salinidad mediante el manejo hidrológico del ecosistema pudiera acelerar la recuperación del manglar.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alexander, T.R. 1967. Effect of hurricane Betsy on the southeastern Everglades. *Quarterly Journal of the Florida Academy of Sciences*, 30: 10-24.
- Baldwin, A.; Egnotovich, M.; Ford, M. & Platt, W. 2001. Regeneration in fringe mangrove forests damaged by Hurricane Andrew. *Plant Ecology*, 157: 149-162.
- Berovides, V.; Cañizares, M. & González, P. 2005. *Métodos de conteo de animales y plantas terrestres*. CNAP, La Habana, 47 pp.
- Brookhuis, B.J. & Hein, L.G. 2016. The value of the flood control service of tropical forests: A case study for Trinidad. *Forest Policy Economy*, 62: 118-124.
- Cintron, G. & Schaeffer-Novelli Y. 1984. *Methods for studying mangrove structure*. En: Snedaker S.C. y Snedaker J. G. (eds.), *The mangrove ecosystem research methods*, pp. 91-113, Monographs on Oceanographic Methodology 8, UNESCO, Paris.
- Ciencia Tecnología y Medio Ambiente (CITMA). 2014. *Informe Nacional al Convenio sobre la Diversidad Biológica*. La Habana, 253 pp.
- Ciencia Tecnología y Medio Ambiente (CITMA-Villa Clara). 2017. *Evaluación de impacto ambiental de desastres provocados por el huracán Irma en Villa Clara*. Informe final del Grupo de Evaluación de Riesgo,

- Delegación Territorial CITMA-VC.
- Cobos, M.E. & Alonso, B.R. 2016. Recent and future threats to the Endangered Cuban toad *Peltophryne longinatus*: potential additive impacts of climate change and habitat loss. *Oryx*, 52: 116-125.
- Cooke, S.B.; Dávalos, L.M.; Mychajliw, A.M.; Turvey, S.T. & Uphman, N.S. 2017. Anthropogenic extinction dominates *Holocene declines* of West Indian mammals. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 48: 301-327.
- Declaración de Helsinki de la AMM. 2013. *Principios éticos para las investigaciones médicas en seres humanos*. 64ª Asamblea General, Fortaleza, Brazil, octubre. World Medical Association, Inc. – All Rights reserved. 9 pp.
- Eppinga, M.B. & Pucko, C.A. 2018. The impact of hurricanes Irma and Maria on the forest ecosystems of Saba and St. Eustatius, northern Caribbean. *Biotropica*, 50: 723-728.
- Ferro, J.; Castañeira, M.A.; Menéndez, L. & Guzmán, J.M. 2013. *Protocolo para el monitoreo del Complejo de vegetación de costa arenosa*. CNAP, La Habana, 39 pp.
- Godfrey, C.M. & Peterson, C.J. 2017. Estimating enhanced Fujita scale levels based on forest damage severity. *Weather and Forecasting*, 32: 243-252.
- Imbert, D. 2018. Hurricane disturbance and forest dynamics in east Caribbean mangroves. *Ecosphere*, 9: e02231.
- Islebe, G.; Torrescano-Valle, N.; Valdez-Hernández, M.; Tuz-Novelo, M. & Weissenberger H. 2009. Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana*, 11: 1-6.
- James, F.C. & Shugart, H. 1970. A quantitative method of habitat description. *Audobon Field Notes*, 24: 727-736.
- Jiménez, J.A. 1999. *Ambiente, distribución y características estructurales de los manglares del Pacífico de Centro América: contrastes climáticos*. En: Yáñez-Arencibia, A. & Lara-Domínguez, A. L. (eds.), *Ecosistema de manglar en América Tropical: estructura, función y manejo*, pp. 51-70. INECOL, México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring, MD, USA.
- Kjerfve, B.; Drube de Lacerda, L.; Rezende, C. & Ovalle, A. 1999. *Hydrological and hydrogeochemical variations in mangrove ecosystems*. En: Yáñez-Arencibia, A. & Lara-Domínguez A. L. (eds.) *Mangrove ecosystems in tropical América: structure, function and management*, pp.71-81. INECOL, México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring, MD, USA.
- López-Marrero, T.; Heartsill-Scalley, T; Rivera-López, C.; Escalera-García, I. & Echevarría-Ramos, M. 2019. Broadening our understanding of hurricanes and forests on the caribbean island of Puerto Rico: where and what should we study now? *Forest*, 10 (710): 1-17.
- Lugo, A. E. & Frangi, J.L. 2016. Long-term response of Caribbean palm forests to hurricanes. *Caribbean Naturalist*, 1: 157-175.
- Mancina, C.A. & Cruz, F.D.D. 2017. *Diversidad Biológica de Cuba. Métodos de Inventario, Monitoreo y Colecciones Biológicas*. Instituto de Ecología y Sistemática (IES), Ama. (Versión Impresa).
- Menéndez, L.; González, A.; Guzmán, J.; Rodríguez, E.; Mas, L.; Camacho, A. & Pérez, M. 2003. *Evaluación del estado de salud de los cayos Santa María, Ensenachos, Español de adentro, Las Brujas, Maja y Las Loras*. Informe Parcial de Proyecto GEF-PNUD, Acciones priorizadas para la consolidación de la protección de la biodiversidad en el Ecosistema Sabana-Camagüey. Instituto de Ecología y Sistemática, La Habana.
- Menéndez, L. & Guzmán, J.M. 2006. *Ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano*. Ed. Academia, La Habana.
- Reyes, C.; Pegudo, J.; Arias, R.; Arias, A.; Triana, M.; Martín, I.; Romero, M.; Mas L.; Vigil, C. & Rojas, E. 2014. *Caracterización y relaciones de la biota en los ecosistemas de manglar de la cayería Noreste de Villa Clara*. Informe Final de Proyecto, Fondo Nacional de Medio Ambiente (5062). Centro de Estudios y Servicios Ambientales, Villa Clara.
- Richardson, B.; Richardson, M. & González, G. 2018. Responses of two litter-based

- invertebrate communities to changes in canopy cover in a forest subject to hurricanes. *Forest*, 9(309): 1-9.
- Rodríguez-Ramírez, A. & Reyes-Nivia, M. 2008. Evaluación rápida de los efectos del huracán Beta en la Isla Providencia (caribe colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 37: 215-222.
- Smith, T.J.; Robblee, M.B.; Wanless, H.R. & Doyle, T.W. 1994. Mangroves, hurricanes, and lightning strikes. *Bioscience*, 44: 256-262.
- Tanner, E.V.J.; Rodríguez-Sánchez, F.; Healey, J.R.; Holdaway, R.J. & Bellingham, P.J. 2014. Long-term hurricane damage effects on tropical forest tree growth and mortality. *Ecology*, 95: 2974-2983.
- Tobilla, C. & Orihuela, D.E. 2004. Impacto del huracán Rosa sobre los bosques de manglar de la costa Norte de Nayarit, México. *Madera y Bosques*. (Número especial), 2: 63-75.
- Walcker, R.; Laplanche, C.; Herteman, M., Lambs, L. & Fromanrd, F. 2019. Damages caused by hurricane Irma in the human-degraded mangroves of Saint Martin (Caribbean). *Scientific Reports*, 9(18971): 1-12.
- Wunderle, J.M.; Lodge, D.J. & Waide, R.B. 1992. Short-term effects of hurricane Gilbert on terrestrial bird populations on Jamaica. *The Auk*, 109: 148-166.

Received February 1, 2020.
Accepted April 2, 2020.