

Perspectivas

en asuntos ambientales

Revista Profesional
de la Escuela de Ciencias,
Tecnología y Ambiente

volumen 7 – 2019



En esta edición

Coquí guajón o demonio de Puerto Rico

The effects species-area relationship in plant species richness

Agroecology: An alternative for food security and conservation

Resistencia antimicrobiana en ambientes cársicos

Factores abióticos que influyen en la población del *ucides cordatus*

Little lizards within the leaf litter: substrate selection

Distribución espacial y preferencia de hábitat del pez león

Seagrass monitoring at the southern coast of Puerto Rico



UNIVERSIDAD
ANA G. MÉNDEZ
UAGM
Recinto de Cupey



Perspectivas

en asuntos ambientales



UNIVERSIDAD
ANA G. MÉNDEZ

UAGM
Recinto de Cupey

La revista *Perspectivas en Asuntos Ambientales* (PAA) es un organismo informativo del Programa graduado de la Escuela de Ciencias, Tecnología y Ambiente de la Universidad Ana G. Méndez en el que estudiantes, profesores y colaboradores diseminan sus trabajos relacionados con el tema ambiental. Publicamos trabajos originales producto de tesis, tesinas y proyectos de planificación ambiental, así como evaluaciones de programas implantados e investigaciones de profesores que aborden los asuntos ambientales. También incluye ensayos de opinión o perspectivas sobre los asuntos ambientales. Estos componentes enmarcan la tónica de lo que en principio será la función de la revista como instrumento de difusión y foro de discusión.

El Programa graduado aporta hacia la capacitación de profesionales, el desarrollo de la conciencia ambiental y la solución de problemas ambientales que enfrenta nuestra sociedad a través de sus componentes académicos, investigativos y proyectos de impacto comunitario y educación profesional. Incluye los programas graduados de Maestría en Ciencias en Gerencia Ambiental, Maestría en Planificación Ambiental y Maestría en Artes en Estudios Ambientales. Además, contamos con centros de adiestramiento especializado, certificados profesionales e investigación como el Instituto de Educación Ambiental, Atlantic OSHA Training Center, el Centro de Estudios para el Desarrollo Sustentable, el Laboratorio ChEMTox, y la Estación de Investigación Las Cucharillas.

PAA (ISSN 2167-6828) se publica en línea anualmente en nuestra página: <http://cupey.uagm.edu/perspectivas> Las instrucciones para autores que desean someter artículos se encuentran publicadas al final de este volumen y también están disponibles en línea bajo la misma dirección electrónica. Dirija su correspondencia a través del correo electrónico um_mortiz@uagm.edu.

The *Journal of Environmental Affairs Perspectives* (JEAP) is an annual professional open access online (ISSN 2167-6828) journal published by the School of Science, Technology and Environment of Universidad Ana G. Méndez, Cupey Campus in Puerto Rico. For submission requirements of manuscripts, please refer to the last page in this issue or go to <http://cupey.uagm.edu/perspectivas> JEAP aims to disseminate research-based knowledge on current environmental matters, the application of theories to environmental practices, and environmental education.

The mission of the graduate program of the School of Science, Technology and Environment is to develop professionals who are competitively equipped to address the environmental challenges support and promote scientific applied research to search for sustainable environmental solutions, and establish meaningful links with communities to work together towards the sustainability of our environmental resources.

JEAP publishes original papers, review papers, critical essays, planning projects, program evaluations, technical notes, case studies, and book reviews. Research papers may be focused on any of the following fields: environmental sciences, environmental planning, environmental education, climatology, water resources, coastal and marine management, biodiversity, forestry, environmental & occupational epidemiology, toxicology, and green chemistry.

COMITÉ EDITORIAL

María Calixta Ortiz-Rivera, Ph.D., MSEM, Editora en Jefe

José Orlando García-García, MP, PPL, ABD

Christian Vélez-Gerena, BS, MSEM

Carlos R. Morales-Agrinzoni, BS, MSEM

Lourdes Febres-Miranda, BS, MSEM

Marla Barrios-González, BS, MSEM(c)

Selinette Alvarez-Rodríguez, BS, MSEM

CONSEJO ASESOR

Carlos M. Padín-Bibiloni, Ph.D., Director

José Gómez-Galán, Ph.D.

Yvonne Guadalupe-Negrón, MAC

Alex Rodríguez-Álvarez, MBA

Jonathan A. López-Colón, BS, MSEM

Universidad Ana G. Méndez, Recinto Cupey

PO Box 21150, San Juan, PR 00928

Volumen 7, 2019

Formato para citar artículos en esta revista:

Apellidos, I. I. (2019). Título del artículo. *Perspectivas en Asuntos Ambientales*, 7(1), 1-109



Foto portada

Planta carrasco (*Comocladia glabra*) nativa de Puerto Rico y la Hispaniola. Bosque Seco de Guánica. (09/2018.) © Karla M. Morales

Descargo de responsabilidad

La Universidad Ana G. Méndez no se responsabiliza por la precisión de hechos y opiniones aquí presentadas o por omisiones en la utilización de información en el contenido de los artículos de los autores que colaboraron en esta edición. El lector debe hacer su propia evaluación en términos de cuán apropiado es el contenido y los métodos utilizados.

Diseño gráfico

Vidal Torres Miranda: vitorres@uagm.edu

Derechos de Autor (2019). Sistema Universitario Ana G. Méndez. Prohibida la reproducción total o parcial de los textos y fotografías incluidos en la revista, sin previa autorización de sus autores y la Universidad Ana G. Méndez, Recinto Cupey.

CONTENIDO TEMÁTICO

Editorial

Desde mi perspectiva	8
<i>María Calixta Ortiz-Rivera, Ph.D., MSEM, Editora en Jefe</i>	

Revisiones de literatura

Coquí guajón o demonio de Puerto Rico (<i>Eleutherodactylus cooki</i>)	10
<i>María M. Barrios-González, BS, MSEM(c) & Jonathan Alfredo López-Colón, MSEM</i>	

The effects species-area relationship in plant species richness: a meta-analysis	22
<i>Jelissa Reynoso-García, BS</i>	

Agroecology: An alternative for food security and conservation of biodiversity in Puerto Rico	29
<i>Jonathan Alfredo López-Colón, MSEM & Robert Espaillat Pérez, BS</i>	

Resistencia antimicrobiana en ambientes cársicos impactados por la industria lechera	43
<i>Francisco J. Bello-González, MS, Ph.D(c)</i>	

Artículos originales

Factores abióticos que influyen en la población del ucidés <i>cordatus</i> en la Reserva Natural Hacienda La Esperanza	56
<i>Yanius Alvarado De Gracia, Ph. D.(c) & Carlos M. Padín-Bibiloni, Ph. D.</i>	

Little lizards within the leaf litter: substrate selection ensures survival of endemic Dwarf Geckos at the salt flats refuge in Cabo Rojo, Puerto Rico	67
<i>Rhianna F. Smith-Dorr, MS</i>	

Distribución espacial y preferencia de hábitat del pez león <i>Pterois volitans</i> en el estuario urbano de la Bahía de San Juan	75
<i>Ivangs Manuel Rivera-Aponte, MS, MPA, Edwin Hernández-Delgado, Ph.D., Jorge Bauzá-Ortega, Ph.D. & Warner Ithier-Guzmán, Ph.D.</i>	

Seagrass monitoring at the southern coast of Puerto Rico: cayos Barca, Jobos Bay National Estuarine Research Reserve	92
<i>Dalyan A. López-Morales, MS, MPA, Eric S. Torres-Rivera, Julio C. Castilloveitia-Maldonado, Ángel R. Dieppa-Ayala, Milton Muñoz-Hincapié, & Edwin O. Rodríguez-Class</i>	

EDITORIAL*María Calixta Ortiz-Rivera, Ph.D., MSEM¹*

Editora en jefe

Desde mi perspectiva...

La convocatoria abierta de artículos para la edición del 2019 dedicada a la Biodiversidad de Puerto Rico y el Caribe provocó la llegada de muchos de los artículos que hoy les presentamos en esta edición. No se incluyen todos los que llegaron ni todos los que se incluyeron representan la totalidad de lo que debería escribirse sobre nuestra biodiversidad.

**Convocatoria para someter artículos
Biodiversidad de Puerto Rico y el Caribe**

UNIVERSIDAD
ANA G. MÉNDEZ
UAGM
Recinto de Caguay

Edición 2019
Fecha límite
15 junio
2019

Revista *Perspectivas en Asuntos Ambientales*
Para normas de publicación accede a <http://umet.suagm.edu/perspectivas>
Interesados enviar email a um_mortiz@suagm.edu para separar su espacio.

Foto: Karla Morales

En realidad, siempre nos quedaríamos cortos al hablar de la biodiversidad, Caribeña pues su riqueza sobrepasa el límite de páginas de esta revista. Sin embargo, el contenido representa a un pequeño número de profesionales y estudiantes en Puerto Rico que les gusta escribir y que desean que su investigación llegue a una audiencia no especializada, la cual no puede pagar por un artículo científico en revistas indexadas. Nuestro proceso de edición da lugar a varias revisiones o rondas de edición entre profesionales de las ciencias ambientales, la planificación y la educación ambiental. A su vez, les permite a los autores la clarificación y edición de artículos para ajustarse a nuestra audiencia. Esta revista cumple ocho (8) años de creada y cada año añadimos algún elemento de rigurosidad académica para mejorar su calidad. Para nosotros, siempre es un orgullo culminar el proceso de edición y publicar con consistencia esa cantidad de artículos que llega a nuestra edición.

¹Catedrática asociada y decana sociada del Programa graduado ambiental, Escuela Ciencias, Tecnología y Ambiente, Universidad Ana G/ Méndez. Correo electrónico: um_mortiz@uagm.edu

Mantener una revista de ciencias interdisciplinarias en Puerto Rico no es nada sencillo. Ya lo saben quienes han publicado anteriormente. Existen muchas limitaciones, en especial, el que investigadores de las ramas mencionadas se motiven a escribir artículos originales o revisiones de literatura. También es complicado y arduo el mantener un grupo de personas que deseen ser parte del proceso editorial. Los costos de diseño y publicación encarecen cada día más las publicaciones en español dentro de la disciplina de las ciencias. Es por esto, que desde el 2018, esta revista solo se publica en línea.

Un especial agradecimiento para el editor invitado Jonathan A. López-Colón, quien es estudiante doctoral del programa de biología con especialidad en ecología, biodiversidad y evolución de la Universidad de Puerto Rico y exalumno de la Maestría en Ciencias en Conservación y Manejo de Recursos Naturales de la Universidad Ana G. Méndez, recinto de Cupey. Jonathan estuvo a cargo de sugerir el tema de Biodiversidad de Puerto Rico y el Caribe, y de la convocatoria de los potenciales autores de artículos. Esta opción de colaborar está disponible para otros que deseen aportar a la disseminación de información en la diferentes disciplinas de la rama ambiental. Agradecemos también a Karla M. Morales, fotógrafa de vida silvestre de Puerto Rico, por la aportación de las fotos que salieron en las convocatorias y la foto de portada de esta edición. Karla ha ganado varias categorías de fotografía con la Sociedad Ornitológica Puertorriqueña Inc. (2013, 2014), y con la organización Sea Turtle Consevancy (2015, 2016, 2017, 2018, 2019).

La foto seleccionada para la portada es un ejemplar de carrasco (*Comocladia glabra*, especie nativa de Puerto Rico y la Hispaniola) que fue tomada durante la estación lluviosa (septiembre, 2018) en el Bosque Seco de Guánica. El carrasco también es conocido en Puerto Rico como chicharrón. Es un pequeño árbol espinoso de zonas abiertas y malezas en bosques secos. Alcanza los 3 metros de altura. Las hojas pinnadas son compuestas; algunas de color rojizo y arrugadas. Estos tienen tres espinas, una en el ápice y una en cada lado. Las flores diminutas rojas oscuras se producen a lo largo del tallo. La fruta también es de color rojo anaranjado. Florece en el invierno y primavera y madura en la primavera y el verano. La savia de las hojas, corteza y ramas pueden causar alergias en la piel de algunas personas. Entre los usos tradicionales de esta planta, se documenta que el jugo puede emplearse para destruir verrugas.

Nuestra biodiversidad es única y variada. Es vital en los ciclos biogeoquímicos de nuestros ecosistemas y la cadena alimentaria de cada una de las especies que la utilizan para albergue o alimento. Los invito a que lean los artículos y los disfruten, comenten y nos escriban sobre ideas para aportar o recomendaciones para mejorar. También los invito a aportar desde alguna de las facetas como autor, editor invitado, revisor de artículos o como miembros del comité asesor.

Gracias siempre.

COQUÍ GUAJÓN O DEMONIO DE PUERTO RICO (*ELEUTHERODACTYLUS COOKI*)

Marla M. Barrios González, BS, MSEM(c)¹ & Jonathan Alfredo López Colón, MSEM²

Recibido 15 de junio de 2019; aceptado 26 de septiembre 2019

Resumen - El *Eleutherodactylus cooki* (coquí guajón) es una de las 17 especies del género en Puerto Rico que se encuentran en estado de vulnerabilidad. Se diferencia de las demás especies en que presenta alta especialización a su hábitat, lo cual ha influenciado en su evolución. Entre los factores que impulsan a la extinción de una especie, se encuentran las actividades antropogénicas. Aunque se han estudiado varios aspectos de la biología y ecología del coquí guajón que contribuyen al manejo y conservación de la especie, es importante evaluar las posibles razones del por qué el coquí guajón está en estado vulnerable y sugerir enfoques de investigación para proporcionar estrategias de conservación eficaces para la especie. Entre las estrategias para manejar una especie vulnerable es declarar hábitats críticos para garantizar el rango geográfico como una unidad continua, sin fragmentación o interrupciones para la especie.

Palabras claves: anfibios, coquí guajón, parásitos-hospederos, conservación, *ornithodoros talaje*

Abstract - *Eleutherodactylus cooki* (coquí guajón) is one of the 17 species of the genus in Puerto Rico that are in a state of vulnerability. It differs from other species because it has high specialization to its habitat that has influenced its evolution. Among factors that drive the extinction of a species, there are anthropogenic activities. Although, several aspects of the biology and ecology of coquí guajón are known that contribute to the management and conservation of the species, it is important to identify some of the possible reasons why the coquí guajón is vulnerable, and suggest research approaches to provide reliable knowledge and an effective conservation of the species. One strategy for its management is declaring critical habitats for the species in order to guarantee a geographic range that serves as a continuous unit, without fragmentation or interruptions for the species.

Keywords: amphibians, coqui guajón, parasites-hosts, conservation, *ornithodoros talaje*

¹Programa graduado ambiental, Escuela de Ciencias, Tecnología y Ambiente, Universidad Ana G. Méndez, Recinto de Cupcy; mbarrios11@email.uagm.edu ²Facultad de Ciencias Naturales, Departamento de Biología, Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras; jonathan.lopez30@upr.edu

Introducción

Los anfibios constituyen un componente importante de muchos ecosistemas, especialmente en los bosques tropicales donde contribuyen significativamente a la dinámica trófica ya que son depredadores y presas de una gran variedad de especies (Blaustein & Kiesecker, 2002). También son valorizados como indicadores de estrés ambiental (bioindicadores) ya que son particularmente susceptibles a los cambios ambientales debido a que poseen una piel que carece de protección y es altamente permeable (Duellman & Trueb, 1994). Como bioindicadores naturales son indispensables para evaluar la salud del medio ambiente, así como para detectar cambios en este, ya sean positivos o negativos (Parmar et al., 2016). Además de ser elementos importantes de los ecosistemas, los anfibios son parte importante del patrimonio sociocultural de un país.

En Puerto Rico, la herpetofauna está compuesta por 25 especies de anfibios (19 nativos y 6 introducidos) y 56 especies de reptiles (52 nativos y 4 introducidos). Considerando el tamaño de la isla, Puerto Rico presenta un número alto de biodiversidad de especies de anfibios nativas por área (Joglar, 2005). Sin embargo, en términos taxonómicos, la Isla contiene solo dos familias (Leptodactylidae y Bufonidae), y tres géneros (*Eleutherodactylus*, *Leptodactylus* y *Peltophryne*) (Rivero, 1998; Joglar et al., 2007). De las 19 especies nativas de anfibios, 17 pertenecen al género *Eleutherodactylus* (Departamento de Recursos Naturales y Ambientales, 2016), el cual es el mejor representado y distribuido alrededor de la Isla. De las 17 especies de *Eleutherodactylus*, solo quedan 14, ya que 3 de ellas se consideran extintas. Diez de las 14 especies están enlistadas bajo el Reglamento para Regir las Especies Vulnerables y en Peligro de Extinción en el Estado Libre Asociado de Puerto Rico del Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA).

Esta revisión de literatura tiene como meta evaluar estudios realizados para identificar las posibles razones del por qué el coquí guajón está en estado vulnerable y sugerir enfoques de investigación para proporcionar estrategias de conservación eficaz para la especie.

Descripción de la especie *E. cooki*

Eleutherodactylus cooki, comúnmente conocido como coquí guajón, es una de las 17 especies de coquíes en la Isla y la segunda más grande (Tabla 1 y Figura 1). Esta especie fue descrita y documentada por primera vez el 24 de enero de 1932 por el herpetólogo militar estadounidense Chapman Grant. Se diferencia de las demás especies debido a que presenta alta especialización a su hábitat, lo cual ha influenciado en su evolución. Entre las adaptaciones morfológicas que presenta se encuentran los ojos grandes, mayor diámetro de disco digital y mayor longitud de la tibia comparado con las demás especies de *Eleutherodactylus* en Puerto



Figura 1. Coquí guajón hembra

Tabla 1

Tamaños de las especies del género Eleutherodactylus

Nombre científico	Nombre común	SVL en milímetros
<i>Eleutherodactylus monensis</i>	Coquí de Mona	26.2 - 34.4mm
<i>Eleutherodactylus cooki</i>	Coquí guajón	50.8 - 60 mm
<i>Eleutherodactylus antillensis</i>	Coquí churri	23.4 - 29.2 mm
<i>Eleutherodactylus cochranae</i>	Coquí pitito	19.4 - 21.8 mm
<i>Eleutherodactylus brittoni</i>	Coquí de las hierbas	16.7- 17.1 mm
<i>Eleutherodactylus portoricensis</i>	Coquí de la montaña	32.2 - 37.8 mm
<i>Eleutherodactylus karlschmidti</i>	Coquí palmeado	50.0 - 80.0 mm
<i>Eleutherodactylus hedricki</i>	Coquí hedricki	32.8 - 34.6 mm
<i>Eleutherodactylus gryllus</i>	Coquí grillo	16.9 - 17.0 mm
<i>Eleutherodactylus wightmanae</i>	Coquí melodioso	19.1 - 20.3 mm
<i>Eleutherodactylus locustus</i>	Coquí martillito	19.3 - 19.9 mm
<i>Eleutherodactylus richmondi</i>	Coquí caoba	26.8 - 37.0 mm
<i>Eleutherodactylus eneidae</i>	Coquí eneidae	22.8 - 25.6 mm
<i>Eleutherodactylus unicolor</i>	Coquí duende	15.0 - 16.1 mm
<i>Eleutherodactylus coqui</i>	Coquí común	36.4 - 46.4 mm
<i>Eleutherodactylus juanriveroi</i>	Coquí llanero	14.7 - 15.8 mm
<i>Eleutherodactylus jasperi</i>	Coquí dorado	19.4 - 19.5mm

Rico (Joglar, 1998). El coquí guajón se caracteriza además por presentar dimorfismo sexual en tamaño, coloración y vocalización.

Al igual que otras especies dentro del género, las hembras tienden a ser más grandes que los machos (aproximadamente 5.8 mm más grandes). En términos de coloración, aunque ambos sexos pueden exhibir una coloración castaño sólido y un margen blanco alrededor de sus grandes ojos, los machos presentan una coloración amarilla en el saco vocal, así como en los flancos. En esta especie de *Eleutherodactylus*, solo los machos adultos presentan actividad vocal con dos picos de actividad: el primero entre 14:00 y 19:00 horas y el segundo cerca de las 21:00 horas (Drewry & Rand, 1983; Joglar & Burrowes, 1996; Joglar, 1998). Drewry y Rand (1983) determinaron que la frecuencia dominante de vocalización va de 1.5 – 1.8 kHz (kilohertz). Además, presentan un solo tipo de nota por llamada y realizan de 3-7 números de llamada por nota. Además de ser organismos bioindicadores, las especies del género *Eleutherodactylus* desempeñan un papel importante en los niveles tróficos, y brindan un servicio ecológico como controladores de plagas, tales como moscas, mosquitos y otros insectos considerados dañinos para la cosecha. Estudios preliminares del contenido estomacal del coquí guajón mostraron la presencia de una gran variedad de insectos (coleópteros, homópteros, dípteros, himenópteros y lepidópteros) e invertebrados, tales como arañas, quilópodos y diplópodos (U.S. Fish and Wildlife Services, 2004).

Como todas las especies de este género, el coquí guajón presenta desarrollo directo. Es decir, el embrión no pasa por la etapa de renacuajo, sino que se desarrolla en un saco

gelatinoso del cual eclosionan versiones pequeñas de los adultos. Las camadas de huevos, son depositadas principalmente en depresiones pequeñas dentro de los guajonales (Burrowes, 2000; Joglar, 1998; Rivero, 1998) y en pequeñas grietas o depresiones que se forman entre las rocas de quebradas rocosas (Vega-Castillo, 2000). Aproximadamente el 72.1% de las camadas son depositadas en microhábitats que les brinden un grado de protección. Es decir, un lugar donde se reduzca la posibilidad de pérdida de agua por evaporación de los huevos y depredación (Joglar, 1998; Rivero, 1998). El cuidado parental de esta especie es realizado exclusivamente por el macho, quien puede llegar a atender, incubar y proteger alrededor de cuatro camadas múltiples (Figura 2). Las camadas múltiples consisten de camadas de huevos de hembras diferentes (Figura 3), cada una de aproximadamente 16 a 66 huevos (Burrowes, 2000; Joglar, 1998). El tiempo estimado de desarrollo, es decir, el tiempo que pasa desde que la ovoposición por parte de la hembra hasta que la eclosión, es de aproximadamente de 20 a 29 días (Joglar, 1998).



Figura 2. Coquí guajón macho protegiendo la camada



Figura 3. Camada de coquí guajón

Hábitat

La especie está restringida geográficamente al sureste de Puerto Rico, donde está asociada a ambientes rocosos. Por el momento, se ha documentado poblaciones de la especie en los municipios de Las Piedras, Humacao, Yabucoa, Maunabo, Patillas, San Lorenzo y Juncos (Figura 4). El hábitat tradicional del coquí guajón es conocido como guajonal (Figura 5), el mismo consiste de grandes rocas de granito sobrepuestas unas sobre otras con cavidades, o sistemas de cuevas complejas que consisten de varias cámaras de forma y tamaño irregulares, las cuales pueden diferir en profundidad y cercanía al agua (USFWS, 2004), y que le sirven de refugio a la especie (Burrowes, 2000; Rivero, 1998). Dentro de su rango de distribución, la especie también se puede encontrar en quebradas rocosas (Vega-Castillo, 2000). Los hallazgos de Vega-Castillo establecieron que la especie no está condicionada a habitar en las grietas de los guajonales. Además, se ha observado que ambos hábitats muestran diferencias en la ubicación, complejidad y condiciones ecológicas (USFWS, 2004; Burrowes, 2000; Vega-Castillo, 2000).

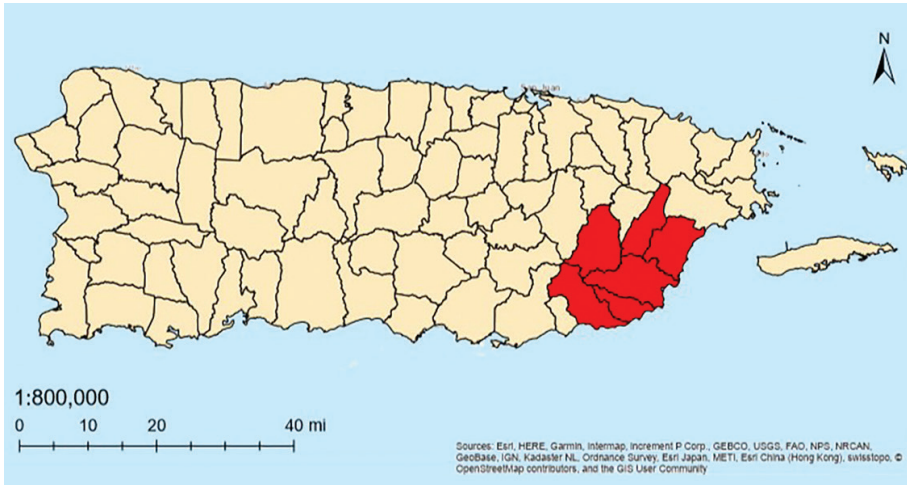


Figura 4. Rango geográfico del coquí guajón

Descenso de los anfibios

Existen ciertos factores que impulsan a la extinción de una especie. Entre estas, las actividades antropogénicas y la fragmentación de hábitat han sido el motor principal para la pérdida de biodiversidad en la Isla (Grau et al., 2003; Stuart et al., 2004). La disminución y pérdida de poblaciones de anfibios es un problema global con causas locales complejas. Para comprender el alcance del problema y su naturaleza, se requiere comprender cómo los factores locales afectan la dinámica de las poblaciones. Entre las causas, se pueden incluir la radiación ultravioleta, depredación, modificación y fragmentación del hábitat (Cushman, 2006; Fahrig, 2009), contaminantes presentes en el medio ambiente (Stallard, 2001), enfermedades (Burrowes, Joglar, & Green, 2004), cambios en el clima o patrones climáticos e interacciones, entre estos factores (Alford & Richard, 1999; Stuart et al., 2004; Hussain & Pandit, 2012). La vulnerabilidad de los anfibios radica en su naturaleza evolutiva. Los anfibios son organismos exotérmicos con piel desnuda, humedad, altamente vascularizada y permeable que sirve de órgano respiratorio. Este tipo de piel los mantiene en contacto íntimo con el ambiente que los rodea, y los pone en riesgo si hay cambios en la calidad del mismo.



Figura 5. Guajonal ubicado en la Casa de Las Selvas, Patillas

El *Eleutherodactylus cooki* (coquí guajón o demonio de Puerto Rico) es una de las especies del género en la isla que se encuentran en estado de vulnerabilidad (Tabla 1). Esto se debe, no solo por los cambios en el clima que amenazan a todos los anfibios mundialmente, sino también por la distribución limitada y el poco conocimiento de su estado poblacional (Burrowes, Joglar, & Green, 2004). La deforestación, remoción de vegetación, movimiento de tierra para usos agrícolas, actividades de construcción de carreteras y la falta de designación de áreas protegidas son otros factores locales que amenazan al hábitat o rango del Guajón (USFWS, 2004).

Interacción parásito-hospedero

Con respecto a las interacciones parásito-hospedero, los parasitoides tienden a buscar huésped al azar dentro de poblaciones cerradas. Las interacciones parásito-hospedero tienen a influir en las dinámicas de las poblaciones y las interacciones entre especies. De igual modo, este tipo de interacción es una lineal y simple entre el consumidor y los recursos en donde cada huésped puede ser atacado por uno o más parasitoides. Otro rasgo importante de este tipo de interacción es que el parasitoide tiende a evaluar la calidad del recurso y el tamaño del hospedero y pueden modificar sus estrategias parasíticas (Briggs, 2009).

A su vez, la teoría de ecología de enfermedades resalta que cuando una enfermedad entra a poblaciones nativas, la falta de inmunidad por parte del huésped se refleja en *epizootia*, lo cual se refiere a una enfermedad que tiende a atacar a un número inusual de animales transitoriamente en una región. En cambio, en otros escenarios de *enzootias*, lo cual se refiere a enfermedades que atacan a una población de animales en tiempos prolongados, pronostica que el patógeno tiende a estar en niveles más bajos de infección una vez se haya alcanzado el nivel de acarreo entre la susceptibilidad y la infección (Becker et al., 2017). Es por esto que los efectos del parasitismo no tan solo se reflejan en la reducción poblacional de una especie determinada, su fecundidad, y adecuación, sino que la infección puede hacer que los huéspedes sean vulnerables a eventos de depredación (Begon, 2009).

En definitiva, los patógenos y parásitos pueden ser capaces de influenciar en el desarrollo, estructura y comportamiento de su huésped. Estudios basados en la especie de trematodo *Ribeiroia ondatra* que parasita a varias especies de anfibios han demostrado que esta infección parasítica tiene efectos en el desarrollo de estas ranas, lo cual crea malformaciones significativas en sus extremidades y aumenta la tasa de mortalidad de estas poblaciones en vida silvestre (Johnson et al., 2002). Sin embargo, estudios realizados en otras especies de animales como los *Anolis* infectadas por malaria en Puerto Rico no demostraron relación significativa con la condición corporal del hospedero; pero sí con las interacciones entre factores abióticos, hospederos y parásito (Otero et al., 2018).

En contraste con lo anterior, no solo las actividades antropogénicas y el desconocimiento sobre esta especie son factores que impulsan a su extinción. Por varios años, se han realizado varias investigaciones sobre los posibles impactos que tienen los parásitos en esta especie. *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd), también conocido como *amphibian chytrid fungus*, es un hongo patógeno del grupo Chytridiomycota que causa

la enfermedad quitridiomycosis en los anfibios. Los síntomas clínicos más comunes de la enfermedad incluyen: desprendimiento excesivo de la piel, hiperqueratosis y enrojecimiento o decoloración de la piel. En general, la enfermedad se diagnostica por la presencia de zoosporangios de maduración del Bd, que infecta las capas de piel de anfibios que contienen queratina (Van, Martel, Haesebrouck, & Pasmans, 2015).

Según una evaluación global reciente, Bd se ha detectado en más de 500 especies de anfibios (Berger et al., 2016). Burrowes, Longo, Joglar y Cunningham (2008) establecieron que la reducción y extinciones locales debidas a la infección por el hongo en el coquí guajón, se observan solo en terrenos elevados por encima de 600 metros (m). El rango de propagación va desde las montañas orientales de Luquillo (El Yunque), a lo largo de la Cordillera Central hasta Maricao. Mientras que las especies de terrenos bajos no se ven afectadas (Burrowes et al., 2008).

Sin embargo, otros hallazgos han demostrado que el Bd no es el único patógeno que parasita al *E. cooki*. El plan de recuperación de la especie del U.S. Fish and Wildlife Service (2004) documentó la presencia de una garrapata (*Ornithodoros talaje*) que parasita al coquí guajón. Estudios realizados por Joglar, Burrowes y Ríos-López (1996) encontraron un promedio de 1 a 13 garrapatas en una muestra de 5 machos de *E. cooki*. Sin embargo, estudios más reciente indican un aumento en la presencia de garrapatas en el coquí guajón. López-Torres y Longo (2013), encontraron un total de 588 garrapatas en los machos y 174 garrapatas en las hembras, lo que indica que los machos tienden a contener más garrapatas que las hembras. Además, el informe muestra que la garrapata parasítica está ampliamente distribuida en los 17 hábitats críticos declarados por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (USFWS, por sus siglas en inglés) para la especie y en dos nuevas localidades. A pesar de este hallazgo, es poco lo que se conoce sobre los posibles impactos que tiene la garrapata sobre esta especie. Esto puede considerarse un problema a la hora de desarrollar planes dirigidos al manejo, conservación, reintroducción y restauración del hábitat con el fin de recuperar especies amenazadas o en peligro de extinción.

Medidas de manejo

Ciertas medidas legales se han tomado para manejar y conservar las diferentes especies de *Eleutherodactylus*. En el caso del coquí guajón, este fue enlistado como especie amenazada por primera vez en el año 1997, bajo la Ley de Especies en Peligro de Extinción (ESA, por sus siglas en inglés) aprobada por el congreso de los Estados Unidos de América en el 1973. En la actualidad, la especie está protegida por la agencia estatal (Departamento de Recursos Naturales de Puerto Rico) y federal (U.S Fish and Wildlife Services). Como medida de manejo y conservación, el USFWS emitió un plan de recuperación para la especie (USFWS, 2004) y ha designado alrededor de 17 lugares como hábitat crítico para la especie (USFWS, 2007).

Varias investigaciones han ayudado a formular nuevas estrategias para el plan de manejo de la especie. Por ejemplo, López-Torres (2008) sugirió que conocer el porcentaje de hábitat disponible puede ser muy importante para el manejo del hábitat del coquí

guajón. En su estudio, estableció que hay una probabilidad alta (44.3%) de alteración o destrucción del hábitat ocupado por la especie, debido a proyectos de desarrollo propuestos en el municipio de Maunabo (López-Torres, 2008).

Por otra parte, se han estudiado varios aspectos de la biología y ecología del coquí guajón que han contribuido al manejo y conservación de la especie. Estos incluyen estudios de su biología reproductiva (Joglar, Burrowes & Ríos-López, 1996; Rogowitz, Candelaria, Denizard & Meléndez, 2001), el cuidado parental y selección sexual (Burrowes, 2000), ecología de la población en hábitat tradicionales y no tradicionales (Joglar, Burrowes & Ríos-López, 1996; Vega-Castillo, 2000), caracterización de los hábitats (Joglar, Burrowes & Ríos-López, 1996; Vega-Castillo, 2000), flujo genético entre la población (Burrowes, 2000), depredación (Joglar, 1998), distribución y estado del hábitat (López-Torres, 2008), patógenos y enfermedades (Burrowes et al., 2008; López-Torres & Longo, 2013) y un Modelo de Análisis de Enfoque Geográfico a la Planificación (Gould, 2009). Además de la relocalización de la especie en un hábitat artificial (Rivera-Lebrón, 2014; López-Torres & Rodríguez-Gómez, 2016), entre otros estudios ecológicos aun sin publicar. Aunque Puerto Rico ocupa la posición del quinto país con el mayor porcentaje de anfibios amenazados del mundo (UICN, Conservation International & Natura Serve, 2008), pocas medidas se han implementado para proteger esta especie. Por lo tanto, se debe evaluar el estado actual del hábitat de acuerdo con las necesidades de conservación de la especie.

Conclusión

La extinción de las especies ha sido un proceso natural (por medio de la selección natural) que se ha observado a través de cientos de millones de años. A diferencia del pasado, la actual pérdida de especies ocurre de manera acelerada poniendo en riesgo los sistemas naturales y amenazando los servicios ecológicos que estos nos proveen. La velocidad a la cual se está perdiendo la biodiversidad y sus repercusiones es un tema preocupante y de suma atención en la comunidad científica. Los anfibios constituyen un componente importante de muchos ecosistemas, especialmente en los bosques tropicales donde contribuyen significativamente a la dinámica trófica ya que son depredadores y presas de una gran variedad de especies (Blaustein & Kiesecker, 2002). También son valorizados como indicadores de estrés ambiental (bioindicadores) ya que son particularmente susceptibles a los cambios ambientales debido a que poseen una piel que carece de protección y es altamente permeable (Duellma & Trueb, 1994). Como bioindicadores naturales, son indispensables para evaluar la salud del medio ambiente, así como para detectar cambios en este, ya sean positivos o negativos, y sus efectos posteriores en los humanos (Parmar, Rawtani, & Agrawal, 2016).

Además de ser especies importantes de los ecosistemas, los anfibios son parte importante del patrimonio sociocultural de un país. De acuerdo a la Evaluación Global de Anfibios, el 73.7% de las especies de anfibios de Puerto Rico se encuentran amenazados o extinto siendo Puerto Rico el quinto país con el mayor porcentaje de anfibios amenazados (UICN, Conservation International & NatureServe, 2008). Muchas de las personas en el país desconocen el impacto que sus actividades tienen sobre las especies y sus hábitats. Por consiguiente, uno de los primeros enfoques para la recuperación del coquí guajón debe

ser el desarrollo de un programa de divulgación para promover la concienciación de las especies y mejorar la calidad del hábitat de la especie. Investigaciones han demostrado que la educación y la integración de las personas en actividades relacionadas con el medio ambiente, aumentan la efectividad de la conservación de la vida silvestre (Kioko & Warui, 2010; Morrison, Simpkins, Castley & Buckley. 2012). Teniendo en cuenta el rol de los anfibios y la vulnerabilidad de este grupo, es de suma importancia generar información científica que contribuya a su conservación. En el caso del coquí guajón, se considera y recomienda la designación y declaración de posibles hábitats críticos para la especie. Esto garantiza que el rango geográfico sirva como una unidad continua, sin fragmentación o interrupciones, para la especie. Además, debido al hecho de que se trata de una especie en peligro de extinción, endémica y especializada a su hábitat, es importante estudiar si los parásitos o enfermedades puede estar afectando el comportamiento de las especies y el estado de la población.

Literatura citada

- Alford, R. A., & Richards, S. J. (1999). Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30(1), 133-165. doi:10.1146/annurev.ecolsys.30.1.133
- Becker, C. G., Greenspan, S. E., Tracy, K. E., Dash, J. A., Lambertini, C., Jenkinson, T. S., ... Zamudio, K. R. (2017). Variation in phenotype and virulence among enzootic and panzootic amphibian Chytrid lineages. *Fungal Ecology* 26, 45-50. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2016.11.007>
- Begon, M. (2009). Ecological epidemiology. S. Levin (Ed.) *The Princeton Guide to Ecology* (pp. 220-226). New Jersey: Princeton University Press. ISBN 978 0 691 12839 9
- Berger, L., Roberts, A. A, Voyles, J., & Longcore, J. E., Murray, K. A, & Skerratt, L. F. (2016). History and recent progress on chytridiomycosis in amphibians. *Fungal Ecology*, 19, 89–99. doi: 10.1016/j.funeco.2015.09.007
- Blaustein, A. R., & Kiesecker, J. M. (2002). Complexity in conservation: Lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*, 5(4), 597-608. doi:10.1046/j.1461-0248.2002.00352.x
- Briggs, C. J. (2009). Host–parasitoid interactions. S. Levin (Ed.), *The Princeton Guide to Ecology* (pp. 213-219). New Jersey: Princeton University Press. ISBN 978 0 691 12839 9
- Burrowes, P. A. (2000). Parental care and sexual selection in the Puerto Rican cave dwelling frogs, *Eleutherodactylus cooki*. *Herpetologica* 56(3), 375-386. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/281526957>

- Burrowes, P. A., Joglar, R. L., & Green, D. E. (2004). Potential causes for amphibian declines in Puerto Rico. *Herpetologica*, 60(2), 141-154. doi:10.1655/03-50
- Burrowes, P. A., Longo, A. V., Joglar, R. L., & Cunningham, A. A. (2008). Geographic distribution of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Puerto Rico. *Herpetological Review*, 39, 321-324. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/239579252>
- Cushman, S. A. (2005). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: *A review and prospectus*, 8, 0-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. (2007). Los anfibios de Puerto Rico. Recuperado de <http://drna.pr.gov/documentos/p-021-de-octubre-de-2007/>
- Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. (2016). Reglamento para el Manejo de las Especies Vulnerables y en Peligro de Extinción. Núm. 6766.
- Drewry, G., & Rand, A. S. (1983). Characteristics of an acoustic community: Puerto Rican frogs of the genus *Eleutherodactylus*. *Copeia*, 4, 941-953. doi: 10.2307/1445095
- Duellman, W. E., & Trueb, L. (1994). *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press. 670 pp.
- Fahrig, L. (2009). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(2003), 487-515. <https://doi.org/10.1146/132419>
- Fish and Wildlife Service. (2004). Recovery plan for the Guajón or Puerto Rican Demon (*Eleutherodactylus cooki*). U. S. Fish and Wildlife Service, Atlanta, Georgia. 31 pp.
- Grau, H. R., Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Thomlinson, J. R., Helmer, E., & Zou, X. (2003). The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto Rico. *BioScience*, 53(12), 1159. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[1159:TECOSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[1159:TECOSA]2.0.CO;2)
- Hussain, Q. A., & Pandit, A. K. (2012). Global amphibian declines: A review. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 4(10), 348-357. <https://doi.org/10.5897/IJBC12>.
- IUCN, Conservation International, & NatureServe. (2008). An analysis of amphibians on the 2008 IUCN Red List. Recuperado de www.iucnredlist.org/amphibians.
- Joglar, R. L. (1998). *Los coquíes de Puerto Rico: su historia natural y conservación*. Editorial de la Universidad de Puerto Rico. San Juan, PR: Editorial de la Universidad de Puerto Rico.
- Joglar, R. L. (2005). Anfibios. In: *Biodiversidad de Puerto Rico. Vertebrados Terrestres y Ecosistemas*. Serie de Historia Natural, (pp. 39-96). Joglar, R. L. (Ed.). San Juan, Puerto Rico: Editorial Instituto de Cultura Puertorriqueña.

- Joglar, R. L., & Burrowes, P. (1996). Declining amphibian populations in Puerto Rico. In R. Powell & R. W. Henderson (Eds.), *Contributions to West Indian Herpetology: A Tribute to Albert*. (pp. 371–380).
- Johnson, P. T. J., Lunde, K. B., Thurman, E. M., Ritchie, E. G., Wray, S. N., Sutherland, D. R., ... Blaustein, A. R. (2002). Parasite (*Ribeiroia ondatrae*) infection linked to amphibian malformations in the western United States. *Ecological Monographs*, 72(2), 151–168. doi: 10.2307/3100022
- Kioko, J., Kiringe, J. W., & Wahungu, G. M. (2010). Youth's knowledge, attitudes and practices in wildlife and environmental conservation in Maasailand, Kenya. *Southern African Journal of Environmental Education*, 27(January), 91–101. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/236888441>
- López-Torres, A. L. (2008). *Distribution and habitat status of the coquí guajón *Eleutherodactylus cooki**. Master Thesis Dissertation. Graduate School of Environmental Affairs, Metropolitan University.
- Rivera-Lebrón, R. L. (2014). Viabilidad ecológica de un hábitat artificial para disminuir la pérdida del coquí guajón *Eleutherodactylus cooki* durante la construcción de la represa y embalse Valenciano en Juncos, Puerto Rico. Tesis de Maestría. Escuela Graduada de Asuntos Ambientales, Universidad Metropolitana.
- López-Torres, A. L., & Longo, A. V. (2013). *Road to recovery (Phase I): An integrated study of Coquí Guajón's genetic structure, disease risk and parasite threat*. Final Report. San Juan. U.S. Fish and Wildlife Service.
- López-Torres, A. L., & Rodríguez-Gómez, C. A. (2016). Short communication relocation of Puerto Rican cave dwelling frogs *Eleutherodactylus cooki* into natural and artificial habitats. *Conservation Evidence*, 13, 6. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/291971111>
- Morrison, C., Simpkins, C., Castley, J. G., & Buckley, R. C. (2012). Tourism and the conservation of critically endangered frogs. *PLoS ONE*, 7(9), e43757. doi:10.1371/journal.pone.0043757
- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: The natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110–118. <https://doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>
- Rivero, J. A. (1998). *Los anfibios y reptiles de Puerto Rico*. 2nd Edition. San Juan, PR: Editorial de la Universidad de Puerto Rico.

- Rogowitz, G., Candelaria, C., Denizard, L., & Meléndez, L. (2001). Seasonal reproduction of a neotropical frog, the cave coquí (*Eleutherodactylus cooki*). *Copeia*, (2), 542-547. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/1447902>U.S.
- Stallard, R. (2001). Possible environmental factors underlying amphibian decline in Eastern Puerto Rico: Analysis of U.S. Government Data Archives. *Conservation Biology*, 15(4), 943-953. Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/3061314>
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S., Fischman, D. L., & Waller, R. W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702), 1783-1786. doi:10.1126/science.1103538
- U.S. Fish and Wildlife Service. (2004). *Technical/agency draft recovery plan for the Guajón or Puerto Rican Demon (Eleutherodactylus cooki)*. Atlanta, GA. 28pp.
- U.S. Fish and Wildlife Service. (2007). *Endangered and threatened wildlife and plants Designation of critical habitat for the Guajón (Eleutherodactylus cooki)*. Atlanta, GA. 48pp.
- Van Rooij, P., Martel, A., Haesebrouck, F., & Pasmans, F. (2015). Amphibian chytridiomycosis: A review with focus on fungus-host interactions. *Veterinary Research*, 46(1), 1-22. doi: 10.1186/s13567-015-0266-0
- Vega-Castillo, S. (2000). Habitat description and comparison of the Puerto Rican Demon or Guajón (*Eleutherodactylus cooki*) at two localities in the eastern part of Puerto Rico. Master Thesis Dissertation. Department of Biology, University of Puerto Rico, Mayagüez, PR.

THE EFFECTS SPECIES-AREA RELATIONSHIP IN PLANT SPECIES RICHNESS: A META-ANALYSIS

Jelissa Reynoso-García, BS¹

Received June 11, 2019; accepted August 29, 2019

Abstract - The species-area relationship is an important phenomenon in ecology. I performed a meta-analysis to determine if the plant species richness varies with the size of the ecosystem. The analysis involved Pearson correlation and regression analysis using R. The results suggest that species richness in islands increase with the habitat size; however, this is not the case in fragments, contrary to what is taken for granted in the literature. Differences in fragments are probably because the type of land between patches limited the species sensibility to fragment area. By focusing on species- area relationship between island and fragments, I might be able to determine different patterns of species distribution in relation to habitat size. This in turn may also give us the opportunity to develop conservation strategies more focused on the type of land instead of the effect of habitat area alone.

Keywords: plants, species area relationship, path/island size, biogeography, species richness.

Resumen - La relación especie-área es un fenómeno importante en la ecología. Llevé a cabo un meta-análisis para determinar si la riqueza de especies de plantas varía con el tamaño del ecosistema. El análisis envolvió correlación de Pearson y regresión lineal utilizando R. Los resultados sugieren que la riqueza de especies en islas aumenta con el tamaño del hábitat, sin embargo, este no es el caso en fragmentos, contrario a lo que se da por sentado en la literatura. Las diferencias en los fragmentos se deben probablemente a que el tipo de tierra entre parcelas limita la sensibilidad de la especie al área de fragmentación. El estudio de la relación área-especie en islas y fragmentos, permite determinar diferentes patrones de distribución de especies en relación con el tamaño del hábitat. Esto, a su vez, también nos puede dar la oportunidad de desarrollar estrategias de conservación más centradas en el tipo de tierra en lugar del efecto del área del hábitat únicamente.

Palabras clave: plantas, relación especies área, tamaño de isla/parcela, biogeografía, riqueza de especies.

Introduction

The relation between the species richness and the habitat size is one of the most important phenomena in ecology (He & Legendre, 2002). It has been proposed that

¹ Doctoral student, Department of Biology, University of Puerto Rico, Río Piedras Campus. Email: jelissa.reynoso@upr.edu

species can survive better in large islands than in small islands because large ecosystems can decrease the extinction rate (Buckley et al., 1982; MacArthur & Wilson, 1967) and contains more habitats (MacArthur & Wilson, 1967). There are several studies that show that species richness increases as the habitat increase (Hu et al., 2011; Picton, 1979) because species have more opportunities to persist under different environmental conditions. In addition, there are studies that suggest that the same island theory can be applied to evaluate the species richness in fragments (Cook et al., 2002).

Fragmentation is one of the greater reasons of species decline around the world (Myers, 2004) and causes alteration in community structures, loss of species diversity and elimination of taxa (Paciencia & Prado, 2005). Studies suggest that species cannot survive in small fragments, only generalist species can have the opportunity to survive (Alvarenga & Porto, 2007) and for that reason, bigger fragments should be established (Pineda & Halfer, 2004). Supporting the hypothesis that fragments and islands will have more species diversity as they increase in size; and the positive species-area effect observed in fragments could be attributed to species movement from disturbance area (Tschardt et al., 2002). However, there are studies that debate this hypothesis and their results show a negative effect and an increase in species local extinction (Debus et al., 2007). The objective of this study is to evaluate the species-area relationship in island and fragments and to determine if there is a positive species-relationship effect in both scenarios. I hypothesize is that the plants species richness will increase as habitat size increase. There are meta-analysis involving species-area relationships in fragments and island but with the objective to evaluate two different methods in the same datasets (Matthews et al., 2015). However, they do not evaluate the differences or similarities between species-area relationships in fragments and archipelagos. To our knowledge, this is the first meta-analysis, which compares the species-area relationships in fragments and small islands to explore if both show increase in plant richness as the habitat area increase that is important to develop specific conservation and management strategies.

Method

I searched Google scholar and JSTOR abstracting services for relevant habitat island studies and datasets. The following keywords were selected for literature review: plants/ species area relationship/ path size/ island/ biogeography/ species richness. First, the titles and abstract were reviewed; then survey of plant species and habitat size was carried out meeting the exclusion and inclusion criteria. Inclusion criteria for studies included (i) the relationship between species richness and area, (ii) a table with the number of species per area (ha), (iii) and the study had to be done exclusively in plant species. Papers showing numbers of species per total area or do not followed the criteria mentioned above were excluded. After papers selection, the data extraction was carried out following data normalization. The area (ha) was converted to m² and the log of area to facilitate the data analysis. Data analysis involved Pearson correlation and regression methods using ggplot R package to calculate the association between variables and for hypothesis testing. The number of species was counted in different ranges of habitat area (ha). The bigger habitat

was 2628.63ha and the smallest was 0.008ha (Table 1).

Table 1

Data on the islands (Puerto Rico, Shetland and Ireland) and fragments (Brazil and Sweden) analyzed

Taxa	Species richness (range)	Area range (ha)	Log10 (Area) (range)	Type of ecosystem	Source
Plants	0-71	0.03-99.58	2.5-6.0	Small island off Shetland Mainland	Kohn & Walsh (1994)
Plants	13-113	0.008-3.24	1.90-4.51	Lakes islands in western Ireland	Roden (1998)
Plants	12-33	1.60- 3.33	4.20-5.52	Subtropical Moist Forest in PR	Galanes & Thomlinson (2008)
Plants	10-55	22.98-2628.63	5.36-7.42	Fragments northeast in Brazil	Silva & Porto (2009)
Plants	42-78	0.5-13.6	3.70-5.13	Fragments in Södermanland in southern Sweden	Kiviniemi & Eriksson (2002)

Note. ha= hectare. Species richness is the number of species represented in a region.

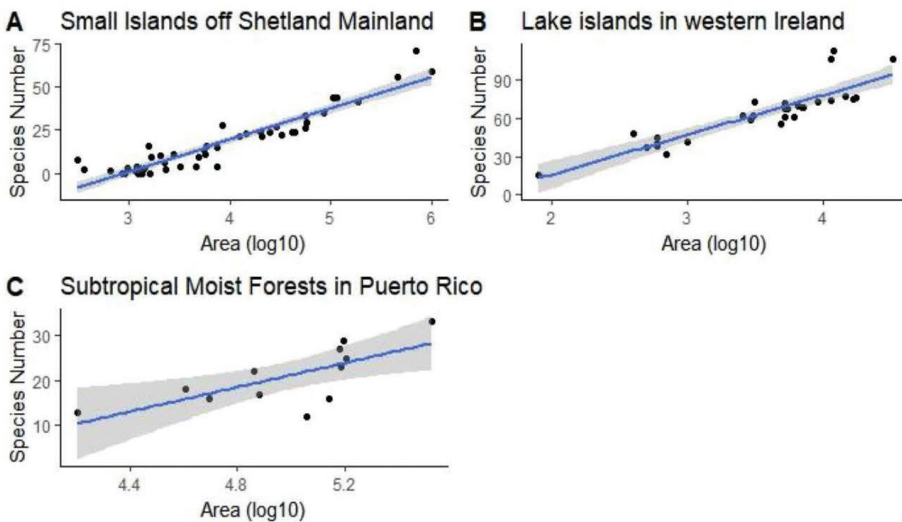


Figure 1. Plant species-area for islands. Lineal regression model used to estimate the best straight line (with shaded 95% confidence interval) to predict plant species richness prevalence using log area prevalence as explanatory variable on (A) Small islands off Shetland Mainland ($R^2= 0.87, P< 2.2e-16$), (B) Lake islands in western Ireland ($R^2= 0.77, p=4.517e-10$) and (C) Subtropical moist forest in Puerto Rico ($R^2= 0.51, p=0.009289$).

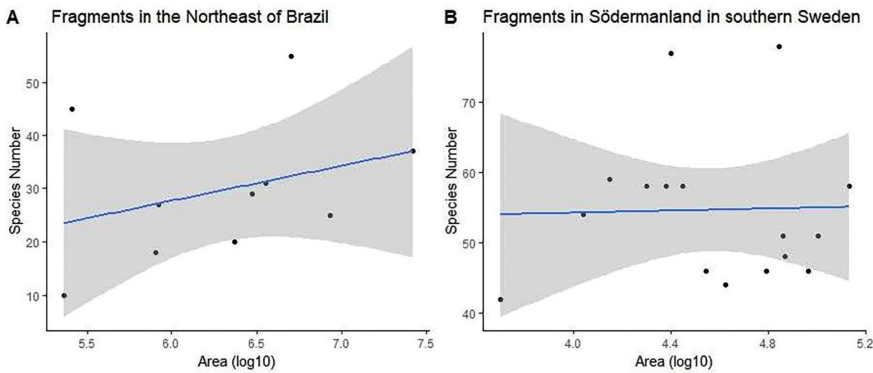


Figure 2. Plant species-area for fragments. Lineal regression model used to estimate the best straight line (with shaded 95% confidence interval) to predict plant species richness prevalence using log area prevalence as explanatory variable on (A) fragments in the northeast of Brazil ($R^2=0.11$, $p=0.3605$) and (B) fragments in Sodermanland in southern Sweden ($R^2=0.0007$, $p=0.9198$).

Results

I included five studies containing tables meeting the inclusion criteria. Data of the number of species occurring in study plots of different size revealed greater plant species richness in islands as they increase in size. Kohn & Walsh's (1994) study on small island off Shetland Mainland, showed a strong positive correlation between species richness and habitat area with a correlation coefficient= 0.9351824 ($R^2=0.8746$, p -value < $2.2e-16$; Figure 1A). Roden's (1998) study performed in Lake islands in Ireland, demonstrated a significant association between species and habitat area with a $R^2=0.7686$ ($Cor=0.8766767$, p -value= $4.517e-10$; Figure 1B). The data extracted from the Galanes & Thomlinson's (2008) study in Puerto Rico also describe an association between species richness and habitat area in islands ($Cor=0.7126767$, $R^2=0.5079$, p -value= 0.009289 ; Figure 1C). Interestingly this was not the case in the studies performed in fragments. Silva & Porto's (2009) study carried out in Brazil fragments, showed a non-significant positive correlation ($Cor=0.3243819$, $R^2=0.1052$, p -value= 0.3605 ; Figure 2A). Similarly, the pattern in fragments from southern Sweden (Kiviniemi & Eriksson, 2002) showed a weak positive linear regression with a $R^2=0.9198$ ($Cor=0.02740266$, p -value= 0.0007 ; Figure 2B).

Discussion

The meta-analysis results showed different patterns in the species-area relationship, some were expected, and others were not. Perhaps our most interesting result was that the plant species-area relationships in fragments were different to the observed in islands. The last one mentioned is supported by literature that shows similar patterns, that is, that species richness increase has the habitat size increase (Whithead & Jone, 1969). This suggest that large islands can support more habitats, in other words, the species richness will depend on the area-habitat relationship, the area will determine the quantity of habitat types and the habitats will determine the species diversity (Kohn & Walsh, 1994). On the other hand,

the claim that weak area effects are observed in fragments is strongly supported by this study. This no significant positive correlation in fragments could be explained by the land separating the fragments that reduce the sensibility of species to patch area (Prugh et al., 2008). In addition, a small island carved from a large one will lose biodiversity regardless the number of habitats preserved after the division (Soule et al., 1992). Weak species-area relationships in fragments have been found in other studies, which by the contrary of Soule and collaborators suggest that the number of species will be compensated due to many patches different in size and forms (Hu et al., 2012). For the reasons mentioned above, it is evident that there are still some gaps to understand species diversity in fragments that should be attended to improve species conservation strategies.

Conclusions

The relationship between the species richness and habitat area is considered almost a law in ecology. Many authors propose that the species diversity increase as the habitat area increase. There are studies that show that the called *biogeography theory* applies to islands and fragments, whereas there are other studies who demonstrated that fragments do not follow the theory. The results in this meta-analysis suggest that the number of species is strongly related to the area in islands, but this is not the case in fragments where the species-area relationships were not significant. This has multiple implications in conservation biology; in the case of island habitat, loss can be a direct result of loss of area and species diversity. In fragments, the habitat between fragments can limit the species sensibility to fragment area. It is important to understand the fragmentation to protect the species diversity in fragments.

Future studies should considerate the occurrence of species to estimate the probability of extinction, and the junction of multiple factors as altitude, size, area, form, secondary vegetation, and the edge effect to better understand species diversity. There are studies showing no significant relationship between species and the distant from the edge, which suggest that the edge effect is not lineal, and should be in consideration for future studies.

Cited literature

- Alvarenga, L. D. P., & Porto, K. C. (2007). Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 34, 415-427. doi:10.1016/j.biocon.2006.08.031
- Buckley, R. C. (1982). The habitat-unit model of island biogeography. *Journal of Biogeography*, 9, 339-344. doi:10.2307/2844720
- Cook, W. M., Lane, K. T., Foster, B. L., & Holt, R. D. (2002). Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters*, 5, 619-623. doi: 10.1046/j.1461-0248.2002.00366.x

- Debus, V. J., King, J., & House, A. P. N. (2007). Effect of fragmentation, habitat loss and within-patch habitat characteristics on ant assemblages in semi-arid woodlands of eastern Australia. *Landscape Ecology*, 22, 731-745. doi: 10.1007/s10980-006-9068-0
- Galanes, I. T., & Thomlinson, J. R. (2008). Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico. *Plant Ecology*, 201, 101-113. doi: 10.1007/978-90-481-2795-5_9
- He, F. L., & Legendre, P. (2002). Species diversity patterns derived from species-area models. *Ecology*, 83, 1185-1198. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[1185:sdpdfs]2.0.co;2
- Kiviniemi, K., & Eriksson, O. (2002). Size-related deterioration of semi-natural grassland fragments in Sweden. *Diversity Distributions*, 8, 21-29. doi: 10.1046/j.1366-9516.2001.00125.x
- Kohn, D. D., & Walsh, M. (1994). Plant species richness--the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology*, 82, 367-37. doi: 10.2307/2261304
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Monographs in population biology. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Matthews, T. J., Triantis, K. A., Rigal, F., Borregaard, M. K., Guilhaumon, F., & Robert, J. (2015). Whisland species-area relationships and species accumulation curves are not equivalent: an analysis of habitat island datasets. *Global Ecology and Biogeography*, 25, 607-618 doi: 10.1111/geb.12439
- Paciencia, M. L. B., & Prado, J. (2005). Effects of forest fragmentation on Pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. *Plant Ecology*, 180, 7-104. doi: 10.1007/s11258-005-3025-x
- Picton, H. D. (1979). The application of insular biogeographic theory to the conservation of large mammals in the northern Rocky Mountains. *Biological Conservation*, 15, 73-79. doi: 10.1016/0006-3207(79)90016-8
- Pineda, E., & Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, 83, 1185-1198. doi: 10.1016/j.biocon.2003.08.009
- Prugh, L., Hodges, K. E., Sinclair, A. R. E., & Brashares, J. S. (2008). Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 20770-20775. doi:10.1073/pnas.0806080105
- Roden, C. (1998). Persistence, extinction and different species pools within the flora of lake islands in western Ireland. *Journal of Biogeography*, 25, 301-310. doi: 10.1046/j.1365-2699.1998.252183.x

- Silva, M. P. P., & Porto, K. C. (2009). Effect of fragmentation on the community structure of epixylic bryophytes in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 18, 317-337. doi: 10.1007/s10531-008-9487-0
- Soulé, M. E., Alberts, A. C., & Bolger, D. T. (1992). The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos*, 63, 39-47. doi: 10.2307/3545514
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., & Thies, C. (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities on grassland–cropland landscapes. *Ecological Application*, 12, 354-363. doi: 10.1890/1051-0761(2002)012[0354:COSH FT]2.0.CO;2
- Whitehead, D. R., & Jones, C. E. (1969). Small islands and the equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution*, 23, 171-179. doi: 10.2307/2406492

AGROECOLOGY: AN ALTERNATIVE FOR FOOD SECURITY AND CONSERVATION OF BIODIVERSITY IN PUERTO RICO

Jonathan Alfredo López-Colón, MSEM^{1,2} & Robert Espaillat-Pérez, BS¹

Received June 15, 2019; accepted October 15, 2019

Abstract - Increasing human population, geographic expansion and exploitation of natural resources have increased global biodiversity loss, putting food security at risk. In addition, extreme events such as hurricanes and droughts are environmental stressors that have put food security and often food quality at risk in Puerto Rico. Agroecology is a sustainable alternative that promotes the production of quality food and at the same time helps to reduce the impacts and environmental risks produced by traditional agricultural practices such as monoculture. This practice contributes to the economic, social, environmental and ecological value. This type of agriculture seeks to use ecological services and ecological interactions as tools for crop production.

Keywords: agroecology, food security, conservation, ecological systems biodiversity, ecological service

Resumen - El incremento de la población humana, la expansión geográfica y la explotación de los recursos naturales han aumentado la pérdida de biodiversidad global, poniendo en riesgo la seguridad alimentaria. En Puerto Rico, además, los eventos extremos como huracanes y sequías son estresores ambientales que han puesto en riesgo la seguridad alimentaria y muchas veces la calidad de los alimentos. La agroecología es una alternativa sustentable que impulsa la producción de alimentos de calidad, y a su vez, ayuda a disminuir los impactos y los riesgos ambientales producidos por la agricultura tradicional del monocultivo. Esta práctica aporta al valor económico, social, ambiental y ecológico. Este tipo de agricultura busca usar los servicios ecológicos y las interacciones ecológicas como herramientas de producción de cultivos.

Palabras clave: agroecología, seguridad alimentaria, sistemas ecológicos, biodiversidad, servicios ecológicos

Introduction

Globally the agriculture industry encounters many hurdles since the beginning of the global food revolution. Considering that, food security measures fall upon governments, farmers, and society as a whole, the joint effort of these groups could mitigate the exploitation of ecological services (Lang & Barling, 2012). All these impediments are in

¹Natural Science Faculty, Biology Department, University of Puerto Rico, Rio Piedras Campus, PO Box 23360 San Juan, PR 00931. Email: jonathan.lopez30@upr, robert.espaillat@upr.edu ²School of Science, Technology and Environment, Ana G. Méndez University, Cupey. PO Box 21150, San Juan, PR 00928.

constant growth given the increase in human population, globalization and the environmental impact on biodiversity creating an array of consecutive and reoccurring hazards that affect our food security (Canchani, Espaillat, & Lopez-Colón, 2018). Nyantakyi-Frimpong et al. (2016) found a relation between food security, dietary diversity, agroecology and human health in particular how it affects patients with HIV.

The geographical expansion of human populations has caused more than 80% of land use to be devoted to agricultural practices that focus on monocultures, these monocultures, high land-use decrease biodiversity, and ecological spaces (Altieri, Nicholls, Henao & Lana, 2015). At the same time, this type of traditional agricultural practice, promotes the use of pesticides, herbicides and fertilizers.

Meanwhile the use of synthetic chemical agents in agriculture not only affects the land and becomes a pollutant, but also are precursors of respiratory diseases. Is important to consider the level of impact that these synthetic chemicals have on, such as neurotoxins in sensory, cognitive and behavioral development, which are neurodegenerative diseases that are apparent and expressed within our society. In the same way, different types of cancers like prostate, ovary, testicular, breast, cerebral, leukemia and Non Hodgkins (Kim, Kabir, & Jaham, 2017; Sarat, Sharma, Parween, & Patanjali, 2018) are exacerbated by traditional agricultural practices and risk factors to human health (Figure 1).

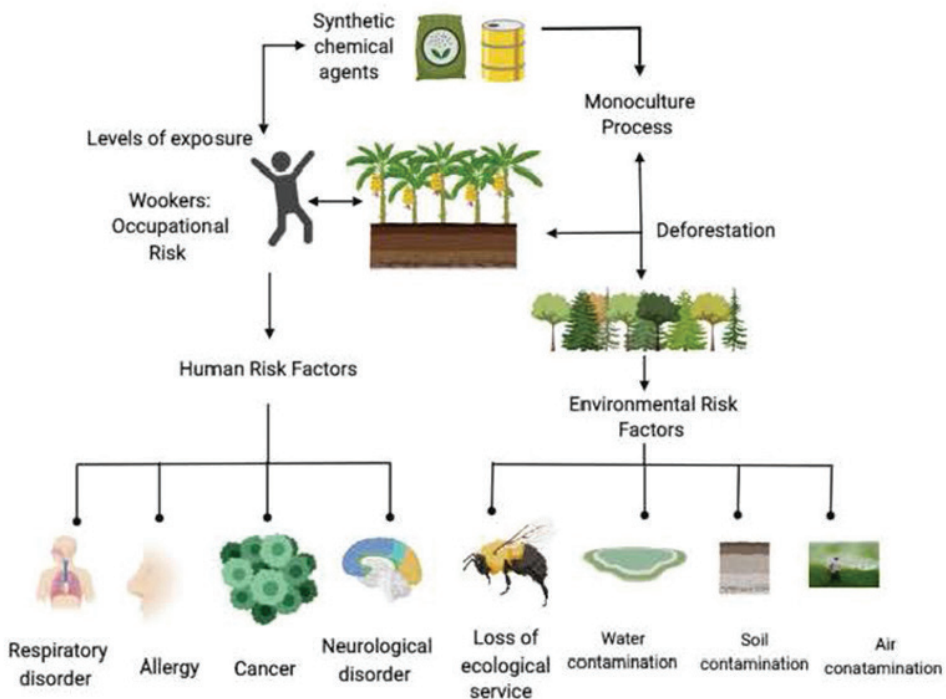


Figure 1. Risk factors associated with traditional agricultural practices

The impact that traditional agriculture has on the soil is strictly related to the change in the use of soil and its management. The substitution of forests and meadows transformed into agricultural lands, not only results in the fragmentation and loss of biodiversity in general, but also aids in the loss of naturally fertilized and biodiverse land. In regions of high agricultural development, where the management of terrain lacks a development plan taking into consideration the increase in percolation, erosion and nutrient loss which in turn amplifies exponentially the loss of organic matter and microbes (Ramankutty et al., 2018). Similarly, Tilman et al., (2018), suggested that species with medium and large sized bodies in the tropical region of Africa, Asia and South America, have a high risk of extinction due to the misuse of land and agricultural impact that affects their ecosystems. While biodiversity diminishes because of land use for agriculture, this practice may also stimulate an augmentation in rodent transmitted diseases, some examples of this are rabies and leptospirosis (Foley, Monfreda, Patz, & Ramankutty, 2012).

Agriculture contributes to 30% of the greenhouse gases produced globally, being this one of the main causes for climate change. According to World Resource Institute (2018), farms with agricultural value emit 6 gigatons (Gt) of greenhouse gases in 2011, and it is estimated that by 2050 the quantity emitted will increase to 9 Gt (1 Gt = 1000000000000 kg).

Biodiversity in species and all their interactions provide crucial functions indispensable for the enrichment of sustainable agriculture. Sustainable agriculture looks too become a self-sufficient community project, having the capacity of maintaining its productivity generating high quality products, reasonably priced, accessible to the buyer, promoting conservation of the adjacent ecosystems, supporting an effective sustainable management of soil and natural resources.

The ecological and economic value of biodiversity is provided by the interactions that occur inside the ecological networks correlating multiple species. An example of this are the benefits obtained by various pollinators like hymenopterans, birds, bats and in some cases biological controls for plagues that suppress the biomass of target species within agricultural land (Massol & Petit, 2013).

Agroecology focuses on applying ecology principles in agriculture accessing a socioeconomic dimensional analysis within the food system, as a sustainable alternative that takes into account the overall health of the farmland in terms of biodiversity, soil health, crop rotation and the mitigation or elimination of monocultures. These practices guarantee the conservation of natural resources, as well as food security. After extreme events in Puerto Rico occurred in 2017, our harvest was affected in terms of quality of products and supply. Starting from this concept of recovery after a natural disaster, we asked ourselves, if agroecology is a useful tool to guarantee the conservation of resources and food security for our island of Puerto Rico. Traditional agricultural practices represent a driving force to the loss of global biodiversity. Agriculture and biodiversity are factors that should be integrated and considered as viable alternative for food security and economic benefit. There exist many advantages that agroecology provides, such as conservation of species,

natural resources, and biodiversity being each one indispensable for the other creating all together a network of complex relations that are highly intertwined and interwoven.

Ecological systems: Resources for sustainable agriculture

Helms (2002) defined *forest* as an ecosystem characterized by the tree coverage with varying densities and extensive, that generally consists of stands that vary in characteristics for example; species, structure, composition, age classes and commonly including rivers, fish and nature. There exist different types of forests with different uses, industrial, public, protection, urban like parks and nature, mainly to manage unique products, diverse or specific values.

Tropical forests benefit agriculture; they are a source of an incalculable amount of endemic plants (Wadsworth, 2000). The traditional agriculture models find themselves united by the fact that they put at risk forest health and biodiversity. One of the many examples of the effects that traditional agriculture practices have in forests are; loss of tree coverage/canopy, loss of biodiversity, loss of genetic diversity, disturbances in ecological systems, and acceleration of species extinction (Saragón & Flores, 2014). In the beginning of the 20th century between the second and third decade (1920-1930), Puerto Rico suffered from mass deforestation because of traditional agricultural practices. Once Puerto Rico became industrialized, agriculture went on to becoming a secondary economic source, agriculture zones began once more to reforest themselves naturally, becoming what we consider today, secondary forest (Grau et al., 2003; López-Colón, 2017). Disregarding the importance that biodiversity had in correlation with agriculture, providing genetic resources and ecological services, traditional practices became the negative anthropogenic activity dwelling against biodiversity in the island.

The amount of productivity that agricultural land possess is directly and indirectly influenced by the interactions that agricultural practices, abiotic conditions and ecological services provided by the surrounding ecosystems. The two main ecological services that contribute to the food security and the production of crops are pollination and biological control of diseases. Classen et al. (2014) demonstrated that in *Coffea arabica* (Rubiaceae) crop cultivation zones are influenced by the ecological services integrated from the predators of disease and pollinators that increase productivity in the crop of great economic importance in the tropics. In high agriculture activity systems, there can be abrupt changes in the composition of pollinators, altering the ecological service provided. Within the coffee crops of Nicaragua, agroecology is a valuable tool used for conservation of biodiversity in zones where coffee is produced as a shade-crop. In these areas of crop production, it is essential to evaluate the existing forest biodiversity given that by providing shade to other species the trees multiply the complexity and levels of biodiversity of a farm. The forest biodiversity stimulates ecological processes for nutrient recycle, genetic flow, energy flow and population controlling mechanisms typical to tropical forests as shown in Table 1 (Méndez & Bacon, 2007). Philopott et al. (2008), in a comparative study, found that richness of species of ants, birds and trees is directly affected by intense traditional agriculture and management of coffee implemented as a sun-crop. Having concluded that rustic systems of agriculture are

not viable alternative for biodiversity conservation within the coffee habitats.

Table 1

Methodologies implemented in the management of an agroecological system

Biointensive beds	Cultivation beds with loose soil at an approximate depth of 60cm where the roots of the plants grow in a balanced way, provide a constant amount of nutrients and the water can move freely.
Sowing to the contour	Used for planting on slopes and mountainous areas. An “A” instrument is used to search and trace the level of the slope, marking the distance between tree and tree. Controls soil erosion on slopes, making better use of water, allowing it to not fall into strong runoff and nutrients are not lost.
Organic fertilization	Provides supply of nutrients (macronutrients and micronutrients) for the development of plants from decomposition processes of organic residues of animal origin (poultry manure, cow dung, and horse) and vegetable (compost). It serves as an energy source for soil microbiota, increases moisture retention, and improves soil bio-structure and root growth.
Crops Association	It is a low cost and highly effective technique to increase the production of the planting. Reduces the use of machinery, prevents soil compaction, infiltration of water into the soil is slow allowing moisture to be retained, incorporates organic matter continuously, produces exchange of nutrients and helps reduce the evapotranspiration of the agricultural system.
Crops rotation	Consists of planting different crops to maintain soil fertility. They should be rotated by integrating the plant architecture and root differentiation with nutritional needs. This technique supports keeping the soil open by promoting biological balance, decreasing the cycles of pests and diseases, allowing a better use of the area of the crop and generating a minimum cost of production.
Leaf litter	Coverage of dry leaves which when falling to the ground are incorporated as organic waste depositing nutrients to the soil. Maintains humidity, and temperature.
Stubble	Residues and post-harvest organic waste (stems, branches, firewood, leaves) these are cut deposited on the ground. This type of decomposing organic matter provides and retains moisture in the soil and deposits nutrients in its decomposition process.

Therefore, it is of great importance to; know about the ecological services that species provide associated with these areas of agricultural production, and to establish strategies of management that will become key for their conservation and to create a balance between biodiversity of species that provide these ecological services and agricultural processes. Studies conducted in Argentina revealed that the management of agricultural land could cause the quality of pollination services to diminish therefore affecting mainly the native plants. With the driving for the need for pollinators comes the introduction of exotic species, increasing in abundance the inflorescence of plants and their interactions with exotic pollinators like *Apis mellifera* (Marrero, Medan, Zarlavsky, & Torreta, 2016).

Agroecology: Biodiversity within an agroecosystem

Within a natural ecological system, the soil embodies an important role. On the other hand, soil fertility is maintained stable through biogeochemical cycles, nutrient recycling and reestablishment of organic material (Jeavon & Cox, 1999).

Agroecology creates the base for the development of sustainable agriculture (Gliessman, 1997); it is one alternative to ensure a food system with the global changes (Weel et al., 2009).

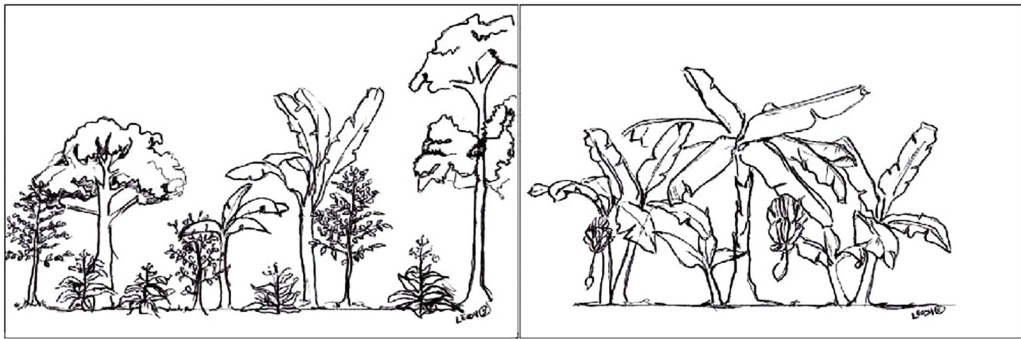


Figure 2. Comparative between agroecological crop vs monoculture crop

It is a system of production in which it is possible to imitate natural interactions found in natural environments for example, forests (Hecht, 1995). The relationship that exists between agriculture and nature looks to find a way to sustain and maintain the other. Agroecological systems are a tool that replace synthetic and organic introductions. Agroecological systems focus their efforts in the adoption of management practices capable of starting ecological processes (Figure 2) that are favorable for productive execution, environmental integrity and economic efficiency in agricultural work (Gianella-Estrems, Maza, & Pinzas, 2007).

Agricultural exploitation and use of terrains throughout decades have supported economic development and food security globally; yet it has been a factor in environmental risk for biodiversity, species richness and interactions by exploiting their natural habitats. The tropical agricultural lands are distinguished for great mosaics formed by medium farms, small farms, forest fragments all intertwined. Given that, these characteristics developed are practices implemented for conservation based on solid ecological theory in which the idea is the inclusion of different social sectors (Perfecto & Vandermeer, 2008). In this way, we could guarantee food security and conservation of biodiversity (Hanspach et al., 2017).

Diversity in ecological services within agricultural systems are essential because it is a way to satisfy basic needs of humanity, such as food security and the use of sustainable resources. In addition, agroecology involves many diverse sectors. This practice looks to form alliances so that farmers can have better access to agroecological knowledge, good soil management, sustainable agriculture practices, governmental services, and markets where they can sell their products. A market in which the farmers can display their products and in this way help to untangle the complex industrialized food production and establish agroecological alternatives that satisfy the needs of the consumer, while also conserving ecosystems (Altieri & Toledo, 2011).

Indisputably, the agroecosystem has an important role in the conservation of biodiversity with better management and practices the impact on species richness and interspecies interactions can be mitigated. Ecological intensification within an agricultural system is undoubtedly establishes as the midway point to make intensive and intelligent use of the characteristics and functionalities natural to the ecosystem to produce food, energy and ecological services in a sustainable way

Table 2

Advantages of agroecology for the conservation of natural resources and food

Protection	Shade trees protect plants for agricultural use (example: coffee) from strong winds, excessive light and soil erosion
Controller	Homogenize the temperature and humidity of the farm. Reduces use of chemical compounds, such as herbicides and insecticides by reducing the contamination of soil and bodies of water adjacent to the growing area
Services	Benefits before the quality of the food (example shade coffee). Ensure and guarantee the production of food, fiber, fuel, fodder. Contribution of wood, firewood, medicinal properties, fruit trees. Improve the recycling of nutrients through deep roots. They deposit leaf litter on the soil and surfaces. Increases native and endemic biodiversity. Reduces weed growth. Refuge for species such as birds, insects and bats Food resource for frugivorous species and seed dispersers. Allows adaptation to changing conditions, including climate change

(Tittonell, 2013). Theoretically, traditional agriculture involves many risks that impact ecosystem services including threatening the presence of many species, modifying interactions that are necessary in natural ecosystems as well as in agricultural processes. The concepts of agriculture and biodiversity should be integrated as one holistic vision that considers the use of land for a variety of ecological services (Noris, 2008). Diversity can increase profit according to the methods implemented in agricultural processes (Table 2). The biodiversification in areas destined for agricultural processes tend to be results from plague regulations from a natural restauration of insects, diseases, nematodes and the production of nutrient recycling and the conservation of the land through the dynamic microbes and their environmental implications that lead to conservation of energy and minimized dependency to outside intrusions (Altieri, 1999).

Ecological networks and their benefits towards agroecology

Mutual and antagonistic interactions have shaped biological diversity on the planet. Ecological interactions are of paramount importance for maintaining biodiversity and species richness in tropical ecosystems. Ecological networks are characterized by freedom scales; a node defines the species and the degree of nodes within the network describes the interaction that is occurring between species (Bascompte & Jordano, 2007). Mutual and antagonistic interactions in ecological networks trigger patterns that develop coevolutionary processes linked to two pressing combinations that are involved in these natural processes, coevolutionary complementarity and evolutionary convergence (Thompson, 1999), many aspects of plant and mutual agent and antagonist coevolution have major implications for biological controls, agriculture and conservation. Likewise, the mutual interactions between pollinators and plants contribute to the diversity of the silks (Tremblay, Ackerman, & Pérez, 2010). In fact, wild bees play an important role in many of the agricultural crops; in agroecological farms, the services of pollinators tend to increase the yield and the quality of the crop (Morandin & Winstson, 2006).

Plant species construct complex networks of interactions with their mutualists; for example, pollinators can be effective agents not only improving seed production but also improving pollen dissemination at population levels. Animals are also key players in

ecological networks, the reduction of animals within agricultural guilds and the size of the ecological network have a direct effect on seed dispersal and consequently on seedling recruitment (Donoso, Schleuning, & Fründ, 2017). Plant populations visited by effective pollinators tend to produce more fruit and seeds than populations visited by ineffective pollinators (Gómez, Perfectti, & Jordano, 2011). Similarly, seed dispersers are key pieces in ecosystems; seed dispersal interacts with all the factors influencing current changes in biodiversity: climate change, invasive species, fragmented habitats, and over-exploitation of natural resources, thus greatly influencing conservation practices (McConkey et al., 2012).

Antagonistic interactions are partnerships between organisms where one benefits at the expense of the other. (Soper & Adler, 2013) These associations involve interactions between herbivores and plants, parasites and hosts, frugivorous and fungi, and carnivores and animals, these organisms being able to obtain energy or nutrients from the surrounding environment. Futuyama & Agrawal (2009) stipulated that the interactions between parasites and their hosts and between herbivores and the plants serving as food sources are effective and specific to their hosts, these associations being phylogenetically conserve. Similarly, the diversity of herbivores, host plants and their respective adaptations involve diverse defense strategies, which can develop chemical and physical components that have arisen through coevolutionary processes.

Multiple abiotic factors can have great effects on a network of mutualistic and antagonistic interactions. Nutrients in the soil can infer and strongly influence individual interactions, increasing the proportion of antagonistic agents in floral visitors and leaves. (Soper & Adler, 2013). The strong interactions between plants with specific combinations of mutualist and antagonist agents tends to increase the diversity of species in a large network of ecological interactions supporting their spatial distribution (Melian, Bascompte, Jorno & Krivan, 2009).

Transition of the agriculture in Puerto Rico

The regulation of land use during centuries of agricultural development in Puerto Rico was very similar to that of other Caribbean and tropical countries. The lowlands were intensively used for sugar cane cultivation and, coffee cultivation was already exploited in higher lands in low quality soils that were used for short production periods (DRNA, 2015). In the late 1800s and early 1900s, forest cover in Puerto Rico was reduced to 6% due to the high intensity of agricultural production (Birdsey & Weaver, 1987). Between 1899 and 1934, agriculture in Puerto Rico represented 45% of the national gross product, while manufacturing represented only 7%. At the end of the Second World War and the beginning of the 1950s, the political structure changed, and the Commonwealth of Puerto Rico was founded. This change boosted industrialization by displacing agriculture. This economic change caused the population to migrate to urban areas and outside Puerto Rico, abandoning the agricultural lands in use, which allowed a large part of the island's vegetation cover to be restored (Grau et al., 2003).

In Puerto Rico, the focus on economic development at the state and international levels drives an integrated public policy that incorporates economic and social needs. Several laws and regulations protect, regulate and encourage agricultural activity in Puerto Rico. Article 60 of the Land Law of Puerto Rico considers a farmer to be a legal entity that directly or indirectly sows, cultivates or harvests agricultural products on land belonging to him or under his position or control dedicated to agricultural processes (ATPR, 1941). On



Figure 3. Traditional farm with soil erosion after Hurricane María in Adjuntas Puerto Rico

the other hand, Puerto Rico's Agricultural Contributive Incentives Act seeks to balance agricultural development with various economic sectors in order to generate sources of income and provide infrastructure services for agricultural sustenance. Seeking that the Puerto Rican population be oriented toward the consumption of local agricultural product to promote an economic-agricultural development. Furthermore, this law defines a "bona fide" farmer as any natural or juridical person who during the tax year for which he claims deductions, credits and other benefits, is certified by the Puerto Rico Department of Agriculture and is dedicated to the exploitation of agricultural activity (DAPR, 1995). This includes the use of herbicides, insecticides, and artificial fertilizers, which, by implementing this type of practice, put at risk the quality of the surrounding natural resources, the health of those who consume the harvested product, and become an occupational risk due to their exposure (Figure 3).

Currently in Puerto Rico, there are farms with agroecological uses; however, are minimal compared to traditional farms of bona fide farmers, and because the agricultural

processes are different, compared to a farm based on monoculture. For example, a traditional farm uses fertilizers, herbicides and pesticides; in an ecological farm, the soil is inoculated, the interactions of ecological networks are used to control plagues, and the crops are rotated to enrich the soil, and so on. It is a fact, that many consumers during the last decade has changed their food lifestyle preferring the use of ecologically friendly products, which are harvested under a system of sustainable agriculture, free of chemical and synthetic agents (colorants, preservatives, pesticides, herbicides and fertilizers). In order to meet the needs of these consumers and offer such products, the Puerto Rico Department of Agriculture created the Organic Products Law of Puerto Rico in 2003 (DAPR, 2003).

Conclusion and recommendations

Agroecology is a useful tool for food security, the consumption of healthy foods and guarantees in one way or another that supplies may exist after some extreme event such as hurricanes or fires on the island. The resilience of future farms depends on the measures taken for sustainable farming; the use of agroecology not only feeds current generations but also if implemented correctly can ensure a healthy sustainable environment that will feed generations to come by evolving and adapting to the environment and not the other way around Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2008). One of the focuses of agroecology is on the elimination of poverty and food scarcity by incorporating local farms to provide sustainable food supplies and diverse food supplies. Human population growth, climate variability, consumer demands, agricultural subsidies, as well as social pressures, represent the challenges faced by current agricultural movements (Altieri, Funes-Monzote, & Petersen, 2011). Agroecology allows the conservation of natural resources, mitigating and reducing the loss of biodiversity to meet the challenges mentioned above within a globalized and constantly changing world. These benefits can only be achieved with good policy and the right backing and adequate tools from lawmakers and politicians alike.

Farmers who practice sustainable methods and utilize the free training and education that must be provided to them should have greater access to land; they should also have access to natural resources such as water, energy, and tools if necessary, for the maintenance of their farms. The owners of agroecological farms should have greater access to government incentives that support these practices and needs as a tool to provide food security in Puerto Rico. Training for traditional farmers on sustainable agroecological methods should be mandatory, in order to receive such benefits, as well as maintained a minimum amount of training/education hours a year. Training and education should allow not only for general knowledge backed by scientific findings but also allow farmers to find cost-effective ways to practice sustainable agriculture while benefiting biodiversity and making a profit.

Acknowledgments

I am grateful to Mr. Damian Olmo-López, Rebeca Rivera-Rivera, Kidany Sallés, Evelyn Baez, Leily Feliz-Carrasco, and two anonymous reviewers for supporting this manuscript and for the feedback received on agroecological crops.

Literature cited

- Altieri, M. A. (1999). The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, (74), 19-31. doi:10.1016/b978-0-444-50019-9.50005-4
- Altieri, M. A. (2002). Agroecology: The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, (197)11-24. doi:10.1016/s0167-8809(02)00085-3
- Altieri, M. A., & Toledo V. M. (2011). The agroecological revolution in the Latin America: rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants. *The Journal of Peasant Studies*, 38 (3), 587-612. doi:10.1080/03066150.2011.582947
- Altieri, M. A., Funes-Monzote, F. R. & Petersen, P. (2011). Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: Contributions to food sovereignty. *Agronomy for Sustainable Development*. doi:10.1007/s13593-011-0065-6
- Autoridad de Tierras de Puerto Rico (ATPR). (1941). Ley de Tierras de Puerto Rico. Ley Núm. 26 de 12 de abril de 1941, según enmendada. Retrieved from <http://www.bvirtual.ogp.pr.gov/ogp/BVirtual/LeyesOrganicas/pdf/26-1941.pdf>
- Bascompte, J., Jordano, P., & Olesen, J. M. (2006). Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science*, 312(5772), 431-433. doi: 10.1126/science.1123412.
- Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, (38) 567-593, doi: 10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818
- Birdsey, R. A., & Weaver, P. L. (1987). *Forest area trends in Puerto Rico*. Research Note. U.S. Forest Service. Ashville, North Carolina, Southern Forest Experiment Station: 1-5. So-331.
- Classen, A., Peters, M. K., Ferger, S. W., Helbig-Bonitz, M., Schmack, J. M., Maassen, G., Schleuning M., ... Steffan-Dewenter, I. (2014). Complementary ecosystem services provided by pest predators and pollinators increase quantity and quality of coffee yields. *Proceedings of the Royal Society*. B 281: 20133148. doi: 10.1098/rspb.2013.3148
- Departamento de Agricultura de Puerto Rico (DAPR) (1995). Ley de incentivos contributivos agrícolas de Puerto Rico. Ley Núm.225 de 1 de diciembre de 1995. LIPRA 10401 Retrieved from <http://www.bvirtual.ogp.pr.gov/ogp/Bvirtual/leyesreferencia/PDF/Contribuciones/225-1995/225-1995.pdf>
- Departamento de Agricultura de Puerto Rico (DAPR) (2003). Ley de productos orgánicos de Puerto Rico. Ley Núm.228 de 2 de agosto de 2003. Recuperado de: <http://www.lexjuris.com/LEXLEX/Leyes2003/lexl2003228.htm>

- Departamento de Recursos y Ambientales (DRNA). (2015). Puerto Rico forest action plan. Retrieved from <http://drna.pr.gov/wp-content/uploads/2015/11/Puerto-Rico-Forest-State-Action-Plan.compressed.pdf>
- Donoso, I., Schleuning, M., García, D., & Fründ, J. (2017). Defaunation effects on plant recruitment depend on size matching and size trade-offs in seed-dispersal networks. *Proceeding of Royal Society. B* 284: 20162664. doi: 10.1098/rspb.2016.2664
- Foley, J. A., Monfreda, C., Patz, J. A., & Ramankutty, N. (2012). Agriculture, land use, and the transformation of planet earth. (pp 724-730). *The Princeton Guide to Ecology*. 1ra edición.
- Futuyma, D. J., & Agrawal, A. A. (2009). Evolutionary history and species interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 160(43), 18043–18044. doi: 10.1073/pnas.0910334106
- Gianella-Estrada, T., Mazar, C., & Pínzas, T. (2007). El aporte de la naturaleza agricultura sostenible y procesos ecológicos. *Leisa*, 22(4), 4. Retrieved from <http://www.leisa-al.org/web/index.php/volumen-22-numero-4>
- Gliessman, S. R. (1998). *Agroecology: Ecological processes in sustainable agriculture*. Boca Raton, FL: CRC Press.
- Grau, H. R., Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Thomlinson, J. R., Helmer, E., & Zou, X. (2003). The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto Rico. *BioScience*, 53(12), 1159-116. doi: 10.1641/0006-3568(2003)053[1159:TECOSA]2.0.CO;2.
- Hampach, J., Abson, D. J., French-Collier, N., Dorrestejin, I., Schultner, J., & Fischer J. (2017). From trade-off to synergies in food security and biodiversity conservation. *Frontiers in ecology and the environment*, 15(9), 489-494. doi:10.1002/fee.1632
- Helms, J. A. (2002). Forest, forestry, and forester. *Journal of Forestry*, 100 (8), 15-19. doi: 10.1093/jof/100.8.15
- Jeavon, J., & Cox, C. (1999). *The sustainable vegetable garden: a backyard guide to healthy soil and higher yields*. Willits, CA Ecological Action of the Midpeninsula.
- Lang, T., & Barling, D. (2012). Food security and food sustainability: Reformulating the debate. *The Geographical Journal*, 174(4), 313-326. doi:10.1111/j.1475-4959.2012.00480.x

- López-Colón, J. A. (2017). *Fenología, polinización y éxito reproductivo de Chamaecrista glandulosa var. mirabilis en Puerto Rico*. (Disertación de tesis de maestra no publicada) Escuela de Asuntos Ambientales, Universidad Metropolitana, San Juan Puerto Rico.
- Marrero, H. J., Medan, D., Zarlavsky, G. E., & Torretta, J. P. (2016). Agricultural land management negatively affects pollination service in Pampean agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, (218), 28-32. doi: org/10.1016/j.agee.2015.10.0240167-8809/
- Massol, F., & Petit, S. (2013). Interaction networks in agricultural landscape mosaics. *Advances in Ecological Research*. Elsevier Ltd. 1ra edition. Woodward G. ISBN: 978-0-12-420002-9.
- Melián, C. J., Bascompte, J., Jordano, P., & Krřivan, V. (2009). Diversity in a complex ecological network with two interaction types. *Oikos* (118), 122-130. doi: 10.1111/j.1600-0706.2008.16751.x.
- Méndez, E. V. & Bacon, M. C. (2007). Procesos ecológicos y medios de vida agrícola en el cultivo de café bajo sombra. *LESLA: Revista de agroecología*, 22 (4), 26-28 Recuperado de <http://www.leisa-al.org/web/index.php/volumen-22-numero-4>
- Moradin, L. A. & Winston, M. L. (2006). Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116, 289-292. doi: 10.1016/j.agee.2006.02.012
- Noris, K. (2008). Agriculture and biodiversity conservation: Opportunity knocks. *Conservation letters*, 1, 2-11. doi: 10.1111/j.1755-263X.2008.00007.x
- Núñez, M. A. (2000). Manual de técnicas agroecológicas. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Red de Formación Ambiental para Latino América y el Caribe. 1ª edición. (pp.7-90). Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Ildfonso_Pla/publication/48216162_Manual_de_tecnicas_agroecologicas/links/00b4953b5c48b219bb000000.pdf
- Nyantakyi-Frimpong, H., Mambulu, F. N., Kerr, R. B., Luginaah, I., & Lupafya, E. (2016). Agroecology and sustainable food systems: Participatory research to improve food security among HIV-affected households in northern Malawi. *Social Science & Medicine*, 64, 89-99. doi: 10.1016/j.socscimed.2016.07.020
- Sarandón, J. S., & Flores, C. C. (2014). Agroecología: El enfoque necesario para una agricultura sustentable. *Agroecología: Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables*. (pp. 42-69). Argentina: Editorial Universidad Nacional de la Plata.

- Sarat Singh, N., Ranju, S., Parween, T., & Patanjali, P. K. (2018). Pesticide contamination and human health risk factor. In Mohammad, O, M. Zain Khan, I. M. I. Ismail. (eds.) *Modern Age Environmental Problems and their Remediation*. 1ra. edición. Springer.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2008). *Biodiversity and agriculture: safeguarding biodiversity and securing food for the world*. Montreal, 56. Retrieved from: <https://www.cbd.int/doc/bioday/2008/ibd-2008-booklet-en.pdf>
- Soper-Gorden, N. L. &, Adler, L. S. (2013). Abiotic conditions affect floral antagonists and mutualists of *Impatiens capensis* (Balsaminaceae). *American Journals of Botany*, 100(4), 679–689. doi:10.3732/ajb.1200460
- Thompson, J. N. (1999). Specific hypotheses on the geographic mosaic of coevolution. *The American Naturalist* (153). S1-S14. doi:0003-0147/99/5305S-0001\$03.00
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73-87. doi:10.1038/nature22900.
- Tremblay, R. L., Ackerman, J. D., & Pérez, M. E. (2010). Riding across the selection landscape: fitness consequences of annual variation in reproductive characteristics. *Philosophical Transactions the Royal Society*, B (365), 491-498. doi: 10.1098/rstb.2009.0239
- World Resource Institute and Princeton University. (2018). Creating a sustainable food future: A menu of solutions to feed nearly 10 billion people by 2050. Synthesis Report, pp 1-96. Retrieved from https://wrr-food.wri.org/sites/default/files/2019-07/WRR_Food_Full_Report_0.pdf
- Wezel, A., Bellon, S., Dor'e, T., Francis, C., Vallod, D., & David, C. (2009). Agroecology as a science, a movement and a practice. *A review. Agronomy for Sustainable Development* (29), 503-5015. doi: 10.1051/agro/2009004

RESISTENCIA ANTIMICROBIANA EN AMBIENTES CÁRSICOS IMPACTADOS POR LA INDUSTRIA LECHERA

Francisco J. Bello González, MS, Ph.D.(c)¹

Recibido 6 de marzo de 2019; aceptado 15 de septiembre de 2019

Resumen - La industria lechera es la principal industria agrícola en Puerto Rico, la cual produce una gran cantidad de desechos. Estos desechos pueden ser arrastrados por las lluvias, utilizados como fertilizantes o almacenados en charcas de oxidación. En todas sus formas pueden llegar hasta las aguas subterráneas. Uno de estos desechos son los antibióticos que se utilizan como promotores de crecimiento del ganado. Un gran porcentaje del compuesto original del antibiótico o sus metabolitos activos o inalterados son excretados al ambiente. El uso continuo de antibióticos veterinarios contribuye a la diseminación de bacterias resistentes a los antibióticos. Los antibióticos son relativamente recalcitrantes a la degradación, y a concentraciones significativas imponen sus efectos antimicrobianos. Los ambientes acuáticos participan en la diseminación de genes resistentes a los antibióticos transfiriendo bacterias resistentes a través de las aguas subterráneas hasta las bacterias autóctonas. Aunque la utilización del estiércol como parte de los procesos de la industria ganadera es común, existe una cantidad limitada de información acerca de los impactos en los microorganismos de las aguas subterráneas. En consecuencia, el agua puede ser una fuente potencial de genes resistentes a los antibióticos para animales como también para seres humanos.

Palabras clave: industria lechera, antibióticos, genes de resistencia, aguas subterráneas, carso.

Abstract - The dairy industry is the main agricultural industry in Puerto Rico. This industry produces a large amount of waste, which is carried away by rain runoff, applied as fertilizer or stored in oxidation ponds, filtering the material into the groundwater. The application of antibiotics as a promoter of production, animal growth and prophylaxis is an integral part of the dairy industry. Dairy cows excrete a significant fraction of antibiotics, for this reason there is a substantial risk that active or unchanged metabolites are found in the environment. This type of drug is poorly absorbed in the animal system, resulting in a large percentage of the original compound or its metabolites being excreted. The continued use of veterinary antibiotics is believed to contribute to the spread of antibiotic resistant bacteria. Antibiotics are relatively recalcitrant to degradation and at significant concentrations, they impose

¹Estudiante programa doctoral en ciencias ambientales, Universidad Ana G. Méndez, Recinto de Gurabo; Correo electrónico: fbello2@email.suagm.edu

their antimicrobial effects. Aquatic environments could play an important role in the spread of antibiotic resistant genes by transferring resistant bacteria through groundwater to native bacteria community. Although the use of manure as part of the processes of the livestock industry is common, there is a limited amount of information about the impacts on groundwater microorganisms. Consequently, water can be a potential source of antibiotics resistant genes for animals as well as for humans.

Keywords: dairy industry, antibiotics, resistance genes, groundwater, karst.

Introducción

Las vaquerías pueden impactar la calidad de las aguas subterráneas con contaminantes provenientes de diversas fuentes incluyendo: corrales de pre ordeño, áreas de comedero y bebedero, corrales para alimentación, lugares de descanso, lugares para cuarentena y tratamiento, criaderos de becerros, lugares donde se entierran animales, charcas de oxidación, sistema de riego con estiércol y disposición de medicamentos (Watanabe et al., 2010). Todas estas fuentes de contaminación tienen el potencial de lixiviar a través del suelo e infiltrarse hasta las aguas subterráneas. Este lixiviado provee una carga altamente variable y depende de muchos factores incluyendo: tiempo de la industria establecida, cantidad de cabezas de ganado, tipo de suelo, espesor de las zonas no saturadas, tasas de densidad animal, cantidad de lluvia y procesos de degradación ambiental. La aplicación de estiércol de animales tratados con antibióticos en las fincas aumenta la difusión de diversos determinantes de resistencia microbiana en el medio ambiente. Sin embargo, el conocimiento sobre la identificación, diversidad y patrones de distribución de estos determinantes de resistencia a los antibióticos sigue siendo limitada (Harter et al., 2014). Se cree que el uso de estiércol con antibióticos en concentraciones subterapéuticas que llega al terreno dedicado a la industria ganadera, es un factor importante en la proliferación de las bacterias de resistencia a los antibióticos. El impacto proveniente del estiércol de las vaquerías lecheras es poco estudiado como fuente potencial de resistencia microbiana a los antibióticos en el medio ambiente y en última estancia a los patógenos humanos (CDC, 2013).

Esta revisión de literatura proporciona datos sobre el potencial de contaminación del agua subterránea provocado por las operaciones de la industria lechera. Las actividades de manejo que abordan la calidad del agua superficial pueden reducir los nutrientes, pero también pueden conducir a un deterioro de la calidad del agua subterránea. Los contaminantes en el agua subterránea eventualmente pueden comprometer la calidad del agua superficial cuando una porción del agua subterránea regresa a las corrientes como flujo base. Es importante tener en cuenta estos efectos cruzados en una revisión integral sobre la sostenibilidad en las precauciones que deben tener las operaciones en la industria lechera.

Dispersión de contaminantes en zona caliza

El área más comúnmente conocida por su producción de leche en Puerto Rico se encuentra en el noroeste. Esta zona está geográficamente dominada por llanuras de piedra caliza y sus suelos aluviales son los más excelentes para la actividad agrícola. Grandes extensiones de tierra son necesarias en la industria del ganado lechero para el pastoreo de animales. Además, la zona norte cársica cuenta con el mayor acuífero de la Isla y provee aguas subterráneas para el consumo animal y humano (Guzmán, 2014). Las zonas cársicas están dentro de aquellos terrenos más fascinantes, diversos, ricos en recursos a nivel mundial. También contienen los mayores manantiales y fuentes de agua subterránea más productivas en la Tierra.

Debido a que el agua subterránea se mueve rápidamente en las zonas cársicas, los contaminantes se pueden dispersar a largas distancias en un corto período de tiempo. En las zonas rurales y agrícolas, los acuíferos cársicos están sujetos a la degradación del medio ambiente a partir de una gran variedad de fuentes tales como: fertilizantes, químicos, medicamentos, plaguicidas, herbicidas, junto con sus respectivos productos de degradación (Parise & Gunn, 2007).

El volumen de estos contaminantes son más altos durante los periodos cuando se utilizan y se incrementa durante eventos de tormentas a través de la escorrentía de aguas. Las concentraciones elevadas de agentes patógenos se pueden mover a través de los suelos en los acuíferos por debajo de los pastos y los diversos corrales utilizados en la industria ganadera. Las concentraciones de bacterias dentro de los acuíferos cársicos pueden aumentar miles de veces como resultado de movimiento de dicha descarga (DeWaele, 2008; Covington et al., 2009).

Dispersión de antibióticos

La práctica de la aplicación del estiércol en el suelo proporciona áreas a gran escala para la introducción de antibióticos en el medio ambiente. Una vez liberados, los antibióticos pueden ser transportados ya sea en una fase disuelta, absorbidos por coloides o por diversas partículas del suelo hasta las aguas superficiales y subterráneas. El estiércol y los lodos residuales contienen cantidades significativas de antibióticos y su presencia puede persistir en el suelo después de la aplicación en la tierra (Chee-Sanford et al., 2012).

En algunos lugares, la cantidad de estiércol generado por las vaquerías en relación con la pequeña área disponible para su aplicación en la tierra, aumenta los posibles impactos ambientales y de salud asociados con las escorrentías de estiércol y las descargas a las aguas superficiales y subterráneas. La masa de estiércol generada está relacionada con la masa o el tamaño de los animales involucrados. Por ejemplo, un humano promedio de 160 libras produce aproximadamente dos litros de desecho al día (heces y orina), mientras que una vaca lechera promedio de 1,350 libras genera 50 litros de estiércol (incluyendo orina) por día. A través del almacenamiento, la manipulación y la aplicación en la tierra del estiércol, los contaminantes asociados a estos (antibióticos, patógenos y hormonas) tienen el potencial de entrar en el medio ambiente y de esta forma provocar diversos tipos y niveles

de contaminación (EPA, 2013).

Interacción de los antibióticos veterinarios

El ganado a menudo recibe antimicrobianos (antibióticos, vacunas) para tratar y prevenir enfermedades, así como para promover el crecimiento animal y la eficiencia en la alimentación. Muchos antimicrobianos administrados al ganado también se utilizan en la medicina clínica humana. Diversas investigaciones indican que el uso subterapéutico de antimicrobianos contribuyen al aumento de la resistencia a los antibióticos en las bacterias (Armstrong, 1981).

Los antimicrobianos se han administrado en el ganado durante más de 60 años en dosis terapéuticas para tratar y prevenir enfermedades y epidemias. La administración de antimicrobianos a niveles subterapéuticos puede aumentar la adsorción de nutrientes y limitar el crecimiento de bacterias, y permite que el ganado crezca al peso que requiere el mercado, de manera más rápida y con menos alimento (Boxall et al., 2003).

Aproximadamente, entre el 60% y el 80% del ganado reciben habitualmente antimicrobianos a través del alimento, agua, inyecciones o aplicaciones externas. Se estima que la mayor parte del uso de antimicrobianos se utiliza para el crecimiento de los animales más que por razones medicinales, a su vez muchos de estos medicamentos también se utilizan en clínicas para humanos. La Organización Mundial de la Salud (WHO, por sus siglas en inglés), así como otras organizaciones consideran que la sobreexposición al uso de antimicrobianos en el ganado y en los seres humanos es un área de preocupación para la salud, ya que la eficacia de estos medicamentos en el tratamiento de infecciones humanas puede verse comprometida (EPA, 2013).

Muchos de los antibióticos no se absorben completamente en el intestino, lo que da como resultado la excreción del compuesto original y sus metabolitos de la descomposición. Elmund et al. (1971) estimaron que hasta el 75% de los antibióticos administrados a los animales de engorde podrían ser excretados al medio ambiente. Feinman y Mathenson (1978) sugirieron que aproximadamente el 25% de las dosis oral de tetraciclina se excreta en las heces y el otro 50-60% se excreta sin cambios o como un metabolito activo en la orina. La administración oral del macrólido tilosin resulta en la excreción hasta un máximo de 67% del antibiótico, principalmente en las heces (Chee-Stanford et al., 2012).

Considerando que muchos antimicrobianos usados para la salud humana también se administran al ganado y su uso terapéutico puede seleccionar resistencia a éstos, es importante entender la relación entre el ganado y el uso antimicrobiano humano. Según los estimados de la USFDA, las ventas de antimicrobianos para animales de corral (aproximadamente 28.8 millones de libras en el 2009) son cuatro veces mayor que las utilizadas para la protección de la salud humana (aproximadamente 7.3 millones de libras en el 2009). Una proporción ligeramente superior entre el ganado y el uso antimicrobiano fue reportada por Mellon et al. (2001), quienes estimaron que el uso de antimicrobianos para el ganado y aves de corral en el 1997 representó el 87% de todos los antimicrobianos

utilizados en los Estados Unidos.

Resistencia de los antibióticos

Es probable que los antibióticos sean la categoría de medicamentos más exitosa en cuanto al mejoramiento de la salud humana. Desafortunadamente, las infecciones hoy en día siguen siendo una de las principales causas de mortalidad y morbilidad en los humanos. Una de las razones más importantes de esta situación es la rápida adaptación de los organismos a los antibióticos, de hecho la resistencia a éstos surgió poco después que se introdujeron antibióticos para los tratamientos de las enfermedades infecciosas (Upshur, 2006).

La adquisición de resistencia por patógenos puede comprometer no solamente el tratamiento de las enfermedades infecciosas, sino también la implementación de varias prácticas clínicas que se toman por correctas, siempre y cuando existan buenos agentes anti infecciosos. Una pregunta relevante sería sobre el origen de la resistencia y sus mecanismos para diseminarse. La resistencia a los antibióticos puede desarrollarse ya sea mediante mutaciones o mediante adquisición a través de la transferencia horizontal de genes de resistencia (HGT, por sus siglas en inglés). Los patógenos bacterianos son susceptibles a los antibióticos comerciales antes de estos ser utilizados en la terapia (los compuestos para los cuales los patógenos son resistentes, no deben considerarse como antibióticos, independientemente si estos producen o no la muerte a las bacterias no-patógenas) por esa razón entonces los genes de resistencia deberían provenir de otro lugar. El origen de los genes de resistencia a los antibióticos puede ser de manera comensal (no patógeno) o en la microbiota del medio ambiente. Esto significa que si deseamos comprender de manera total, el ciclo de adquisición y propagación de la resistencia a los antibióticos entre los patógenos humanos bacterianos, entonces estos ecosistemas deberían tenerse en cuenta (Martínez & Baquero, 2014).

La resistencia antimicrobiana es una de las más serias amenazas a la salud. Las infecciones por bacterias resistentes son ahora muy comunes y algunos patógenos incluso se han vuelto resistentes a múltiples tipos o clases de antibióticos. La pérdida de antibióticos eficaces afectará nuestra capacidad para luchar contra las enfermedades infecciosas y el poder manejar las complicaciones más comunes en pacientes vulnerables hospitalizados, como por ejemplo, quimioterapia para el cáncer, diálisis por insuficiencia renal y cirugías y trasplante de órganos para lo cual la capacidad de tratar infecciones secundarias es crucial (WHO, 2010).

Cuando la primera y segunda línea de opciones de tratamientos con antibióticos es limitada por la resistencia o por la falta de disponibilidad, los proveedores del cuidado de la salud se ven obligados a utilizar antibióticos que pueden ser más tóxicos para el paciente y con frecuencia más costosos y menos eficaces. Incluso cuando existe un tratamiento alternativo, los estudios han demostrado que los pacientes con infecciones resistentes son a menudo más propensos a morir, y los sobrevivientes tienen estancias significativamente más largas, recuperación tardía y discapacidad a largo plazo. Los esfuerzos para prevenir este tipo de amenazas se basan en la fundación de estrategias de salud pública probadas, como lo son, inmunización, control de infecciones, protección de los alimentos, administración

de antibióticos y la reducción de la propagación de persona a persona a través de procesos de detección, tratamiento y educación (CDC, 2013).

Aunque la mayor parte de la resistencia antimicrobiana bacteriana observada en la medicina humana puede atribuirse al uso en pacientes humanos, se está argumentando enérgicamente que el uso de antibióticos en la medicina veterinaria y en los alimentos para animales de granja contribuyen a patógenos bacterianos resistentes a los antibióticos. Estas preocupaciones no son nuevas y ya para la década del 1960 se hicieron estos señalamientos en el Informe de Swann del Reino Unido, lo que dio lugar a cambios en el uso de antimicrobianos en la agricultura. Este informe recomendó que solo los antibióticos que tienen poca o ninguna aplicación como agentes terapéuticos, tanto en el hombre como en los animales, y que no perjudican la eficacia de un medicamento prescrito, a través de cepas resistentes de organismos, debieran ser utilizados para promover el crecimiento. También recomendó la investigación de medios alternativos de promoción de crecimiento, epidemiología y de una mejor vigilancia de aquellas enfermedades comunes en animales y humanos. A pesar de los mejores esfuerzos, hasta la fecha no existe un acuerdo con respecto a la escala del impacto en el uso de antimicrobianos en animales con relación a la salud humana (Ciguére et al., 2013).

La preocupación fundamental sobre el uso agrícola de los antibióticos surge del potencial de que los antimicrobianos utilizados en las granjas seleccionen cepas bacterianas resistentes que sean transferibles a humanos a través del contacto directo y la ingestión de alimentos y/o agua contaminada. Existen numerosos casos de transmisión de bacterias resistentes entre animales y humanos. Entre los casos de mayor riesgo se encuentran los agricultores, trabajadores en las vaquerías y mataderos, junto con aquellos veterinarios que trabajan en contacto con el ganado en la industria ganadera (García-Graells et al., 2012).

En general, existen datos claros y convincentes que demuestran que el uso de antimicrobianos en animales puede tener efectos negativos sobre la resistencia a los antimicrobianos en bacterias y patógenos de humanos. Se necesitan más investigaciones para cuantificar los riesgos asociados con el uso de antimicrobianos en animales y la fracción de resistencia en patógenos humanos atribuibles a esto. Esta situación claramente justifica cierta precaución y medidas preventivas (Prescott, 2008).

Efectos de los antibióticos en las comunidades microbianas autóctonas

El efecto perjudicial de los antibióticos en las comunidades microbianas naturales podría ser la desaparición o inhibición de algunos de estos grupos. Los mismos están involucrados en funciones claves del ecosistema por sus efectos bactericidas y bacteriostáticos (efecto directo). Sin embargo, los antibióticos pueden actuar como una fuerza selectiva en algunas poblaciones microbianas que pueden desarrollar resistencia. Este proceso genera una variabilidad genética y fenotípica e influye en varias actividades fisiológicas. En algunos casos, las bacterias pueden desarrollar la capacidad de degradarlos (efecto indirecto) como una respuesta homeostática a un estrés (Ding & He, 2010).

Efectos directos en la estructura de la comunidad microbiana. La biodiversidad microbiana tiene una importancia funcional en el mantenimiento de procesos biológicos en el agua y en el suelo. De hecho, la mayoría de los ciclos biogeoquímicos están exclusivamente mediados por microorganismos. Los antibióticos pueden actuar como un factor ecológico en el medio ambiente, impulsando cambios en la estructura de las comunidades bacterianas autóctonas (desaparición o inhibición de algunos grupos bacterianos) (Allen et al., 2010). Los efectos se pueden encontrar incluso en organismos que no son el objetivo de los antibióticos. Muchos estudios han demostrado que la presencia de antibióticos causa una reducción en la biodiversidad microbiana. Además, puede influir en el crecimiento y las actividades enzimáticas de las comunidades bacterianas y en última instancia en las funciones ecológicas, como la producción de biomasa y la transformación de nutrientes, lo que conduce a la pérdida de la estabilidad funcional (Pallecchi et al., 2008).

Los antibióticos, incluso los de amplio espectro, tienen un efecto selectivo en varios grupos microbianos. Estos grupos pueden ser amplios como los hongos y bacterias o más reducido como el de una sola especie. Como resultado, el efecto selectivo del antibiótico altera la abundancia relativa de las especies microbianas e interfiere en las interacciones entre las diferentes especies. Estos efectos dependen de los grupos microbianos involucrados, de las características ambientales y de las concentraciones de los antibióticos (Grenni et al., 2016). Por ejemplo, la textura del suelo, la capacidad de adsorción, el pH, el contenido de agua, la temperatura y la irregularidad de la precipitación, junto con los procesos climáticos naturales, como son la congelación, la descongelación, el secado y la hidratación, pueden afectar la inactivación, la transformación y la liberación de antibióticos debido a que estos alteran sus propiedades fisicoquímicas (Aminov & Mackie, 2007).

Efectos indirectos: modificación de la ecología bacteriana. Las bajas concentraciones de antibióticos pueden tener efectos indirectos a largo plazo en especies o consorcios microbianos que no están directamente afectados por su presencia (dinámica poblacional). Cuando hablamos de bajas concentraciones significa que no son letales o que son subinhibitorias pues están por debajo de la llamada concentración inhibitoria mínima (MIC, por sus siglas en inglés). La concentración más baja de un fármaco que en condiciones in vitro ya establecidas, inhibe el crecimiento visible de una población bacteriana que sea el objetivo de un antibiótico (Unger et al., 2013). Estas concentraciones pueden actuar de tres formas diferentes:

1. Selección de resistencia mediante el enriquecimiento de bacterias resistentes preexistentes y seleccionando nueva resistencia.
2. Generan viabilidad genética y fenotípica al aumentar la tasa de evolución adaptativa, incluyendo el desarrollo de resistencia.
3. Como moléculas marcadoras influyen en diversas actividades fisiológicas, como la virulencia, formación de biopelículas y la expresión genética.

En los ecosistemas naturales, la presencia de genes de resistencia puede afectar la dinámica y la fisiología de las poblaciones microbianas. La adquisición de resistencia

puede tener consecuencias imprevistas para el metabolismo bacteriano y posteriormente para la evolución de la microbiosfera ambiental. Sin embargo, estos aspectos aún no han sido explorados completamente a nivel comunitario (Święciło & Zych-Wężyk, 2013).

Biodegradación. En la posible degradación de los antibióticos, las comunidades microbianas son de gran importancia en varios procesos que controlan la calidad del ecosistema del suelo, el agua y regulan el destino de la contaminación liberada en el medio ambiente. En este sentido, las comunidades microbianas proporcionan un servicio en el ecosistema llamado regulación. Los microorganismos participan en los procesos de autopurificación de los ecosistemas ya que pueden degradar los contaminantes por vías metabólicas y/o co-metabólicas. La biodegradación es el proceso más importante para eliminar la mayoría de los xenobióticos, incluidos los productos farmacéuticos (Barra Caracciolo et al., 2015). La recuperación de la contaminación solo es posible si la toxicidad de las moléculas no inhibe la actividad microbiana. Los antibióticos están diseñados para ser resistentes a la biodegradación y muchos de ellos tienen una alta persistencia en el medio ambiente (Díaz-Cruz et al., 2003).

El principal proceso de la degradación de un antibiótico va a depender de su estructura química. En otros casos, se ha podido identificar algunas cepas o poblaciones bacterianas capaces de degradar algunos antibióticos (Adamek et al., 2016). La biodegradación de un antibiótico depende de la presencia de poblaciones microbianas que son resistentes a sus efectos perjudiciales y han desarrollado la capacidad para degradarlo durante la exposición previa al compuesto (Barra-Caracciolo et al., 2015). Esta hace posible eliminar completamente un compuesto tóxico del ambiente si se mineraliza. Los factores abióticos como la temperatura, el contenido de agua, la textura del suelo y la coexistencia de otros contaminantes pueden afectar la biodisponibilidad de un compuesto y en consecuencia su tasa de biodegradación. Por ejemplo, la unión de ciertos antibióticos al suelo y los sedimentos retrasa su biodegradación. El oxígeno, la humedad, la presencia o ausencia de fuentes alternativas de carbono y nitrógeno y la presencia de un consorcio bacteriano autóctono son necesarios para la biodegradación de los antibióticos. En el agua, la tasa de biodegradación pueden aumentar o disminuir según la luz solar, la salinidad y la contaminación antropogénica (Adamek et al., 2016).

Si la diversidad de la comunidad bacteriana es alta, la probabilidad de biodegradación de un compuesto también es alta. Esto tiene una importancia crítica al evaluar los compuestos antibacterianos y los resultados de sus pruebas. La mayoría de los estudios realizados utilizaron un solo compuesto. Es sabido que los antibióticos de los mismos o diferentes grupos pueden tener un efecto aditivo, lo que afecta su biodegradación. Por tal razón, el impacto en el medio ambiente se subestima y la posibilidad de su biodegradación en el medio ambiente actualmente no está bien estudiada (Badalucco et al., 1994).

Interconexión de los sistemas

El rápido incremento de la resistencia a los antibióticos en la comunidad bacteriana es un fenómeno ecológico, pero también es uno de los mayores peligros para la medicina

humana y la veterinaria a nivel mundial. La circulación de bacterias resistentes a los antibióticos ocurre principalmente entre cuatro ecosistemas (humanos, animales, suelo y ambientes acuáticos), interconectados por agua. Una de las rutas potenciales puede ser afectada por las bacterias fecales resistentes a los antibióticos presentes en los intestinos de humanos y animales bajo tratamiento y transferidas a los ambientes acuáticos por plantas de tratamiento o por escorrentías de pastos fertilizados con estiércol. Las bacterias acuáticas autóctonas pueden recibir estos genes por transferencia horizontal de las bacterias fecales (Ribeiro et al., 2014).

El acuífero cársico, por sus características hidrogeológicas, muestra propiedades que son directamente pertinentes a la investigación por contaminación bacteriana. Primero, existe una conexión directa y rápida entre las aguas superficiales y los sistemas de aguas subterráneas. Segundo, en los acuíferos del carso el sedimento es móvil tanto superficial como el interno puede moverse a través del carso, y actúa como vector para el transporte de otros contaminantes, incluyendo potencialmente bacterias y otros patógenos. Tercero, el carso es altamente heterogéneo, los pozos localizados a sólo unos metros de distancia pueden presentar comportamientos hidrogeológicos bien diferentes, sugiriendo que esos pozos pueden tener diversos grados de vulnerabilidad a la contaminación microbiana. Cuarto, la calidad del agua en el carso puede variar dramáticamente en un periodo corto de tiempo, lo que produce que las muestras tomadas cada tres meses, semanales o diarias puedan ser insuficientes para describir eventos de contaminación. La contaminación episódica es de particular preocupación en el caso de patógenos, donde la ingestión de tan solo un microorganismo puede ser la causa de enfermedades peligrosas (Mahler et al., 2000).

Según Botelho et al. (2015), los antibióticos veterinarios se han convertido en un componente integral en el mantenimiento de la salud animal y aunque han sido utilizados en grandes cantidades durante algunas décadas, la existencia de estas sustancias en el medio ambiente ha recibido poca importancia hasta tiempos recientes. Solo en los últimos años, se ha llevado a cabo una investigación más compleja de las sustancias antibióticas, a fin de permitir una evaluación de los riesgos al medio ambiente que éstos puedan plantear.

Consideraciones finales

La liberación de antibióticos y genes de resistencia en los ecosistemas naturales trae una gran preocupación con respecto a su impacto en las bacterias autóctonas y a sus funciones ecológicas. Estos contaminantes pueden directa o indirectamente afectar las comunidades microbianas. Como se ha discutido anteriormente, los desechos de la industria ganadera pueden influir seriamente en la resistencia microbiana a los antibióticos veterinarios en los ambientes cársicos. Se necesitan más investigaciones para determinar la tasa de excreción de los diferentes antibióticos, qué interacción tienen sus metabolitos en el medio ambiente y el comportamiento de éstos en la interconexión suelo-aguas subterráneas, junto con la potencial exposición de genes de resistencia a los seres humanos.

La reutilización de las aguas residuales, por ejemplo, producto de la industria ganadera en Puerto Rico, como alternativa de reciclaje, se debe estudiar más a fondo para evaluar la relación temporal de la exposición y la resistencia a los antibióticos, y así determinar los patrones de usos óptimos de estos medicamentos en las vaquerías.

Literatura citada

- Adamek, E., Baran, W., & Sobczak, A. (2016). Assessment of the biodegradability of selected sulfa drugs in two polluted rivers in Poland: effects of seasonal variations, accidental contamination, turbidity and salinity. *Journal of Hazardous Materials*, 313, 147-158. doi: 10.1016/j.jhazmat.2016.03.064
- Allen, H. K., Donato, J., Wang, H. H., Cloud-Hansen, K. A., Davies, J., & Handelsman, J. (2010). Call of the wild: antibiotic resistance genes in natural environments. *Nature Reviews Microbiology*, 8(4), 251. doi: 10.1038/nrmicro2312
- Allen, K. E., & Powell, R. (2014). Thermal biology and microhabitat use in Puerto Rican eyespot geckos (*Sphaerodactylus macrolepis macrolepis*). *Herpetological Conservation and Biology*, 9 (3), 590-600. Recuperado de http://www.herpconbio.org/Volume_9/Issue_3/Allen_Powell_2014.pdf
- Aminov, R. I., & Mackie, R. I. (2007). Evolution and ecology of antibiotic resistance genes. *FEMS Microbiology Letters*, 271,147-161. doi: 10.1111/j.1574-6968.2007.00757.x
- Armstrong, J. L., Shigeno, D. S., Calomiris, J. J., & Seidler, R. J. (1981). Antibiotic-resistant bacteria in drinking water. *Applied Environmental Microbiology*, 43(2), 277-283. PMID: PMC244002
- Badalucco, L., Pomaré, F., Greco, S., Landi, L., & Nannipieri, P. (1994). Activity and degradation of streptomycin and cycloheximide in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 18(4), 334-340. doi: 10.1007/BF00570637
- Barra Caracciolo, A., Topp, E., & Grenni, P. (2015). Pharmaceuticals in the environment: biodegradation and effects on natural microbial communities. A review. *Journal of Pharmacy and Biomedical Analysis*, 106, 25-36. doi: 10.1016/j.jpba.2014.11.040
- Botelho, R. G., Monteiro, S. H., & Tornisielo, V. L. (2015). Veterinary antibiotics in the environment. In M. Larramendy (ed) *Emerging pollutants in the environment – current and further implications*. InTechOpen. ISBN: 978-953-51-2160-2.
- Boxall, A., Kolpin, D., Holling-Sørensen, B., & Tolls, J. (2003). Are veterinary medicines causing environmental risk? *Environmental Science & Technology*, 37(15), 286-294. PMID: 12966963

- Center for Disease Control and Prevention. [CDC] (2013). *Antibiotic resistance threats in the United States*. Recuperado de <https://www.cdc.gov/drugresistance/pdf/ar-threats-2013-508.pdf>
- Covington, M. D., Wicks, C. M., & Saa, M. O. (2009). A dimensionless number describing the effects of recharge and geometry on discharge from simple karstic aquifers. *Water Resources Research*, 45(11), 1-16. doi: 10.1029/2009WR008004
- Chee-Sanford, J. C., Krapac, I. J., Yannarell, A. C., & Mackie, R. I. (2012). *Ecology and animal health. Environmental impacts of antibiotics use in the animal production industry*. Sweden: Baltic University Press.
- De Waele, J. (2008). Interaction between a dam site and karst spring: the case of Supramonte (Central-East Sardinia, Italy). *Engineering Geology*, 99, 128-137. doi: 10.1016/J.Enggeo.2007.11.010
- Díaz-Cruz, M. S., Lopez de Alda, M. J., & Barceló, D. (2003). Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soils, sediments and sludge. *Trends Analytical Chemistry*, 22, 340-351. doi: 10.1016/s0165-9936(03)00603-4
- Ding, C., & He, J. (2010). Effect of antibiotics in the environment on microbial populations. *Applied Microbiology Biotechnology*, 87(3), 925-941. doi: 10.1007/s00253-010-2649-5
- Dowling, P. M. (2013). *Antimicrobial therapy in veterinary medicine*. 5th ed. Iowa: John Wiley & Sons.
- Elmund, G. K., Morrison, S. M., Grant, D. W., & Nevins, M. P. (1971). Role of excreted chlortetracycline in modifying the decomposition process in feedlot waste. *Environmental Contamination Toxicology*, 6 (2), 129-135. PMID: 5153752
- Environmental Protection Agency. [EPA] (2013). *Literature review of contaminants in livestock and poultry manure and implications for water quality*. (Report No. EPA 820R13002). National Service Center for Environmental Publications.
- Food and Drug Administration. [FDA] (1978). *Draft environmental impact statement sub therapeutic antibacterial agents in animal feeds*. Bureau of Veterinary Medicine. Rockville, MD: Food and Drug Administration. Recuperado de <http://trove.nla.gov.au/version/30980652>
- Ford, D. C., & Williams, P. (2007). *Karst water resources management. Karst hydrogeology and geomorphology*. England: John Wiley & Sons. ISBN: 978-0-470-84996-5
- García-Graells, C., Antoine, J., Larsen, J., Catry, B., Skov, R., & Denis, O. (2012). Livestock veterinarians at high risk of acquiring methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* ST398. *Epidemiology Infections*, 140(3), 383-389. doi: 10.1017/S0950268811002263

- Giguère, S., Prescott, J. F., & Dowling, P. M. (2013). *Antimicrobial therapy in veterinary medicine*. England: John Wiley & Sons. doi: 10.1002/9781118675014
- Grenni, P., Ancona, V., & Caracciolo, A. B. (2018). Ecological effects of antibiotics on natural ecosystems: a review. *Microchemical Journal*, 136, 25-29. doi: 10.1016/j.microc.2017.02.006
- Guzmán, M. M. (2014). Expected impacts from construction of road-22 on the cattle and dairy farms of Puerto Rico. (Disertación doctoral publicada). Duke University, Durham U.S.A.
- Harter, T., Kourakos, G., & Lockhart, K. (2014). *Assessing potential impacts of livestock management on groundwater*. NI R 14-03 Supplemental Paper 2. Durham, NC: Duke University. Recuperado de https://nicholasinstitute.duke.edu/sites/default/files/ni_r_14-03_sr2_final.pdf
- Kümmerer, K. (2009). Significance of antibiotics in the environment. *Journal Antimicrobial Chemotherapy*, 52(2), 5-7. doi: 10.1093/jac/dkg389
- Mahler, B. J., Personné, J. C., Lods, G. F., & Drogue, C. (2000). Transport of free and particulate-associated bacteria in karst. *Journal of Hydrology*, 238(3-4), 179-93. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00324-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00324-3)
- Martínez, J. L., & Baquero, F. (2014). Emergence and spread of antibiotic resistance: setting a parameter space. *Upsala Journal of Medical Science*, 119(2), 68-77. doi: 10.3109/03009734.901444
- Mellon, M., Benbrook, C., & Benbrook, K. L. (2001). *Hoggin it! Estimates of antimicrobial abuse in livestock*. Cambridge: Union of Concerned Scientist Publications Washington D.C. Recuperado de http://www.ucsusa.org/food_and_environment/antibiotics_and_food/hogging-it-estimates-of-antimicrobial-abuse-in-livestock.html
- Monroe, M. T. (2002). *Environmental health*. 3rd ed. Canada: Brook Cole.
- Pallecchi, L., Bartolini, A., Paradisi, F., & Rossolini, G. M. (2008). Antibiotic resistance in the absence of antimicrobial use: mechanisms and implication. *Expert Rev Anti Infect Ther*, 6(5), 725-732. doi: 10.1586/14787210.6.5.725
- Parise, M., & Gunn, J. (2007). Natural and anthropogenic hazards in karst areas: recognition, analysis and mitigation. *Geological Society of London*, 279. doi: <https://doi.org/10.1144/SP279>
- Prescott, J. F. (2008). Antimicrobial use in food and companion animals. *Animal Health Research Reviews*, 9(2), 127-133. doi: 10.1017/S1466252308001473

- Ribeiro, A. F., Bodilis, J., Alonso, L., Buquet, S., Feuilleley, M., Dupont, J. P., & Pawlak, B. (2014). Occurrence of multi-antibiotic resistant *Pseudomonas* spp. in drinking water produced from karstic hydrosystems. *Science of the Total Environment*, 490, 370-378. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.012
- Święciło, A., & Zych-Wężyk, I. (2013). Bacterial stress response as an adaptation to life in a soil. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(6), 1577-1587. ISSN: 1230-1485
- Unger, I. M., Goyne, K.W., Kennedy, A. C., Kremer, R. J., McLain, J. E. T., & Williams, C. F. (2012). Antibiotics effects on microbial community characteristics in soil under conservation management practices. *Soil Science Society of America Journal*, 77, 100-112. doi: 10.2136/sssaj2012.0099
- Upshur, R. E. (2006). Ethics and infectious disease. *Bulletin of World Health Organization*, 416. ISBN: 978-1-405-14596-1
- Veni, G., Duchene, H., Crawford, N. C., Groves, C. G., Huppert, G. N., Kastning, E. H., Olson, R., & Wheeler, B. J. (2001). *Living with karst- A fragile foundation*. Environmental awareness series 4, American Geological Institute. ISBN: 0-922152-58-6
- Watanabe, N., Bergamaschi B. A., Loftin, K.A., Meyer, M. T., & Harter, T. (2010). Use of environmental occurrence of antibiotic in freestall dairy farms with manure forage field. *Environmental Science Technology*, 44 (17), 6591-6600. doi: 10.1021/es100834s
- World Health Organization. [WHO] (2010). *Antimicrobial resistance*. Recuperado de <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs194/en/>

FACTORES ABIÓTICOS QUE INFLUYEN EN LA POBLACIÓN DEL *UCIDES CORDATUS* EN LA RESERVA NATURAL HACIENDA LA ESPERANZA

Yanius Alvarado De Gracia, Ph. D.(c)¹ & Carlos M. Padín Bibiloni, Ph. D.²

Recibido 9 de mayo de 2019; aceptado 15 de octubre de 2019

Resumen - El cangrejo *Ucides cordatus* es una especie esencial en la cadena trófica dentro de la dinámica del ecosistema del manglar en Puerto Rico, según lo establece el Reglamento para Regir las Especies Vulnerables y en Peligro de Extinción en el Estado Libre Asociado de Puerto Rico. Evaluamos los factores abióticos que influyeron en la población del *Ucides cordatus* después del paso del huracán María por Puerto Rico. Las dos áreas de estudio están ubicadas en la Reserva Natural Hacienda La Esperanza en el municipio de Manatí. Llevamos a cabo muestreos de factores abióticos (T° del aire, suelo, y agua, salinidad, pH del agua, humedad del aire y del suelo) dos veces al mes durante 15 meses. El evento atmosférico causó cambios en los factores abióticos que a su vez afectaron el hábitat del *Ucides cordatus*, en cuanto a la disponibilidad de alimentos, destrucción de su hábitat, reducción de cobertura vegetal, y reducción en área de protección, entre otros. En conclusión, el *Ucides cordatus* está amenazado por pérdida de su hábitat y los cambios ocurridos en los parámetros abióticos causados por estos fenómenos naturales.

Palabras clave: Ucides cordatus, huracán María, factores abióticos, abundancia, RNHLE, Puerto Rico.

Abstract - According to Puerto Rico's Commonwealth Vulnerable and Endangered Species Regulation Act, *Ucides cordatus* is an essential component in the mangrove trophic chain. This research aimed to evaluate the abiotic factors that had an influence in the *Ucides cordatus* population after Hurricane María. Two main areas at La Esperanza Natural Reserve located at Manatí were used as research sites. We assessed abiotic factors (air, soil & water T°, salinity, and water pH, soil and air humidity) from both areas, twice a month during 15 months. The atmospheric event caused changes in abiotic factors, which in turn affected *Ucides cordatus* habitat regarding food availability, habitat destruction, reduction of vegetation coverage, and a reduction in protected areas, among others. In conclusion, *Ucides cordatus* is threatened by factors such as the speeding of its loss of habitat and changes occurred in abiotic parameters caused by natural disasters such as Hurricane María.

Keywords: Ucides cordatus, Hurricane María, abiotic factors, abundance, RNHLE, Puerto Rico

¹Candidato doctoral, Escuela de Ciencias Naturales y Tecnología, Universidad Ana G. Méndez, Recinto de Gurabo. Correo electrónico: yaalvarado@uagm.edu ²Catedrático, Escuela de Ciencias, Tecnología y Ambiente. Universidad Ana G. Méndez, Recinto de Cupey.

Introducción

El *Ucides cordatus* es una especie de cangrejo semi-terrestre común en los bosques de mangles neo tropicales. Su distribución geográfica se extiende desde Florida, Golfo de México, América Central, Antillas, norte de Sur América, Brasil y Uruguay (Sandrini-Neto & Lana, 2012). El juey pelú, nombre como se conoce en todas las zonas donde habita, posee un carapacho rectangular o trapezoidal, relativamente ancho en la parte frontal, doblado hacia atrás. El borde anterior está ocupado por las orbitas donde se encuentran los huecos de los ojos. La cavidad de la boca está completamente cubierta por maxilípedos y mandíbulas escondidas. Sus patas poseen pelos (Pinheiro & Hattori, 2003). El largo del carapacho puede medir desde 3.2 a 5.8 cm, mientras que el ancho va desde 4.1 a 6.1cm (Conti & Nalesso, 2010). Las hembras no poseen pelos en las patas y viven a poca profundidad de la entrada de la cueva, mientras los machos tienen pelos en sus patas y vive en cuevas profundas. Sus pinzas (quelas) son alongadas y diferentes en ambos sexos, con tubérculos puntiagudos en los márgenes del interior. La Figura 1 muestra el cangrejo caracterizado por un carapacho de color azulado amarilloso, con patas rosadas y los pelos de las patas son grises a negro (Alencar, Lima, Molina, & Freire, 2014).



Figura 1. *Ucides cordatus*, cangrejo adulto

Estos prefieren hacer sus cuevas en lugares fangosos asociados con el manglar, zonas de marea baja y poco contacto con el agua. El *Ucides cordatus* realiza sus actividades durante la noche, la cual utiliza para la búsqueda de alimento para luego llevársela a la cueva donde posteriormente se alimenta y finalizando cercano al amanecer. Son más activos en la temporada seca que durante la temporada de lluvia (Nordhaus, Diele, & Wolff, 2009).

El *Ucides cordatus* es una especie clave y esencial en la cadena trófica dentro de la dinámica del ecosistema del manglar en zonas tropicales y subtropicales. El cangrejo es predominante herbívoro o consumidor primario siendo su principal fuente la hoja de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) aunque en ocasiones consume escombros de plantas, raíces, sedimento y material animal (Medina, Cuevasm, & Lugo, 2010). Para Nordhaus et al. (2009) estos son importantes en la ingeniería de los ecosistemas costeros. El cangrejo desempeña un papel importante en la ecología del mangle debido a que sus cuevas son esenciales e importantes para la aeración y el drenaje del suelo e intercambio de nutrientes entre el agua y sedimento reduciendo la salida de materia orgánica dentro mangle (Nordhaus, Wolff, & Diele, 2006).

Es una especie vulnerable, se desconoce lo crítico de la especie después del Huracán. De acuerdo al estudio los cambios surgidos en los factores abióticos más importantes que influyen en la distribución de los organismos en los estuarios. Ambos parámetros pueden fluctuar simultáneamente y rápidamente de acuerdo con la temporada, diariamente y a base de las mareas (Robertson, 1984). En los climas cálidos, la temperatura alta y salinidad son potencialmente letales pues los cangrejos la evitan desplazándose hacia la sombra o el interior de las cuevas. En un estudio realizado por Winch y Hodgson (2007), en el estuario del río Bushman en África del Sur, encontraron que las temperaturas y salinidades altas tienen efectos sobre el metabolismo y crecimiento en los cangrejos, obligándolos a poner en marcha mecanismos de compensación para la realización de actividades. Pues la temperatura tiene un efecto directo en el porcentaje de los procesos fisiológicos, mientras que la salinidad ejerce sobre la demanda osmoreguladora en los animales acuáticos (Spanopoulos, Martínez, Vanegas, Rosa, & Ross, 2005).

El pH es otro parámetro que afecta la diversidad y la distribución de los cangrejos en un ecosistema. Varadharajan, Soundarapandian, & Pushparajan (2013) señalaron que la toma de CO₂ por los organismos fotosintetizadores especialmente el fitoplancton en el mar pueden afectar los niveles de pH. Esto se debe a la influencia en la penetración del agua salada, alta actividad biológica y actividad fotosintética. También indicaron que la época de lluvia, la reducción de salinidad, temperatura y la descomposición de la materia orgánica aumentan los niveles. El aumento del pH puede ocasionar un descenso en la población del cangrejo, lo cual afecta los procesos metabólicos, fisiológicos y de maduración. Estudios realizados en la biodiversidad de los cangrejos a lo largo de la costa de la India demostraron que los crustáceos son altamente sensibles a la contaminación, y

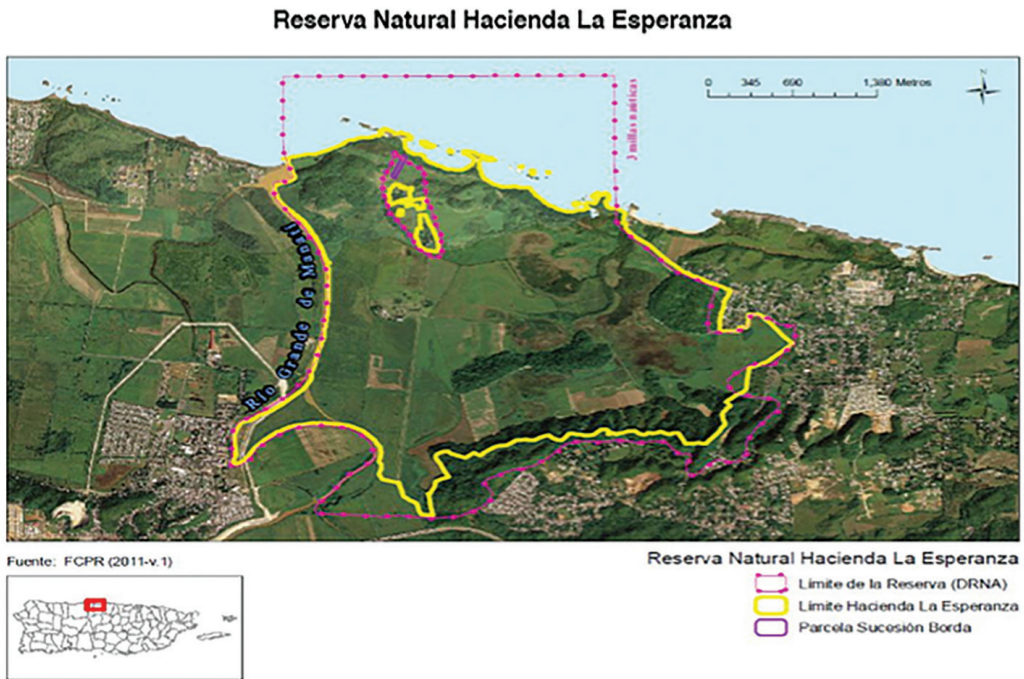


Figura 2. Reserva Natural Hacienda La Esperanza (RNHLE)

su distribución está fuertemente ligada con los parámetros físico-químicos (Varadharajan et al., 2013).

Método

Obtuvimos los datos de los factores abióticos durante los meses de noviembre del 2017 hasta enero 2019. Identificamos dos áreas de estudio que contienen el hábitat de *Ucides cordatus*. Los muestreos fueron realizados dos veces al mes en el Caño María Hernández (área de estudio A) y Palma de Terel (área de estudio B), ubicados dentro de la Reserva Natural Hacienda La Esperanza (RNHLE) en Manatí (Figura 2).

El Caño María Hernández se encuentra localizado al noroeste del pueblo de Manatí se conecta al río Grande de Manatí. El mismo presenta una cubierta vegetal en sus bordes y descarga directo al estuario. El suelo del Caño está clasificado como Santa Clara arcilloso (SnC) de acuerdo al Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, (RNHLE, 2011). Este tipo de suelo se encuentra en laderas y montes pequeños que registran pendientes del 2 al 12% de inclinación. La capa superficial de alrededor de 9 pulgadas (22.86 cm) de espesor, es de arcilla firme de color marrón grisáceo oscuro, moderadamente profundo, y con buen drenaje. La fertilidad natural es de moderada a alta. Se considera muy adecuado para el cultivo de pastos (RNHLE, 2011).

Mientras que la Palma de Terel se localiza al noreste del río Grande de Manatí. Esta zona presenta un extenso territorio con mucha vegetación donde se forma el estuario cuyas descargas van directo al océano. De acuerdo con al Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, el suelo en la Palma de Terel es clasificado como suelo Coloso arcilloso fangoso (Cn). Este tipo de suelo se distribuye en planicies de inundación. La capa superficial de alrededor de 7 pulgadas (17.78 cm) de espesor es de arcilla fangosa firme de color marrón. Es profundo, con drenaje pobre y presenta un riesgo alto de inundación. El subsuelo y sustrato presentan un potencial alto de expansión-compactación, caracterizado por una permeabilidad y escorrentía lentas (Reserva Natural Hacienda La Esperanza, 2011).

En ambas áreas de estudio, establecimos un plan que consistió en seleccionar tres puntos de muestreo al azar mediante un transepto perpendicular dentro del estuario. Cada transepto midió 10m x 10m. Los factores abióticos incluyeron la toma de muestras de la temperatura del aire, suelo, agua, salinidad, pH del agua, humedad del aire y suelo. Para esto, utilizamos sensores del *LabQuest Vernier: Temperature probe, pH sensor, soil moisture sensor, relative humidity sensor, salinity sensor y surface temperature sensor*. Los muestreos se llevaron a cabo entre las cuatro y cinco de la tarde. Seleccionamos los puntos de muestreo aleatoriamente dentro de cada transepto. Anotamos los resultados de cada parámetro, fecha y lugar, cambios, circunstancias o eventos (naturales y antropogénicos) que pudieran explicar la información recopilada de los parámetros abióticos.

Resultados y discusión

Durante los 15 meses de estudio, observamos los cambios entre los factores abióticos en cada uno de los puntos de muestreo en las áreas de estudio en el RNHLE. En el Caño María Hernández (área de estudio A) se registró temperatura mínima en el aire de 27.20°C y una temperatura máxima de 31.80°C. Mientras que en Palma de Terel área de estudio B, la temperatura mínima del aire se registrada fue de 25.10°C y la máxima de 33.20°C (Tabla 1).

En cuanto a la temperatura mínima del suelo en el área de estudio A, se registró 27.20°C, mientras que la temperatura máxima fue de 35.70°C. Para el área de estudio B, la temperatura mínima del suelo fue 24.30°C. En cuanto a la temperatura máxima, obtenida estuvo en 31.35°C (Tabla 1).

La temperatura mínima del agua registrada en el área de estudio A fue de 28.70°C, mientras que la temperatura máxima del agua registrada estuvo en los 35.10 °C. La temperatura mínima del agua registrada en el área de estudio B, fue de 25.00°C. La temperatura máxima se estuvo en los 30.90°C (Tabla 1).

La salinidad mínima del agua registrada en el área de estudio A, obtenido fue de 0.60%, mientras que el valor máximo en la salinidad alcanzó los 6.60%. En el de área de estudio B, la salinidad mínima observada estuvo en los 0.70%. El valor máximo en salinidad se observado alcanzó los 12.80% (Tabla 1).

Tabla 1

Valores mínimo-máximo de parámetros abióticos en las áreas de estudio Caño María Hernández (A) y Palma de Terel (B) de noviembre de 2017 a enero de 2019 en la RNHLE, Manatí, Puerto Rico

Parámetros	Área de estudio A		Parámetros	Área de estudio B	
	Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo
Temperatura °C			Temperatura °C		
Aire	27.20	31.80	Aire	25.10	33.20
Suelo	27.20	35.70	Suelo	24.30	31.35
Agua	28.70	35.10	Agua	25.00	30.90
Salinidad (ppm)	0.60	6.60	Salinidad (ppm)	0.70	12.80
pH	6.15	7.62	PH	6.32	7.64
Humedad %			Humedad %		
Suelo	12.10	80.00	Suelo	21.30	97.80
Aire	46.85	86.00	Aire	64.72	91.65

Nota. ppm= partes por millón.

El pH del agua en el área de estudio A, presentó diferencia durante el año de estudio. El valor más bajo obtenido fue de 6.15. En cambio, el valor máximo observado estuvo en los 7.26. En cambio, el valor mínimo del pH del agua en la área de estudio B, registró los 6.32 mientras que el valor máximo fue de 7.64 (Tabla 1).

El valor mínimo de humedad del suelo registrado en el área de estudio A, estuvo en los 12.10%. Mientras el valor máximo de humedad registró un 80.00%. El valor mínimo de humedad del suelo observado en el área de estudio B, fue de 21.30%. Por otro lado, el valor máximo de humedad registrado observado alcanzó los 97.80% (Tabla 1). El valor mínimo de humedad del aire encontrado en la área de estudio A, registró unos 46.85%. Sin embargo, el valor máximo recopilado estuvo en los 86.00%. El valor mínimo de humedad en el área de estudio B, registró un 64.72%, mientras que el valor mínimo de humedad obtenido durante el estudio fue de 91.65% (Tabla 1).

De las dos áreas donde se llevó a cabo la investigación, el área de estudio A (Caño María Hernández), presentó los valores más altos en todos los parámetros de temperatura (Tabla 1). Las altas temperaturas registradas durante finales del 2017 y a hasta el verano de 2018, correspondieron a las condiciones físicas de la localización del área de estudio y a los efectos meteorológicos típicos luego del paso del huracán María. Las temperaturas máximas se obtuvieron en el nivel superior intermareal del Caño. Esto se debió a su localización (llano costero), a su topográfica, a la vegetación del lugar (pastos), la carencia de árboles y de bosques de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), además de la distancia de la costa y al tipo de sedimento. Todos estos elementos, contribuyeron a que hubiese una diferencia en promedio de 2° a 3° en las temperaturas, lo que coincide con el estudio que realizaron Conti y Nalesso

(2010) en la zona estuarina del río Piraquê-açu, en el estado Espírito Santo al sureste de Brasil. Ambos autores indicaron que las altas temperaturas en los parámetros ambientales (ej. temperatura del aire, sedimento y agua) se registraron en las zonas del mangle donde había poca densidad de follaje y con una gran evaporación.

Durante los meses de otoño de 2017, las temperaturas obtenidas del aire, suelo y agua fueron más altas comparadas con el año siguiente. La razón por la cual las temperaturas se mantuvieron más altas se debió a que después del Huracán le siguió un periodo de días secos y de intenso calor. Los meses subsiguientes no hubo precipitación debido a que finalizaba la temporada de lluvia y comenzaba el periodo seco y la destrucción de los árboles y de la vegetación. En la temporada de invierno de 2017-2018, el investigador observó que las temperaturas de los tres parámetros obtenidas se mantuvieron relativamente altas para la temporada especialmente los de la temperatura del suelo y la del agua en comparación con las registradas durante la misma temporada de invierno 2018-2019. Esto se debió al periodo de calor que hubo después del paso del huracán María ocasionado por la escasa vegetación del lugar, la caída de los árboles, el comienzo del periodo seco de invierno, el aumento en la humedad del aire causado por la abundante nubosidad especialmente durante el comienzo del año, el poco viento y la alta evaporación del lugar. El descenso en la temperatura de los tres parámetros ocurrió como consecuencia del crecimiento de la vegetación del lugar, el aumento en la precipitación local debido al paso de numerosos fenómenos atmosféricos, la extensión del periodo de lluvia y a la poca exposición al sol debido a la reducción de horas durante el día.

La abundancia de los cangrejos juveniles de mayor tamaño y peso en el área de estudio A (Caño María Hernández) se observó a mediados de la temporada de invierno de 2017-2018 hasta mediados del verano de 2018. La captura de cangrejos juveniles en la temporada de invierno se debió a los cambios producidos por el huracán María sobre la ecología del Caño, la población de cangrejos y sobre los parámetros ambientales. Durante la estación de invierno, por lo general, la población de cangrejos se mantiene dentro de sus cuevas y no salen hasta mediados de la primavera. Sin embargo, tras el paso del huracán María los observamos activos por el caño, posiblemente en busca de un lugar donde hacer sus cuevas pues la mayoría de ellas fueron inundadas o erosionadas por el agua. Otro factor que contribuyó fue que gran parte de la vegetación circundante a sus cuevas también fue arrastrada y esto motivó a que los cangrejos se movieran en búsqueda de alimento. Rodríguez y Sabat (2009) determinaron que el alimento en los cangrejos es un factor limitante en los lugares donde hay grandes poblaciones de cangrejos.

La ubicación del área de estudio B (Palma de Terel) contribuyó a que los promedios de las temperaturas fueran más bajos. Esto se debió a que la misma, está localizada en la parte baja del estuario rodeada de una abundante, extensa y variada vegetación que incluyen bosques de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) como mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y a la poca distancia de la costa. De acuerdo con Góes et al. (2010), los manglares presentan una densa vegetación compuesta de árboles de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), la cual les permite tener un promedio de temperatura más bajo que lo observado en manglares con una vegetación menos densa. Las altas temperaturas observadas en el otoño de 2017, se debieron a la poca

densidad de árboles de mangle y el poco follaje de la vegetación ocasionado por el impacto de los vientos y por la crecida e inundación del río Grande de Manatí. Otros factores que afectaron las temperaturas del lugar fueron el patrón de clima seco y a la alta humedad que hubo después del Huracán en la temporada de invierno de 2017. La temperatura de ambos parámetros mostró ser elevada comparada con las registradas en el 2018. Esto sucedió como consecuencia de la pérdida de los árboles de mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle rojo (*Rhizophora mangle*). El descenso en las temperaturas resultó como consecuencia del proceso de recuperación de los bosques de árboles de mangle rojo como blanco, el crecimiento de la vegetación sobre el sedimento y los eventos continuos de precipitación ocasionados por el paso de fenómenos atmosféricos y a los cambios de estación.

La baja población de cangrejos adultos en el área de estudio B (Palma de Terel) no solo se debió al impacto severo recibido por los vientos del huracán María, sino también por la cantidad e intensidad del agua proveniente del río Grande de Manatí. La intensidad y la duración de los vientos ocasionaron la destrucción de la mayoría de los árboles de los bosques de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y de mangle negro (*Avicennia germinans*) en el estuario lo cual ocasionó la pérdida de hábitat del cangrejo y la reducción de alimento.

Los promedios bajos en salinidad registrados en el área de estudio A (Caño María Hernández) se debieron a su ubicación, la cual se encuentra lejos de la costa, y de la cantidad de agua dulce que recibe de los tributarios contiguos al caño. La salinidad más baja observada fue en el invierno de 2017. Esto puede deberse a la cantidad de agua dulce recibida como resultado del aumento de precipitación caída por el paso del huracán María sobre la Cordillera Central por donde pasa el río Grande de Manatí, la modificación y reducción de la desembocadura del río como consecuencia de las marejadas ciclónicas y la crecida del río. El aumento en la salinidad se relacionó al cambio de estación, el aumento en la fuerza de los vientos sobre el agua marina impulsándola hacia dentro del río, las temperaturas altas, los eventos de calor, la poca precipitación y la alta evaporación. Esto confirma lo encontrado por Fernández y Carvalho (2007), quienes demostraron que las estaciones del año producen diferencias en salinidad y están relacionadas con la temporada seca y/o por los eventos de lluvia.

Las diferencias en salinidad en el área de estudio B (Palma de Terel) estuvieron asociadas a su cercanía con la costa, los cambios de temporada, los fuertes vientos, las grandes marejadas, eventos de lluvia y fenómenos atmosféricos. Diele y Smith (2006), indicaron que los manglares son lugares de baja elevación, donde el agua del mar interactúa con agua dulce superficial y subterránea. La salinidad en el manglar/estuario, es generalmente mayor cerca del punto de descarga al océano. El aumento en la salinidad en el invierno ocurrió debido al paso de frentes de frío que produjo fuertes vientos y grandes marejadas, esto provocó la mezcla de agua salada con el agua dulce dentro del estuario. Mientras que el aumento en la temporada de verano estuvo relacionado con la temporada seca, la escasa y dispersa vegetación, la exposición al sol y a la alta evaporación. El periodo de baja salinidad se relacionó con el aumento en el periodo de lluvia.

Los cambios estacionales, las variaciones en temperatura y los eventos estacionales estuvieron relacionados con los cambios con el pH. Para Alcántara-Filho (1978), los cambios en el pH son causados por las alteraciones en el clima durante las estaciones del año. Los valores bajos en el pH del área de estudio A (Caño María Hernández) se observaron durante la temporada de verano como consecuencia del clima seco, las altas temperaturas, el cambio en el particulado del agua por el efecto del polvo del Sahara y los pocos eventos de precipitación. El aumento en los valores de pH se produjo como consecuencia de las bajas temperaturas registradas en el agua y aire, además de la cantidad de precipitación registrada, a la abundancia de la vegetación en y sobre el agua, así como a los cambios en la materia del fondo de la corriente.

Los factores que causaron la baja en el pH del agua en el área de estudio B (Palma de Terel) estuvieron asociados a las temperaturas altas diurnas, los periodos de poca o ninguna precipitación, el paso de eventos atmosféricos, los cambios en las mareas producidas por el efecto de las fases de la luna y la alta evaporación. En cambio, el aumento se produjo por el cambio de temporada de húmedo y caluroso a frío y seco.

De acuerdo con Gilman, Ellison, Duke y Filed (2008), la retención de la humedad en suelo, se debe a las variables ambientales: tamaño del grano en el sedimento, porcentaje de arcilla, distribución del contenido de la materia orgánica, a la densidad del manglar y a los cambios estacionales. Los porcentajes más bajos en la humedad del suelo en el Caño, se observaron en la temporada de verano. Esto ocurrió como consecuencia del tiempo seco y brumoso, a las altas temperaturas diurnas, al polvo del Sahara, a la poca precipitación y a la alta tasa de evaporación que favorecieron significativamente a reducir el porcentaje de humedad. Los porcentajes de humedad más altos se registraron en la primavera del 2018 y en el invierno de 2017. Los cambios en la intensidad y la cantidad de precipitación, acrecentamiento en la temperatura, la frecuencia en los eventos atmosféricos y el desbordamiento del río causado por las lluvias y la entrada de agua salada al río producto de las marejadas fuertes contribuyeron con el aumento en la humedad.

Los niveles de humedad más bajos en el área de estudio B (Palma de Terel) estuvieron asociados con los cambios en el clima (fresco y húmedo a seco y caluroso), el comienzo de la temporada de huracanes, al efecto de Polvo del Sahara (pues durante el tiempo que dominó afectó el bajo porcentaje de precipitación) y la poca densidad y abundancia de la vegetación del lugar específicamente el bosque de mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y mangle rojo (*Rhizophora mangle*). La poca vegetación influyó que el suelo del estuario estuviese expuesto al sol durante largos periodos de tiempo, lo que aumentó el nivel de evaporación. El aumento en la humedad estuvo relacionado con los cambios de temporada de seco a húmedo y la frecuencia de los eventos de precipitación y el paso de los frentes de frío. Este último provocó el aumento en los vientos y la entrada de las marejadas hacia el estuario.

De acuerdo con Gomes, Abrunhosa, Simith y Asp (2013), los distintos niveles de humedad del aire corresponden a la cantidad de vapor de agua existente en la atmósfera, el

grado de evaporación de los océanos u otras fuentes de agua, a la presencia o ausencia de la vegetación, la temperatura y las estaciones del año. Los bajos niveles de humedad del aire en el área de estudio A (Caño María Hernández) se observaron durante el verano. Esto se produjo por el efecto de la ola de calor provocada por el paso del polvo del Sahara lo que a su vez indujo que el tiempo fuera seco y brumoso. Otros factores que contribuyeron fue la reducción sustancial de la precipitación pluvial pues en varias ocasiones observamos que las nubes de lluvia eran dirigidas por el viento hacia las montañas y la reducción en la evaporación debido a la poca cantidad de agua que cayó. Los promedios de mayor humedad se asociaron al aumento de las temperaturas causadas por el calor diurno, el paso de numerosos fenómenos atmosféricos por la región (vaguadas, ondas tropicales y huracanes) y la ausencia de árboles aledaños al caño y el efecto directo del sol propicio el aumento en la evaporación.

El descenso en la humedad del aire en el área de estudio B (Palma de Terel) fue ocasionada por el cambio de estación, el inicio de la temporada seca, el aumento en la temperatura diurna, el cambio en la dirección de los vientos y la proximidad del evento del polvo del Sahara. Mientras que el incremento en la humedad estuvo relacionado con eventos frecuentes de lluvia, cambio de temporada (frío a cálido) y al paso de la tormenta tropical Florence por el norte de la Isla.

Conclusiones y recomendaciones

Los cambios (aumento) en los parámetros a raíz del paso del huracán encontrados están impactando adversamente la abundancia del *Ucides cordatus*. La pérdida de hábitat debido a los eventos extremos en los últimos 16 meses también está impactando la población de *Ucides cordatus*. La pérdida de cobertura vegetal, y la reducción de terrenos causaron los cambios drásticos en los parámetros abióticos y en la disponibilidad de alimentos del juey pelú. Este estudio confirma que la especie es vulnerable debido a la pérdida de su hábitat. Los parámetros abióticos contribuyeron a la disminución en el número de cangrejos, tanto de juveniles como de adultos.

Para atender esta situación se recomienda hacer un estudio poblacional en la Isla para determinar si el mismo es candidato a la lista de especies en peligro de extinción. Para el área de estudio se recomienda que se restaure el hábitat mediante el enriquecimiento y restauración ecológica en áreas del manglar degradadas mediante siembra de mangle rojo (*Rhizophora mangle*), promover e implantar criaderos del juey pelú en la RNHLE y la reintroducción de individuos de la especie en el hábitat natural.

Literatura citada

Alcántara-Filho, P. (1978). Contribuição ao estado da biologia e ecologia do caranguejo-uçá – *Ucides cordatus cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura), no manguezal do rio Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 18, 1- 41. Disponível em: http://www.labomar.ufc.br/images/stories/arquivos/ArqCienMar/V18_1978/acm_1978_18_1-2_01.pdf

- Alencar, R. D., Lima-Filho, P. A., Molina, W. F., & Freire, F. A. M. (2014). Sexual shape dimorphism of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda, Ucididae) accessed through geometric morphometric. Recuperado de *The Scientific World Journal*, 1-8. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/206168>.
- Conti, R. C., & Nalesso, R. C. (2010). Status of the population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) on the Piraguê – açu river estuary, Espírito Santo, Brasil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58(2):81-92. <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592010000200001>.
- Diele, K., & Simith, D. J. B. (2006). Salinity tolerance of northern Brazilian mangrove crab larvae, *Ucides cordatus* (Ocypodidae): Necessity for larva export? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 68:600-608. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.03.012>.
- Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. (2016). Reglamento para regir las especies vulnerables y en peligro de extinción en el Estado Libre Asociado de Puerto Rico. Recuperado de <http://drna.pr.gov/.../Reglamento-Especies-Vulnerables-y-en-Peligro-de-Extinción-Versión->
- Fernandes, M. E. B., & Carvalho, M. L. (2007). Bioecología de *Ucides cordatus* Linnaeus, 1763 (Decapoda: Brachyura) na costa do estado do Amapá. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 20, 15-22. www.journals4free.com/link.jsp?l=41345853
- Fideicomiso de Conservación de Puerto Rico (2011). Plan demanejo Reserva Natural Hacienda La Esperanza. 1- 699.
- Gilman, E. L., Ellison, G., Duke, N. C., & Field, C. (2008). Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany*, 89(2):237-250. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.009>.
- Góes, P., Branco, J. O., Pinheiro, M. A. A., Barbieri, E., Costa, D., & Fernandes, L. L. (2010). Bioecology of the Uca-Crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), in Vitória Bay, Espírito Santo State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58, 153-163. doi.org/10.1590/S1679-87592010000200006
- Gomes, J. D., Abrunhosa, F. A., Simith, D. J. B., & Asp, N. E. (2013). Mangrove sedimentary characteristic and implications for crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Decapoda, Ucididae) distribution in an estuarine area of the Amazonian region. *Acta Amazonica*, 43(4), 481-489. doi.org/10.1590/S0044-59672013000400010
- Medina, E., Cuevas E., & Lugo, A. E. (2010). Nutrient relation of dwarf *Rhizophora mangle* L. mangrove on peat in eastern Puerto Rico. *Plant Ecology*, 207, 13-24. [doi: 10.1007/s11258-009-9650-z](https://doi.org/10.1007/s11258-009-9650-z)

LITTLE LIZARDS WITHIN THE LEAF LITTER: SUBSTRATE SELECTION ENSURES SURVIVAL OF ENDEMIC DWARF GECKOS AT THE SALT FLATS REFUGE IN CABO ROJO, PUERTO RICO

Rhianna F. Smith-Dorr, MS¹

Received June 15, 2019; Accepted October 15, 2019

Abstract - Substrate selection is of the utmost importance to the survival of two endemic geckos, *Sphaerodactylus nicholsi* and *Sphaerodactylus roosevelti*, at the Salt Flats Refuge in Cabo Rojo, Puerto Rico. Both species use leaf litter and fallen termite mounds to the same degree with the purpose of regulating their temperature and metabolism thereby avoiding desiccation. In addition, their substrate selection serves as protection from predators and as an efficient means to locate food by reducing predation chances. We can help the survival success of these geckos by preventing the deforestation of trees and mangroves associated to their habitats.

Keywords: *Sphaerodactylus*, salt flats refuge, leaf litter, termite mound

Resumen - La selección de sustrato es de gran importancia para la sobrevivencia de dos geocos endémicos, *Sphaerodactylus nicholsi* y *Sphaerodactylus roosevelti*, que se encuentran en el Refugio Las Salinas en Cabo Rojo, Puerto Rico. Ambas especies utilizan al mismo grado la hojarasca y nidos de termitas caídos en el suelo con el fin de regular su temperatura y metabolismo, evitando la desecación. Además, su selección de sustrato sirve de protección contra depredadores al igual que de una fuente de alimento. Podemos asegurar la sobrevivencia de estos geocos al prevenir la deforestación de árboles y mangles asociados a su hábitat.

Palabras clave: *Sphaerodactylus*, Refugio Las Salinas, sustrato, hojarasca, nidos de termitas

Introduction

All species on Earth possess specialized strategies that allow them to survive and flourish in a given habitat. This habitat can be as large as a continent or as miniscule as the patches of leaf litter under our feet as we walk through a refuge. The Salt Flats Refuge in Cabo Rojo is a harsh and arid habitat with summer temperatures that surpass 105 degrees Fahrenheit. Despite this hostile environment, this refuge is home to various species of endemic lizards. Among them, reside two species of endemic *Sphaerodactylus*, some of the smallest and extreme species found on our island.

¹Natural Sciences Faculty, Biology Department, University of Puerto Rico, Arecibo Campus; email: rhianna.smith@upr.edu

The *Sphaerodactylus* genus currently encompasses a Neotropical distribution, including most of the Caribbean, Central and South America, as well as small areas of the North American continent (Vitt & Caldwell, 2014; Powell & Henderson, 1999).

Sphaerodactylus geckos differ from other geckos in many ways. For starters, they are diurnal or crepuscular being mostly active during daylight hours, particularly dawn and dusk (Gamble, Greenbaum, Jackman & Bauer, 2015). In addition, they are mostly terrestrial and lack the ability to vocalize. Instead, Regalado (2003) suggested that members of *Sphaerodactylus* rely on visual cues as well as chemical signals for communication. Currently, Puerto Rico is home to nine species of *Sphaerodactylus* including one species from Mona, Monito and Desecheo (Schwartz & Henderson, 1991; Rivero, 2006). Other species are yet to be described, like a new species found in Rincón (Díaz-Lameiro, Oleyksyk, Bird-Picó & Martínez-Cruzado, 2013) and another from Culebra Island (Rios-Franceschi, García-Cancel, Bird-Picó, & Carrasquillo, 2006). Furthermore, the species *S. macrolepis* has nine subspecies (Rivero, 1998).

Sphaerodactylus nicholsi (Figure 1) and *Sphaerodactylus roosevelti* (Figure 2) are two species of endemic dwarf geckos that live in sympatry at the Salt Flats Refuge. Interestingly, these two species vary significantly in their sizes. *Sphaerodactylus nicholsi* is the smallest member of the genus found in Puerto Rico as well as the smallest amniote (Rivero, 1998). This species has an average Snout-Vent-Length (SVL) of 20mm for adults (Rivero, 1998) By contrast, *S. roosevelti* can reach a maximum Snout-Vent-Length (SVL) of 39mm for adults



Figure 1. *Sphaerodactylus nicholsi* adult.



Figure 2. *Sphaerodactylus roosevelti* adult male.

making it the largest species of Sphaerodactilid found in Puerto Rico (Rivero, 1998). Although most species of Sphaerodactilids on the island have very similar physical attributes, we can identify *S. nicholsi* by the presence of a “crescent moon shape” pattern on the head as well as a chevron on the base of the tail (Figure 1). For *S. roosevelti*, we note the presence of sexual dimorphism between adult males and females. Females of the species possess white coloring with black longitudinal lines that start at the head forming a sort of mask like pattern that

extends along the length of the body (Figure 3). By contrast, males lack the presence of this mask and black longitudinal lines (Figure 2). In most mature males, we see grey, almost light blue longitudinal lines along the body (Figure 2). Another factor that may help with the identification of *Sphaerodactylus* on the island is the geographic location of individual, since most species are only found at certain elevations or microclimates. In addition, the size or length (SVL) of the adult individual may also serve as an identification parameter.



Figure 3. *Sphaerodactylus roosevelti* adult female within termite mound.

Due to the diminutive size of *Sphaerodactylus*, they have high surface area to volume ratios, which in turn cause high risks of desiccation (Bentley, 1976; Nava, 2006; Turk, Wyszynski, Powell, & Henderson, 2010; Johnson, Parmerlee, Eifler, & Powell, 2013; Allen & Powell, 2014). Similarly, Bentley (1976) and Turk et al. (2010) noted that smaller animals lost water faster than larger individuals did and this was due to the relationship of body size to biomass. Thus, larger lizards have relatively less surface area from which water is lost than smaller ones. As a means to buffer the effects of water loss, *Sphaerodactylus* are usually found inhabiting shady canopy areas as well as leaf litter patches. This use of microhabitat selection allows them to avoid direct sunlight while taking advantage of lower temperature gradients and increased humidity within a hostile environment. For example, while studying *S. gaigae*, *S. macrolepis* and *S. townsendi* in Puerto Rico, Nava (2004) stated that humidity was the most vital parameter used for habitat selection. Similarly, there was a trend in microhabitat preference of shady, moist and deep leaf litter areas when studying *Sphaerodactylus vincenti* on the island of St. Vincent in West Indies (Steinberg, Powell, Powell, Parmerlee, & Henderson, 2007).

Substrate selection

Substrate selection is essential to ensure survival of tiny geckos in harsh environments such as the Salt Flats Refuge. By being *thigmothermic*, *S. nicholsi* and *S. roosevelti* perform thermoregulation with the use of substrates and objects found in their habitat. These species do not bask in sunlight in order to be able to regulate their metabolism and other physiological processes because of the risk of desiccation (Snyder, 1979; Steinberg et al., 2007; Allen & Powell, 2014). Although there are significant differences between the sizes of *S. nicholsi* and *S. roosevelti*, no statistical differences exist in their selection of leaf litter depth (cm) within the Salt Flats Refuge (Figure 4). These species use an average depth

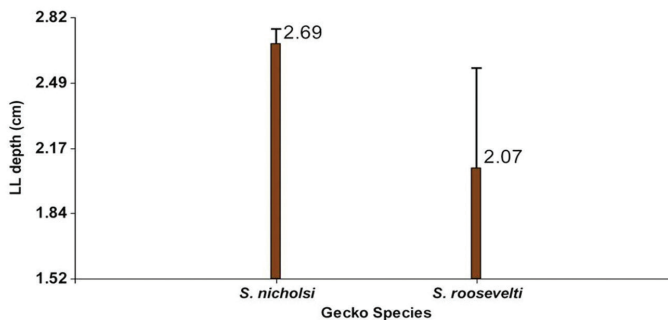


Figure 4. Comparison of leaf litter depth (cm) selection between *Sphaerodactylus nicholsi* and *S. roosevelti*

Note. Study sample size included 667# *Sphaerodactylus nicholsi* and 124# *Sphaerodactylus roosevelti*. No significant differences exist in leaf litter depth selection between species. Both species use leaf litter as substrate within the Salt Flats Refuge. (Wilcoxon Test-Mann-Whitney U, p -value 0.1677).

of leaf litter of 2.38cm. At the Salt Flats Refuge, the canopy cover and leaf litter was predominantly comprised of the following vegetation: *Prosopis* sp. (Mesquite), *Pithecellobium unguis cati* (Cat's Claw), as well as three species of mangroves: *Avicennia germinans* (Black), *Conocarpus erectus* (Button) and *Laguncularia racemose* (White). Because of the importance of shade and leaf litter for these species, the conservation of trees and mangroves in the refuge is paramount. Without trees, there can be no leaf litter patches and thus no geckos to inhabit these habitats. Similarly, by opening up canopy habitats, there may be an increase in predation by larger, more active lizards that feed on smaller vertebrates (Lewis, 1989; Vitt, Sartorius, Aviles-Pires, Zani, & Esposito, 2005). Furthermore, this genus is vulnerable to anthropogenic disturbances due to their specialized habitats and limited dispersal abilities (Nava, 2004).

In addition to leaf litter use, *S. nicholsi* and *S. roosevelti* at the Salt Flats Refuge also use other substrate types, such as rocks, debris, fallen tree trunks and termite mounds. Within these substrate types, the use of fallen termite mounds is the most prevalent (Figure 5).

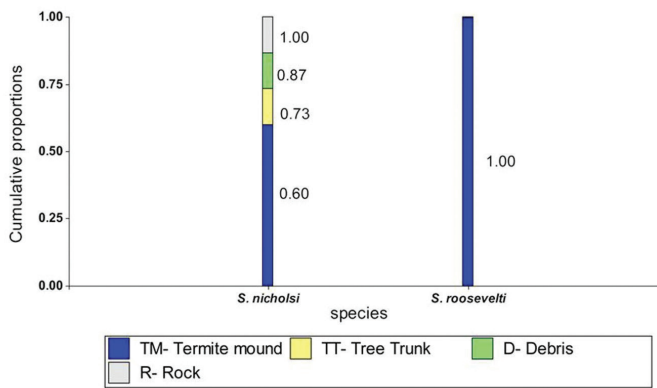


Figure 5. Comparison between *Sphaerodactylus nicholsi* and *S. roosevelti* of “Other” type of substrate selected.

Note. Study sample size included 667# *Sphaerodactylus nicholsi* and 124# *Sphaerodactylus roosevelti*. No significant differences exist between species within the “Other” substrate type selected (Chi-Square, p -value 0.2280). Both species were predominantly found in termite mounds.

Further importance of substrate selection

Aside from the importance of substrate as a means to buffer the effects of desiccation, substrate selection may serve as protection from predators. Leaf litter allows these diminutive lizards to be shrouded from known predators such as lizards within the *Pholidoscelis* (previously *Ameiva*) and *Anolis* genera (Lewis, 1989 ; López-Ortiz & Lewis, 2002 & 2004). Leaf litter may be exceptionally useful for *S. nicholsi* whose dark mottled color pattern allows perfect camouflage within this substrate. Similarly, fallen termite mounds may serve this same purpose, allowing diminutive Sphaerodactilids the ability to hide inside the crevices of the mound much too small for other lizards to enter (Figure 3).

Substrate selection may also aid these geckos in the acquisition of food. For example, leaf litter and termite mounds at The Salt Flats Refuge are associated with a variety of micro invertebrates that may serve as a food source for Sphaerodactilids. Prey items have never been documented for *S. nicholsi* and *S. roosevelti*. However, studies focusing on stomach contents of *S. vincenti* on the island of St. Vincent report various orders of insects, isopods (crustaceans), arachnids and snails (Steinberg et al., 2007). The fact that these tiny geckos can be able to locate food without having to roam outside of substrate is especially vital since it may reduce the possibility of being hunted by predators.

Concluding remarks

These two species are found living together only on the southwestern coast of Puerto Rico. Because of this limited distribution, it is imperative to educate the public about these geckos and help conserve their habitat in order to ensure their survival. These lizards are endemic to Puerto Rico and they belong on this island as much as we do.

Sphaerodactilids thrive in the extreme habitat of The Salt Flats Refuge because they have learned to exploit their resources by means of microhabitat selection. They have become experts in locating and using areas within their habitat that possess more advantageous characteristics for survival. These characteristics mainly include substrate selection focused on lower temperatures, higher humidity, food availability, and shade among other parameters.

Let us work together to conserve the vegetation that is essential to their survival. All species benefit from the conservation of our natural resources. Ultimately, we are all a part of the delicate cycles governed by planet Earth. It is time we started acting like it.

Cited literature

- Allen, K. E., & Powell, R. (2014). Thermal biology and microhabitat use in Puerto Rican eyespot geckos (*Sphaerodactylus macrolepis macrolepis*). *Herpetological Conservation and Biology*, 9(3), 590-600. Recuperado de http://www.herpconbio.org/Volume_9/Issue_3/Allen_Powell_2014.pdf
- Bentley, P.J. (1976). Osmoregulation. In Gans, C., and Dawson, W.R. (eds.), *Biology of the Reptilia*. Wl.5. *Physiology*, A, 365-412.
- Díaz-Lameiro, A., Oleyksyk, T. K., Bird-Picó, F. J., & Martínez-Cruzado, J. C. (2013). Colonization of islands in the Mona Passage by endemic dwarf geckos (genus *Sphaerodactylus*) reconstructed with mitochondrial phylogeny. *Ecology and Evolution Open Access*, 3(13), 4488-4500. doi: 10.1002/ece3.770
- Gamble, T., Greenbaum, E., Jackman, T. R., & Bauer, A. M. (2015). Into the light: Diurnally has evolved multiple times in geckos. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115 (4), 896-910. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/bij.12536>
- Johnson, S. K., Parmerlee, J. S., Eifler, D. A., & Powell, R. (2013). Comparative water-loss rates of *Hemidactylus mabouia* and *Sphaerodactylus notatus* on Eleuthera Island, Commonwealth of the Bahamas. *Herpetology Notes*, 6, 471-475. Recuperado de http://www.herpetologynotes.seh-herpetology.org/Volume6_PDFs/Johnson_HerpetologyNotes_volume6_pages471-475.pdf
- Lewis, A. (1989). Diet selection and depression of prey abundance by an intensively foraging lizard. *Journal of Herpetology*, 23(2), 164-170. doi:10.2307/1564023
- López-Ortiz, R., & Lewis, A. (2002). Seasonal abundance of hatchlings and gravid females of *Sphaerodactylus nicholsi* in Cabo Rojo, Puerto Rico. *Journal of Herpetology*, 36(2), 276-280. doi: 10.2307/1566001
- Lopez-Ortiz, R., & Lewis, A. (2004). Habitat selection by *Sphaerodactylus nicholsi* (Squamata: Gekkonidae) in Cabo Rojo, Puerto Rico. *Herpetologica*, 60(4), 438-444. Recuperado de <https://doi.org/10.1655/03-84>.
- Nava, S. S. (2004). *Microhabitat selection, resource partitioning, and evaporative water loss by dwarf geckos, (Sphaerodactylus)*, on Puerto Rico. Master of Science thesis. University of Texas.

- Nava, S. S. (2006). Size does matter. *Iguana*, 13(1), 17-21. Recuperado de http://www.herpconbio.org/Volume_9/Issue_3/Allen_Powell_2014.pdf
- Powell, R., & Henderson, R. W. (1999). Addenda to the checklist of West Indian amphibians and reptiles. *Herpetological Review*, 30, 137-139. Recuperado de <https://search.proquest.com/openview/b7eaa6af9378391d5bd1e2484a6cdd3f/1?pq-origsite=gscholar&cbl=33457>
- Regalado, R. (2003). Social behavior recognition in the Puerto Rican dwarf gecko *Sphaerodactylus nicholsi*. *Caribbean Journal of Science*, 39(1), 77-93. Recuperado de <http://beta.biotapr.org/bibtex/files/456/Regalado%20-%202003.pdf>
- Ríos-Franceshi, A., García-Cancel, J. G., Bird-Picó, F. J., & Carrasquillo, L. D. (2016). Spatiotemporal changes of the herpetofauna community in Mount Resaca and Luis Peña Cayo, Culebra National Wildlife Refuge, Culebra, Puerto Rico. *Life the Excitement of Biology*, 3(4), 254-289. doi: 10.9784/LEB3(4)Ríos.01
- Rivero, J. A. (1998). *Los anfibios y reptiles de Puerto Rico*. San Juan, Puerto Rico: Editorial Universitaria.
- Rivero, J. A. (2006). *Guía para la identificación de lagartos y culebras de Puerto Rico*. San Juan, Puerto Rico: Editorial Universitaria.
- Schwartz, A., & Henderson, R. W. (1991). *Amphibian and Reptiles of the West Indies: descriptions, distributions and natural history*. Gainesville, Florida: University of Florida.
- Snyder, G. K. (1979). Water loss and oxygen consumption in tropical *Sphaerodactylus*. *Oecologia*, 38, 107-110. doi: 10.1007/BF00347829
- Steinberg, D. S., Powell, S. D., Powell, R., Parmerlee, J. S., & Henderson, R. W. (2007). Population densities, water-loss rates, and diets of *Sphaerodactylus vincenti* on St. Vincent, West Indies. *Journal of Herpetology*, 31(2), 330-336. Recuperado de [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2007\)41\[330:PDWRAD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2007)41[330:PDWRAD]2.0.CO;2)
- Turk, P. A., Wyszynski, N. N., Powell, R., & Henderson, R. W. (2010). Population densities and water-loss rates of *Gymnophthalmus pleii*, *Gymnophthalmus underwoodi* (*Gymnophthalmidae*), and *Sphaerodactylus fantasticus fuga* (*Sphaerodactylidae*) on Dominica, West Indies. *Salamandra*, 46(3), 125-130. Recuperado de https://scholar.google.com/scholar?cluster=11372375915993515120&hl=en&as_sdt=0,5
- Vitt, L. J., & Caldwell, J. P. (2014). *Herpetology*. Amsterdam: Academic Press.
- Vitt, L. J., Sartorius, S. S., Aviles-Pires, T. C., Zani, P. A., & Esposito, M. C. (2005). Small in a big world: Ecology of leaf litter geckos in new world tropical forests. *Herpetological Monographs*, 19(1), 137-152. Recuperado de [https://doi.org/10.1655/0733-1347\(2005\)019\[0137:SIABWE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1655/0733-1347(2005)019[0137:SIABWE]2.0.CO;2)

- Nordhaus, I., Wolff, M., & Diele, K. (2006). Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in high intertidal forest in northern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67, 239-250. doi: 10.1016/j.ecss.2005.11.022.
- Nordhaus, I., Diele, K., & Wolff, M., (2009). Activity patterns, feeding and behavior of the crab *Ucides cordatus* (Ucididae) in a high intertidal mangrove forest in north Brazil. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 374(2), 104-112. doi: 10.1016/j.jembe.2009.04.002.
- Oribhabor, B. J., & Udo, M. T. (2011). Impact of mangrove forest destruction on the fisheries Resources of the Niger Delta, Nigeria. *Nature & Faune*, 25, 72-76. <http://www.un.org/en/events/iyof2011/>
- Pinheiro, M. A. A., & Hattori, G. Y. (2003). Embryology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1773) (Brachyura: Ocypodidae). *Journal of Crustacean Biology*, 23, 729-737.
- Rodríguez-Fourquet C., & Sabat, A. M. (2009). Effect of harvesting, vegetation structure and composition on the abundance and demography of the land *Cardisoma guanhumi* in Puerto Rico. *Wetlands Ecology and Management*, 17(6), 627-640. doi: 10.1007/s11273-009-9139-5.
- Sandrini-Neto, L., & Lana, P. C. (2012). Distribution patterns of the crab *Ucides cordatus* (Brachyura, Ucididae) at different spatial scales in subtropical mangroves of Paranaguá Bay (southern Brazil). *Helgoland Marine Research*, 66, 167-174. doi:10.1007/s1052-011-0258-z
- Spanopoulos-Hernández M., Martínez-Palacios, Vanegas-Pérez, Rosas C., & Ross, L.G. (2005). The combined effects of salinity and temperature on the oxygen consumption of juvenile shrimps *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1874). *Aquaculture*, 244, 341-348.
- Spivak, E. D. (1997). Cangrejos estuariles del Atlántico sud occidental (25 - 41 S) Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Investigaciones Marinas Valparaíso*, 25, 105-120. doi.org/10.4067/S0717-71781997002500008.
- Robertson, W. D. (1984). Aspects of the ecology of the shrimp *Palaemon pacificus* (Stimpson) (Decapoda: Palaemonidae) in the Bushman's River estuary. M. Sc. thesis. Rhodes University. Grahamstown (SA).
- Varadharajan, D., Soundarapandian, & P., Pushparajan, N. (2013). Effect of physico-chemical parameters on crabs biodiversity. *Journal Marine Science Research Development*, 3(1), 1-11. doi.10.4172/2155-9910.10000116.
- Winch, J. J. W. W., & Hodgson, A. N. (2007). The effect of temperature and salinity on oxygen consumption in the brachyuran crab *Cyclograpsus punctatus* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae). *African Zoology*, 42(1), 118-123. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/15627020.2007.11407384>

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y PREFERENCIA DE HÁBITAT DEL PEZ LEÓN *PTEROIS VOLITANS* EN EL ESTUARIO URBANO DE LA BAHÍA DE SAN JUAN

Ivangs Manuel Rivera-Aponte, MS, MPA¹, Edwin Hernández-Delgado, Ph.D.²,
Jorge Bauzá-Ortega, Ph.D.³ & Warner Ithier-Guzmán, Ph.D.⁴

Recibido 15 de junio de 2019; aceptado 26 de septiembre de 2019

Resumen - El pez león *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) pertenece a una de las familias más venenosas del ecosistema marino, la cual ha invadido exitosamente el océano Atlántico. La proliferación de esta especie en los últimos 30 años representa una amenaza real y creciente para la ecología de los hábitats marinos tropicales y subtropicales del Caribe. En esta investigación documentamos los patrones de distribución espacial y de preferencia de hábitat de *P. volitans* a través de una estratificación de cinco tipos de hábitats asociados al estuario urbano de la Bahía de San Juan. Además, determinar si la variación en la estructura de la comunidad de peces se relaciona con la variación en la población de *P. volitans* o con otros factores. Para estudiar la densidad poblacional del pez león por hábitats, utilizamos transectos de fajas de 25 x 10 m. Documentamos el número y tamaño (largo total) de todos los peces leones y peces nativos por cada tipo de hábitat. La densidad de peces leones en el periodo de abril a noviembre de 2014 fue mayor en unidades de arrecifes artificiales ($n=27$) que en los manglares ($n=2$), los herbazales marinos ($n=2$) y los arrecifes de coral ($n=4$). La abundancia de estos peces resultó más alta en lugares con objetos artificiales ($n=27$) que en los otros sistemas naturales adyacentes ($n=8$). El hecho de que los peces leones muestran una aparente preferencia de hábitats sugiere que los peces nativos en estadios juveniles en esos hábitats preferenciales están en mayor riesgo de depredación.

Palabras clave: pez león, hábitat, invasión, ecología, Bahía de San Juan, estuario, distribución espacial

Abstract - The Lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) belongs to one of the most poisonous families of the marine ecosystem, which has successfully invaded the Atlantic Ocean. Its proliferation in the last 30 years represents a real threat to the

¹ Coordinador Académico de Ciencias, Sistema Educativo Municipal Integrado de San Juan. Correo electrónico: ivangs.rivera@sjmathsciencetechnology.org

² Catedrático Auxiliar, Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Puerto Rico; Investigador Afiliado, Centro para la Ecología Tropical Aplicada y Conservación, UPRRP; Científico Principal, Sociedad Ambiente Marino. Correo electrónico: edwin.hernandezdelgado@gmail.com

³ Director Científico, Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. Correo electrónico: jbauza@estuario.org

⁴ Coordinador de Movilidad Estudiantil, Decanato de Relaciones Internacionales, Universidad de Puerto Rico. Correo electrónico: warner.ithier1@upr.edu

ecology of Caribbean tropical and subtropical marine habitats. This study had the objective of documenting the spatial distribution patterns and habitat preferences of the *P. volitans* through a stratification of the five types of habitats associated to the San Juan Urban Bay Estuary. In addition, we documented the spatial variation patterns of the fish community structure through those habitats and finally determined the variation in the fish community structure and how it was related to the population variation of lionfish or to other factors. The population density of the lionfish by habitats was determined by using 25 x 10 m belt transects. The number and size (total length) of all lionfish and native fish species by habitats was documented. The density of lionfish between April and November 2014 was higher in the artificial units ($n=27$) compared to mangroves ($n=2$), seagrass ($n=2$) and coral reefs ($n=4$). The abundance of these fishes was higher in places with artificial objects than in the other adjacent natural systems. The fact that the lionfish showed apparent habitat preference suggests that young native fish in those habitats are in high risk of predation.

Keywords: lionfish, habitat, invasion, ecology, San Juan Bay, estuary, spatial distribution

Introducción

Las especies invasoras son consideradas la mayor amenaza para los ecosistemas nativos desde una perspectiva ecológica, evolutiva y económica (Kulbicki et al., 2012). Las invasiones biológicas tienen un efecto dramático dentro de la biodiversidad que alteran el balance natural de los hábitats (Betancur et al., 2011), y consiste en la llegada, sobrevivencia, éxito reproductivo y dispersión de una especie en un ecosistema donde previamente no existía. Las invasiones pueden ser el resultado de extensiones de rangos naturales o de la introducción inducida por humanos (Whitfield et al., 2002).

Los estuarios y las costas son susceptibles a la introducción de especies no nativas parcialmente como consecuencia de ser centros de actividades de envío y navegación, comercio de acuarios y venta de mariscos vivos (Williams & Grosholz, 2008). Los estuarios proveen un hábitat para numerosas especies ecológica y económicamente importantes. La presencia de una especie exótica y un predador altamente generalista en su dieta en este sistema podría resultar problemático (Jud & Nichols, 2015). En el Caribe, la mangosta *Herpestes auro-punctatus* se introdujo en el 1872 en la isla de Jamaica para controlar otras especies de ratas que vivían en los campos de caña de azúcar. Esta mangosta ha sido implicada en la extinción de cinco especies endémicas (Lewis et al., 2011). En Puerto Rico y en el Estuario de la Bahía de San Juan, se han establecido de manera exitosa la iguana verde o gallina de palo (*Iguana iguana*), el caimán (*Caiman cocrodilus*) y el pez león (*Pterois volitans*).

El pez león es nativo de la región del océano Índico-Pacífico y se ha establecido en la costa sureste de Estados Unidos, el Caribe y América del Sur. Este pez pertenece a la familia Scorpaenidae, una de las más venenosas del ambiente marino. La invasión de este pez en el Atlántico y el Caribe ha sido alarmante. El establecimiento rápido y la dispersión

amplia de *P. volitans* ha sido el resultado del poco conocimiento de depredadores en su rango nativo y de la ausencia de depredadores en el Atlántico, lo que permite el éxito en su rango de invasión. Es decir, las especies de peces nativos no lo reconocen como una especie depredadora, lo cual facilitó su vulnerabilidad a la depredación del pez león.

P. volitans posee ciertas características que propician un mejor establecimiento en el área invadida como lo son las espinas venenosas para su defensa, la forma críptica, color, comportamiento, generalidad de hábitats, alta capacidad competitiva, baja carga parasitaria, depredación eficiente, crecimiento rápido y una alta tasa reproductiva (Albin & Hixon, 2013). Estudios han demostrado una reducción en el reclutamiento de peces en parchos de arrecifes que sugieren la posibilidad de que el pez león esté compitiendo con piscívoros nativos (Albin, 2015; Albin & Hixon, 2008). La disminución en la abundancia de especies ecológicamente importantes como los peces cotorros (Scaridae) y otros herbívoros de arrecifes de coral puede provocar un crecimiento excesivo de algas y efectos adversos en los corales (Albin & Hixon, 2008). Múltiples especies de peces han sido documentadas en el estómago del pez león, muchas de ellas son especies pequeñas de arrecifes, especialmente de las familias Gobiidae, Labridae y Grammatidae; además otros peces de importancia comercial que han sido afectados son los meros, pargo y anguilas (Albin & Hixon, 2013). Si las poblaciones de estos peces disminuyen a través del tiempo, es posible que el pez león pueda acentuarse en los peces juveniles de especies económicamente importantes (Morris & Akins, 2009).

El primer avistamiento confirmado en Puerto Rico fue en noviembre del 2008 y el primer reporte por un pescador fue en abril de 2009 (Schofield, 2010). Sin embargo, según Hernández-Delgado (UPR-CATEC, com. pers.), existen informes extraoficiales de avistamientos en Culebra desde 1996 (Jorge Soto, pescador, com. Pers.), desde 2000 en Punta La Bandera, Luquillo (Dr. Omar Pérez, UPR, Depto. Biología, com. pers.), y desde 2001 en la Bahía de Boquerón, Cabo Rojo (Milton Carlo, UPR, Depto. Ciencias Marinas, com. pers.). Se ha observado en hábitats artificiales como rompeolas, embarcaciones hundidas, muelles, arrecifes artificiales, pero también habitan en arrecifes de coral, especialmente los de alto relieve y con cuevas (Lilyestrom et al., 2011). Otras veces se pueden observar en zonas de praderas de hierbas marinas y sustrato arenoso. Un estudio genético y poblacional del pez león en Puerto Rico reveló que la abundancia es menor en el este de la Isla posiblemente debido al efecto de sobrepesca. Al utilizar dos marcadores mitocondriales (COI y d-loop), se evidenció que de la familia Scorpaenidae, *P. volitans* es el único presente en Puerto Rico y la región del Caribe (Toledo et al., 2014).

En el peor escenario, la expansión del rango geográfico de cualquier especie invasiva en el mar puede estar asociado a la temperatura del agua con una expansión gradual debido al calentamiento del mar. Se han documentado predicciones de extensión de invasión del pez león en el hemisferio norte hasta Carolina del Norte y hasta en el hemisferio sur en Brasil (Albin & Hixon, 2013). Recientemente, se documentó el primer avistamiento de *P. volitans* en la costa de Brasil y el individuo recolectado está ligado genéticamente a las poblaciones de peces leones del Caribe (Ferreira et al., 2015). Es por estas razones, la

necesidad de llevar a cabo estudios para crear conciencia sobre la problemática ecológica y de salud que representa el pez león en la isla. Si no se estudia las preferencias de hábitat y el comportamiento de *P. volitans*, es posible que pueda continuar teniendo un efecto significativo desplazando las especies nativas sin que aún se comprendan sus consecuencias.

Este estudio generó un modelo conceptual para entender cómo se desplaza el pez león a través de la costa y cuál es su preferencia de hábitats en zonas estuarinas y costeras a través de entornos urbanos impactados crónicamente por otros factores de origen humano. También permitió documentar qué especies de peces se afectan y cómo se reflejan dichos efectos a través de la estructura de la comunidad. En ese sentido, el entorno del Estuario de la Bahía de San Juan presenta un excelente caso de estudio.

Método

Utilizamos hábitats naturales y artificiales para evaluar los patrones de distribución espacial y la preferencia de hábitats de *P. volitans*. Las áreas de estudio incluyeron la Laguna de Condado y el arrecife de la playa La Ocho en el Escambrón, en San Juan, Puerto Rico. Las áreas consideradas naturales fueron las zonas de praderas de hierbas marinas, áreas de manglares, playas arenosas y arrecifes naturales ubicados en la entrada (“boca”) de San Gerónimo y el arrecife ubicado en la playa de La Ocho, en el Escambrón. Los hábitats considerados artificiales fueron las áreas rocosas, el Puente Dos Hermanos y la vereda artificial submarina creada por el Programa del Estuario de la Bahía de San Juan de la Playita de Condado (Figura 1).

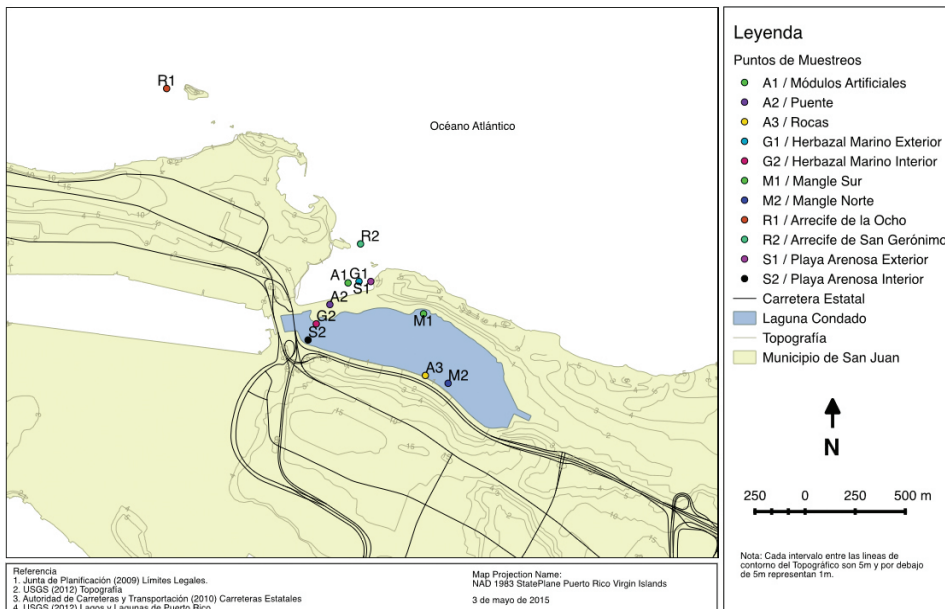


Figura 1. Localidades para el censo visual de *P. volitans*

Utilizamos el medidor de campo Hydrolab-Quanta (OTT HydroMet) para cuantificar parámetros como indicadores de calidad de agua. Los cinco parámetros considerados fueron temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg/l), salinidad (ppt), turbidez (NTU) y pH. Antes de comenzar a tomar muestras de calidad de agua, calibramos la sonda multiparamétrica. Cada lugar de estudio se estudió bajo las mismas condiciones ambientales.

Para estudiar la densidad poblacional del pez león en ambos tipos de hábitats (naturales y artificiales), utilizamos transectos de faja de $25 \times 10 \text{ m}$, o 250 m^2 . Para hacer el transecto de línea se utilizó una cinta de medir de 25 m colocada sobre el sustrato. Evaluamos los transectos siguiendo una línea en forma de zigzag, cinco metros a cada lado de la línea del transecto buscando en todas las estructuras del fondo. Un observador anotó el número y tamaño (largo total) de todos los peces leones, mientras el otro observador anotaba el número y tamaño de los otros peces utilizando un tubo PVC calibrado en centímetros para hacer los estimados de largo total. El tiempo mínimo de búsqueda fue de 25 minutos por cada transecto. El periodo de muestreo se realizó de abril a noviembre de 2014 para un total de 25 semanas. Una vez a la semana, recolectamos los datos de temperatura, oxígeno disuelto, pH, turbidez y salinidad. Cada día, evaluábamos tres localidades diferentes dependiendo de las condiciones climatológicas y turbidez en el agua. Para cada localidad, evaluábamos cinco transectos comenzando a las 6:00 a.m. y cinco transectos a las 6:00 p.m., hasta completar 10 muestreos. Durante el periodo de septiembre a noviembre, recolectamos los datos de los arrecifes con la misma frecuencia y periodo de tiempo. Los peces no identificados in situ, se clasificaron según Human y Deloach (2002).

Los patrones espaciales en las poblaciones de *P. volitans* se analizaron mediante un análisis permutacional de varianzas (PERMANOVA) de dos vías con hábitat y localidad como factores principales (Anderson, 2008), seguido de un análisis de escalas multi-dimensionales (MDS) para ilustrar dichos patrones. Llevamos a cabo un análisis de regresión lineal entre la abundancia de *P. volitans* y los diversos parámetros ambientales para determinar si existía alguna relación. Llevamos a cabo una correlación *Pearson* entre la abundancia de *P. volitans* y la de 23 especies de peces demersales (de fondo) para determinar si existía alguna relación entre sus respectivos patrones de abundancia. Además, llevamos a cabo una correlación multivariada RELATE (Clarke & Warwick, 2001) entre la abundancia de *P. volitans* y la matriz de la estructura del resto de la comunidad de peces, así como entre *P. volitans* y la matriz completa de los parámetros ambientales para determinar si existía algún grado de relación entre sí. Finalmente, utilizamos la prueba multivariada BEST (Clarke & Warwick, 2001) para determinar si existía alguna posible combinación de parámetros ambientales que pudieran ayudar a explicar las variaciones observadas en la estructura de la comunidad de peces.

Resultados

Evaluamos un área total de $2,460 \text{ m}^2$ para cuantificar la presencia del pez león en lugares de sustrato arenoso (180 m^2), las hierbas marinas (170 m^2), manglares (530 m^2), las estructuras artificiales (550 m^2) y los arrecifes ($1,030 \text{ m}^2$). En total, cuantificamos 35

individuos en el área de estudio. Se observaron diferencias significativas en la abundancia de *P. volitans* entre los diferentes hábitats (Pseudo-F=8.76; $p<0.0001$), pero solo diferencias marginales ($p=0.0588$) entre las localidades (Tabla 1). Este dato sugiere que existen diferencias en el patrón de arreglos espaciales de las poblaciones de *P. volitans* entre las diversas localidades.

Tabla 1

Resumen de análisis PERMANOVA de dos vías de los patrones espaciales de la población de P. volitans basado en la abundancia

Variable	g.l.	Pseudo-F	<i>p</i>
Hábitat	4,75	8.76	< 0.0001
Localidad	2,77	2.97	0.0588
Hábitat x localidad	10,69	6.95	< 0.0001

Nota. g. l. = grados de libertad. Pseudo-F = mide la separación entre todos los grupos. *p* = valor *p* para calcular la cantidad de permutaciones que resultan de valores extremos.

El modelo de prueba por pareja (*Pair-Wise Test*) reveló que las combinaciones de hábitats que son diferentes entre sí con respecto a la población del pez león fue en las playas de arenas con las áreas artificiales ($t=5.4$, $p<0.0001$) (debido a que en arena no hubo presencia del pez y en las áreas artificiales fue donde hubo mayor número de individuos), los manglares con las estructuras artificiales ($t=4.08$, $p<0.0001$), las yerbas marinas con las zonas artificiales ($t=3.22$, $p<0.0001$) y hábitats artificiales con los arrecifes ($t=2.86$).

El análisis de abundancia relativa para *P. volitans* estratificada por los hábitats y localidades mostró que la población con más número de ejemplares se encontró en los lugares de estructuras artificiales (A1, A2, A3) comparado con el resto de los hábitats naturales. La Figura 1 muestra el mapa con las localidades estudiadas. El número de individuos en estas estructuras sugiere alguna preferencia posible por la tridimensionalidad de las estructuras, en especial las unidades artificiales de la vereda-A1 ($n=24$). En el área del puente-A2, identificamos un solo individuo y en las rocas-A3 dos. Observamos dos individuos en la localidad de hierbazales-G1 fuera de la laguna posiblemente debido a la conectividad del hábitat con las estructuras de la vereda. Sin embargo, en el interior-G2 no observamos ningún ejemplar. En el arrecife de San Gerónimo-R2 observamos tres individuos, mientras en La Ocho-R1 encontramos un solo individuo. En el manglar del sur-M1 no hubo presencia, mientras en el norte-M2 identificamos dos individuos. En ninguna de las localidades de fondos de arena hubo presencia del pez (Figura 2).

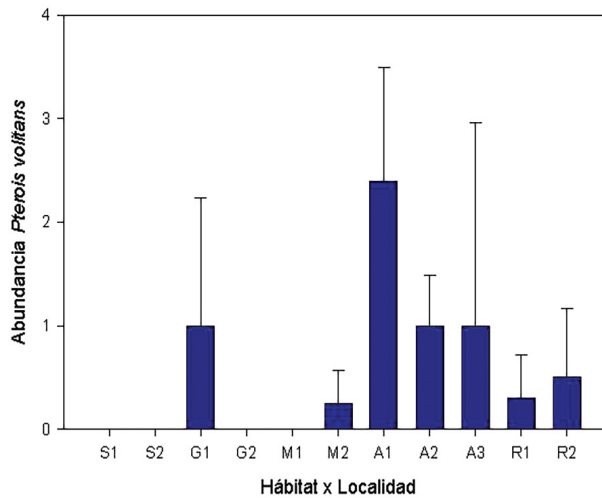


Figura 2. Abundancia relativa de *P. volitans* estratificada por hábitat y localidad. Promedio \pm intervalo de confianza de 95%.

A través del análisis de MDS, observamos un gradiente espacial en densidad de *P. volitans* en lugares con una similitud en la tridimensionalidad de su estructura comparado con hábitats con una topografía más irregular (Figura 3). El número total de peces leones en las áreas artificiales fueron 27, principalmente en las unidades artificiales de la vereda. En los arrecifes la densidad de peces leones fue menor; sin embargo, hubo una afinidad en el relieve del hábitat artificial con los arrecifes. La densidad baja de estos peces es notable en los hábitats de arena, los hierbazales marinos y los manglares. La topografía de estos hábitats es llana sin lugares que propicien a que el pez león pueda reposar en las horas del día.

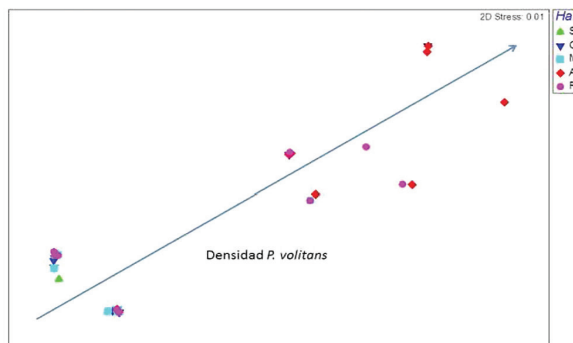


Figura 3. Análisis de escalas multi-dimensionales (MDS) de los patrones espaciales de la población de *P. volitans* entre los diversos hábitats por localidad.

Utilizamos el modelo de regresión para estudiar si hubo una relación entre las poblaciones del pez león con algún parámetro ambiental. Observamos una correlación no lineal negativa significativa ($r^2=0.7874$, $p=0.003$) entre la abundancia de *P. volitans* y la turbidez del agua (Figura 4). Casi el 80% de la variación del pez león se asoció a variaciones en la turbidez del agua. Estos peces prefieren estar en lugares con promedios bajos en turbidez de agua (<4 NTU). En áreas con menos de 4 NTU en turbidez hay una tendencia de observar un aumento en la cantidad de ejemplares.

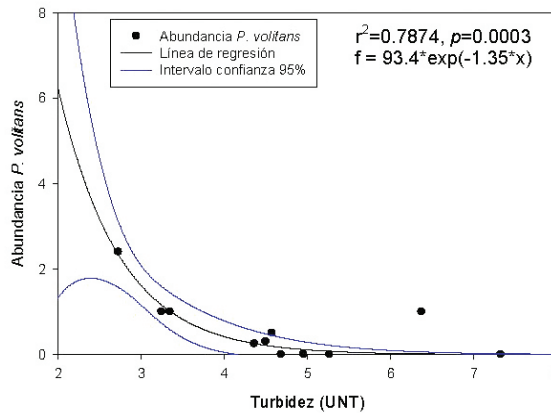


Figura 4. Regresión no lineal entre la abundancia de *P. volitans* y la turbidez del agua.

Las tallas (tamaño del cuerpo) de los peces es un indicador de la madurez sexual de un animal. Al determinar las tallas, podemos conocer cuándo las especies comienzan a reproducirse y a aportar nuevos ejemplares a la población. Considerando el tamaño del pez león, podemos comprender el efecto de la depredación de estos peces adultos en las comunidades de peces nativos. Observamos diferencias en las tallas de *P. volitans* entre los hábitats (Pseudo-F=5.52; $p<0.0004$), pero no entre las localidades. La interacción entre los hábitats y las localidades fue significativa. Estos resultados sugieren que las tallas de *P. volitans* también muestran un patrón espacial con alta variación entre los hábitats (Tabla 2).

Tabla 2

Resumen de análisis PERMANOVA de dos vías de los patrones espaciales de la población de *Pterois volitans* basado en las tallas

Variable	g.l.	Pseudo-F	<i>p</i>
Hábitat	4,75	5.52	0.0004
Localidad	2,77	1.74	0.1527
Hábitat x localidad	10,69	3.87	<0.0001

Nota. g. l. = grados de libertad. Pseudo-F = mide la separación entre todos los grupos. *p* = valor *p* para calcular la cantidad de permutaciones que resultan de valores extremos.

Las unidades artificiales de la vereda representaron el lugar donde observamos una variación mayor en las tallas de *P. volitans* con respecto a los otros hábitats (Figura 5). Cuatro individuos mostraron tallas entre 7.5 y 10 cm, tres entre 10 y 12.5 cm, ocho entre 12.5 y 15 cm, seis entre 15 y 17.5 cm y tres mostraron tallas entre 17.5 y 20 cm de largo total. El único individuo observado en el puente (A2) midió entre 12.5 y 15 cm de largo. En el área de rocas un individuo midió entre 10 y 12.5 cm y otro entre 12.5 y 15 cm de largo. En el arrecife de La Ocho (R1), observamos un solo individuo y midió entre 10 y 12.5 cm de largo. En el arrecife de San Gerónimo (R2), dos ejemplares con tallas entre 12.5 y 15 cm y uno entre 15 y 17.5 cm de largo. En la localidad del manglar del norte de la laguna, los dos individuos midieron entre 12.5 y 15 cm de largo total.

Los dos ejemplares presentes en los hierbazales afuera de la laguna midieron entre 12.5 y 15 cm de largo. El 11.4% del total de peces documentados en este estudio, midieron entre 7.5 y 10 cm, un 14.3% entre 10 y 12.5cm, un 45.7% entre 12.5 y 15, un 20% entre 15 y 17.5 cm, y 8.6% entre 17.5 y 20 cm. Este resultado reveló que el 80% de los peces encontrados se encuentra en su etapa de madurez sexual y un 20% en su etapa juvenil.

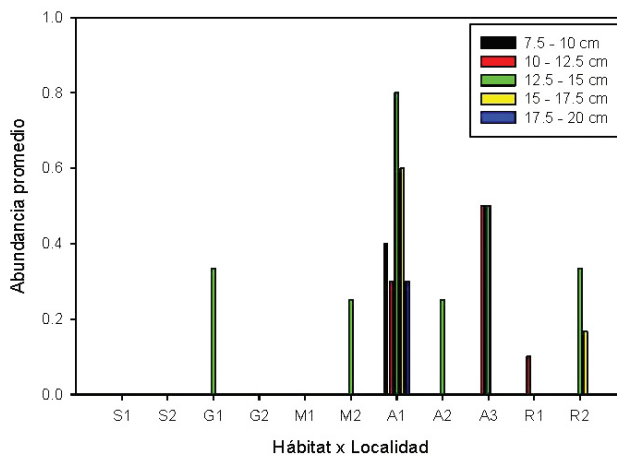


Figura 5. Tallas promedio de *P. volitans* por hábitat y por localidad.

Basado en el análisis de correlación multivariada RELATE (Tabla 3), no existe una relación significativa entre la matriz (riqueza de especies, abundancia total, diversidad $H'n$, Evenness $J'n$, biomasa total, abundancia y biomasa por familia, abundancia y biomasa por especies objeto de pesca) de la estructura de la comunidad de peces y la matriz de abundancia de *P. volitans*, ni entre la matriz de peces y la matriz ambiental (temperatura, oxígeno disuelto, pH, turbidez, salinidad y profundidad), ni entre la matriz de *P. volitans* (abundancia y biomasa) y la matriz ambiental. Estos datos sugieren que *P. volitans* no parece ser un factor mayor aún en regular la estructuración de la comunidad de peces en la Laguna del Condado. Sin embargo, la profundidad resultó ser un factor significativo, y está asociada al tipo de hábitat. Aunque en los análisis no se mostró correlaciones entre el pez león y la comunidad de peces, el hecho de que los peces leones muestran una aparente

preferencia de hábitats sugiere que los peces nativos en estadios juveniles en esos hábitats preferenciales están en mayor riesgo de depredación.

El análisis BEST predijo que la combinación de profundidad, temperatura, pH y turbidez tuvieron una correlación de 0.37 con la matriz de la comunidad de peces. El asunto de la profundidad es una variable importante de explicar si hay un cofactor asociado a arrecifes de coral con hábitats más estructurados. Sin embargo, cabe resaltar que las variaciones en temperatura, pH y turbidez pudieron estar relacionadas íntimamente a la variación en la distancia de la costa y profundidad de cada hábitat (Giardino et al., 2001; Trotter et al., 2011; Kumar, 2014) .

Tabla 3

Resumen de la correlación multivariada RELATE entre la matriz de la abundancia de peces y diversos parámetros biológicos y ambientales

Variable	Rho	<i>p</i>
Abundancia <i>P. volitans</i>	-0.134	>0.9999
Matriz parámetros ambientales	0.015	0.3570
Profundidad	0.186	0.0002
Temperatura	-0.085	0.9878
Oxígeno disuelto	-0.043	0.8404
Salinidad	0.035	0.1741
pH	-0.049	0.9719
Turbidez	0.032	0.1765

Nota. Rho = coeficiente de correlación de Spearman para medir la correlación entre dos variables aleatorias. *p*= valor *p* para calcular la cantidad de permutaciones que resultan de valores extremos.

Discusión

El establecimiento del pez león (*Pterois volitans*) en el entorno urbano del Estuario de la Bahía de San Juan puede representar un ejemplo del éxito en la distribución de especies invasoras facilitada en parte por la presencia de estructuras no naturales (Zachary et al., 2011). En este estudio, documentamos la presencia del pez león en una pluralidad de hábitats naturales y artificiales, lo que puede tener implicaciones a largo plazo en los patrones de distribución de juveniles de múltiples especies de peces, con efectos a largo plazo aún desconocidos sobre la estructura de la comunidad de peces. Los grupos funcionales de peces de arrecifes son más vulnerables en el Caribe al efecto de cualquier estresor, cada vez más susceptible a cambios de fases en la estructura de la comunidad y funciones en el ecosistema (Hernández et al., 2006).

La complejidad del hábitat es importante para la organización de la comunidad, la cual provee estructuras físicas para especies juveniles y adultos, y juegan un rol importante en regular los patrones de forrajeo y depredación para especies, selección de hábitat y en algunos

casos la competencia (Dominici & Wolff, 2005). La densidad del pez león en los arrecifes de coral ($n=4$), los herbazales marinos ($n=2$) y los manglares ($n=2$) fue menos abundante comparado con la abundancia en las estructuras artificiales ($n=27$). Esta observación fue similar al estudio de Smith y Shurin 2010, donde encontró que la abundancia del pez león fue semejante entre los hábitats dominados por la arena y praderas de pastos marinos ($n=4$), fondos duros ($n=7$) y los arrecifes de coral ($n=5$). Smith y Shurin (2010) concluyeron que casi el 75% de los peces leones se asociaron con las estructuras artificiales en la arena, algas marinas y el 25% en fondos duros, y cero en los arrecifes de parche. El estudio de Glasby et al. (2007) también evidenció que el número de las especies no nativas fue entre 1.5 y 2.5 veces mayor en estructuras artificiales que en los arrecifes rocosos. La dimensión física de los módulos artificiales y las rocas pudo ser un determinante de la abundancia del pez león. Schroeder (1987) demostró que la tasa de reclutamiento de ciertos peces aumentó con el tamaño y el relieve de la estructura. Los módulos de la vereda artificial poseen una tridimensionalidad en su estructura y tiene entradas y salidas que facilitan el movimiento de las especies. El área de las rocas al interior de la laguna proveía hendiduras y espacios para refugio que resultó de beneficio, tanto para el pez león, como para especies de peces de las familias Pomacentridae, Hamulidae, Labridae, Scianidae, Sphyrnidae, Lutjanidae, Clupeidae y Chaetodontidae, entre otras. Esto puede ser un cofactor que también apoye a la preferencia del pez león para los hábitats con tridimensional en su estructura.

Cabe destacar la cercanía de los módulos artificiales a los hábitats de las praderas de hierbas marinas y los manglares que han sido considerados como criaderos de especies de peces juveniles (Robertson & Duke, 1987; Nagelkerken et al., 2000; Dorenboch et al., 2004). La presencia de los peces leones en los manglares y las hierbas marinas es apoyado por otros estudios (Barbour et al., 2010; Biggs & Olden, 2011; Brightman et al., 2012; Lee et al., 2012). Sugerimos que en nuestro estudio el pez león puede utilizar las estructuras artificiales como un lugar de reposo y los hábitats naturales cercanos a las estructuras para alimentación y reproducción.

En nuestro estudio, documentamos el movimiento de los peces leones (en las horas de la tarde y temprano en la mañana) de hábitats artificiales hacia las zonas de hierbas marinas y manglares adyacentes. Observamos individuos de peces leones durante un muestreo en horas de la noche salir de los módulos artificiales hacia los herbazales marinos adyacentes en busca de alimento. En otras ocasiones, temprano en la mañana (6:00 a.m.) y al caer la tarde (6:00 p.m.), observamos individuos en los herbazales marinos y en los manglares alimentándose de peces en estadios juveniles. El resto de los peces leones censados, los observamos durante periodos de tiempo de reposo dentro de las hendiduras de rocas y en el interior de los módulos artificiales. Este dato apoya el estudio de Morris y Akins (2009), el cual sugirió que las presas analizadas en el contenido estomacal de los peces leones habían sido consumidas entre las 7:00 a.m. y las 11:00 a.m. Efectivamente, en nuestro estudio los peces leones observados durante la noche y temprano en la mañana salieron de los hábitats (artificiales) y rocas para alimentarse. Aunque en nuestro estudio no se analizó la capacidad depredadora de esta especie, resulta necesario estudiar su comportamiento y su contenido estomacal en una futura investigación para conocer si el establecimiento del pez

león en estas áreas está impactando la abundancia y biomasa de los peces nativos y especies de peces en estadio juvenil. También resulta importante documentar si existen diferencias estacionales en los patrones de depredación, diferencias entre las diversas categorías de tallas de los peces leones, y diferencias entre las diversas estratificaciones de hábitats.

En nuestro estudio, observamos que en promedio las tallas de los peces leones en las estructuras artificiales (16.5 cm) son bastante similar a las tallas en los arrecifes de coral (15 cm). Inclusive, observamos algunos individuos de peces leones con tallas más grandes en los módulos artificiales que en las localidades de arrecifes de coral. Estas tallas, no obstante, resultaron significativamente menores a las tallas documentadas en hábitats similares en otros estudios (Barbour et al., 2010; Lee et al., 2012; Dahl & Patterson, 2013). Esta diferencia quizás pudiera deberse al estado de declive de las comunidades de peces en la Laguna del Condado y en los ecosistemas circundantes; tal vez, como consecuencia del deterioro ambiental crónico de los ecosistemas y como consecuencia de los efectos históricos de la pesca. Sin embargo, la complejidad estructural del hábitat de las unidades artificiales y de los arrecifes de coral permite un aparente mayor reclutamiento y alta tasa de sobrevivencia.

Aunque no obtuvimos una correlación entre *P. volitans* y los parámetros de calidad de agua, sí observamos un aumento en la densidad de peces leones en lugares con poca turbidez. Este estudio demostró que la densidad de peces leones aumentaba en áreas con menos de 4 NTU. Sin embargo, Cure et al. (2014) encontró a través de un análisis de regresión lineal que las densidades del pez león se encontraban significativamente relacionadas a la región donde se encontraban, a la estructura del hábitat y a la disminución en la transparencia del agua. *P. volitans* en su rango nativo se encuentra principalmente en bahías turbias debido a que la baja visibilidad le ofrece ventajas para depredar a otros peces (Jud et al., 2011). Los estuarios son hábitats generalmente turbios y pueden convertirse en un lugar importante de invasión. Se sugiere que la aparente relación positiva entre la densidad de *P. volitans* y la disminución en la turbidez del agua se debió más bien a un artefacto producido por la presencia mayor de hábitats naturales y artificiales con mayor tridimensionalidad estructural en aguas menos turbias.

Las implicaciones de nuestro estudio sugieren que los hábitats costeros urbanos, a pesar de generalmente mostrar un grado de deterioro ambiental crónico significativo, resultan ser localidades con un rol importante para el reclutamiento y propagación de los peces leones. Además de los posibles impactos que representan el deterioro ambiental y la sobrepesca en la comunidad de peces nativos a través de múltiples hábitats, la presencia del pez león podría representar, a largo plazo, una amenaza adicional. Por consiguiente, esta amenaza podría a largo plazo tener consecuencias negativas sobre el funcionamiento, beneficios y la resiliencia de los ecosistemas costeros.

Limitaciones

Las influencias climatológicas y sociales (considerando la pesca y la recreación) pueden ser un factor determinante en la colonización de *P. volitans* en los hábitats. Este

estudio lo llevamos a cabo entre la primavera y el otoño del 2014 considerando los factores climáticos del momento. Las corrientes de vientos en esta fecha provienen del sur haciendo más cálida la temperatura del agua y mínima la intensidad de las corrientes en el norte. En la parte norte de Puerto Rico es difícil llevar a cabo estudios durante octubre y febrero por el cambio en las corrientes y vientos, ya que provienen del Atlántico. En los muestreos luego de octubre, las aguas comenzaron a ser más turbias, haciendo difícil el acceso y la identificación de las especies en las hendiduras de los arrecifes y unidades artificiales. Sin embargo, es importante para comprender las variaciones estacionales.

Conclusiones y aplicaciones futuras

El Estuario de la Bahía de San Juan posee una diversidad de ecosistemas que han sido vulnerables a impactos ambientales por varios siglos desde la llegada de la colonización. Los cambios en la estructura del paisaje, la contaminación, los efectos provocados por fenómenos atmosféricos y el cambio climático, y los impactos a largo plazo de la pesca han generado problemas ambientales y sociales crónicos que por años han afectado la distribución y estructura de las comunidades de especies nativas de la región. La introducción de especies ha sido otro fenómeno que pone en riesgo la diversidad de las especies nativas.

Pocos estudios han evaluado los impactos ecológicos de las invasiones de especies en los ecosistemas estuarinos. La presencia de *P. volitans* puede afectar las especies nativas de los estuarios y de otras áreas cercanas al sistema. Tomando en cuenta el potencial que tiene el pez león en colonizar múltiples hábitats, su capacidad de aclimatarse a toda una variedad de condiciones ambientales, y su potencial para alterar significativamente la estructura de las comunidades de especies marinas demersales, nuestro estudio probó que dicho potencial de riesgos es real, al menos a la escala espacial de los hábitats estudiados en la Laguna del Condado. En estudios futuros se debe documentar dichos impactos a través de escalas espaciales y temporales mayores para comprender mejor la magnitud de este fenómeno. Otro factor para considerar es la dinámica de reclutamiento de peces en general en relación con la abundancia de los peces leones. Es decir, es necesario conocer si los peces leones están impactando la colonización de peces nativos en estas áreas. La única forma de corroborar esta relación es a través de un análisis estomacal estratificado por hábitat y tamaño. Igualmente, es necesaria la implementación inmediata de medidas para manejar la especie, particularmente en aquellas zonas urbanas donde existen riesgos de impactos a los humanos.

En esta investigación, concluimos que las estructuras artificiales presentes en el interior y fuera de la Laguna del Condado resultaron ser las áreas de mayor preferencia y reclutamiento de peces leones. La abundancia de estos peces resultó más alta en aquellos lugares con objetos artificiales que en los otros sistemas naturales adyacentes. Aunque no documentamos una relación directa entre la densidad de *P. volitans* con otras especies de peces, la presencia del pez león a través de la mayoría de los hábitats estudiados sugiere el potencial de riesgos de impactos de depredación a largo plazo de los peces leones sobre las comunidades de peces nativos, particularmente, de estadios juveniles. Inclusive, *P. volitans* fue la especie más abundante o una de las más abundantes o de mayor biomasa en algunos

hábitats artificiales y algunos hábitats artificiales adyacentes. Este resultado sugiere una amenaza potencial en la reducción de especies nativas de menor tamaño. Igualmente, puede representar una amenaza para los estadíos juveniles de grupos funcionales importantes como los herbívoros, así como una pérdida en la biodiversidad de especies nativas, una disminución potencial de piscívoros y de especies con valor alimentario para el humano. Estas acciones pueden propiciar a un desequilibrio en la cadena trófica de los arrecifes de coral y sus hábitats asociados.

Agradecimientos

Este proyecto fue realizado gracias a la colaboración de un extraordinario grupo que ofrecieron de su tiempo y conocimiento para lograr resultados exitosos. Mi agradecimiento a Olivia L. Pares-Torres, Ricardo Meléndez-Rodríguez, Pedro Emilio Vegas de Páramo y Franklin Alier-Salvey. Agradezco, además, al Programa del Estuario de la Bahía de San Juan por proveer los equipos e instrumentos para llevar a cabo el estudio. También, agradezco a Alberto Mercado-Vargas, a Zenaida Vázquez, a Josué Rodríguez-Rivera, a Carmen González-Figueroa y Carlos J. Martínez-Rivera por contribuir de su conocimiento en partes técnicas del proyecto.

Literatura citada

- Albin, M. (2015). Invasive pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral – reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 522, 231-243. doi: 10.3354/meps11159
- Albins, M., & Hixon, M. (2008). Invasive-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral reef-fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 367, 233-238. doi: 10.3354/meps07620
- Albins, M., & Hixon, M. (2013). Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology Fisheries*, 96, 1151-1157. doi: 10.1007/s10641-011-9795-1
- Barbour, A., Montgomery, M., Adamson, A., Díaz, E., & Silliman, B. (2010). Mangrove use by the invasion lionfish *Pterois volitans*. *Marine Ecology Progress Series*, 401, 291-294. doi: 10.3354/meps08373
- Betancur, R., Hines, A., Acero, A., Ortiz, G., Wilbur, A. & Freshwater, D. (2011). Reconstructing the lionfish invasion: insight into Caribbean biogeography. *Journal of Biogeography*, 38, 1281-1293. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02496.x
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. 2nd Ed. Plymouth Marine Laboratory, UK: PRIMER-E, Ltd.

- Cure, K., McIlwain, J., & Hixon, M. (2014). Habitat plasticity in native Pacific red lionfish *Pterois volitans* facilitates successful invasion of the Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 506, 243-253. doi: 10.3354/meps10789
- Dahl, K., & Patterson, W. (2013). Diet of the invasive Pacific Lionfish, *Pterois volitans*, on natural and artificial reef in the Northern Gulf of Mexico. *66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 201-203. doi: 10.13140/2.1.1910.5605
- Dominici, A., & Wolff, M. (2005). Reef Fish Community Structure in Bocas del Toro (Caribbean, Panama): Gradients in Habitat Complexity and Exposure. *Caribbean Journal of Science*, 41(3), 613-637. Recuperado de: <https://www.researchgate.net/publication/228625577>
- Dorenbosch, M., Van Riel, M., Nagelkerken, I., & van der Velde, G. (2004). The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60, 37-48. doi: 10.1016/j.ecss.2003.11.018
- Lee, S., Buddo, D., & Aiken, K. (2012). Habitat preference in the Invasive Lionfish (*Pterois volitans*/miles) in Discovery Bay, Jamaica: Use of GIS in management strategies. *64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 39-48. Recuperado de: <https://pdfs.semanticscholar.org/9347/475164e83e52e87af625fbf59104a9d39430.pdf>
- Ferreira, C., Osmar, L., Sergio, F., Marcos, L., Moisés, B., Claudia, R. & Luiz, R. (2015). First Record of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian Coas. *Plos One*, 10, 1-5. doi: 10.1371/journal.pone.0123002
- Giardino, C., Pepe, M., Alessandro P., Ghezzi, P. & Zilioli, E. (2001). Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *The Science of the Total Environment*, 268, 19-29. doi: 10.1016/S0048-9697(00)00692-6
- Glasby, T., Connel, S., Holloway, M., & Hewitt, C. (2007). Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions? *Marine Biology*, 151, 887-895. doi: 10.1007/s00227-006-0552-5
- Hernández, E., Rosado, B., & Sabat, A. (2006). Management failures and coral decline threatens fish functional groups recovery patterns in the Luis Peña Channel No-take Natural Reserve, Culebra Island, Puerto Rico. *57th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 577-606. doi: <https://www.researchgate.net/publication/265966127>
- Human, P., & Deloach, N. (2002). *Reef fish identification. Florida, Caribbean and Bahamas*. Jacksonville, Florida: New World Publications, Inc.

- Jud, Z., & Nichols, P. (2015). Broad salinity tolerance in the invasive lionfish *Pterois* spp. may facilitate estuarine colonization. *Environmental Biology Fisheries*, 98, 135-143. doi: 10.1007/s10641-014-0242-y
- Jud, Z., Layman, C., Lee, J., & Arrington, D. (2011). Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans* / *P. miles*. *Aquatic Biology*, 13, 21-26. doi: 10.3354/ab00351
- Kulbicki, M., Beets, J., Chabanet, P., Cure, K., Darling, E., Floeter, S., Galzin, R., ... & Wantiez, L. (2012). Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: Implications for the Atlantic invasions. *Marine Ecology Progress Series*, 446, 189-205. doi: 10.3354/meps09442
- Kumar, H. (2014). Influence of wastewater pH on turbidity. *International Journal of Environmental and Development*, 4, 105-114. Recuperado de: https://www.ripublication.com/ijerd_spl/ijerdv4n2spl_02.pdf
- Lewis, D., Van Veen, R., & Wilson, B. (2011). Conservation implications of small Indian mongoose (*Herpestes auropunctatus*) predation in a hotspot within a hotspot: the Hellshire Hills, Jamaica. *Biological Invasions*, 13, 25-33. doi: 10.1007/s10530-010-9781-0
- Lilyestrom, C., Serrano, K., Jiménez, N., & Peña, N. (2011). *El pez león y Puerto Rico*. Recuperado de <http://www.drna.gobierno.pr/oficinas/arn/recursosvivientes/costasreservasrefugios/pmzc/espacios-marinos/Lilyestrom2011.pdf>.
- Morris, J., & Akins, J. (2009). Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology Fisheries*, 86, 389-398. doi: 10.1007/s10641-009-9538-8
- Nagelkerken, I., Van der Velde, G., Gorissen, M., Meijer, G., Van't Hof, G., & den Hartog, C. (2000). Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 31-44. doi: 10.1006/ecss.2000.0617
- Robertson, A., & Duke, N. (1987). Mangroves as nursery site: comparison of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in Tropical Australia. *Marine Biology*, 96, 193-205. doi: 10.1007/bf00427019
- Schofield, P. (2010). Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennet, 1828]) in the Western Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions*, 5, S117-S122. doi: 10.3391/ai.2010.5.S1.024

- Schroeder, R. (1987). Effects of patch reef size and isolation on coral reef recruitment. *Bulletin of Marine Science*, 41, 441-451. Recuperado de: <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/1987/00000041/00000002/art00029?crawler=true>
- Smith, N., & Shurin, J. (2010). *Artificial structures facilitate lionfish invasion in marginal Atlantic habitat*. 63rd Gulf and Caribbean Fisheries Institute. pp.342-344.
- Toledo, C., Velez, X., Ruiz, C., Rita, A., Mege, P., Navarro, M., Sabat, A., ... & Papa, R. (2014). Population ecology and genetics of the invasive lionfish in Puerto Rico. *Aquatic Invasion*, 9, 227-237. Recuperado de: http://www.aquaticinvasions.net/2014/AI_2014_ToledoHernandez_etal.pdf
- Trotter, J., Montagna, P., McCulloch, M., Silenzi, S., Reynaud, S., Mortimer, G., Martin, S., ...& Rodolfo R. (2011). Quantifying the pH 'vital effect' in the temperature zooxanthellate coral *Cladocora caespitosa*: Validation of the boron seawater pH proxy. *Earth and Planetary Science Letters*, 303, 163-173. doi: 10.1016/j.epsl.2011.01.030
- Whitfield, P., Gardner, T., Vives, S., Gilligan, M., Courtenay, W., Carleton, G. & Hare, J. (2002). Biological invasion of the Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* along the Atlantic coast of North America. *Marine Ecology Progress Series*, 235, 289-297. doi: 10.3354/meps235289
- William, S., & Grosholz, E. (2008). The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: Marrying management and science. *Estuaries and Coast Journal*, 31, 3-20. doi: 10.1007/s12237-007-9031-6
- Zachary, J., Layman, C., Lee, J., & Albrey, D. (2011). Recent invasion of a Florida (USA) estuarine system by lionfish *Pterois volitans* / P. Miles. *Aquatic Biology*, 13, 21-26. doi: 10.3354/ab00351

SEAGRASS MONITORING AT THE SOUTHERN COAST OF PUERTO RICO: CAYOS BARCA-JOBOS BAY NATIONAL ESTUARINE RESEARCH RESERVE

Dalyan A. López-Morales¹, Eric S. Torres-Rivera¹, Julio C. Castilloveitia-Maldonado¹, Ángel R. Dieppa-Ayala², Milton Muñoz-Hincapié² & Edwin O. Rodríguez-Class²

Received June 11, 2019; accepted October 17, 2019

Abstract - Seagrasses are submerged aquatic angiosperm plants that are found very commonly in the coasts of Puerto Rico, especially in the south and east coast of the island. This is the first approach of a seagrass monitoring in the southern coast of the island. We established a submerged aquatic vegetation (SAV) monitoring program, following the NERRS protocol, to track short-term variations and long-term changes in seagrass ecosystems. The general approach used in monitoring seagrass consists of fixed transect with permanent sampling plots located along transect to measure parameters, such as coverage percentage, blue carbon, sedimentation rate, biomass and leaf growth. In SAV monitoring, the results indicated that at higher depth the seagrass coverage decreases. However, the seagrass shoots observed indicate that to more depth the plant's leaves length increases. Results show that the amount of organic carbon (OC) in an area ranges from 0.079 to 0.302. The highest sedimentation rate was found in transect one. Transects two and three had lower sedimentation rate that might be influenced by a channel in the area.

Keywords: seagrass, blue carbon, sedimentation rate, biomass, leaf growth.

Resumen - Las hierbas marinas son plantas angiospermas acuáticas sumergidas que son encontradas comúnmente en las costas de Puerto Rico, especialmente en las costas sur y este de la isla. Este es el primer esfuerzo de un monitoreo de hierbas marinas en la costa sureste de la isla. Establecimos un programa de monitoreo de vegetación acuática sumergida (SAV) siguiendo el protocolo de NERRS para documentar variaciones a corto y largo plazo en los ecosistemas de hierbas marinas. El enfoque general usado en el monitoreo de hierbas marinas consiste en fijar transectos y cuadrantes permanentes en los cuales podamos medir algunos parámetros como porcentaje de cobertura, carbón azul, tasa de sedimentación, biomasa y crecimiento de hojas. En el monitoreo SAV, los resultados indicaron que a mayor profundidad la cobertura de hierbas marinas disminuía. Sin embargo, las plántulas observadas indicaron que a mayor profundidad el largo de las hojas de la planta incrementaba. Los resultados muestran que la cantidad de carbón orgánico (OC) en el área rondaba entre 0.079 y 0.302. La tasa de sedimentación mayor fue encontrada en el transecto uno. Los transectos dos y tres tuvieron la tasa de sedimentación más baja posiblemente por la influencia de un canal en el área donde estaban localizados.

Palabras clave: hierbas marinas, carbón azul, sedimentación, biomasa, crecimiento de hojas.

¹Graduate student, Biology, University of Puerto Rico, Río Piedras. Email: dalyan.lopez@upr.edu

Introduction

The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) defines *climate change* as “a change in the state of the climate that can persist for an extended period, typically decades or longer and that can be identified using statistical tests” (Wyneken, Lohmann & Musick, 2013). Currently, changes in climate are influencing a variety of organisms worldwide; yet, most discussions of global climate change impacts have focused on organisms from temperate to Polar Regions. Impacts to species inhabiting warm climates are often believed to be small in comparison to those living in cooler climates. During the past years, researchers have pointed out that some tropical species, including some marine megafauna, may face potentially serious consequences (Edwards, 2013).

Changes in atmospheric and oceanic temperature will affect coastal ecosystems, by altering precipitation patterns affecting delivery of fresh water, nutrients, sediments, and runoff; altering circulation patterns; increasing ocean acidification; increasing the frequency and intensity of coastal storms; and melting polar ice caps, which will lead to a rise in sea level (Scavia et al., 2002).

Moreover, research in the marine environment was focused on either temperature or sea level rise and their effect on coral reefs and coastal communities. Researchers recently have taken different approaches to study the effect of climate change in marine habitats, such as studying the pelagic zone, subtidal benthos, seagrass, and mangrove habitats, including abiotic factors such as pH and ocean circulation (Wyneken et al., 2013).

Seagrasses are submerged aquatic angiosperm plants found in meadows along the shore of every continent, except Antarctica (Howard et al., 2017). They are very common in the Coasts of Puerto Rico, especially in the south and east coast of the island (García-Ríos, 1990). According to Vicente (1992), seven different species of seagrass were present in Puerto Rico. Currently, seagrass species found in the island include *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, and *Ruppia maritima* (García-Ríos, 1990). The first three species mentioned are the most common in shallow waters (Otero & Carrubba, 2006). The distribution and depth limit of seagrasses depend on a few physical factors such as wave action, turbidity, light penetration, currents, salinity, substrate, and hydrostatic pressure (Vicente & Riviera, 1982).

According to Wooldridge (2017), coastal seagrass meadows are an essential component of healthy marine ecosystems. Seagrass habitats aid the ecosystem in various ways; for instance, it supports diverse flora and fauna, imparts stability to sediments, and supplies fauna with nursery sites (Pu & Bell, 2017). In Puerto Rico, seagrass meadows are a major food source of turtles and manatees, and the home to many marine organisms like echinoderms, mollusks, and fishes (García-Ríos, 1990; Terrados & Borum, 2004).

Apart from being a highly productive system of significant ecological value, seagrass meadows also have a socioeconomic value, which is one of the reasons why seagrass meadows are being affected (Mutchler & Hoffman, 2017). Aside from the anthropogenic stressors

that affect seagrass meadows, other stressors can greatly affect them. As mentioned earlier, the distribution of seagrass meadows depends highly on various ecological factors, which is why researchers can also relate the health of the organism to natural environmental stressors (Dunton, Pulich & Mutchler, 2010). It is also believed that because of the fragmentation caused by waves and currents, animal foraging, and boating on seagrass meadows, mosaics of discrete patches surrounded by a matrix of unvegetated sediment are formed (Siebert & Branch, 2007).

It is believed that climate change has a great effect on seagrass meadows. We established a submerged aquatic vegetation-monitoring program in order to track short-term variations and long-term changes in seagrass ecosystems.

The investigation took place in the Jobos Bay National Estuarine Research Reserve, in the southeast coast of Puerto Rico. Jobos bay was established as a *National Estuarine Sanctuary* in September 1981. According to the Jobos Bay Estuarine Profile, A *National Estuarine Research Reserve* (Laboy, 2002), the reserve is composed of two major areas: Mar Negro, a mangrove-wetlands forest complex, located on the land side of Jobos Bay, Cayos Barca, Cayos Pájaros, and Cayos Caribe, a linear formation of 15 tear-shaped, reef-fringed, mangrove islands extending westward from the southern tip of the mouth of Jobos Bay. The reserve is known to be a very important habitat for endangered species such as the brown pelican (*Pelecanus occidentalis*), the peregrine falcon (*Falco peregrinus*), the Puerto Rican plain pigeon (*Patagioenas inornata wetmorei*), and the yellow-shouldered blackbird (*Agelaius xanthomus*). The hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) and the West Indian Manatee (*Trichechus manatus*) are often found in the seagrass meadows of the reserve. The National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), and the Puerto Rico Department of Natural and Environmental Resources (DRNA, for its acronym in Spanish) are in charge of the Reserve management. This investigation will follow the protocols established by the National Estuarine Research Reserve System (NERRS) in 2013.

The profile of the reserve made in 2002 stated that the vast majority of the Reserve has been classified as a conservation sector. These are environmentally sensitive areas, where wetlands, mangrove areas, and scenic outlooks are included because of the protection they require against inappropriate or excessive use. We will be focusing in the seagrass meadows that have not been greatly impacted by anthropogenic factors in this area of the reserve. According to the NERRS System-Wide Monitoring Program (SWMP) Vegetation Monitoring Protocol (2013) for submerged vegetation communities has the following five objectives. These include the following:

- (1) Quantify vegetation patterns and their change over space and time,
- (2) Maintain consistency with other monitoring protocols used nationally and worldwide,
- (3) Apply over a wide range of estuarine sites and habitats, and for a variety of reserve specific purposes,
- (4) Quantify relationships among the various edaphic factors and the processes that are regulating the patterns of distribution and abundance in these communities; and,

(5) Support comprehensive remotely sensed mapping of vegetation communities and other NERRS/SWMP data collection protocols, as well as NERRS/NOAA education, stewardship, and restoration efforts.

In addition, we measured the stored carbon in the soil, the seagrass organic matter, the amount of sediment in a determined period, seagrass leaves growth rate, the total coverage of seagrass and dominant species of the area, and the associated organisms in the seagrass meadows. It is our objective to compare and contrast these measured parameters with other cays in the Jobos Bay reserve. It is important to keep in mind that the purpose of this investigation is to measure the changes in the parameters of seagrass meadows in the study area to identify how much of this changes are due to changes in the environment caused by climate change. Meaning that this investigation is the first step to figure out the effect climate change really has in seagrass meadows of the Jobos Bay reserve.

Methods

The general approach used in monitoring seagrass consists of fixed transects with permanent sampling plots located along a transect that can be stratified or otherwise located within defined segments of the ecotone, mangrove forest, marsh or Submerged Aquatic Vegetation (SAV) bed as described in NERRS SWMP Vegetation Monitoring Protocol (2013). By following the protocol established by NERRS, we will have the opportunity to be consistent with other reserves that are part of the same program, and at the same time be able to compare the results of our investigation to others. As part of the seagrass monitoring, we measured some parameters, such as coverage percentage, blue carbon, sedimentation rate, biomass, and leaf growth, among others.

Study site

According to the reserve profile made in 2002, the temperatures at JBNERR are mainly high throughout the year. At Central Aguirre, the monthly temperatures for the 30-year period between 1968 and 1998 were from 29.7°C (85.4°F) in February, to 32°C (89.6°F) on September 8, 1997, and December 24, 1976, according to the profile. Low temperatures recorded in this period were 13°C (55°F) during the months of November to March. Rainfall data for Central Aguirre recorded during the period stated that the maximum precipitation was in October (7.73 inches), and minimum rainfall occurred in March (1.22 inches). Under steady southeasterly winds, a south-facing coastline, like the south face of Punta Pozuelo and the Cayos, receives wind and swell head-on throughout the day according to the profile. A typical forecast under these conditions is for 1-2 meter (3-5 feet) waves and swell across the exposed southern shelf waters. The profile also states that the conditions are usually much calmer inside the Cayos, with the trend continuing into Jobos Bay. Winds also induce surface currents in the tide channel, which are further augmented by the surface waters of Jobos Bay and the open ocean currents through the fringing Cayos Caribes and Boca del Infierno.

We conducted this investigation in the conservation sector of the reserve in Cayos Barca (Figure 1). According to the NERRS protocol, the study site selected is not affected by natural or anthropogenic factors, and it is representative of estuarine vegetation community in the region. The study site is located near to Boca del Infierno, and it has two red mangrove cays in the south which are divided by a small water channel. Starting from the north of the cays there is an extensive seagrass bed. The study site was composed of four transects: Transect one (N17°55.047' W66° 13.890' / N17°55.059' W66°13.907'), Transect two (N17°55.008' W66°13.939' / N17° 55.056' W66° 13.954'), Transect three (N17° 55.009' W66° 13.954' / N17° 55.042' W66° 13.963') and Transect four (N17° 54.994' W66° 13.974' / N17° 55.025' W66° 13.974'). The depth range of the study site was 0.30-2.35 m with an average of 1.38 m and the tide range 0.46 m.

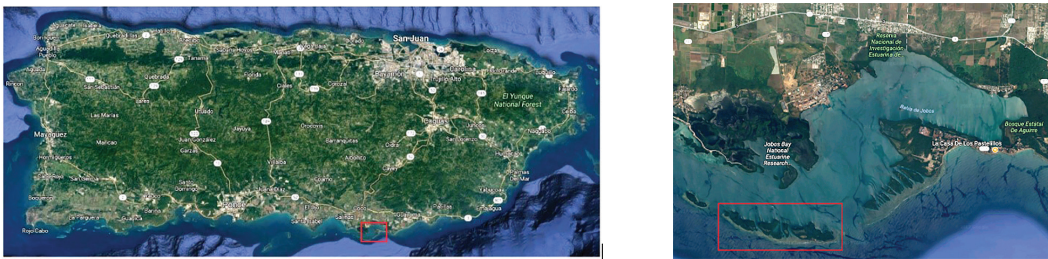


Figure 1. Location of Jobos Bay National Estuarine Research Reserve and Cayos Barca in Salinas, Puerto Rico (Google maps, 2017).

Submersed aquatic vegetation sampling

To study seagrass beds, we used transects and plots (Moore, 2013). The study area should have at least three or five transects divided equal sections (no less of 10 m between them). The first permanent plot was located at a random distance and the remaining permanent plots were then located at regular intervals along each transect. We used 20 plots in every study site for more comparative data. Each plot was measured with one square meter (1m²) and separated in equal sections between them. The plots were placed with the lower left corner at the chosen point and the rest of the quadrant toward the North. In addition, the seagrass coverage was estimated by using shoot and maximum canopy height within each plot. The canopy height was measured from where the plant emerges from the sediment to the top leaves. The maximum canopy is defined by longest leaves of approximately 90% of the shoots. We use a Braun-Blanquet (1932) scores to measure and determine the seagrass density, as shown in Table 1.

Table 1

Braun-Blanquet density scores

Score	Cover
0	Taxa absent from quadrant
0.1	Taxa represented by a solitary shoot, <5% cover
0.5	Taxa represented by a few (<5) shoots, <5% cover
1	Taxa represented by many (>5) shoots, <5% cover
2	Taxa represented by many (>5) shoots, 5 - 25% cover
3	Taxa represented by many (>5) shoots, 25 - 50% cover
4	Taxa represented by many (>5) shoots, 50 - 75% cover
5	Taxa represented by many (>5) shoots, 75 - 100% cover

Moreover, we carried out an identification of the seagrass species present in the study sites to determine the dominant species. As well, we made an inventory of marine organisms, such as macroinvertebrates, fishes, and macroalgae that use or live in seagrass beds to sustain the importance of this ecosystem.

Blue Carbon

The largest active carbon sink on Earth is the ocean; it absorbs 20–35% of anthropogenic CO₂ emissions (Khatiwala et al., 2009). Coastal wetlands that are acknowledged as important carbon sinks include mangroves, tidal marshes, and seagrasses. This is based on their ability to sequester a large amount of carbon in their biomass and in their soil (Hiraishi et al., 2014). For seagrasses, which is the main interest in this investigation, carbon is sequestered and stored in large amounts through natural capture during photosynthesis or by trapping sediments and natural debris in their complex root systems (Howard et al., 2017). The CO₂ captured during photosynthesis is returned almost immediately to the atmosphere through respiration or, in other cases, it can be stored temporarily in plant foliage. The rest of the CO₂ is often sequestered for a longer period in the biomass and soil (Howard et al., 2017).

For this investigation, we recollected samples of the sediments to analyze and search for blue carbon traces of seagrass meadows along the study area. There are three major carbon pools considered in seagrass meadows: Above ground living biomass (seagrass leaves and epiphytes), below ground living biomass (roots and rhizomes), and soil carbon (Howard et al., 2014). We worked with soil carbon in seagrass meadows in this investigation. We recollected samples using a Hand Corer Sediment Sampler. The core tube of the hand corer has a diameter of 5.08 cm. The sampling areas were at the beginning

and end of each transect, with four samples of two areas within transect. We recollected samples, at least, up to 30 cm of depth and then placed in a PVC tube specially modified. A cross-section in the tube was made to make it more accessible for the placement of the samples. The samples were divided into sections of 10 cm unless more strata were identified, in which case the samples will be divided in each stratum. Each piece of the sample was placed in separate plastic bags to take to the laboratory and kept cool for no longer than 48 hours before analysis.

The method to analyze the samples was the Loss-on-Ignition method (LOI) described by LacCore, National Lacustrine Core Facility (2013). The samples were transferred to a crucible and placed in an oven at 100°C overnight to remove water. Then the sample was placed to cool-down for up to 8-10 hours in a desiccator and weighed. Later on, the samples were placed in a furnace at 550°C for 5 hours. Putting samples at this temperature will ensure the oxidation of organic carbon. Before we weighed them we let them, cool down once again for a few hours. We will then calculate the LOI (weight %) using the following formula:

$$LOI \text{ (weight \%)} = \frac{W_S - W_A}{W_S - W_C} \times 100$$

Where WC is the weight of the crucible with no sample in it; WS is the weight of the crucible with the sample after letting them dry at 100°C, and WA is the weight of the crucible with the sample after being placed in a furnace at 550°C. This will give us the total of organic matter in our sample. To acquire the percent of organic carbon in the sample we used the relationship of organic matter (% LOI) with organic carbon (% OC) for seagrasses (Fourqurean, Kendrick, Collins, Chambers & Vanderklift, 2012).

Sediment trap

The sediment traps are commonly used as standard tools for monitoring sedimentation in coral reef environments and seagrass beds and can provide useful information about the relative magnitude of sediment in the study area. The protocol used to monitor sedimentation rate is described in the following literature: *The use (and misuse) of sediment traps in coral reef environments: theory, observations, and suggested protocols* (Storlazzi, Field, & Bothner, 2011) and *An Examination of the Present Condition of Seagrass Meadows in La Parguera, Puerto Rico* (González-Liboy, 1979). Four sediment traps were placed in the selected area. The traps were placed at the beginning or end of transect. The sediment traps consisted of glass vials with a total volume of 0.600 liters. These traps were placed in the ocean floor until the bottom of the glass jar is at reaches 5-10 cm of depth on the substrate. The traps were left in the stations for a period of 7 days (168 hours), and when recollected, they were covered with a cap and taken for analysis to the laboratory. The excess of water inside the jars was removed, also encrusting organisms and other debris was removed. The sample was agitated to homogenized, then a volume of 50 ml was filtered through a glass fiber filter with a pore size of 1.0 µm to collect the sediments. Three sub-samples were

made for this step. The sediments were then dried in the oven for 3 hours at 80 °C. Later on, the sediments were allowed to cool before we weigh them. To obtain the sedimentation rate results the following formula was used: $\left(\frac{S}{V}\right) \times T$. Where S is the quantity of sediments filtered in grams, V is the volume filtered in milliliters and T is the time in hours the trap was at the study site.

Biomass

For the following procedure, we used the protocol established by Duarte and Kirkman (2001) with some modifications. The instrument used for biomass sampling is a PVC corer sampler (10 cm diameter and 30 cm long). The corer was pushed on the substratum at least 15 cm deep or until the rhizome of the plant around the PVC corer can be cut with a knife. The samples were collected randomly in two quadrants per transect. The samples were placed in labeled (location, number of plot and date) plastic bags and taken to the laboratory in a cooler. They were stored in a cool area for no more than 48 hours before further analysis.

In the laboratory, we determined and separated aboveground and belowground biomass. The above biomass are leaves, flowers and seed, and below biomass are rhizome and roots. The samples were to be washed with seawater to eliminate debris, sediment, and dead tissues. Samples that were not to be processed the same day, they will be rinsed with low-salinity water and store in a cool and dark place. Using a razor blade with the precautions necessary, all epiphytes in the tissue of the plant were removed. The samples are then placed in aluminum boats, and then, placed to dry in an oven overnight at 60°C to remove the water. Finally, dry samples were transferred to the desiccator to cool and then weigh. The weight of the samples determines the biomass present in the study area. The biomass measured is calculated dividing the dry weight of the sample by the surface area of the substrate sample (g dry wt m⁻²).

Leaf growth rate

To estimate the growth of seagrass leaves, we used a Plastochrone Method (only leaf length) by Short and Duarte (2001) with some modifications. One transect was randomly selected and the plants that were measured are those in the first and last quadrant of such transect. The leaf length is taken from the meristem to the top of the youngest fully mature leaf. Leaves were marked using a horse needle to create a pinhole in the tissue (meristem). After one week, we cut the marked leaves using scissors and storage them in plastic bags. These were labeled with the date, the number of sample, location, and number of a plot. Afterward, in the laboratory, we measured the new distance of the pinhole using a metric ruler. The leaves collected were put in the oven for 3 hours at 70°C to determine the biomass (g dry wt) of new leaves and the new growth area of the leaves. Finally, the growth rate (R) was calculated by dividing the new long (NL) into the days (d):

$$R = \frac{NL}{d}$$

Results

Submersed Aquatic Vegetation Sampling

Transect one has a length of 30 meters and contained four permanent plots located in the meter's three (N17°55.049' W66°13.893'), 11 (N17°55.051' W66°13.898'), 19 (N17°55.054' W66°13.901'), and 27 (N17°55.057' W66°13.905'). The highest coverage of seagrass meadow in this transect was found in the quadrant two with 80% (BB score 5), and quadrant three with 85% (BB score 5). Meanwhile quadrants one and four obtained a lower coverage percentage with 25% (BB score 2) and 45% (BB score 3) respectively. The dominant species in this transect was *T. testudinum* and the co-dominant species was *S. filiforme*. The minimum depth measured was approximately 0.40 m and the maximum depth was approximately 1.30m. The average canopy height of the shoots of *T. testudinum* varied between 12.7-16.5cm. For *S. filiforme* the height varied from 10-20 cm. The organisms observed associated to this transect were three finger leaf alga (*Halimeda incrassata*), leafy Caulerpa (*Caulerpa prolifera*), y-branched algae (*Dictyota sp.*), shaving brush alga (*Penicillus capitatus*), yellowfin mojarra (*Gerres cinereus*), palometa (*Trachinotus goodei*), sea cucumber (*Holothuria sp.*), queen conch (*Lobatus gigas*), barracuda (*Sphyraena barracuda*) and back jack (*Caranx crysos*).

Transect two has a length of 90 meters and contained nine permanent plots located in the meter's seven (N17°55.011' W66°13.937'), 17 (N17°55.018' W66°13.940'), 27 (N17°55.022' W66°13.940'), 37 (N17°55.028' W66°13.944'), 47 (N17°55.034' W66°13.945), 57 (N17°55.039' W66°13.946'), 67 (N17°55.044' W66°13.950'), 77 (N17°55.049' W66°13.951'), and 87 (N17°55.055' W66°13.953'). The highest coverage of seagrass meadow was found in the quadrant one with 90% (BB score 5), and quadrant two with 85% (BB score 5). Meanwhile, quadrants eight and nine obtained a lower coverage percentage with 15% (BB score 2) and 20% (BB score 2) respectively. The rest of the quadrants have coverage that fluctuates from 25-45% (BB score 2-3). The dominant species in this transect was *T. testudinum*. The minimum depth measured was approximately 0.30 m and the maximum depth was approximately 2.35 m. The average canopy height of the shoots of *T. testudinum* varied between 18.5-37.5 cm. In this transects the leaves observed were greatly covered by sediments. The organisms observed associated to this transect were three finger leaf alga (*Halimeda incrassata*), green feather alga (*Caulerpa sertularioides*), mermaid fan (*Udotea flabellum*), shaving brush alga (*Penicillus capitatus*), yellowfin mojarra (*Gerres cinereus*), barracuda (*Sphyraena barracuda*), green sea urchin (*Lytechinus variegatus*), amber pen shell (*Pinna carnea*) and west indian sea egg (*Tripneustes ventricosus*).

Transect three has a length of 60 meters and contained four permanent plots located in the meter's three (N17°55.011' W66°13.952'), 18 (N17°55.019' W66°13.955'), 33 (N17°55.027' W66°13.957'), and 48 (N17°55.035' W66°13.957'). The highest coverage of seagrass meadow was found in the quadrant one with 80% (BB score 5), and quadrant two with 75% (BB score 4). Meanwhile, quadrants three and four obtained a lower coverage percentage with 30% (BB score 2). The dominant species in this transect was *T. testudinum*. The minimum depth measured was approximately 0.50 m and the maximum depth was approximately 2.10 m. The average canopy height of the shoots of *T. testudinum* varied

between 12.6-42.5 cm. The organisms observed associated to this transect were three finger leaf alga (*Halimeda incrassata*), green feather alga (*Caulerpa sertularioides*), mermaid fan (*Udotea flabellum*), shaving brush alga (*Penicillus capitatus*), barracuda (*Sphyræna barracuda*), green sea urchin (*Lytechinus variegatus*) and west indian sea egg (*Tripneustes ventricosus*).

Transect four has a length of 60 meters and contained three permanent plots located in the meter's 16 (N17°55.006'W66°13.975'), 32 (N17°55.014'W66°13.976'), and 48 (N17°55.024'W66°13.975'). The highest coverage of seagrass meadow in this transect was found in the quadrant one with 80% (BB score 5), and quadrant two with 75% (BB score 4). Meanwhile, quadrants three and four obtained a lower coverage percentage with 30% (BB score 2). The dominant species in this transect was *T. testudinum*. The minimum depth measured was approximately 1.0 m and the maximum depth was approximately 2.35 m. The average canopy height of the shoots of *T. testudinum* varied between 27.2-36.3 cm. The organisms observed associated to this transect were three finger leaf alga (*Halimeda incrassata*), green feather alga (*Caulerpa sertularioides*) and Barracuda (*Sphyræna barracuda*).

Moreover, we can observed other organisms associated to seagrass meadows, such as west indian manatee (*Trichechus manatus*), cushion sea star (*Oreaster reticulatus*), rock boring urchin (*Echinometra lucunter*), yellow jack (*Carangoides bartholomæi*), hound needlefish (*Tylosurus crocodilus*), yellowtail snapper (*Ocyurus chrysurus*), bar jack (*Caranx ruber*), upside-down jellyfish (*Cassiopea xamachana*) and pistol shrimp (not identified).

Blue carbon

The samples measured in this parameter were taken at the first and last quadrant of each transect. After making the mathematical analysis for all replicates of each transect, we obtained the average (avg) organic carbon in the samples. The average range of OC in our samples goes from 0.079 to 0.302.

Sediment trap

At transect one, the trap was placed in the last quadrant (T1, Q4). The average sedimentation rate here was 4.56×10^{-5} g/ml/hr. At transect two, the trap was placed in the last quadrant (T2, Q9) and the average sedimentation rate was 1.75×10^{-5} g/ml/hr. The transect three had an average sedimentation rate of 2.78×10^{-6} g/ml hr., and the trap was placed in the first quadrant (T3, Q1). For the last transect, the trap was placed in the first quadrant (T4, Q1) and the average sedimentation rate of 3.26×10^{-5} g/ml/hr.

Biomass

As mentioned earlier, two quadrants were selected randomly for each transect. For these results, we only took into consideration the seagrass biomass in our area. In transect one, the quadrants selected were two and three with a biomass average of 520.52 and 1156.98 g dry wt m⁻² respectively. Moreover, in transect two the randomly selected quadrants were two and six with a biomass average of 1185.35 and 188.72 g dry wt m⁻².

The randomly selected quadrants for transect three were three and four with a biomass average of 1308.70 and 63.53 g dry wt m⁻². For the last transect, the randomly selected quadrants were two and three and the biomass average in each quadrant was 354.01 and 86.34 g dry wt m⁻².

Leaf growth rate

The transect randomly selected for this method was transect two and the plants that were measured were those on the first and last quadrant. For quadrant one the plants that were marked were those on the edges of either extreme of the quadrant. After a week, we recollected 17 marked plants in total from quadrant one. The average growth rate was 0.40 cm/day in such quadrant. The biomass was 0.033 (new growth) and 0.008 (new leaves) g dry wt/day for quadrant number one. In quadrant nine, we marked all of the plants in the quadrant, and after a week, we recollected all four of them. The biomass for this quadrant was 0.013 (new growth) and 0.002 (new leaves) g dry wt. /day. Moreover, the average growth rate was 0.67 cm/day in the same quadrant.

Discussion

In an SAV monitoring, in transects two to four, the results indicated that at higher depth the seagrass coverage decreases. This can be seen in biomass data as well. The main factors that contribute are that at higher depth sunlight decreases in the water column, causing turbidity to increase and photosynthesis to decrease. Meanwhile, the seagrass shoots observed indicate that at higher depth the plant's leaves length increases. Therefore, the plant increases the superficial area and can carry out higher photosynthesis rates. This can be seen in the average leaf growth rate (cm/d) at T2 Q1 and T2 Q9 that was 0.40 and 0.67 respectively. The difference in growth rate in Q1 and Q2, apart from the depth where each quadrant is located, can also be explained by photoinhibition. If the plant is receiving more radiation than require the photosynthetic capacity of photosystem II will be reduced and as a result, the plant's growth rate will decrease (Hanelt & Nultsch, 2003). By comparing these results with the results of González-Liboy (1979), we can see that our values fall in the range of leaf growth rate measured in La Parguera. Their growth rate ranges from 0.29 to 0.79 with an average of 0.61 in the area versus our average growth rate per area, which is 0.54. Moreover, the new biomass (g dry wt d⁻¹) was 0.033 (new growth) and 0.008 (new leaves) for T2 Q1 and 0.013 (new growth) and 0.002 (new leaves) for T2 Q9. In contrast, in transect one, the results were adverse; the major percentage of coverage was in the middle quadrants (Q2 and Q3), meanwhile, the percentage of coverage was low in quadrants one and four. In Q2 and Q3, the habitat conditions are similar, so we would expect that the biomass amount, coverage, shoot counts, and other parameters are comparable. These parameters are similar in both quadrants with the exception in biomass amount (g dry wt m⁻²). The reason for this difference is that Q2 was the only quadrant where two distinct species of seagrass were collected (*T. testudinum* and *S. filiforme*). *S. filiforme* is morphologically different in comparison with *T. testudinum*. The above and belowground biomass of *S. filiforme* is less than the *T. testudinum*, which means that the combination of both reflects on a reduced amount of biomass content in the results.

Blue Carbon

Results showed that the amount of biomass can affect the amount of organic carbon (OC) in an area. There are more particles and organic matter trapped in the soil when there is a high productivity of biomass (Armitage & Fourqurean, 2016). As shown previously, the average of OC per quadrant per transect shows a difference in values. To analyze the values of the percent of organic carbon in the samples, must take under consideration the large range in ratios of carbon content (OC) to organic matter (%LOI), this will cause the standard ratio values to be sources of possible errors when estimating the organic carbon content (Howard et al., 2014). For transects, one and four OC percentage average was greater in the last quadrants of each transect, which in the case of transect one was quadrant number four and number three for transect four. However, the values observed between quadrants in transect four are very similar. In the case of transect two and three, the greater OC percentage average is in the last quadrants, although values between quadrants for transect three are also very similar. There could be a variety of parameters that can influence these values starting with the amount of biomass in each quadrant. By comparing the values between transects, we can assume that position and length of the transects can also affect the production of OC. All transects were located in an area with a density of mangroves close by that will tend to produce a significant amount of organic matter that in theory will tend to accumulate at the quadrants at the beginning of the transect. The water that comes from the channel located between transect two and three exports a great amount of organic matter due to its location. The depth of the quadrant could also be a parameter that affects the values of this analysis. We propose a further analysis of the sediment at greater depth and water flow in the area to see what other parameters can affect the OC in the sediment.

Sediment trap

The highest sedimentation rate was found in transect one 4.56×10^{-5} g/ml hr., followed by transect four 3.26×10^{-5} g/ml hr. Transect two and three were the ones with the lowest sedimentation rate (1.75×10^{-5} g/ml hr. and 2.78×10^{-6} g/ml hr.) respectively. The value of sedimentation rate of transect three was significantly low from the others, the cause of this could be to the presence of a damselfish (*Stegastes sp.*) that laid eggs in the trap and the fish being in and out of the trap altering the pattern of the sediments that entered the trap. It was also found a significant difference between transects one and four versus two and three in their sedimentation rate values. As mentioned previously, in the study site there is a water channel that is located between transect two and three. This channel may be the influence of the low sedimentation rate in comparison to the other transects. It was also found that transect one had the highest percentage of macroalgae by transects. This result could be associated to the sedimentation rate because an increase in sedimentation is related to the loss of seagrass habitat and giving a competitive advantage to macroalgae (Qiuying & Dongyan, 2014; Holmer, Marba, Lamote & Duarte 2009).

Acknowledgment

Thanks to JBNERR Staff, especially to Mrs. Enid Malavé and to Mr. Luis Ortiz. To the JBNERR volunteers Mr. Kevin Ramos (Interamerican University, Ponce Campus) and to Ms. Fabiola Torres for their help in the field. To Mrs. Eileen Burgos (laboratory technician

of the Chemistry Department at University of Puerto Rico, Ponce Campus). Finally, to NOAA Grant NA16N0S4200164 for the equipment to conduct this investigation.

Cited literature

- Armitage, A. R., & Fourqurean, J. W. (2016). Carbon storage in seagrass soils: long-term nutrient history exceeds the effects of near-term nutrient enrichment. *Biogeosciences*, *13*, 313-321. doi: <https://doi.org/10.5194/bg-13-313-2016>
- Braun-Blanquet, J. (1932). Plant sociology: The study of plant communities. In G. D. Fuller and H. S. Conard (Eds.). (pp. 439). London: Hafner.
- Dunton, K., Pulich, W., & Mutchler, T. (2010). *A seagrass monitoring program for Texas coastal waters: Multiscale integration of landscape features with plant and water quality indicators*. Corpus Christi, Texas.
- Duarte, C. M., & Kirkman, H. (2001). Chapter 7: Methods for measurement of seagrass abundance and depth distribution. In F. T. Short and R. G. Coles (Eds.), *Global Seagrass Research Methods* (pp. 141-153). Elsevier B.V, The Netherlands. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-50891-1.X5000-2>
- Edwards, H. H. (2013). Potential impacts of climate change on warm water megafauna: the Florida manatee example (*Trichechus manatus latirostris*). *Climatic Change*, *121*, 727-738. doi:10.1007/s10584-013-0921-2
- Fourqurean, J. W., Kendrick, G. A., Collins, L. S., Chambers, R. M., & Vanderklift, M. A. (2012). Carbon, nitrogen and phosphorus storage in subtropical seagrass meadows: examples from Florida Bay and Shark Bay. *Marine and Freshwater Research*, *63*(11), 967. doi:10.1071/mf12101
- García-Ríos, C. (1990). *Las Praderas de Thalassia de Puerto Rico* (1st ed.). Washington, DC: Sea Grant, NOAA.
- Gonzalez-Liboy, J. (1979). An examination of the present condition of seagrass meadows in La Parguera, Puerto Rico. NOAA Miami Regional Library. Retrieved from <http://www.aoml.noaa.gov/general/lib/CREWS/Cleo/PuertoRico/prpdfs/liboy-seagrass.pdf>
- Hanelt, D. & Nultsch, W. (2003). Chapter 8: Photoinhibition in seaweeds (Heldmaier G., Werner D., Eds). *Environmental Signal Processing and Adaptation*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Jamsranjav, B., Fukuda M., & Troxler, T. (2014). Supplement to the 2013 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: wetlands. Geneva, Switzerland: IPCC.

- Holmer, M., Marba, N., Lamote, M., & Duarte, C.M. (2009). Deterioration of sediment quality in seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) invaded by macroalgae (*Caulerpa* sp.). *Estuaries and Coasts*, 32, 456–466. doi: 10.1007/s12237-009-9133-4
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M. & Pidgeon, E (eds.). (2014). Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, United States of America. Retrieved from <https://www.cifor.org/library/5095>
- Howard, J., Sutton-Grier, A., Herr, D., Kleypas, J., Landis, E., Mcleod, E., ... Simpson, S. (2017). Clarifying the role of coastal and marine systems in climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 42–50, doi:10.1002/fee.1451
- Khatiwala, S., Primeau, F., & Hall T. (2009). Reconstruction of the history of anthropogenic CO₂ concentrations in the ocean. *Nature*, 462, 346–49. doi: 10.1038/nature08526
- Laboy, E. N., Capella, J., Robles, P. O., & González, C. M. (2002). *Jobos Bay Estuarine profile: A National Estuarine Research Reserve* (R. Field, Ed.). Retrieved from <http://www.nerra.org/wp-content/uploads/2015/04/jobos-bay.pdf>
- LacCore, National Lacustrine Core Facility. (2013). *Loss-on-Ignition Standard Operating Procedure*. Retrieved from <http://lrc.geo.umn.edu/laccore/assets/pdf/sops/loi.pdf>
- Moore, K. (2013). NERRS SWMP *Vegetation Monitoring Protocol: Long-term monitoring of estuarine vegetation communities. Virginia*. Retrieved from http://gtmnerr.org/documents/Research_Publications/NERRS_Vegetation_Monitoring_2013-09-06.pdf
- Mutchler, T, & Hoffman, D. (2017). Response of seagrass (*Thalassia testudinum*) metrics to short-term nutrient enrichment and grazing manipulations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 486, 105-113. doi: 10.1016/j.jembe.2016.09.015
- National Estuarine Research Reserve System. (2013). NERRS SWMP vegetation monitoring protocol long-term monitoring of estuarine vegetation communities. Technical Report, NOAA *National Estuarine Research Reserve Program, Office of Ocean and Coastal Resource Management*. Silver Spring, Maryland. Retrieved from http://gtmnerr.org/documents/Research_Publications/NERRS_Vegetation_Monitoring_2013-09-06.pdf
- Otero, E., & Carrubba, L. (2006). Characterization of mechanical damage to seagrass beds in La Cordillera Reefs Natural Reserve. Retrieved from <http://drna.pr.gov/historico/oficinas/arn/recursovivientes/costasreservasrefugios/coral/publicaciones/Otero%20and%20Carrubba%20Final%20Report%20Seagrasses%20Cordillera%20correc.pdf>

- Pu, R., & Bell, S. (2017). Mapping seagrass coverage and spatial patterns with high spatial resolution IKONOS imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 54, 145-158. doi: 10.1016/j.jag.2016.09.011
- Qiuying, H., & Dongyan, L. (2014). Macroalgae blooms and their effects on seagrass ecosystems. *Oceanic and Coastal Sea Research*, 13(5), 791-798. doi: 10.1007/s11802-014-2471-2
- Scavia, D., Field, J. C., Boesch, D. F., Buddemeier, R. W., Burkett, V., Cayan, D. R., ... Titus, J. G. (2002). Climate change impacts on U.S. coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 25(2), 149-164. doi: 10.1007/BF02691304
- Siebert, T., & Branch, G. (2007). Influences of biological interactions on community structure within seagrass beds and sandprawn-dominated sandflats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 340(1), 11-24. doi: 10.1016/j.jembe.2006.08.007
- Short, F. T., & Duarte, C. M. (2001). Chapter 8: Methods for the measurement of seagrass growth and production. In F. T. Short, & R. G. Coles (Eds.). *Global Seagrass Research Methods* (pp. 155-182). Elsevier B.V. The Netherlands. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-50891-1.X5000-2>
- Storlazzi, C., Field, M., & Bothner, M. (2011). The use (and misuse) of sediment traps in coral reef environments: theory, observations, and suggested protocols. *Coral Reefs*, 30, 23-38. doi: 10.1007/s00338-010-0705-3
- Terrados, J., & Borum, J. (2004). Why are seagrasses important? – Goods and services provided by seagrass meadows. In J. Borum, C. M. Duarte, D. Krause-Jensen, & T. M. Greve (Eds.). *European seagrasses: an introduction to monitoring and management* (pp. 8-10). The M&MS project. Retrieved from <http://www.seagrasses.org/>
- Vicente, V. P. (1992). A summary of ecological information on the seagrass beds of Puerto Rico. In E. Seliger (Ed.), *Coastal Plant Communities of Latin America* (pp. 123-133). Academic Press, New York, New York.
- Vicente, V., & Rivera, J. (1982). Depth limits of the seagrass *Thalassia testudinum* (Konig) in Jobos and Guayanilla Bays, Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*, (17), 73-77.
- Wooldridge, S. (2017). Preventable fine sediment export from the Burdekin River catchment reduces coastal seagrass abundance and increases dugong mortality within the Townsville region of the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 671-678. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.10.053
- Wyneken, J., Lohmann, K., & Musick, J. (2013). *The biology of sea turtles* (1st ed., pp. 353-354). Boca Raton, Florida: CRC press.

Publication Date: Every December

Requirements for submitting manuscripts to JEAP are the following:

- Must be original, scientifically accurate, and related to environmental issues.
- Must not have been published previously.
- May be submitted in either in Spanish or English.
- Should be based on an investigation (or contribution) conducted or carried out during the last five (5) years, at the most.
- Must include information on the affiliations of all authors and the e-mail and phone number(s) of the primary author.
- May be submitted to the School of Science, Technology and Environment via email (perspectivasaa@uagm.edu), through WeTransfer, on a CD sent via regular mail to the School or delivered in person, or on other media delivered directly to the School.

Format

- Length: 15 pages maximum, including tables, figures, equations and references
- Line spacing: Single spaced
- Font: Times New Roman, size 12 points
- Margins: one (1) inch margin on all sides
- Language: Manuscript may be in Spanish or English; Abstract must be in both Spanish and English

Style

- Manuscript should be written avoiding technical jargon and all acronyms and technical terms must be spelled out or briefly defined.
- Manuscript must follow the **American Psychological Association (APA) style**
 - Figures and photos must be originals, black & white or color, with a resolution of 300 dpi in JPG.
 - Figures and tables should be separated from the text, and appropriately referenced in the text.
 - Captions should be placed below each figure and include appropriate and accurate descriptions.
 - Tables should include an explanation above each one, as well as notes and relevant information below each table.
 - Cited literature or References must be according to APA style and references should be limited to the primary 25 sources.

Editorial Committee Process

- Upon receipt of the manuscript, an acknowledgement receipt is sent to primary author identified in submission materials and the Editorial Committee begins the review process.
- Documents that do not meet the requirements of the call are not considered by the Editorial Committee for publication and are returned for proper corrections.
- Manuscripts are edited according to the rules of publication.
- If approved for publication, the Editorial Committee sends the primary author its recommendations and the final edition to obtain his/her approval to formally include the manuscript in the journal.
- The receipt and final approval dates are acknowledged in the published manuscript

Fecha de publicación: Cada diciembre

Requisitos para la presentación de manuscritos a la revista PAA son los siguientes:

- Debe ser original, científicamente exacta, y en relación a las cuestiones ambientales.
- No debe haber sido publicado anteriormente.
- podrán presentarse en cualquiera de los dos en español o inglés.
- Debe basarse en una investigación (o contribución) realizado o llevado a cabo durante los últimos cinco (5) años, a lo sumo.
- Debe incluir información sobre las afiliaciones de los autores y la dirección de correo y número de teléfono (s) del autor principal.
- Puede ser enviado a la Escuela de Ciencias, Tecnología y Ambiente a través de correo electrónico (perspectivasaa@uagm.edu), a través de WeTransfer, en un CD enviado por correo regular a la escuela o con otros medios de comunicación entregados directamente a la escuela.

Formato

- Longitud: 15 páginas máximo, incluyendo tablas, figuras, ecuaciones y referencias
- Interlineado: espacio sencillo
- Tipo de letra: Times New Roman, tamaño 12 puntos
- Márgenes: Margen de 1 pulgada en todos los lados
- Idioma: Manuscrito puede ser en español o en inglés; Resumen debe estar en español y en inglés

Estilo

- Manuscrito debe escribirse evitando la jerga técnica, y todos los acrónimos y términos técnicos debe ser explicado o brevemente definidos.
- Manuscrito debe seguir las normas de la American Psychological Association (APA)
 - Las figuras y fotografías deben ser originales, blanco y negro o en color, con una resolución de 300 dpi en formato JPG
 - Las figuras y tablas deben ser separadas del texto, y adecuadamente referenciadas en el texto.
 - Los subtítulos deben ser colocados debajo de cada figura y incluyen descripciones adecuadas y precisas.
 - Las tablas deben incluir una explicación sobre cada uno, así como las notas y la información pertinente a continuación cada mesa.
 - Referencias o literatura citada deben ser de acuerdo al estilo de la APA y limitarse a las 25 fuentes primarias.

Proceso del Comité Editorial

- Una vez recibido el manuscrito, un acuse de recibo es enviado al autor principal y el Comité Editorial se inicia el proceso de revisión.
- Los documentos que no cumplan con los requisitos de la convocatoria no son considerados por el Comité Editorial para su publicación y se devuelven para las correcciones adecuadas.
- Los manuscritos son editados de acuerdo a las reglas de publicación.
- Si es aprobado para su publicación, el Comité Editorial envía sus recomendaciones al principal autor y la versión final para obtener su aprobación del manuscrito final a ser incluido en la revista.
- Las fechas de recepción y aprobación definitiva son reconocidos en el manuscrito publicado

Perspectivas

en asuntos ambientales

Los ecosistemas isleños, tanto los terrestres como los marinos, albergan especies endémicas en espacios altamente vulnerables. Las islas poseen una alta diversidad biológica que ha sido moderada por el aislamiento y las condiciones ambientales particulares. La riqueza de estos ecosistemas ha estado amenazada por la sobrepoblación, las extracciones de minerales y corteza terrestre, la agricultura tradicional y el uso de herbicidas y fertilizantes sintéticos, y el tráfico de especies exóticas, entre otros factores antropogénicos. Estas graves alteraciones se han complicado con los cambios climáticos y los eventos extremos asociados a esta crisis que no tiene vuelta atrás.

El huracán María aceleró el deterioro de varios ecosistemas naturales en nuestra isla que ya se encontraban amenazados por la forma que utilizamos nuestro suelo. El huracán causó la pérdida de sobre 31 millones de árboles. Según el Departamento de Recursos Naturales y Ambientales, perdimos el 98% de los árboles maduros. Por su parte, la NOAA estimó que el 11% de los arrecifes de coral de la Isla fueron destruidos. El costo de restauración de solo este ecosistema se estima en sobre \$31 millones. Las especies designadas en peligro de extinción y vulnerables también fueron impactadas severamente por este fenómeno, ya que el huracán impactó adversamente su hábitat crítico.

Es nuestra responsabilidad continuar investigando y publicando en foros formales e informales sobre la fragilidad y el incalculable valor de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en las islas de Puerto Rico y el Caribe. Debemos promover la conservación y el manejo inteligente de los recursos isleños y fomentar un cambio en nuestros estilos de vida para ser más responsables en nuestras acciones. Si no actuamos en favor de la recuperación y el manejo de la biodiversidad ante los impactos señalados, nos corremos el riesgo de perder estos valores naturales que nos hacen únicos.

Carlos M. Padín Bibiloni, Ph.D.
Director del Consejo Asesor



UNIVERSIDAD
ANA G. MÉNDEZ
UAGM
Recinto de Cupey