

ISSN 2167-68828- (En línea)

ISSN 2167-4752 (Impreso)

Perspectivas

en asuntos ambientales

Revista Profesional
de la División Académica de
Ciencias y Tecnología

volumen 9 – 2021



© Karla M. Morales

En esta edición

An overview of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*)

Urban green spaces for biodiversity recovery

Biología de conservación del guayacán blanco en bosques secos de Puerto Rico

Distribución de las cuevas calientes en la zona del carso

Variación espacial en la estructura de la comunidad de peces en un estuario urbano

Patrones de recuperación natural de los arrecifes de coral someros urbanos

Exploring vertebrate community resilience to invasive mammal predator invasions



UNIVERSIDAD
ANA G. MÉNDEZ

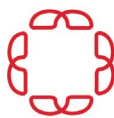
UAGM

Recinto de Cupey

9

Perspectivas

en asuntos ambientales



UNIVERSIDAD
ANA G. MÉNDEZ

UAGM

Recinto de Cupey

Perspectivas

en asuntos ambientales

La revista *Perspectivas en Asuntos Ambientales* (PAA) es un organismo informativo creado en el 2012 y adscrita actualmente a la División de Ciencias y Tecnología de la Universidad Ana G. Méndez, recinto Cupey, en el que estudiantes, profesores y colaboradores externos diseminan sus trabajos relacionados con el tema científico-ambiental. Publicamos trabajos originales producto de tesis, tesinas y proyectos de planificación ambiental, así como evaluaciones de programas implantados e investigaciones que aborden los aspectos científico-ambientales. También incluye ensayos de opinión o perspectivas sobre los asuntos ambientales. Estos componentes enmarcan la tónica de lo que en principio es la función de la revista como instrumento de difusión y foro de discusión.

Los trabajos de investigación pueden centrarse en cualquiera de los siguientes campos: ciencias ambientales, planificación ambiental, educación ambiental, climatología, recursos hídricos, gestión costera y marina, conservación y manejo de recursos naturales, biodiversidad, silvicultura, epidemiología ambiental, salud y seguridad ocupacional, toxicología, avalúo y manejo de riesgo ambiental y química ambiental y química verde.

PAA (ISSN 2167-6828) se publica anualmente en línea en nuestra página: <https://uagm.edu/es/revista-perspectivas-en-asuntos-ambientales> o en formato impreso (ISSN 2167-4752). 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.

La Universidad Ana G. Méndez, recinto de Cupey, aporta hacia la capacitación de profesionales, el desarrollo de la conciencia científico-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.

The *Journal of Environmental Affairs Perspectives* (JEAP) is an annual professional open access online journal (ISSN 2167-6828) or printed (ISSN 2167-4752) published since 2012, and recently under the Division of Science & Technology 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 <https://uagm.edu/es/revista-perspectivas-en-asuntos-ambientales>. JEAP aims to disseminate research-based knowledge on current environmental matters, the application of theories to environmental practices, and environmental education.

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 science, environmental planning, environmental education, climatology, water resources, coastal and marine management, conservation and management of natural resources, biodiversity, forestry, environmental epidemiology, occupational health and safety, toxicology, risk assessment and management, environmental chemistry and green chemistry.

Universidad Ana G. Méndez is committed 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.

COMITÉ EDITORIAL

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

Álida Ortiz-Sotomayor, Ph.D.

Diana K. Guzmán-Colón, Ph.D.

Mervín Pérez-Pérez, Ph.D.

Luis Y. Santiago-Rosario, Ph.D.

Ivangs M. Rivera-Aponte, MS, MPA

Angélica Eraso-Oliveras Ph.D.

Carlos E. Diez-González, MS

Jessica Castro-Prieto, Ph.D.

Robert van Dam, Ph.D.

Diego Paredes-Burneo, Ph.D.(c)

Rafael Rivero-Vega, MS, Ph.D.(c)

CONSEJO ASESOR

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

José Gómez-Galán, Ph.D. (Internacional)

Jonathan Alfredo López-Colón, MSEM (Editor de edición especial)

Robert Espiallat-Pérez, BS

Vidal Torres-Miranda (Editor de diseño)

María A. Martínez-Rodríguez (Relaciones públicas)

Universidad Ana G. Méndez, recinto Cupey

PO Box 21150, San Juan, PR 00928

Volumen 9, 2021

Formato para citar artículos en esta revista:

Apellidos, I. I. (2021). Título del artículo. *Perspectivas en Asuntos Ambientales*, 9(1), 125



Autora: © Karla M. Morales

Foto portada

Tortuga tinglar hembra (*Dermochelys coriácea*) en su regreso al mar luego de anidar en la Reserva Natural Playa Grande el Paraíso en el municipio de Dorado.

Descargo de responsabilidad

La Universidad Ana G. Méndez no se responsabiliza por la precisión de datos 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 (2022). 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 nuestra perspectiva 7
María Calixta Ortiz-Rivera, Ph.D., & Jonathan Alfredo López-Colón, MSEM

Revisiones de literatura

- An overview of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*), with a perspective in
 Puerto Rico 9
Adolfo Rodríguez-Velázquez, Ph.D.(c)
- Urban green spaces for biodiversity recovery 30
Alondra L. Maldonado Mateo, Ph.D.(c)
- Biología de conservación del guayacán blanco (*Guaiacum sanctum*) en bosques secos de
 Puerto Rico 43
José J. Fumero, Ph.D.

Artículos originales (Original articles)

- Distribución de las cuevas calientes en la zona del carso con prioridad de conservación de
 Puerto Rico 55
Elizabeth Padilla-Rodríguez, MSEM
- Variación espacial en la estructura de la comunidad de peces en un estuario urbano 67
*Ivangs Manuel Rivera-Aponte, MS, MP, Edwin A. Hernández-Delgado, Ph.D., Jorge Bauzá-Ortega,
 Ph.D. & Warner Ithier-Guzmán, Ph.D.*
- Variación espacial en los patrones de recuperación natural de los arrecifes de coral someros urbanos
 en Puerto Rico 90
Melanie C. González Figueroa, B.S., & Edwin A. Hernández-Delgado, Ph.D.
- Exploring vertebrate community resilience to invasive mammal predator invasions 112
Diana K. Guzmán-Colón, Ph.D.

Desde nuestra perspectiva

“En una de mis últimas conversaciones con Darwin, se expresó de forma muy sombría sobre el futuro de la humanidad, basándose en que en nuestra civilización moderna la selección natural no tiene juego, y los más aptos no sobreviven. Los que triunfan en la carrera por la riqueza no son en absoluto los mejores ni los más inteligentes, y es notorio que nuestra población se renueva en mayor medida en cada generación a partir de las clases bajas que de las medias y altas”.

-Alfred Russel Wallace-

Este volumen está dedicado a la biogeografía y conservación de especies de flora y fauna, especialmente de Puerto Rico y el Caribe. Los patrones de distribución geográfica en tiempo y espacio de la flora y fauna y los diversos factores que dieron lugar a tal distribución, generan información que permite ampliar el conocimiento de la historia natural de una región. Por su parte, la conservación de la biodiversidad representa un baluarte importante para los ecosistemas y un caudal de transferencia genética para las futuras generaciones, donde cada una de las especies ejerce un balance en los ciclos biogeoquímicos de los ecosistemas marinos o terrestres.

Este año, la revista *Perspectivas en Asuntos Ambientales* (PAA) cumple 10 años sirviendo a la comunidad con la misión de diseminar contenido científico, técnico y profesional. La Revista es una publicación catalogada como recurso abierto dirigido a una audiencia no necesariamente especializada y que está disponible de forma gratuita con fácil acceso por Internet. Nos honra la consistencia a través del tiempo y el mejoramiento continuo.

Esta novena edición incluye profesionales de diversas ramas de la ciencia, tanto a nivel local como nacional. Se incluyen tres revisiones de literatura y cuatro artículos originales enfocados en las áreas de biogeografía y conservación. La primera revisión está enfocada en los esfuerzos de conservación de la tortuga tinglar en Puerto Rico. Continuamos con una revisión que analiza el entorno urbano como un espacio que influencia a la biodiversidad. La tercera revisión se enfoca en la conservación del guayacán blanco, especie arbórea restringida a los bosques secos de Puerto Rico. La sección de artículos originales cuenta con escritos de gran aporte en áreas de conservación de cuevas, diversidad de peces en ecosistemas urbanos, restauración de corales y un componente de especies de mamíferos invasores en Puerto Rico.

PAA tiene un compromiso con el país para la divulgación científica y enlace con el público general. Parte de la experiencia del trabajo de esta edición, ha sido el organizar un excelente comité de revisores pares, que tuvieron un alto sentido de

responsabilidad y ética al corregir los manuscritos de forma objetiva y sin sesgos, debido al trabajo en doble ciego. Agradecemos su esfuerzo, paciencia y tiempo en la corrección de artículos en las tres rondas.

Aprovechamos la oportunidad para agradecer también a cada uno de los autores de esta edición, por la confianza depositada en la Revista, como herramienta de diseminación de sus investigaciones y estudios de campo. Esta edición trajo consigo lecciones de gran aprendizaje. Una de ellas es el valor de la humildad intelectual al momento de publicar en conjunto con otros autores, muchos de ellos estudiantes que aprenden a través de sus mentores. ¡Felicitamos a los profesionales con ese calibre que construyen los futuros científicos del país!

Un especial agradecimiento a la fotógrafa profesional Karla M. Morales, por la foto de portada. Karla nos proveyó una foto de una hembra de tinglar (*Dermochelys coreacea*), la tortuga marina más grande del mundo que se encuentra en peligro de extinción. Esta fue tomada en la Reserva Natural Playa Grande el Paraíso en el municipio de Dorado Puerto Rico, durante uno de los patrullajes matutinos con los voluntarios de Chelonia. Por más de 4 décadas, la organización Chelonia ha estado enfocada en la investigación, conservación y protección de tortugas marinas en Puerto Rico. Esta organización es un ejemplo a seguir en cuanto a programas de voluntariado y diseminación del conocimiento científico. Sin lugar a dudas, han demostrado que cuando se evoca un sentido de pertenencia ambiental comunitario, se conservan los recursos naturales y la biodiversidad.

También nuestro agradecimiento a Rolando Rosario y Julio Angel Pizarro, fotógrafos naturales que, a través de su arte, lograron capturar la vida silvestre en todo su esplendor y contribuyeron con sus fotos en las convocatorias anunciadas para esta edición.

Cerramos este editorial, invitándolos a leer cada uno de los artículos que se incluyen en esta novena edición. De igual forma, los invitamos a ser parte de nuestro comité editor y generar aportaciones para futuras ediciones.

¡Gracias, por tanto!

María Calixta Ortiz-Rivera, Ph.D. - editora en jefe
Jonathan Alfredo López-López, MSEM - editor especial 9^{na} edición

AN OVERVIEW OF THE LEATHERBACK SEA TURTLE (*DERMOCHELYS CORIACEA*), WITH A PERSPECTIVE IN PUERTO RICO

Adolfo Rodríguez-Velázquez 1 Ph.D.(c)

Received June 23, 2021 | Accepted December 15, 2021

Abstract - Worldwide population of leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) has declined by ~67%. Hunting for the consumption of their eggs, the transformation of the coast used by this species as nesting areas, global warming and fisheries bycatch are some of the main threats affecting these turtles. This literature review evaluated studies and documentation related to this species to highlight and synthesize its importance, population status, causes of decline, and conservation efforts. Search consisted of official reports from government agencies, non-profit organizations, and scientific research of less than 10 years from ScienceDirect, Google, and Google Scholar. In addition, agency reports and news articles were included. Results showed that leatherback turtle populations continue to decline worldwide due to the large number of threats produced by anthropogenic activities. In Puerto Rico, volunteer efforts have been increasing in recent years, managing to enlarge the documentation of nests and mitigating light pollution. Peer review literature for Puerto Rico is limited. Most of the information were from personal communications, news and annual reports from volunteer groups. Efforts should be increased for the development of scientific literature in peer-reviewed journals that evidence the work of voluntary groups.

Keywords: leatherback, sea turtle, population decline, climate change, *Dermochelys coriacea*, global warming, beach, pollution, exotic species

Resumen - La población mundial de tinglyares ha disminuido en aproximadamente un ~67%. La caza para el consumo de sus huevos, la transformación del litoral utilizado por estas como áreas de anidación, el calentamiento global y la pesca son algunas de las principales amenazas que afectan a estas tortugas. La caza para el consumo de sus huevos, la transformación del litoral utilizado por estas como áreas de anidación, el calentamiento global y la pesca son algunas de las principales amenazas que afectan a estas tortugas. Esta revisión de la literatura evaluó artículos científicos bajo las bases de ScienceDirect, Google y Google Scholar y documentos de agencias relacionados con la especie. Los resultados demuestran que las poblaciones de tortugas tinglyar continúan disminuyendo a nivel mundial debido a la gran cantidad de amenazas producidas por la actividad antropogénica. En Puerto Rico, los esfuerzos voluntarios han ido en aumento en los últimos años logrando incrementar la documentación de nidos, y mitigación de la contaminación lumínica. Existe una limitación en la literatura científica revisada por pares para Puerto Rico. La mayoría de la información que se tienen son de comunicaciones personales, noticias o informes anuales de los grupos voluntarios. Se deben de aumentar los esfuerzos en el desarrollo de científicas en revistas arbitradas que evidencien la labor de los grupos voluntarios.

Palabras claves: tinglyar, tortuga marina, disminución poblacional, cambio climático, *Dermochelys coriacea*, calentamiento global, contaminación, especies exóticas, playa

¹University of Puerto Rico, Río Piedras Campus. Corresponding author email: adolfo.rodriguez2@upr.edu

Introducción

Reptiles are a group of animals composed of more than 20,000 species in the world. These are amniotic vertebrates with epidermal keratin scales and the ability to shed their skin (Pough et al., 2016). They are found distributed in various ecosystems on all continents, except for Antarctica. This group of organisms are segregated in four orders; Crocodylia, Rhynchocephalia, Squamata, and Testudines (Vitt & Caldwell, 2013). Within vertebrates, the Testudines (turtles) are considered one of the oldest groups on the planet. These are divided into 14 families with approximately 341 species (Pough et al., 2016).

Despite their diversity and longevity, certain populations of species belonging to these groups are decreasing (Wallace et al., 2010; International Union for Conservation of Natures, 2016; National Oceanic and Atmospheric Administration, 2020). Among the most vulnerable families, the Cheloniidae and Dermochelyidae stand out. They depend on the world's seas and oceans to survive. The ecosystems that these bodies of water have, are constantly exposed to a great extent to anthropogenic activities, affecting the organisms that inhabit them (Markic et al., 2018).

Another thing that puts the Cheloniidae and Dermochelyidae families in a vulnerable position is that they continue to be cryptic organisms (Pfaller et al., 2014). For example, little is known about the development of hatchlings in the seas and oceans (Mansfield et al., 2012). This represents an even greater challenge to be able to generate accurate data on these animals and thus make conservation and management plans for their protection (Mansfield et al., 2012).

It should be noted that the family Dermochelyidae has several extinct genera and only one alive. The leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtle (Figure 1 & 2) is the only living species within this family and it is also the only one in the genus *Dermochelys* (Pough et al., 2016). In 1973, it was classified as an endangered species under the Endangered Species Act (National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service, 2020). Currently, the world populations of this species keep decreasing and it is estimated that this pattern will continue in the future (International Union for Conservation of Natures, 2016; National Oceanic and Atmospheric Administration, 2020). The main objectives of this literature review were to evaluate studies and documents related to this species to highlight and synthesize its importance, population status, causes of decline, and conservation efforts. In addition, I evaluate documents and studies that focus on this species in relation to Puerto Rico.



Figure 1. Leatherback (*Dermochelys coriácea*) nesting in Yabucoa, Puerto Rico © Adolfo Rodríguez Velázquez



Figure 2. Leatherback (*Dermochelys coriácea*) hatchlings in Arecibo, Puerto Rico. ©Julio Salgado Velázquez

This search for this review consisted of official reports from government agencies (federal and state), non-profit organizations, and scientific research of less than 10 years, to obtain the most up-to-date information on the biology and ecology of the species and regulations at national and local level. Additionally, it included a review of newspaper articles due to the limitation of scientific articles dedicated to this species in Puerto Rico. The search for the works was carried out from February 2020 to May 2021 using the following tools: ScienceDirect, Google, and Google Scholar. Near 15 combinations of the following words or key phrases, both in Spanish and English, were used for the search: *Leatherback*, *Leatherback Sea turtle*, *tinglar*, *tortuga laud*, *tinglar en Puerto Rico*, *Dermochelys coriácea*, *neonatos de tinglar*. The approximate result of publications obtained were 10,000 publications for Google, 1,000 Google Scholar and 100 for ScienceDirect. The first 200 articles were reviewed to verify the suggested keywords.

Species description and ecologic importance's

It is believed that the first sea turtles existed on Earth more than 230 million years ago, according to fossil records these were part of the Late Triassic (Li et al., 2018). Historical records indicate that when Columbus sailed to the new world, the sea turtles were so abundant that ships that had lost their way in the Caribbean could follow the sound of their shells colliding with each other to reach the Cayman Islands (King et al., 1982). For millions of years turtles have played vital roles in maintaining the health of the world's oceans and seas. They fulfill the function of keeping healthy seagrass beds, coral reefs and coast, providing key habitat for other marine life, helping to balance food webs and facilitating nutrient cycling from water to land (Bjorndal, 1980).

Sea turtles are divided into two families, *Cheloniidae* and *Dermochelyidae*, formed by seven species; *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Dermochelys coriácea*,

Eretmochelys imbricata, *Lepidochelys kempii*, *Lepidochelys olivacea* and *Natator depressus* (de Carvalho et al., 2016). The leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) stands out by having the largest body size reaching 7 feet long and weighing up to 2,000 lbs. (Baker et al., 2015). All sea turtles have a rigid bone shell except for the leatherbacks, which have a soft plastron with a hydrodynamic shape which allows them to reach great depths and maintain an elevated body temperature. This species can dive impressive depths of 4,200 feet and remain submerged for 85 minutes (Wyneken, 2004).

Leatherbacks are considered the most widely distributed vertebrate in the world, ranging from tropical to subarctic waters with varied migration patterns around the globe (Eckert et al., 2012). Like most reptiles, leatherbacks are ectotherms but have several adaptations that allow them to maintain a stable body temperature; for example, they have large stores of oxygen in their blood and muscle, and special features like collapsible lungs, a pulmonary sphincter and slowed heart rate (Doyle et al., 2008).

In terms of reproduction, females can mate with more than one male at sea and opt for the coast of sandy beaches with high waves, located in tropical and subtropical regions (Rivas et al., 2016). This species nests every year between 4 to 7 times per season and lay an average of ~80 fertilized eggs and ~30 unfertilized eggs (Eckert et al., 2012). When preparing their nests, sea turtles move large amounts of sand, transforming the coast lines and forming sand dunes. It also promotes a transfer of ocean minerals to the surface and vice versa, maintaining a healthy exchange for both ecosystems. Each nest provides nutrients such as nitrogen, phosphorus and potassium from the eggshells and embryonic fluid, vital for vegetation growth and food for coastal species. Much of the coastal areas would remain infertile if the leatherbacks do not perform a cyclical supply of nutrients (Bouchard et al., 2000).

Leatherbacks make large migrations between nesting and feeding grounds; they travel an average of 3,700 miles each way (James et al., 2005). Their diet is based on jellyfish, scalps and siphonophores, consuming up to 440 pounds of jellyfish each day (Houghton et al., 2006). Controlling jellyfish populations is vital to marine ecosystems because they have few predators, high reproductive capacity, endurance, and wide distribution, therefore an increase in abundance may bring detrimental consequences to marine organism's stocks and humans in ecological, economical and health terms (Purcell et al., 2001; 2007).

Status of the Leatherback (populations and subpopulations)

Leatherback sea turtle populations consist of seven subpopulations, according to their migration patterns (Wallace et al., 2010), genetics characteristics, nesting sites, among others (Northwest Atlantic Ocean, Southeast Atlantic Ocean, Southwest Atlantic Ocean, Northeast Indian Ocean, Southwest Indian Ocean, East Pacific Ocean, and West Pacific Ocean) These division are characterized by their size, geographic range, and population trends. Little is known about the males, because only females come to approach the coast for nesting. Subpopulation's categorization considers the number of females nesting, nests and number of eggs by geographical sections, hatching success, among other factors.

The East Pacific Ocean subpopulation has declined 97.4% during the past three generations and are classified as Critically Endangered (Wallace et al., 2013). There's not much data from the Northeast Indian Ocean and Southeast Atlantic Ocean subpopulation because they were the latest established division. Due to the great efforts of conservation programs such as Sea Turtle Conservancy, the subpopulation of Northwest Atlantic is classified as *least concern*. The Southwest Atlantic Ocean subpopulation has only 35 mature members and the Southwest Indian Ocean subpopulation has an estimated of 148 adult males and females in total (Wallace et al., 2013). The evidence of a small but continuing decline of -5.6% in population during the past three generations for the Southwest Atlantic and a slow increase makes this subpopulation critically endangered (Tiwari et al., 2013). The West Pacific Leatherback subpopulation has declined 83.0% during the past three generations; also, the nesting abundance has declined at the two Indonesian index beaches Jamursba-Medi and Wermonby 78.3% over 27 years at and 62.8% over the past nine years respectively, considered *critically endangered* (Tapilatu et al., 2013).

The overall population has decreased by an estimated -40.1% over the past three generations, placing them in the category of Vulnerable (Wallace et al., 2013). During the Red List Assessments made by the IUCN in 1982, 1986, 1988, 1990, 1994, and 1996, the leatherback was declared as Endangered. However, in 2000 was placed as critically endangered (Wallace et al., 2013). It is believed that for the next ten years this species is going to be positioned as Endangered or Critically Endangered according to the IUCN Red List Criteria (IUCN, 2016).

Factors contributing to the decline of the leatherbacks

When nesting, the *D. coriacea* face various obstacles due to various factors such as climate change, predation, hunting, and urban development. Currently global warming and climate change have influenced changes in oceanic currents and

consequently migration patterns (Luschi et al., 2003). Likewise, the frequency of stochastic atmospheric phenomena, and increases in ocean levels by the melting of polar ice cap has caused loss of shores, reducing visits for nesting as shown in Figure 3 (Rivas et al. 2016). Islands are highly susceptible to atmospheric disturbances and their consequences. Barreto-Orta et al. (2019) evaluated the coasts of Puerto Rico after Hurricane María in 2017. Their research indicated that most of the beaches on the Island suffered loss of elevation, changes in width, and a considerable increase in erosion (Figure 4). Some of these changes were in towns of importance for leatherback nesting such as Yabucoa, Humacao, Arecibo, Añasco, among others. It should be noted that in these reptiles, the sex of the hatchlings is determined by incubation days and temperatures (Chevalier et al., 1999). With the global warming and climate change, this feature has played an extremely important role because long periods of rain with lower temperatures increased production of males. By contrast, long periods of drought and higher temperatures, increased production of females (Laloë et al., 2016). Puerto Rico has had seven episodes of droughts between 2000 and 2016, being one of the most critical the period between 2014 and 2016 with 33 weeks of extreme drought conditions (Álvarez-Berrios et al., 2018).



Figure 3. Sea level rising in Naguabo, Puerto Rico © Adolfo Rodríguez Velázquez



Figure 4. Costal erosion in Toa Baja, Puerto Rico © Adolfo Rodríguez Velázquez

In many countries, the collection and sale of the eggs was a normal phenomenon because these are considered aphrodisiac and some cultures believe that eating sea turtle eggs leads to a long life (Seeturtles.org, 2016). When sea turtles are nesting, they become vulnerable and sometimes are killed for oil for caulking boats, for use in lamps, and for medicinal use (Wilson et al., 2010). In some parts of Asia, Africa, Central America, and the Caribbean leatherback turtles are hunted for their meat and for performing religious rituals. In Puerto Rico exists several records of dead leatherback sea turtles that have been found with what appear to be fin and

head cuts. According to the local press, in June 2011 a dismembered leatherback was found (Rivera-Arguinzoni, 2011) and in May 2014 another dead with a contusion on the head was identified (Rosario, 2014). In 2015, another individual was found dismembered on a beach in Isabela (Caro-González, 2015).

Urban development adjacent to the coast like the construction of breakwaters, boardwalks, jetties, hotels, etc., serve as physical barriers for nesting sea turtles. Coastal urban development accelerates coastal erosion, reduces the amount of available habitat for nesting, and degrades the quality of the remaining habitat by introducing new harms (Ordoñez et al., 2013). Reports presented by non-profit organizations that works with leatherback turtles in Puerto Rico mentioned the concern of coastal development on the island, specifically on beaches of importance for this species such as playa El Paraíso in Dorado (Crespo & Diez, 2016; Flores & Diez, 2016). It is even emphasized that many of these developments occur in maritime land areas. It should be noted that Puerto Rico has 44 coastal municipalities, with a total of 2,140,579 inhabitants (H), 65% of the total population of the country (Censo Puerto Rico, 2020). Some of these, such as San Juan (355,181 H), Carolina (161,684 H), Barceloneta (24,583 H) and Mayagüez (79,615 H) have beaches of great importance for the nesting of leatherback (National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service, 2020) and in the same way make up the municipalities with the highest number of persons per square mile (Censo Puerto Rico, 2020). Coastal constructions like the ones shown in Figure 5 are common on the Island because of coastal developments.

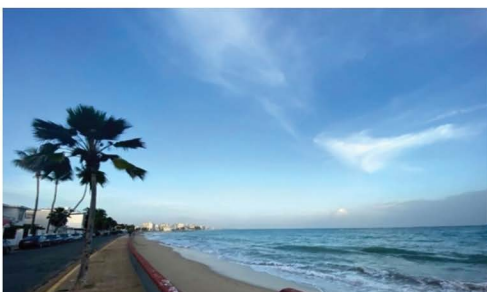
On the other hand, coastal developments can bring the problem of light pollution. The phenomenon of light pollution near nesting sites can disorient females and hatchlings when leaving their nests. These associate the brightness of the lights with the moon and the ocean, heading toward them (Witherington et al., 2003). There have been reported cases of leatherback turtles in roads, parking lots, houses, among other places which can make them easy prey, or they die of dehydration. In 2018, volunteers from *Vida Marina* of the University of Puerto Rico in Aguadilla reported the death of 33 neonates of leatherback turtle that fell into a sewer due to light pollution (Rodríguez, 2018). According to an article presented by the newspaper *El Nuevo Día*, annually, in Puerto Rico there are between 50 to 60 complaints due to light pollution, most of which are presented by groups that work with sea turtles (Agencia EFE, 2018). On the other hand, according to statistics from the United States Department of Energy, for 2019 Puerto Rico was in position number 76 in net energy consumption (17 billion kilowatt hours)

and number 90 in oil consumption (79 thousand barrels per day), mostly used for lighting production (US Energy Information Administration, 2021).

Human proximity increases predation of neonate and nest by exotic animals, such as cats, dogs, mongooses, crabs, raccoons, birds, coyotes, boars, pigs, and rats (Engeman et al., 2016). Currently in Puerto Rico, Regulation 6765 of the Department of Natural and Environmental Resources that lists the invasive species present on the Island has not been updated since 2004 (Departamento de Recursos Naturales y Ambientales, 2004). To mention a few examples, in this regulation cats are only considered invasive in nature reserves, wildlife refuges and state forests. Other species such as dogs and red tail boas are not listed but their populations continue to increase around the Island (Personal data). Currently, few organisms in Puerto Rico have a management plan for their control and / or eradication. Unfortunately, leatherback turtles are vulnerable to these. In 2012 at California Beach in Maunabo, the predation of 30 hatchlings by dogs was reported (Crespo & Diez, 2016). This type of situation could increase, and other species could be added if the proper actions are not taken.

As well, the presence of exotic vegetation in the beach has repercussions on the turtle species. An example of this is the introduction of *Casuarina equisetifolia* (Australian pine), producing excess shade on the coasts, altering the natural hatchling sex ratio (Schmelz & Mezich, 1988) and hindering access to sandy beaches with its roots (Reardon & Mansfield, 1997). In Puerto Rico, *Casuarina* is very common in coastal areas. There are several plantations around the island and some of these, such as Guánica, Luquillo and Toa Baja, are close to leatherback nesting areas (Francis et al., 2000). Individuals of this species (Seven Seas, Ocean Park, Isla Verde, etc.) can be found due to the shade they provide (Personal data). Some of these are nesting places for the leatherback turtle.

In addition, coastal development increases runoff of pollutants and waste by sewage systems. Certain pollutants, such as fertilizers, pesticides, nutrients, and



untreated waste, may cause immediate harm to sea turtles through direct contact or can build up in tissues over time and lead to immunosuppression resulting in disease and or death. For example, polychlorinated biphenyls (PCB's), an organic chlorine compound that can cause cancer, mutations and weakness in the immune system, have been found in turtle's eggs (Landry et al., 1992). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and pesticidal components have been documented in adults and leatherback eggs (Stewart et al., 2011). These may have alterations in the immune, reproductive, and endocrine systems of adults, in addition to affecting the development of neonates (Stewart et al., 2011).

As in other species, some pathogens affect the leatherbacks. The fungi *Fusarium falciforme* and *Fusarium keratoplasticum* are globally distributed in major turtle nesting areas and are implicated in low hatch success (Sarmiento et al., 2015). Rosado-Rodríguez and Maldonado-Ramírez (2016) carried out a study between 2008 and 2009, off the coasts of Mayagüez to Añasco, to evaluate the presence of fungi in leatherback sea turtle nesting areas. The results demonstrated three types of fungi present: *Penicillium*, *Fusarium*, *Aspergillus* and *Cladosporium*. According to the publication, these genera have been associated with the direct loss of eggs in nests of the leatherback turtle.

Turtles are often experiencing the *Fibropapilloma virus*. Despite this disease being more common in species of hard-shelled sea turtles, in leatherback there is one report. In 1997 a female was found nesting on the beaches of Mexico with the presence of fibropapilloma (Huerta et al., 2002). In general, the species that experience this disease present massive tumors that affect their ability to swim and eat, leading to a slow and lingering death. This virus is linked to pollutants in the ocean that are associated with anthropogenic causes (Work et al., 2013). In the future, the increase in these activities could represent a threat in these species, possibly making tumors more common.

According to the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), between 1990 and 2018, the total consumption of fish as food had an increase of 122%. In the same period, world fishing increased by 14% (FAO, 2020). This has implications for leatherback populations around the world. The Endangered Species Act Status Review of the Leatherback Turtle (*Dermochelys coriacea*) 2020, indicated that incidental catches from fishing activities represent the main threat to sea turtle populations in the world. Techniques such as pot / trap fisheries, trawl fisheries, dillnet fisheries, and long line fisheries have been highlighted as having the greatest impact (National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service, 2020). Technological advances and great fish demand for consumption

have recently established longlining, which is composed of fishing vessels that lay out a 40-60-mile-long line of vertically hanging baited hooks where leatherback can get caught up, causing them to drown (Roach, 2003). Lewison et al. (2004) estimated that approximately 250,000 sea turtles are caught each year by commercial longline fishing. Of this number, 50,000 are considered leatherback turtles. The 90% of longline fishing conducted in international waters originates from international fleets, primarily from Japan, Taiwan, Korea, and China (Lewison et al., 2004).

The increase in maritime activities with boats, vessels, cruise ships, etc., in areas where leatherback frequent, increase the risk of incidents of contact with the turtles. At least 72 leatherbacks are known to be stranded in Massachusetts with vessels strikes between 2006 and 2018 (Dourdeville et al., 2018). In Florida, necropsy was made on 194 stranded turtles, identifying vessels impacts as the death reason of the 92% of the stranded specimens. The same study estimated that between 2000-2014, mean annual number of leatherbacks that died because of vessels impacts was 4-6 turtle (Foley et al., 2019). Despite not having so many current records of this type of accident, it is a threat that can increase with anthropogenic activities.

Puerto Rico has 13 yacht clubs, 16 marinas, and 11 maritime ports (Suárez-Gómez, & Ayala-Cruz 2016; Diaz & Hevia, 2017). These areas have a constant movement 24 hours throughout the year due to the import and export of products. Puerto Rico is a popular destination for cruise ship tourism. In 2018, the Island received the arrival of 517 cruises (Garcia-Pelatti, 2019). The ships arrival peaks coincide with the peak (April to July) of the nesting season (National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service, 2020). Many of these cruises enter the island's shores during the early morning hours, this could be representing a risk for the turtles that return to the sea in those hours after laying their eggs.

The production of waste also affects sea turtles. Plastic has had a negative effect on different species, but leatherback is even more susceptible to it. These turtles feed exclusively on gelatinous zooplankton and jellyfish, being able to mistake plastic material such as bags, balloons, etc., as potential prey (Mrosovsky 1981; Schuyler et al., 2013). According to Schuyler et al. (2016), approximately 52% of all sea turtle known to have ingested marine debris, mostly plastic. In the Western Mediterranean, 79.6% of dead turtles revealed presence of plastic, 60.5% of turtles in Southern Brazil and 56% of turtles in Florida (Tomás et al., 2002). Moskovy et al. (2009) found that 38% of 408 leatherback necropsied contained plastic in their gastrointestinal tract. Being party balloons, fishing lines and plastic bags the most common (Morosovsky et al., 2009). The presence of microplastic has been documented in leatherback nests and in their gastrointestinal tract (Duncan et

al., 2019). This can affect the health of the turtle at the cellular or subcellular level, being able to introduce viruses, bacteria, fungi, etc. (Ducan et al., 2019).

Puerto Rico nesting beaches evidenced the presence of plastic debris (Figure 6). In 2019, Ocean Conservancy's International Coastal Cleanup reported that - 440.4 km of the Puerto Rican coast, with plastic being the material with the greatest presence (Ocean Conservancy, 2019). Furthermore, a study in which sand was sampled from 6 beaches in the northern part of Puerto Rico found the presence of microplastics in all sampled areas (Pérez-Alvelo et al., 2021). It should be noted that the collection areas are close to leatherback nesting places (Puerto Las Vacas in Barceloneta, La Esperanza Peninsula in Cataño, Isla Verde in Carolina, La Pocita in Loíza, Herrera in Loíza, and Costa Azul in Luquillo).

Conservation (Legislation and efforts)

Annex II of the Specially Protected Areas and Wildlife (SPAW) Protocol to the Cartagena Convention; Appendix I of Convention on International Trade in Endangered Species (CITES); and Appendices I and II Convention on Migratory Species (CMS); the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles (IAC), the Memorandum of the Indian Ocean and South-East Asia Marine Turtles (IOSEA), among others, are some examples of international and national legislations and or movements looking for the protection of leatherbacks. All these designations intend to make illegal the harming, harassing, or killing of any sea turtles, hatchlings or their eggs. Also, it is illegal to import, sell, or transport turtles or their products. Each country is supposed to have conservation laws and regulations that protect marine turtles. For example, in the United States they have legal protection under the Endangered Species Act (ESA), in Costa Rica the Law 8325, Guatemala Law 223-2005, Spain Law 42/2007, among other.

In terms of laws and regulations, leatherback in Puerto Rico is protected by the Endangered Species Act (1973) because of the territories status and protected at the state level by the New Wildlife Law known as Law number 241 of 1999 (Departamento de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico, 2016). In addition, there are specific laws for protected areas where these species nest, such as the Law of the Natural Reserve of the Northeast Ecological Corridor know as Law number 126 of 2012 (Endangered Species Act Status Review of the Leatherback Turtle, 2020). These regulations prohibit the capture, possession, sale, transport, export, disturbance, habitat destruction, among other aspects related to adult leatherback turtles, hatchlings and eggs (Departamento de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico, 2016; National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service, 2020). On the other hand, if a person mutilated, injured or harmed an individual of a sea turtle, the Law for the protection and welfare of

animals known as Law number 154 of 2018 could apply (Departamento de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico, 2016).



Figure 7 & 8. Community efforts in monitoring and patrolling nests, in San Juan, Puerto Rico
© Adolfo Rodríguez Velázquez

Some international established entities, like Seaturtles.org, are dedicated to the study, conservation, and ecological tourism. They organize activities like conferences, turtles watching, egg counts, release of hatchlings, monitoring at sea, etc. These provide certain services which generate a fund for the purchase of materials research, expansion of centers, research facilities, amongst others. For example, during 2015, at least 120 travelers visited sea turtle conservation projects in Costa Rica, Cuba, Nicaragua, and Mexico. These tours generated more than \$100,000 for sea turtle conservation and local communities. Of those travelers, 95 volunteered during their trips, completing more than 300 work shifts. A greater number of projects like these should be integrated into other countries that have sea turtles in addition of education for the conservation of the species. In Puerto Rico there are about 9 non-profit organizations focused on the conservation and protection of sea turtles (Personal data). Some of these specialized in leatherback turtles. It should be noted that the number of organizations and volunteers has been increasing in recent years, thus allowing greater action in conservation efforts: coastal patrolling, nest census, light pollution mitigation (Personal data). In Puerto Rico, 70 km of beach have been identified where leatherback turtles' nest. These are found distributed in 23 municipalities: Río Grande, Luquillo, Fajardo, Humacao, Maunabo, Yabucoa, Dorado, Añasco, Arecibo, Isabela, Loíza, Rincón, Mayagüez, Cabo Rojo, Barceloneta, Guánica, Manatí, Hatillo, San Juan, Carolina, Culebra, Vieques (National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service,

2020). In the last 10 years the number of nests registered exceeded 1,000, with 2016 being the year with the highest number with 2,167 reported nests in total (National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service, 2020). The identification of these areas has been thanks to the efforts of volunteer groups and government entities (Figure 7 & 8).

Conclusion

The loss of biodiversity worldwide has accelerated affecting more and more organisms by the Anthropocene. The most recent edition of the *Living Planet Report*, published by the *World Wildlife Fund for Nature* revealed a 68% decrease in the size of vertebrate populations (fish, birds, mammals, amphibians and reptiles), since 1970 to 2016 (WWF, 2020). The impact on the oceans is evident with pollution, warming of the waters, increases in level, acidification, among others. Leatherbacks are constantly affected by these factors.

The world leatherback populations will continue to decrease according the increase in anthropogenic activities. The ecological, economic, and cultural importance of this species are diverse, and an extinction would be detrimental to ecosystems, affecting humans directly. Despite the existence of legislation, conservation programs, and international cooperative efforts, it is necessary to continue increasing conservation efforts to achieve at least stabilization in leatherback losses and eventually increase the number of individuals. Environmental education is necessary and should not be restricted to coastal areas as occurs in various countries. This must cover all sectors because people must internalize that something that happens in a remote area in the mountains, such as the generation of plastic, can directly affect leatherback populations.

On the other hand, conservation measures in the countries where they nest must directly include coastal areas. Annually, the spaces they must reach the coasts are reduced due to human disturbances and many of those that remain are not safe (invasive species, light pollution, etc.). It should be noted that both Global Warming and Climate Change bring with them even greater challenges for the conservation of the species. An example of this are the major hurricanes altering the coastal profiles, having implications for the development of nests. Even though every year scientific research is carried out with this species, the support and development of studies to answer questions that serve to add to natural history, biology and even help in conservation efforts continue to be necessary and should be supported even more by the citizen and governmental effort.

In Puerto Rico, there has been an increase in the number of voluntary groups dedicated to the conservation of this species. However, in the same way, there is a

growing number of coastal developments that these same groups have documented. Within the efforts of these organizations, they have managed to remedy various situations linked to anthropogenic activities, but there are others threats, such as the management of invasive species, in which the government must act. It should be noted that voluntary work done is documented by informal reports presented to government authorities. As well, it is reported to general public by the local press, but not in peer-reviewed journals to demonstrate the efforts of these groups. Learning by example, other community groups can adopt similar measures for conservation in their respective countries. These and other field measures should be taken to assure data compilation of the species ecology and biology.

Acknowledgements

I would like to thank David Clark, Nicole Gutiérrez, Dr. Patricia Burrowes and Dr. Raúl Martínez for the recommendations and suggestion with the manuscripts.

Cited literature

- Agencia EFE. (2018, Septiembre, 19). Puerto Rico registra entre 50 y 60 querellas anuales por contaminación lumínica. *El Nuevo Día*. <https://www.elnuevodia.com/noticias/locales/notas/puerto-rico-registra-entre-50-y-60-querellas-anuales-por-contaminacion-luminica/>
- Álvarez-Berrios, N., Soto-Bayó, S., Holupchinski, E., Fain, S., & Gould, W. (2018). Correlating drought conservation practices and drought vulnerability in a tropical agricultural system. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 33(3), 279-291. doi:10.1017/S174217051800011X
- Barreto Orta, M., Méndez-Tejeda, R., Rodríguez, E., Cabrera, N., Díaz, E., & Pérez, K. (2019). State of the beaches in Puerto Rico after Hurricane Maria 2017. *Shore Beach*, 87, 16-23. https://www.researchgate.net/profile/Maritzza-Barreto/publication/332061474_The_state_of_the_beaches_at_Puerto_Rico_after_Maria/links/5c9d3b22299bf111694dbd62/The-state-of-the-beaches-at-Puerto-Rico-after-Maria.pdf
- Baker, L., Edwards, W., & Pike, D. A. (2015). Sea turtle rehabilitation success increases with body size and differs among species. *Endangered Species Research*, 29(1), 13-21. <https://doi.org/10.3354/esr00696>
- Bjorndal, K. A. (1980). Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Marine Biology*, 56, 147-154. <https://doi.org/10.1007/BF00397131>
- Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., & Lagueux, C. J. (1994). Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin*, 28(3), 154-158. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(94\)90391-3](https://doi.org/10.1016/0025-326X(94)90391-3)

- Bouchard, S. S., & Bjorndal, K. A. (2000). Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology*, 81, 2305-2313. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2305:STABTO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2305:STABTO]2.0.CO;2)
- Bugoni, L., Krause, L., & Petry, V. (2001). Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 42(12), 1330-1334. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00147-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00147-3)
- Carvalho, R., Mamede, N., Bastos, R., & de Sousa, M. (2016). Attitudes towards conservation and fishing interaction with sea turtles in the southeast coast of Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 127, 55-62. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.011>
- Caro-González, L. (2015, March 2). Extraña muerte de tinglar en Isabela. *Primera Hora*. <https://www.primerahora.com/noticias/puerto-rico/notas/extrana-muerte-de-tinglar-en-isabela/>
- Censo 2020 Puerto Rico. (2020). Datos sobre la población de Puerto Rico. https://www.census.gov/content/dam/Census/programs-surveys/sis/resources/2020/sis_2020map_puertorico_9-12.pdf
- Chevalier, J., Godfrey, M. H., & Girondot, M. (1999). Significant difference of temperature-dependent sex determination between French Guiana (Atlantic) and Playa Grande (Costa-Rica, Pacific) leatherbacks (*Dermochelys coriacea*). In *Annales des Sciences Naturelles-Zoologie et Biologie Animale*, 20 (4), 147-152. [https://doi.org/10.1016/S0003-4339\(00\)88882-6](https://doi.org/10.1016/S0003-4339(00)88882-6)
- Crespo, L., & Diez, C. (2016). Restoration for important marine turtles nesting beaches in near-by urban areas at the southeastern coast of Puerto Rico. Progress Report: ATMAR (Amigos de las Tortugas Marinas de Puerto Rico), Department of Natural and Environmental Resources of Puerto Rico. p. 25.
- Departamento de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico. (2004). Reglamento para Regir la Conservación y el Manejo de la Vida Silvestre, las Especies Exóticas y la Caza en el Estado Libre Asociado de Puerto Rico. *Departamento de Estado Núm. Reglamento: 6765*. <https://bibliotecalegalambiental.files.wordpress.com/2013/11/6765.pdf>
- Departamento de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico. (2016). *Tortugas marinas*. https://www.drna.pr.gov/wp-content/uploads/2016/03/Tortugas_Marinas.pdf
- Diaz, E., & Hevia, K. (2017). *Estado de la costa de Puerto Rico*. DRNA: Programa de Manejo de la Zona Costanera. <https://www.drna.pr.gov/wp-content/uploads/2017/08/EstadoDeLaCosta EstadoDeLaCostaPR-2017.pdf>

- Doyle, T., Houghton, J., Súilleabháin, P., Hobson, V., Marnell, F., Davenport, J., & Hays, G. (2008). Leatherback turtles' satellite-tagged in European waters. *Endangered Species Research*, 4, 23-31. <https://doi.org/10.3354/esr00076>
- Dourdeville, K. M., Wynne, S., Prescott, R., & Bourque, O. (2018). Three-Island, Intra-Season Nesting Leatherback (*Dermochelys coriacea*) Killed by Vessel Strike off Massachusetts, USA. *Marine Turtle Newsletter*, 155, 8-11. <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn155/mtn155-3.shtml>
- Duncan, E. M., Broderick, A. C., Fuller, W. J., Galloway, T. S., Godfrey, M. H., Hamann, M., Limpus, C. J., Lindeque, P. K., Mayes, A. G., Omeyer, L. C., Santillo, D., Snape, R. T., & Godley, B. J. (2019). Microplastic ingestion ubiquitous in marine turtles. *Global change biology*, 25 (2), 744-752. <https://doi.org/10.1111/gcb.14519>
- Eckert, K. L., Wallace, B. P., Frazier, J. G., Eckert, S. A., & Pritchard, P. C. H (2012). Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*). U.S. Department of Interior, FWS, Biological Technical Publication BTP-R4015-2012. http://seaturtle.org/library/EckertKL_2012_USFWSTechReport.pdf
- Engeman, R. M., Addison, D., & Griffin, J. C. (2016). Defending against disparate marine turtle nest predators, nesting success benefits from eradicating invasive feral swine and caging nests from raccoons. *Oryx*, 50(02), 289-295. <https://doi.org/10.1017/S0030605314000805>
- Flores, R., & Diez, C. E. (2016). Final report: Coastal restoration for an important leatherback nesting beach of northern Puerto Rico. Final Report: Chelonia de Puerto Rico: Investigación y Conservación de Tortugas Marinas, Department of Natural and Environmental Resources of Puerto Rico. p. 21
- Food and Agriculture Organization. (2020). *The state of world fisheries and aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome*. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Foley, A. M., Stacy, B. A., Hardy, R. F., Shea, C. P., Minch, K. E., & Schroeder, B. A. (2019). Characterizing watercraft-related mortality of sea turtles in Florida. *The Journal of Wildlife Management*, 83(5), 1057-1072. <https://doi.org/10.1002/jwmg.21665>
- Francis, J. K., Lowe, C. A., & Trabanino, S. (2000). *Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales* (pp. 107-113). Río Piedras, Puerto Rico: US Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry. <https://caribbeanclimatehub.org/wp-content/uploads/2019/08/Bioecologia-de-ArbolesNativosyExoticosdePuertoRico-GTRIITF2000.pdf>

- Fussy, A., Pommier, P., & de Haro, L. (2007). Chelonitoxism, new case reports in French Polynesia and review of the literature, *49*(6), 827–832. <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2006.12.002>
- Garcia-Pelatti, L. (2019). Nivel récord en el turismo de cruceros. *Sin Comillas*. <https://sincomillas.com/nivel-record-en-el-turismo-de-cruceros/?fbclid=IwAR1fUKyf1rgs-XbAINt0F5tu9ofp4j8Z7U069gkHRfPwgLrxHdTIjhYK2w4>
- Houghton, J. D. R., Doyle, T. K., Wilson, M. W., Davenport, J., & Hays, G. C. (2006). Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. *Ecology*, *87*(8), 1967–1972. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1967:JAALTF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1967:JAALTF]2.0.CO;2)
- Huerta P, Pineda H, Aguirre A, Spraker T, Sarti L, Barragan A. 2002. First confirmed case of fibropapilloma in a leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). Proceedings of the Twentieth *Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. p. 193. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/3259>
- International Union for Conservation of Nature's. (2016). *Dermochelys coriacea*. <http://www.iucnredlist.org/details/summary/6494/0>
- James, M., Myers, R., & Ottensmeyer, C. (2005). Behaviour of leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea*, during the migratory cycle *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences*, *272*(1572), 1547–1555. <https://doi.org/10.1098/rspb.2005.3110>
- King, F.W. 1982. Historical review of the decline of the green turtle and hawksbill. In K.A. Bjorndal (Eds.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 183–188.
- Laloë, J. O., Esteban, N., Berkel, J., & Hays, G. C. (2016). Sand temperatures for nesting sea turtles in the Caribbean, Implications for hatchling sex ratios in the face of climate change. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *47*, 492–99. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.09.015>
- Lewison R. L., Freeman S. A., & Crowder L.B. (2004). Quantifying the effects of fisheries on threatened species: The impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters*, *7*, 221–231. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00573.x>
- Li, C., Fraser, N. C., Rieppel, O., & Wu, X. C. (2018). A Triassic stem turtle with an edentulous beak. *Nature*, *560* (7719), 476–479. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0419-1>
- Luschi, P., Hays, G. C., & Papi, F. (2003). A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents. *Oikos*, *103*(2), 293–302. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12123.x>

- Mansfield, K. L., Wyneken, J., Rittschof, D., Walsh, M., Lim, C. W., & Richards, P. M. (2012). Satellite tag attachment methods for tracking neonate sea turtles. *Marine Ecology Progress Series*, 457, 181–192. <http://www.jstor.org/stable/24876347>
- Markic, A., Niemand, C., Bridson, J. H., Mazouni-Gaertner, N., Gaertner, J. C., Eriksen, M., & Bowen, M. (2018). Double trouble in the South Pacific subtropical gyre: Increased plastic ingestion by fish in the oceanic accumulation zone. *Marine Pollution Bulletin*, 136, 547–564. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.031>
- Mrosovsky, N. (1981). Plastic jellyfish. *Marine Turtle Newsletter*, 17(5). <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn17/mtn17p5.shtml>
- Mrosovsky, N., Ryan, G. D., & James M.C. (2009). Leatherback turtles: the menace of plastic. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 287–289. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.10.018>
- National Marine Fisheries Service & US Fish and Wildlife Service. (2020). *Endangered species act status review of the leatherback turtle (Dermochelys coriacea) in United States*. National Marine Fisheries Service. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/25629>
- Ocean Conservancy. 2019. International coastal cleanup: the beach and beyond, report. <https://oceanconservancy.org/wp-content/uploads/2019/09/Final-2019-ICC-Report.pdf>
- Ordoñez, C., Troëng, S., Meylan, A., Meylan, P., & Ruiz, A. (2007). Chiriqui Beach, Panama, the most important leatherback nesting beach in Central America. *Chelonian conservation and Biology*, 6(1), 122–126. [https://doi.org/10.2744/1071-8443\(2007\)6\[122:CBPTMI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2744/1071-8443(2007)6[122:CBPTMI]2.0.CO;2)
- Pérez-Alvelo, K. M., Llegus, E. M., Forestier-Babilonia, J. M., Elías-Arroyo, C. V., Pagán-Malavé, K. N., Bird-Rivera, G. J., & Rodríguez-Sierra, C. J. (2021). Microplastic pollution on sandy beaches of Puerto Rico. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 112010. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112010>
- Pfaller, J. B., Alfaro-Shigueto, J., Balazs, G. H., Ishihara, T., Kopitsky, K., Mangel, J. C., Peckham, S. H., Bolten, A. B., & Bjorndal, K. A. (2014). Hitchhikers reveal cryptic host behavior: new insights from the association between *Planes major* and sea turtles in the Pacific Ocean. *Marine biology*, 161(9), 2167–2178. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2498-3>
- Pough, F. H., Andrews, R. M., Cadle, J. E., Crump, M. L., Savitzky, A. H., & Wells, K. D. (2016). *Herpetology*. (4th edition). University of Sydney (pp.107–201).
- Purcell, J. E., & Arai, M. N. (2001). Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish, A review. *Hydrobiologia*, 451, 27–44. <https://doi.org/10.1023/A:1011883905394>

- Purcell, J. E., Uye, S., & Lo, W. (2007). Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans, a review. *Marine Ecology Progress Series*, 350, 153–174. <https://doi.org/10.3354/meps07093>
- Reardon, R & Mansfield, K. L. (1997). *Dry Tortugas National Park Sea Turtle monitoring program Monroe County, Florida*. Annual Report. <https://sanctuaries.noaa.gov/science/condition/fknms/resources.html>
- Rodríguez, R. (2018, June 21). Neonatos de tinglar caen por alcantarillas en Rincón. *La Isla Oeste*. <https://laislaoste.com/neonatos-de-tinglar-caen-por-alcantarillas-en-rincon/>
- Rosado-Rodríguez, G., & Maldonado-Ramírez, S. L. (2016). Mycelial fungal diversity associated with the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nests from western Puerto Rico. *Chelonian Conservation and Biology*, 15(2), 265-272. <https://doi.org/10.2744/CCB-1217.1>
- Rosario, F. (2014, May 22). Encuentran tinglar muerto con golpes en la cabeza en Yabucoa. *Primera Hora*. <https://www.primerahora.com/noticias/policia-tribunales/notas/encuentran-tinglar-muerto-con-golpes-en-la-cabeza-en-yabucoa/>
- Rivera-Arguinzoni, A. (2011, June 22). A punto de ser madre la tortuga masacrada. *El Nuevo Día*. <https://www.elnuevodia.com/noticias/locales/notas/a-punto-de-ser-madre-la-tortuga-masacrada/>
- Rivas, M. L., Tomillo, P. S., Diéguez-Uribeondo, J., & Marco, A. (2016). Potential effects of dune scarps caused by beach erosion on the nesting behavior of leatherback turtles. *Marine Ecology Progress Series*, 551, 239-248. <https://doi.org/10.3354/meps11748>
- Sarmiento, J. M., Abella, E., Phillott, A. D., Sim, J., van West, P., Martin M. P., Marco, A. & Dieguez-Uribeondo, J. (2014). Global Distribution of two fungal pathogens threatening endangered sea turtles. *PLoS ONE*, 9 (1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085853>
- Schuyler, Q., Hardesty, B. D., Wilcox C., & Townsend, K. (2013). Global analysis of anthropogenic debris ingestion by sea turtles. *Conservation Biology*, 28, 129-139. <https://doi.org/10.1111/cobi.12126>
- Schuyler, Q. A., Wilcox, C., Townsend, K. A., Wedemeyer-Strombel, K. R., Balazs, G., van Sebille, E., & Hardesty, B. D. (2016). Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, 22(2), 567-576. <https://doi.org/10.1111/gcb.13078>
- Schmelz, G. W., & Mezich, R. R. (1988). A preliminary investigation of the potential impact of Australian pines on the nesting activities of the loggerhead turtle. In B. Schroeder (ed.). *Proceedings of the Eighth Annual Conference on Sea Turtle*

- Biology and Conservation*; Vero Beach, Florida: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-214. p. 63-66
- SeeTurtles.Org. (2016). *Consumption of turtle eggs & meat*. <http://www.seeturtles.org/about-see-turtles/>
- Sis, R. F., & Landry, A. M. (1992). Toxicology of stranded sea turtles as related to the stranding of July 10–13, 1990. *Report to US Department of Commerce NOAA/SEFC, National Marine Fisheries Science Center, Contract 40WCNF102177, RF, 6801*. <https://www.vin.com/apputil/content/defaultadv1.aspx?id=3980274&pid=11111&>
- Stewart, K., Sims, M., Meylan, A., Witherington, B., Brost, B., & Crowder, L. B. (2011). Leatherback nests increasing significantly in Florida, USA; trends assessed over 30 years using multilevel modeling. *Ecological Applications*, 21, 263-273.
- Suárez-Gómez, W., & Ayala-Cruz, J. (2016). El cabotaje marítimo en la cadena de suministros agrícola de Puerto Rico. *Estudios Gerenciales*, 32(140), 250-261. <https://doi.org/10.1016/j.estger.2016.08.001>
- Tapilatu, R. F., Dutton, P. H., Tiwari, M., Wibbels, T., Ferdinandus, H. V., Iwanggin, W. G., & Nugroho, B. H. (2013). Long-term decline of the western Pacific leatherback, *Dermochelys coriacea*: a globally important sea turtle population. *Ecosphere*, 4(2), 1-15. <https://doi.org/10.1890/ES12-00348.1>
- Tiwari, M., Wallace, B.P., & Girondot, M. (2013). *Dermochelys coriacea* (Northeast Indian Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T46967873A46967877. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T46967873A46967877.en>
- Tomás, J., Guitart, R., Mateo, R., & Raga, J. A. (2002). Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 211-216. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00236-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00236-3)
- US Energy Information Administration. (2021, December 5). Puerto Rico 2019 primary energy data in quadrillion B. [tuhttps://www.eia.gov/international/overview/country/PRI](https://www.eia.gov/international/overview/country/PRI)
- Vitt, L. J., & Caldwell, J. P. (2013). *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic press. (4th edition). Oklahoma (pp.530-534)
- Wallace, B. P., DiMatteo, A. D., Hurley, B. J., Finkbeiner, E. M., Bolten, A. B., Chaloupka, M. Y., Hutchinson, B. J., Abreu-Grobois, F. A., Amorocho, D., Bjorndal, K.

- A., Bourjea, J., Bowen, B. W., Briseño-Dueñas, R., Casale, P., Choudhury, B. C., Costa, A., Dutton, P. H., Fallabrino, A., Girard, A., ... Mast, R. B. (2010). Regional Management Units for marine turtles: A novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PLoS ONE*, 5(12), e15465. doi/10.1371/journal.pone.0015465.
- Wallace, B. P., Tiwari, M., & Girondot, M. (2013). *Dermochelys coriacea* (East Pacific Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjnipS1oNP0AhWgSjABHWJIB3AQFnoECAUQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.iucnredlist.org%2Fspecies%2Fpdf%2F46967809%2Fattachment&usg=AOvVaw024NPZNgw2DvCLe2hhdD_W
- Wilson, E. G., Miller, K. L., Allison, D., & Magliocca, M. (2010). Why healthy ocean needs sea turtles. *Oceana*, 1, 1-20. <https://oceana.org/reports/why-healthy-oceans-need-sea-turtles-importance-sea-turtles-marine-ecosystems>
- Witherington, B. E., & Martin, R. E. (2003). Understanding, assessing, and resolving light-pollution problems on sea turtle nesting beaches. *Florida Fish and Wildlife Conservation Commission FMRI Technical Report TR*, 2, (3). 1-86. <https://www.fws.gov/caribbean/es/PDF/Library%20Items/LightingManual-Florida.pdf>
- Work T. M., & Balazs G. H. (2013). Tumors in sea turtles, the insidious menace of fibropapillomatosis. *The Wildlife Professional, Fall*, 44-47. https://origin-apps-pifsc.fisheries.noaa.gov/library/pubs/Work_Balazs_WP_2013.pdf
- Wyneken, J. (2004). La anatomía de las tortugas marinas. *U. S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC*, 470, 172 pp.
- World Wildlife Fund. (2020). Living planet report 2020. *Bending the curve of biodiversity loss*. In R. E. A., Almond, M. Grooten, & T. Petersen (Eds). <https://www.zsl.org/sites/default/files/LPR%202020%20Full%20report.pdf>

URBAN GREEN SPACES FOR BIODIVERSITY RECOVERY

Alondra L. Maldonado Mateo, Ph.D.(c)

Recibido 17 de mayo de 2021 | Aceptado 27 de noviembre de 2021

Abstract – Global population growth has led to the loss of biodiversity, especially in urban areas. Biological diversity offers humans all the resources for survival. This article discusses the value of ecological diversity, the anthropogenic effect, and how the variety of living beings has adapted to urban green spaces. This literature review was based on the database available in *Google Scholar*. Man-made risks of resource demands have been amplified by new dangers such as climate change affecting the system of nature and humans. Urban green spaces are a form of restoration, rehabilitation of ecological diversity. For example, public and private courtyards, green corridors, green roofs, and other green infrastructure are positive for biodiversity and the health and survival of humans. The perception that biological, ecological, genetic, species, and ecosystems cannot be adapted has changed with urban green spaces suitable for a sustainable and resilient society in balance with the environment. These can only be obtained through formal and non-formal education at all levels. Establish strategies that identify and prioritize species and ecosystems through stricter enforcement of laws, norms, and management to save and slow the loss of what sustains life.

Keywords: biodiversity, biodiversity conservation, biodiversity corridors, green spaces, urban areas, urban biodiversity, urban green spaces.

Resumen – El crecimiento de la población a nivel mundial ha provocado la pérdida de biodiversidad especialmente en las áreas urbanas. La diversidad biológica ofrece a los seres humanos todos los recursos necesarios para la supervivencia. Este artículo expone el valor de la diversidad ecológica, el efecto antropogénico y cómo la variedad de seres vivos se ha adaptado a los espacios verdes urbanos. Esta literatura revisada se basó en la búsqueda de artículos de las bases de datos disponibles en *Google Scholar*. Los riesgos causados por el hombre de las demandas de recursos se han amplificado con nuevos peligros como el cambio climático que afecta tanto a la naturaleza como al sistema humano. Los espacios verdes urbanos son una forma de restauración, rehabilitación de la diversidad ecológica. Por ejemplo, patios públicos y privados, corredores verdes, techos verdes, u otras infraestructuras verdes son positivas para la biodiversidad, la salud y supervivencia de los seres humanos. La percepción de que los ecosistemas biológicos, ecológicos, genéticos y de especies no pueden adaptarse ha cambiado con espacios verdes urbanos adecuados para una sociedad sostenible y resiliente en equilibrio con

¹Doctoral student, Department of Science and Technology, Ana G. Mendez University, Gurabo Campus. Email: amaldonado15@email.uagm.edu

el medio ambiente. La apreciación hacia los espacios urbanos solo se puede lograr a través de la educación formal y no formal en todos los niveles. Establecer estrategias que identifiquen y prioricen las especies y ecosistemas a través de una aplicación más estricta de leyes, normas y gestión para salvar y disminuir la pérdida de lo que sostiene la vida.

Palabras clave: biodiversidad, conservación de la biodiversidad, corredores de biodiversidad, espacios verdes, biodiversidad urbana, áreas urbanas, espacios verdes urbanos.

Introducción

The high incidence of population growth in urban areas and climate change has led to biodiversity loss and adaptation in urban green spaces. The United Nations Convention on Biological Diversity (UNCBD) as a multilateral treaty in 1992 that defines biodiversity also referred to as biological diversity as the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine, and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part: this includes diversity within species, between species and of ecosystems. Species are organized at various levels, from entire ecosystems to biochemical structures that form the molecular basis of inheritance. Biodiversity covers different ecosystems, species, and genes. Ecosystems, species, and genes are fundamental in the representation of the biological diversity in the world because it supports all forms of life. For biodiversity, the key elements include the richness of local and global species; genetic diversity of populations and species; the spatial extent and state of natural habitats; and the functioning of ecosystems that are essential for humanity to survive (Savard et al., 2018). Is important to recognize the interconnection that exists of the biological diversity as the life on Earth between humanity and ecosystems because they are dependent on one another. Biological diversity offers humans all sources of survival and livelihood. As well, contributes to the resiliency, security, health, and balance of all the environments.

Biodiversity has been lost through human population growth, urbanization, deforestation, and extreme consumption of resources as established by many scientists, studies, literature, environmental conventions, organizations, and many others. Some of the factors of these losses are the destruction of habitats, disappearance of species, elevated temperatures leading to climate change. Although cities are centers of consumption and land-use change, they represent a considerable opportunity for forwarding global sustainability and environmental goals (Nilon et al., 2017). While habitat loss or change is correlated with the pattern of species loss in cities, the processes associated with habitat change underlying

urban species loss are not well studied or understood (Shochat et al., 2010). Even though anthropogenic actions have been fundamentally significantly irreversible to biodiversity loss, there is a window of hope in biodiversity adaptation in urban spaces. Human-dominated urban environments once considered ecological “lost causes” are functional ecosystems and are increasingly recognized as valuable targets for species conservation and biodiversity management. Research has shown that species living in cities can change rapidly in response to anthropogenic environments (Lambert & Donihue, 2020).

Despite common misconceptions that cities are poor in species, new evidence suggests otherwise and that urban green spaces are vital to support urban biodiversity (Aronson et al., 2017). How animals select and move between partially or fully disjunctive resource patches to meet their energy and life history requirements greatly accelerates our understanding of ecological processes and animal responses to changing environments (Stewart et al., 2019). Given the multi-faceted and multi-directional effects of urbanization on urban nature, a key question for developing sustainable and biodiverse cities is how different urbanization drivers translate to opportunities or challenges for urban biodiversity in general, and for different groups of species (von der Lippe et al., 2020). Urban green spaces are contributing to biodiversity supplying the cities with adequate vegetation to help with temperatures, pollution control, reproduction of species, conservation of plants, soil, and water. These important aspects of urban green spaces contribute to maintaining a sustainable, sufficient urban landscape, and consequently, the biodiversity gain.

In this literature review, I present the importance of biodiversity; the impact of urbanization, and anthropogenic actions that affect biological diversity. As well, how biodiversity has adapted creating urban green spaces and how the green spaces are critical for biodiversity adaptation and growth. This is fundamental culturally, socially, economically, and environmentally well-being for human beings’ resilience and sustainability.

Method

I conducted a literature review using the database Google Scholar. My search strategy applied terms associated with seven concepts: *biodiversity*, *biodiversity conservation*, *biodiversity corridors*, *green spaces*, *urban areas*, *urban biodiversity*, *urban green spaces*. The words were identified creating relevance and relation to the role of ecology diversity, human-caused damages, and the new ways of contributing to slowing down the ecological loss. The scholarly literature used was a worldwide search of around 50 to 60 articles and studies from the year range of 2010 through 2021.

The review analysis started in 2010, the same year the United Nations General Assembly proclaimed as the International Year of Biodiversity. This year coincides with the 2010 Biodiversity Target adopted by the Parties to the Convention on Biological Diversity and by Heads of State and Government at the World Summit for Sustainable Development in Johannesburg in 2002. The goals stated in the Convention were: 1) to amplify public awareness on the importance of conserving and on the underlying threats the variety of living things; 2) raise awareness of the accomplishments by communities and governments, 3) promote solutions to reduce these threats; 4) turn to all individuals, organizations, and governments to take immediate steps to halt ecosystems loss and, 5) commence dialogue among stakeholders on the steps for the post-2010 period. Therefore, the range is amplified because of the global relevance of the year 2010 and all the exploration, analysis made after this year because of the international significance. It is relevant to point out that currently in 2021, Uchida et al. established that future studies that develop an understanding of these scaling relationships will be essential to both predict and conserve urban biodiversity on a rapidly urbanizing planet. This means that there is hope after 2021 of conserving and comprehending the importance of ecological diversity through urban green spaces.

Theoretical framework

Urban green spaces and biodiversity have a positive interconnection for the environment and human prosperity. They counteract the urban heat island effect, thereby reducing the energy costs of cooling buildings (Gunawardena et al., 2017). Urban greenery minimizes air, water, and noise pollution, and may offset greenhouse gas emissions through CO₂ absorption. It provides stormwater attenuation, thereby acting as a measure for flood mitigation. Further ecological benefits include the preservation of biodiversity and nature conservation. Consequently, due to the range of environmental services they afford, urban green spaces can be viewed as a public good (Lee et al., 2015). As described above biological diversity has a crucial role in urban spaces creating a sustainable and resilient ambiance for people and the environment. Cities provide opportunities for new approaches to supporting biodiversity that would not be feasible in most rural landscapes. Green roofs and constructed wetlands are important decentralized eco-technologies for the adaptation of cities to climate change (Kowarik et al., 2020). Nature provides life support to humanity as material and non-material goods; is imperative to demonstrate and acknowledge that people cannot live without biological diversity. It is important to describe the relevance of biodiversity, the impact of humans, and establish the urban green spaces benefits. Nature provides life support to humanity as material and non-material goods (Figure 1).

<u>Biodiversity Contribution</u>	<u>Types of Anthropogenic Impact</u>	<u>Benefits of Urban Green Spaces</u>
<ul style="list-style-type: none"> • Habitat creation and maintenance • Pollination and dispersal of seeds • Regulation of climate • Regulation of freshwater and coastal water quality • Formation, protection, and decontamination of soils and sediments • Regulation of hazards and extreme events • Regulation of detrimental organisms and biological processes • Energy • Food and feed • Materials and assistance • Medicinal, biochemical, and genetic resources • Learning and inspiration • Physical and Psychological experiences • Supporting identities • Maintenance of options 	<ul style="list-style-type: none"> • Land-cover change <ul style="list-style-type: none"> ○ Human-caused land cover change decreases species richness • Chemical release <ul style="list-style-type: none"> ○ Eutrophication • Overharvesting <ul style="list-style-type: none"> ○ Nonselective harvestry decreases biomass • Climate change <ul style="list-style-type: none"> ○ Dire predictions of species loss or extinct • Species transport/invasions <ul style="list-style-type: none"> ○ The invasion caused local extinctions 	<ul style="list-style-type: none"> • Environmental Benefits <ul style="list-style-type: none"> ○ Ecological ○ Pollution control <ul style="list-style-type: none"> ▪ Noise and air pollution • Economics and aesthetics benefits <ul style="list-style-type: none"> ○ Energy saving ○ Property value • Social and psychological benefits <ul style="list-style-type: none"> ○ Recreation wellbeing ○ Human health

Figure 1. The first column presents the importance of establishing biodiversity, ecosystems functions, and its vital contributions to people as Dziba et al. established in 2019. In the second column, McGill et al. (2015) identified five (5) categories of anthropogenic impact on biodiversity, and in the last column, Haq (2011) presented a diversity of functions that benefits people's quality of life.

Figure 1 shows a summary of the aspects that represent the relation that humans must understand and apply with their environment. The basic contribution of nature shown above is essential for human health and it is threatened by human activities without any thoughts of future consequences. It has been shown on climate change, endangered species, development, contamination of air, water, and soil. These consequences to the environment are prerogative to give substantial significance to biodiversity conservation and create spaces for our environment to survive and adapt, consequently for humans' wellbeing. Urban green spaces have become a modern way of environmental, economic, and mental health benefits. Although, there is no theory of protection on how the human impact will change biodiversity but how it affects and modifies it. The relevance of these key articles that I have merged identifies on its own the relation and support that the three concepts can move forward to a balance in urbanization and people's quality of life.

Biodiversity relevance

Biodiversity involves all organisms in the world from microorganisms to animals and their connection to maintain balance. Biodiversity is usually described at three levels namely genetic, species and ecosystem, and all these three works together to create the unique path for life on the Earth (Verma, 2018). The concept of *biodiversity* is a combination of many points of view to describe the complexity of life. It encompasses ecological, genetic, and taxonomic hierarchies, including social, philosophical, ethical, and religious aspects. Therefore, biodiversity is a meta-concept, an integration of several already integrative concepts. Consider the usual definition that includes genetic and ecological diversity. These belong to two partially overlapping hierarchies, from genes within populations to species in communities, and ecosystems in different biomes (Cordero-Rivera, 2017).

In many cases, biodiversity and ecosystems services have been used simultaneously. The reason is if ecosystem services are managed accordingly biodiversity will be retained and vice versa. The ecosystem services provided in urban areas are provisioning goods obtained from the ecosystems; regulating benefits obtained from ecosystem processes; cultural intangible benefits; supporting and habitat that are ecological functions underlying production (Anderson et al., 2013). Biodiversity also secures long-term flows of benefits from nature by providing resilience to disturbance and environmental change. These and other economic and social contributions are substantial, with recent estimates claiming that the economic value of benefits from biodiverse natural ecosystems maybe 10 to 100 times the cost of maintaining them (Rands et al., 2010).

Although biodiversity in its nature evolves and changes by natural causes it is important to understand that the acceleration of anthropogenic effect has affected severely and is a fact that must be taken under consideration. Human pressure and climate change have influenced the environment in all forms. Biodiversity may be adapting like some of the literature says to survive in urban spaces, but the real concern is if it can go at the same pace as anthropogenic activity and consequently climate change.

Anthropogenic and urbanization impact

The natural habitats have been transformed for human activities, such as silviculture, agriculture, mining, housing, and road construction, generating habitat loss and biome fragmentation. The distance between fragments and the composition of the new landscape has led to the isolation of natural populations, which limits dispersal, pollination, and gene flow. Consequently, has changed the communities' functional attributes, generating alterations or loss of important ecosystem purpose

(Coelho et al., 2020). For biodiversity to survive in the urbanized world we are currently living there must be a recognized and adequate policy action and there must be education towards our actions and effect on the environment. Biodiversity is under siege, with enhanced local and global extinction rates and the decline of once-abundant species. Current rates of human-induced climate change and land use forecast the Anthropocene as one of the most devastating epochs for life on earth (Savard et al., 2018). Threats on nature multiply by continued population increase demanding more resources. This amplifies existing risks and creates new risks like climate change affecting both nature and the human system. There is mounting evidence that human demands on natural systems are accelerating and could be undermining the stability of these systems. A pervasive failure to mitigate these impacts is now resulting in widespread biodiversity declines, and reductions in the benefits humans receive from natural systems (Venter et al., 2016). Direct estimates of biodiversity loss are challenging because of highly incomplete global species distribution knowledge and the difficulties of ascertaining actual extinctions. Instead, estimates of diversity loss have relied on indirect methods, such as the relationship between area and the number of species in that area, the species-area relationship, or the relationship between an area that is lost and the number of species confined to it, the endemics–area relationship (Keil et al., 2015).

As the world becomes urban, research and cities managers recognize the importance of providing an urban habitat that favors biodiversity, which could be the beginning of an urban movement to promote wild flora and fauna. Cities are the continuity of natural ecosystems and the main human ecosystem. The urban ecology visualization and ecosystem services promote planning and sustainable urban management (Smith et al., 2018). Since urbanization is progressively incrementing through the years, improvements in management and the sustainability of urban green spaces are necessary for better biodiversity benefits.

Urban green spaces

Urban green spaces have become an asset to the restoration and loss of biodiversity. Green infrastructure and restorative ecology, which involves incorporating green infrastructure (trees, capture, and use of storm-water runoff) into community design, and restoring, rehabilitating, and restoring/repurposing damaged ecosystems through active intervention to maximize biodiversity and the draw-down and sequestration of carbon dioxide (Handa, 2010). As well, filling the streets and parking lots of trees, creating small green areas known as “pocket parks”, vegetation on facades, green roofs, and many other strategies that can create biological interaction.

Studies and literature demonstrate that urban green spaces have provided benefits over several years like mitigation of water stormwater runoff, air quality improvement from gas emissions, decrease in temperatures and biodiversity to adaptation. Urban green spaces fulfill a range of different roles, such as social spaces and areas for recreation and cultural purposes. They also have economic and environmental purposes. Indeed, urban greening projects have been undertaken to maintain and increase property values due to their esthetic characteristics and functionality (Lee et al., 2015).

The definition of urban green spaces which is agreed on by ecologists, economists, social scientists, and planners is public and private open spaces in urban areas, primarily covered by vegetation, which are directly (e.g. active or passive recreation) or indirectly (e.g. positive influence on the urban environment) available for the users (Haq, 2011). Exposing how diverse types of urban green spaces impact ecosystem service performance could help policymakers and urban planners to optimize green space planning and maximize ecosystem services provision. However, many studies focus on how vegetation types like trees, shrubs, herbaceous, or vegetation communities perform in ecosystem services provision (Song et al., 2020). There are numerous types of urban green spaces like wetlands, public and private yards, green corridors, vegetation communities that are diverse and influence the social needs and preferences that determine the ecological value.

The impact of *urban green spaces* as an ecosystem service has strengthened the community's involvement in conservation strategies and preservation awareness. The United States Environmental Protection Agency (EPA, 2021) with other partners has created the concept of *smart growth*. *Smart Growth* consists of strategies for conservation and development encouraging the protection of health and the natural environment making the communities more resilient, sustainable, attractive, and inclusive. There are ten principles developed as strategies for the communities to create and maintain the neighborhood. The principles are: 1) mix land uses; 2) take advantage of compact building design; 3) create a range of housing opportunities and choices; 4) create walkable neighborhoods; 5) foster distinctive, attractive communities with a strong sense of place; 6) preserve open space, farmland, natural beauty, and critical environmental areas; 7) strengthen and direct development towards existing communities; 8) provide a variety of transportation choices; 9) make development decisions predictable, fair and cost-effective and 10) encourage community, stakeholders collaborations in development decisions (EPA, 2021). The principle that captures the outreach, education, the importance of urban green spaces and biodiversity is number six. It establishes plans for term long-term conservation and protection of the community's environment and improvement of quality of life. The United States Environmental Protection Agency partners with national,

local, and regional to help communities identify areas of preservation, high-quality habitats creating proactive conservation planning.

Conclusions, limitations, and further recommendations

Urban green spaces contribute notably to biodiversity. The contribution of urban green spaces to biodiversity is the form of connectivity of habitats and corridors being a way of biodiversity conservation and management. Thus, establishing or maintaining connectivity among patches is essential to facilitate biodiversity conservation (Kong et al., 2010). There is a belief that not only there has to be an awakening in the scientific world of how biodiversity is crucial to life itself but also there must be an outreach to the public in general of how important these urban green spaces are and the effect on human's wellbeing and existence.

Highly urban-oriented persons compared to less urban-oriented persons have a positive reaction to urban greenery-related aesthetics and sounds of nature. Environment-related attitudes influence perceptions of green space. Moreover, our findings support the idea that biodiversity per se also influences perceptions; people value green space significantly more with high than with low measured biodiversity. Urban planning needs to provide city inhabitants with green spaces that are species-rich, lush, varied, and rich with natural sounds (Gunnarsson et al., 2017). Biodiversity appears to be a crucial element of urban landscape aimed at ensuring the well-being of humans and non-human living elements and, as such, should be employed to enhance the quality of urban life (Carrus et al., 2015).

The topics of biodiversity, urban green spaces, and the importance that each has for the quality of life and the environment should be incorporated in all the development and planning stages. This literature review was limited by the articles found under *Google Scholar*. It is important to expand the searches and keywords under other data bases, and keep discussing the relevance of urban green spaces and how they can help biodiversity conservation.

The new vision of creating urban green spaces is essential for preserving what is left of biodiversity and for the future of the environment and human beings. These green corridors' natural settings draw the people to spend more of their time enjoying them and they offer interactions deeper and more significant interactions, proceeding to a positive outcome. In the end, it could lead to the contribution to better future sustainable urban green spaces. For city planning, these issues should be essential. It is important to determine the vulnerable areas and subsequently identify the degree of their resistance or vulnerability in this context. Based on the knowledge of these parameters, it is possible to plan appropriate measures (adaptation and mitigation) in the planning policies (Belčáková et al., 2019).

Rands et al. (2010), Aronson et al. (2017), and Lambert & Donihue (2020) concurred on the challenge biodiversity encounters in the urbanization effect and that there must be a deeper analysis of its relevance. They believe in improving biodiversity management strategies and conservation. Environmental education is an outreach for the public and stakeholders towards environmental preservation. It is essential to develop strategies and establish priorities in mitigation and management of biodiversity conservation for the environment to survive. Biodiversity can be conserved, restored, and used in a sustainable and resilient way attacking the culture, impacting the society economically and from a preservation point of view. The role of biodiversity to society by adapting to urban green spaces is a step in the right direction on the survival of all species including humans.

Cited literature

- Anderson, P. M. L., Okereke, C., Rudd, A., & Parnell, S. (2013). Regional assessment of Africa. In *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. https://org/10/978-94-007-7088_28
- Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., & Vago, T. (2017). Biodiversity in the city key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189-196. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>
- Belčáková, I., Świader, M., & Bartyna-Zielińska, M. (2019). The green infrastructure in cities as a tool for climate change adaptation and mitigation: Slovakian and polish experiences. *Atmosphere*, 10(9), 1-23. <https://doi.org/10.3390/atmos10090552>
- Carrus, G., Scopelliti, M., Laforteza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., Agrimi, M., Portoghesi, L., Semenzato, P., & Sanesi, G. (2015). Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 134, 221-228. doi 10.1016/j.landurbplan.2014.10.022
- Coelho, A. J. P., Magnago, L. F. S., Matos, F. A. R., Mota, N. M., Diniz, É. S., & Meira-Neto, J. A. (2020). Effects of anthropogenic disturbances on biodiversity and biomass stock of Cerrado, the Brazilian savanna. *Biodiversity and Conservation*, 29(11-12), 3151-3168. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Cordero-Rivera, A. (2017). Behavioral diversity (biodiversity): A neglected level in the study of biodiversity. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5(Feb), 1-7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00007>

- Dziba, L., Erpul, G., Fazel, A., Ficher, M., & Hernández, A. M. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*. <https://www.ipcc.ch>
- Gunawardena, K. R., Wells, M. J., & Kershaw, T. (2017). Utilizing green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Science of the Total Environment*, 584-585, 1040-1055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.158>
- Gunnarsson, B., Knez, I., Hedblom, M., & Sang, O. (2017). Effects of biodiversity and environment-related attitude on the perception of urban green space. *Urban Ecosystems*, 20(1), 37-49. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0581-x>
- Handa, G. (2019). Resolution endorsing the declaration of a climate emergency and emergency mobilization effort to restore a safe climate. *Ayan*, 8(5), 55. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/climate-action>
- Haq, S. M. A. (2011). Urban green spaces and an integrative approach to a sustainable environment. *Journal of Environmental Protection*, 02(05), 601-608. <https://doi.org/1.4236/jep.2011.25069>
- Keil, P., Storch, D., & Jetz, W. (2015). On the decline of biodiversity due to area loss. *Nature Communications*, 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms9837>
- Kong, F., Yin, H., Nakagoshi, N., & Zong, Y. (2010). Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. *Landscape and Urban Planning*, 95(1-2), 16-27. <https://doi.org/10.1016/j.landurplan.2009.11.001>
- Kowarik, I., Fischer, L. K., & Kendal, D. (2020). Biodiversity conservation and sustainable urban development. *In Sustainability*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/su12124964>
- Lambert, M. R., & Donihue, C. M. (2020). Urban biodiversity management using evolutionary tools. *Nature Ecology and Evolution*, 4(7), 903-910. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1193-7>
- Lee, A. C. K., Jordan, H. C., & Horsley, J. (2015). Value of urban green spaces in promoting healthy living and wellbeing: Prospects for planning. *Risk Management and Healthcare Policy*, 8, 131-137. <https://doi.org/10.2147/RMHP.S61654>

- McGill, B. J., Dornelas, M., Gotelli, N. J., & Magurran, A. E. (2015). Fifteen forms of biodiversity trend in the anthropocene. *Trends in Ecology and Evolution*, *30*(2), 104-113. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.006>
- Nilon, C. H., Aronson, M. F. J., Cilliers, S. S., Dobbs, C., Frazee, L. J., Goddard, M. A., O'Neill, K. M., Roberts, D., Stander, E. K., Werner, P., Winter, M., & Yokom, K. P. (2017). Planning for the future of urban biodiversity: A global review of the city-scale initiatives. *BioScience*, *67*(4), 332-342. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix012>
- Rands, M. R. W., Adams, W. M., Bennun, L., Butchart, S. H. M., Clements, A., Coomes, D., Entwistle, A., Hodge, I., Kapos, V., Scharlemann, J. P. W., Sutherland, W. J., & Vira, B. (2010). Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science*, *329*(5997), 1298- 1303. <https://doi.org/10.1126/science.1189138>
- Savard, J. P. L., Clergeau, P., Mennechez, G., Haahtela, T., Guiland, C., Maron, P. A., Damas, O., Ranjard, L., Knapp, S., Haase, D., Klotz, S., Schwarz, N., Kremen, C., Merenlender, A. M., Pelorosso, R., Gobattoni, F., Geri, F., Leone, A., Lambert, M. R., & Donihue, C. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Ecosystem Services*, *16*(7), 476-482. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0751-6>
- Shochat, E., Lerman, S. B., Anderies, J. M., Warren, P. S., Faeth, S. H., & Nilon, C. H. (2010). Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience*, *60*(3), 199-208. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.3.6>
- Smith, W. S., da Silva, F. L., de Amorim, S. R., & Stefani, M. S. (2018). Urban biodiversity: how the city can do its management? *Biodiversity International Journal*, *2*(2), 246-251. <https://doi.org/10.15406/bij.2018.02.00068>
- Song, P., Kim, G., Mayer, A., He, R., & Tian, G. (2020). Assessing the ecosystem services of various types of urban green spaces based on i-Tree Eco. *Sustainability (Switzerland)*, *12*(4), 1-16. <https://doi.org/10.3390/su12041630>
- Stewart, F. E. C., Darlington, S., Volpe, J. P., McAdie, M., & Fisher, J. T. (2019). Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network. *Scientific Reports*, *9*(1), 1-9. <https://doi.org/10.1038.s41598-019-47067-x>
- Uchida, K., Blakey, R. V., Burger, J. R., Cooper, D. S., Niesner, C. A., & Blumstein, D. T. (2021). Urban biodiversity and the importance of scale. *Trends in Ecology and Evolution*, *36*(2). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.10.011>

- Venter, O., Sanderson, E. W., Magrath, A., Allan, J. R., Becher, J., Jones, K. R., Possingham, H. P., Laurance, W. F., Wood, P., Fekete, B. M., Levy, M. A., & Watson, J. E. M. (2016). Sixteen years of change in the global terrestrial human footprint and implications for biodiversity conservation. *Nature Communications*, 7,1-11. <https://doi.org/10.1038/ncomms12558>
- Verma, A. K. (2018). Ecological balance: An indispensable need for human survival. *Journal of Experimental Zoology*, 21(1), 407-409. www.connectjournals.com/jez
- Von der Lippe, M., Buchholz, S., Hiller, A., Seitz, B., & Kowarik, I. (2020). A research platform for untangling urbanization effects on biodiversity. *Sustainability (Switzerland)*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/su12062565>

BIOLOGÍA DE CONSERVACIÓN DEL GUAYACÁN BLANCO (*GUALACUM SANCTUM*) EN BOSQUES SECOS DE PUERTO RICO

José J. Fumero, Ph.D.¹

Recibido 15 de junio de 2019 | Aceptado 20 de diciembre 2021

Resumen - Los bosques secos tropicales han sido transformados en terrenos para la agricultura y ganadería, causando una disminución de este ecosistema y consecuentemente afectando las poblaciones de especies de árboles que allí se encuentran. En el presente, las reservas forestales secas son bosques secundarios que se encuentran en recuperación o son parches remanentes de lo que en el pasado fueron bosques continuos. Estos bosques son reservorios de especies raras, en peligro de extinción y de importancia socioeconómica. Esta revisión de literatura se centra en el árbol de guayacán blanco (*Guaiacum sanctum*), una especie que está en peligro y que tiene una amplia distribución en los bosques secos dentro del neotrópico. A través de la revisión, se valida que esta especie sigue un comportamiento fenológico siempre verde facultativo; y es polinizado por una diversidad de insectos polinizadores, en especial las abejas. Es necesario entender si la reproducción de esta especie es influenciada diferencialmente por insectos exóticos versus nativos. Se requieren más estudios sobre la dinámica de la población y la estructura demográfica en Puerto Rico.

Palabras clave: Sistemas de apareamiento, demografía, visitantes florales, *Guaiacum sanctum*, polinización, bosque seco subtropical, *Zygophyllaceae*

Abstract - Tropical dry forests have been transformed into agricultural fields and decreasing the cover extensions of this ecosystem and consequently affecting the populations of tree species. Present-day dry forest reserves are often secondary forest that recover from previous land use or are remnant forest patches of what was in the past continuous forests. These forests are reservoirs of several rare and endangered species that may include important socioeconomic tree species. This study focuses on *Guaiacum sanctum* L., an endangered species of widespread distribution that inhabits dry forests within neotropics. We found that *Lignum vitae* behaves as facultative evergreen dry forest tree that is pollinated by a considerable number of pollinating insects, especially bees. It is necessary to understand if tree reproduction is influenced differently by exotic vs. native insects. More studies on population dynamics and demographic structure in Puerto Rico.

Keywords: Breeding system, conservation biology, flower visitors, demography; *Guaiacum sanctum*, pollination, subtropical dry forest, *Zygophyllaceae*

¹Facultad División de Ciencias y Tecnología, Universidad Ana G. Méndez, recinto de Cupey, San Juan, Puerto Rico. Correo electrónico: jfumero2@uagm.edu

Introducción

Los bosques secos tropicales son uno de los ecosistemas más amenazados a nivel mundial. Estos bosques históricamente han sido transformados en campos agrícolas y pasturas para ganado, disminuyendo las extensiones de cobertura original de este ecosistema, en consecuencia, esto ha causado fragmentación, afectando así las poblaciones de especies de árboles (Murphy & Lugo, 1986; Quesada et al., 1995). La mayoría de las reservas actuales de bosques secos son secundarios o fragmentos que se recuperan de la perturbación antropogénica pasada o son parches remanentes de lo que fue un bosque seco continuo (Sánchez-Azofeifa et al., 2005). Estas reservas forestales son reservorios de varias especies raras y en peligro de extinción, que pueden incluir especies socioeconómicamente importantes de árboles maderables. La evaluación del estado ecológico y de conservación de las poblaciones de especies de árboles en los bosques secos es una prioridad de investigación (Sánchez-Azofeifa et al., 2005).

La tala selectiva, la conversión de bosques para producir pastizales y campos agrícolas y la producción de carbón vegetal contribuye a la pérdida y fragmentación del hábitat, que son la causa más común de pérdida de biodiversidad en los bosques secos tropicales (Murphy & Lugo, 1985; Sánchez-Azofeifa et al., 2005). Como resultado de estas perturbaciones, la demografía y diversidad genética de las poblaciones de árboles puede ser afectada, limitando su recuperación, incluso aún después de que estas especies y sus localidades hayan sido designadas como áreas protegidas. Por ejemplo, una población remanente de la especie de árbol en peligro de extinción *Guaiacum sanctum* se encuentra en la Reserva de Lingnumvitae Key, en el estado de la Florida. Aún con protección del hábitat, la población de *G. sanctum* tiene un reclutamiento deficiente como resultado de alteraciones previas de los bosques (Duvall, 2009). Claramente, los datos sobre los procesos ecológicos y reproductivos, en última instancia, son necesarios para evaluar el nivel de vulnerabilidad de las poblaciones de las especies protegidas en todo su rango de distribución (Duvall, 2009).

Uno de los efectos notables en las poblaciones de árboles cuando se producen cambios en el uso de la tierra es una reducción dramática en su tamaño. Cuando las especies forestales son taladas selectivamente la distribución del tamaño de la población de los individuos cambia, por ejemplo, cuando se eliminan a los individuos más grandes por el interés de la madera (Alvarez-Buylla et al., 1996; Hernandez-Apolinar et al., 2006). Si los individuos más grandes se talan entonces la dinámica poblacional se afecta negativamente, porque a menudo la fecundidad de las plantas está relacionada con el tamaño de estas (Alvarez-Buylla et al., 1996;

Fumero-Cabán, 2019). Estas acciones causan que a largo plazo disminuya el éxito reproductivo de los individuos y la tasa de crecimiento de la población (Alvarez-Buylla et al., 1996; Hernandez-Apolinar et al., 2006).

La teoría ecológica clásica sobre especies en peligro de extinción enfatiza que cuando un hábitat es fragmentado en localidades donde se encuentran poblaciones pequeñas o individuos aislados hay mayor probabilidad de reducción en el tamaño poblacional y el éxito reproductivo (Schemske et al., 1994; Primack, 2006). Este concepto, conocido como *el paradigma de la población pequeña*, predice que en poblaciones pequeñas se reduce la variabilidad genética, disminuye el potencial de apareamiento causando una reducción fecundidad (Caughley & Gunn, 1996). Por ejemplo, las especies de árboles raras y en peligro de extinción a menudo tienen distribuciones dispersas que pueden afectar la estructura de apareamiento de los individuos, es decir, más endogamia (Schemske et al., 1994; Alvarez-Buylla et al., 1996; Caraballo, 2007; Dertien & Duvall, 2008). Las especies de árboles en poblaciones pequeñas también pueden recibir menores frecuencias de visitas de los polinizadores y, por lo tanto, reducir el éxito reproductivo tanto masculino como femenino, en comparación con poblaciones más grandes (Mustajarvi et al., 2001; Grindeland et al., 2005; Kwak & Bekker, 2006). Además, las especies de plantas con poblaciones pequeñas pueden ser vulnerables a la extinción debido a los efectos estocásticos demográficos y los disturbios antropogénicos y naturales a gran escala como los huracanes (Valverde et al., 2004; Rathcke, 2000; 2001).

Guayacán blanco en Puerto Rico

Guaiacum sanctum, conocido localmente como guayacán blanco, es una especie que pertenece a la familia Zygophyllaceae y que se encuentra en el listado de especies en peligro de extinción. Esta especie es de amplia distribución y habita en bosques secos dentro del área neotropical. Esta especie maderable fue muy explotada en el pasado para fabricar hélices de barcos y aviones, para maquinarias industriales y para otros usos artesanales y medicinales (Martínez, 1959; Grow and Schwartzman, 2001; Oldfield, 2005). Una de los efectos negativos debido a la deforestación y la explotación de la madera en las poblaciones de *G. sanctum* fue la reducción de su tamaño y un aumento de aislamiento entre sus poblaciones (McCauley et al., 2008; Dertien & Duvall, 2009). Las actuales amenazas que enfrenta esta especie incluyen, tasas de regeneración lenta, sobreexplotación, pérdida de hábitat y plagas de insectos (Martínez, 1959; Schaffer & Mason, 1990; Gonzales-Espinosa, 1998; Oldfield, 2005; Otterstrom & Schwartz, 2006; Dertien & Duvall, 2009). La combinación de estos factores contribuyó a disminuir el tamaño poblacional y su rango de distribución. La especie está actualmente incluida en el apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de

Fauna y Flora Silvestres (CITES) y también figura en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (IUNC) con un estado de en peligro de extinción (Gonzales-Espinosa, 1998).

El guayacán blanco se encuentra distribuido en la isla de Mona y en la Reserva de la Biosfera de Guánica, ubicada en el suroeste de la isla principal del archipiélago de Puerto Rico, la cual es administrada por la División de Bosques del Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA). Su designación oficial de Reserva de la Biosfera por la UNESCO ocurrió en 1981 (Lugo et al., 1996) con políticas de zonificación diseñadas para minimizar la degradación ambiental, promover la biodiversidad local al tiempo que permite medios de vida humanos sostenibles (DeFries et al., 2007; Hansen et al., 2007; Harvey et al., 2008). Los usos pasados de terrenos documentados en estas áreas incluyen actividades como la agricultura intensiva, la ganadería, producción de carbón vegetal y la construcción de viviendas (Molina-Colón y Lugo, 2006). Los usos de las reservas están actualmente restringidos para la recreación, educación e investigación, con visitas registradas de aproximadamente 30,000 personas al año (Canales, com. pers.). A pesar de la designación de la biosfera, existen fuertes presiones de desarrollo y agricultura alrededor del núcleo de la reserva (Lugo et al., 1996; Molina-Colón & Lugo, 2006). Las poblaciones remanentes de *G. sanctum* parece haber sido fuertemente explotada y se encuentra en afloramientos rocosos frente a la línea costera, asociada con la vegetación dominada por cactus y arbustos xerofíticos (Fumero-Cabán, 2019).

La Reserva Natural de la Isla Mona está situada al oeste de la isla de Puerto Rico y es administrada por la División de Refugios y Reservas, una unidad diferente dentro del DRNA. El uso de la reserva de Mona está regido por políticas que, a diferencia de Guánica, incluyen usos permitidos como la caza regulada y la pesca recreativa. La capacidad de uso está restringida a menos de 150 personas por día, pero rara vez supera las 3,000 personas por año (García, com. pers.). Las poblaciones de *G. sanctum* están ubicadas principalmente a lo largo del bosque costero (Fumero-Cabán, 2019). A diferencia de las poblaciones que se encuentran en el bosque de Guánica, esta zona está dominada por suelos arenosos y la comunidad de vegetación típica bosque costero (Cintrón & Rogers, 1991). El uso anterior de la llanura costera incluye la agricultura (de la época precolombina) para alimentos y productos de madera y ganadería, extracción de madera de especies maderables como *G. sanctum* (Wadsworth, 2003 ; Davila-Davila, 2003).

Guaiacum sanctum tuvo una gran extracción de individuos en ambas reservas en el pasado. No obstante, las diferencias entre las dos reservas en accesibilidad,

la historia de uso de la tierra y el manejo en general pueden haber llevado a una distribución de edades y tamaños diferente entre los individuos de esta especie de árbol y la estructura de la población hasta un punto en el que sus dinámicas y/o vulnerabilidades demográficas también pueden diferir entre estas dos reservas. Por ejemplo, las poblaciones del guayacán en Guánica son más cercanas y accesibles para las comunidades locales y, por lo tanto, pueden haber experimentado una extracción más prolongada o más intensa, en comparación con las poblaciones en la isla de Mona. Los usos de terrenos en el pasado pueden tener un impacto posteriormente considerable en la composición del bosque, aún después del abandono de estas áreas y luego de establecida para la protección del hábitat (Thompson et al., 2002; Zimmerman et al., 1995). Las posibles diferencias en el uso del terreno en el pasado pueden haber resultado en diferencias demográficas que limitan el establecimiento y el reclutamiento de plántulas. Tomar en cuenta los factores que afectan la germinación y establecimiento de plántulas in situ puede ser extremadamente útil para identificar el estado actual de las poblaciones de *G. sanctum* (Fumero-Caban, 2019).

En esta revisión bibliográfica, me enfoqué en tres aspectos de la biología del guayacán blanco: biología reproductiva y polinización, fenología y el éxito reproductivo. Además, apliqué teorías de conservación biológica para estudiar diferencias de reproducción y procesos ecológicos entre las reservas que presentan diferencias en topografía, geología, uso de terreno y el impacto humano.

En ambas reservas, se conoce muy poco acerca de la biología reproductiva de *G. sanctum*. La variabilidad en los vectores polínicos entre sitios puede resultar en diferencias en los sistemas reproductivos. En un estudio se identificó las especies que polinizan las flores de *G. sanctum*, las cuales fueron diferentes insectos, en especial especies de abejas (Fumero-Cabán, 2019). Otro estudio encontró diferencias en el ensamblaje comunitario de las especies polinizadoras en el guayacán blanco; en la isla de Mona se identificó un total de 17 especies mientras que en el Bosque Seco de Guánica se encontró solo 5 especies de insectos polinizadores, incluyendo la abeja de miel africanizada introducida, *Apis mellifera scutellata* (Torres & Snelling, 1992). *A. mellifera* es una especie exótica naturalizada y con una amplia distribución, y tiene el potencial de invadir y competir con especies nativas, lo cual puede cambiar las comunidades de abejas nativas en todo el mundo y afectar negativamente la reproducción de las plantas locales polinizadas por otras abejas (Rubick, 1980; Butz-Huryn, 1997). En la medida en que las comunidades de polinizadores son diferentes entre localidades, los procesos de polinización y apareamiento también pueden diferir y potencialmente afectar la ecología reproductiva de *G. sanctum*.

Una hipótesis sobre los sistemas de polinización en Islas sugiere que las especies de plantas en las islas tienen más probabilidades de exhibir mecanismos reproductivos que permitan la autocompatibilidad o la autofertilización. Documentamos en dos localidades (Mona y Guánica) varios aspectos de la ecología reproductiva de *G. sanctum*, una especie de madera altamente valiosas de bosques neotropicales secos. En ambos bosques, mediante el uso de observaciones de campo y experimentos de polinización manual evaluamos la diversidad de visitantes florales, las tasas de visitación, el sistema de reproducción de la planta y el éxito relativo de la polinización propia y cruzada. Las flores fueron polinizadas por insectos y la diversidad de visitantes de las flores fue mayor en la isla de Mona, donde las abejas de miel estaban ausentes. En la localidad de Guánica las abejas fueron los polinizadores más abundantes. Sin embargo, las tasas de visita a las flores fueron significativamente más altas en Guánica que en la isla de la Mona. Las flores no eran apomíticas y las tasas de autogamia eran insignificantes, lo que sugiere que se requieren visitas de insectos para que las flores produzcan frutos en ambos bosques. Las polinizaciones cruzadas artificiales produjeron el doble de frutos y el doble de las semillas producidas por las autopolinizaciones artificiales. Estas diferencias fueron consistentes entre las poblaciones de Guánica e Isla de Mona, lo que sugiere que son parcialmente auto-incompatibles y que experimentan depresión por endogamia cuando tienen lugar las autopolinizaciones. La germinación de semillas también fue mayor en las semillas de polinización cruzada en Guánica, lo que sugiere que la depresión por endogamia es más fuerte que en la isla de Mona. A pesar de las diferencias en las tasas de visitas, ambas poblaciones de *G. sanctum* produjeron tasas similares de producción de fruta. Estos resultados sugieren que el comportamiento de las abejas podría aumentar las tasas de autopolinización, lo que puede anular cualquier aumento en las tasas de visitas experimentadas por los árboles de Guánica. Desde una perspectiva de manejo, los esfuerzos de recuperación de especies a partir de semillas pueden emplear frutas producidas naturalmente, ya que nuestros datos sugieren que las polinizaciones abiertas son tan exitosas como las polinizaciones cruzadas. Al mismo tiempo, argumentamos que incluso cuando el éxito reproductivo es equivalente entre ambas poblaciones, la localidad de Guánica puede ser más vulnerable a los fenómenos catastróficos que pueden influir en la abundancia de los polinizadores dada la menor diversidad de polinizadores y la dominancia de *Apis mellifera* (Fumero-Caban, 2019).

La fenología de las plantas tropicales de bosques secos es muy compleja. Los patrones fenológicos observados son el resultado de la interacción entre el clima (es decir, la estacionalidad), la variación de la disponibilidad de agua en el micro sitio y las adaptaciones de la planta para controlar el estrés hídrico y optimizar la condición física de la planta (Fumero-Caban 2019). Sin embargo, las especies de árboles de

bosque seco pueden mostrar diferentes estrategias para lidiar con la estacionalidad en la disponibilidad de agua. Este estudio documentó el patrón fenológico de *G. sanctum* (*Lignum-vitae*), una especie nativa de árboles madereros amenazados de crecimiento lento, característicos de las zonas de vida de bosque seco neotropical.

Llevé a cabo observaciones en dos poblaciones insulares del Estado Libre Asociado de Puerto Rico para documentar su comportamiento fenológico para anotar los cambios observados en las coronas durante el periodo de 2008 y 2009. Los resultados sugieren que esta especie es siempre verde facultativa. Las especies intercambiaron hojas antes de la floración por hojas senescentes de gota, hojas nuevas y flores al mismo tiempo en la estación seca. En ambas poblaciones, la mayor correlación entre las fenofases reproductivas se correlacionó con la temperatura y específicamente con el fotoperíodo de las frutas. En contraste, en el bosque seco de Guánica, las fenofases vegetativas se correlacionaron con la precipitación y el número de días secos, 5 meses antes y las hojas senescentes 7 meses antes. El desprendimiento de hojas y flores en trampas fenológicas también muestran una fuerte correlación con la precipitación y el número de días secos. Las frutas se correlacionaron con la temperatura y el número de semillas en las trampas se correlacionó con la precipitación sin retraso. Este resultado sugiere que para la población de Guánica la precipitación es más significativo que la temperatura. Este comportamiento fenológico mostrado por *G. sanctum* parece indicar que esta especie es siempre verde facultativa y durante estos eventos fenológicos algunos individuos pueden mostrar algunas ramas deshojadas en su corona.

Las poblaciones estudiadas de *G. sanctum* en las reservas forestales de Guánica e isla de Mona tuvieron diferencias observadas en la estructura demográfica, tamaño poblacional, la actividad reproductiva y su producción de semillas, lo cual puede deberse a las diferentes intensidades de los disturbios humanos (corte selectivo) en el uso histórico del suelo, a pesar de que cuentan con protecciones legales similares, aunque con diferentes contextos de manejo (Fumero-Cabán, 2019). En la localidad de Guánica, las poblaciones de árboles de *G. sanctum* fueron menos abundantes, de menor tamaño y con mayor dominio de la estructura de la población. Por el contrario, en la isla de Mona hubo el doble de árboles de *G. sanctum* y de mayor tamaño. Los árboles en la isla de Mona tenían en promedio más tallos por individuo y produjeron más frutos que los individuos de la localidad de Guánica. Estas diferencias poblacionales pueden ser el resultado de diferentes procesos demográficos que resulta difícil identificar su impacto en solitario o en combinación. Por ejemplo, las dos reservas difieren en sus antecedentes de extracción de madera, uso de la tierra y la presencia de mamíferos herbívoros grandes (i.e ganado, cabras y cerdos ferales), estos factores podrían explicar las diferencias en la estructura de tamaño entre

las reservas. La germinación de semillas y el establecimiento de plántulas pueden tener requerimientos lumínicos y edáficos para tener éxito. En el bosque arenoso costero de la isla de Mona observamos mayor germinación y establecimiento de plántulas de guayacán blanco y estas mostraron mayor tasa de germinación y supervivencia en condiciones de alta luminosidad (Fumero-Cabán, 2019). Sin embargo, no observamos germinación de semillas en Guánica, lo que sugiere que las condiciones de germinación no siempre son adecuadas en ese sitio. Comprender e identificar los factores ambientales que continúa influenciando la estructura poblacional y sus características demográficas entre las dos reservas sería útil antes de que se puedan implementar las estrategias destinadas a aumentar el tamaño de la población de *G. sanctum*.

Conclusiones y recomendaciones para la conservación del guayacán blanco

El guayacán blanco es un árbol siempreverde facultativo que es polinizado de forma generalista por un número considerable de insectos polinizadores, en especial las abejas. Se necesita entender si la reproducción del árbol es influenciada de manera diferente por insectos exóticos versus nativos. Se requieren más estudios que analicen la dinámica poblacional y la estatura demográfica de *G. sanctum* en el caribe, tanto en condiciones isleñas y continentales.

Las siguientes recomendaciones se basan en los hallazgos de nuestro estudio sobre el guayacán blanco, así como en observaciones y experimentos desarrollados durante los períodos de estudio: Recomendamos el monitoreo a largo plazo del éxito reproductivo en la producción de frutos y semillas en presencia y ausencia de *Apis mellifera*, ya que es más probable que la abeja de miel africanizada mueva el polen dentro de un árbol, resultando en autopolinización (es decir, polinizaciones geitonogámicas). Así también, monitorear si las fluctuaciones en la diversidad y abundancia de polinizadores afectan el éxito reproductivo a través el tiempo de esta *G. sanctum*.

Se deben crear nuevas poblaciones in situ, especialmente en Guánica, con semillas producidas a partir de polinizaciones naturales y luego monitorear la supervivencia de individuos plantados en los sitios boscosos, con dosel abierto y con dosel cerrado. Recomendar el uso del guayacán blanco como árbol urbano ornamental, especialmente en el suroeste de Puerto Rico.

La relación encontrada entre la dinámica de fenología foliar con la precipitación y la producción de hojas nuevas y la floración sugiere que la reproducción de esta especie puede ser influenciada por los cambios en las precipitaciones y factores edáficos (i.e. suelos arenosos o aluviales de tierras bajas versus laderas rocosas

de roca caliza) porque el acceso al agua podría diferir en estas condiciones y esto aparenta ser importante para los individuos de *G. sanctum*. Es importante continuar con más estudios, especialmente en Guánica, para comprender los mecanismos que tienen y continúan influenciando la estructura de la población y las características demográficas en ambas reservas.

Literatura citada

- Alvarez-Buylla, E. R., García-Barrios, R., Lara-Moreno, C., & Martínez-Ramos, M. (1996). Demographic and genetic models in conservation biology: Applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, 387-421. <https://www.jstor.org/stable/2097240>
- Butz Huryn, V.M. (1995). Use of native New Zealand plants by honey bees (*Apis mellifera* L.): A review. *New Zealand Journal of Botany*, 33, 497-512. <https://doi.org/10.1080/0028825X.1995.10410621>
- Caraballo-Ortiz, M. A. (2007). Mating system and fecundity of *Goetzea elegans* (Solanaceae); An endangered tree from Puerto Rico. Master of Science Thesis, University of Puerto Rico, Rio Piedras Campus.
- Caughley, G., & Gunn, A. (1996). *Conservation biology in theory and practice*. Cambridge.
- Cintron, B., & Rogers, L. (1991). Plant communities of Mona Island. *Acta Científica* 5(1-3), 10- 64. https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/gtr/gtr_srs165.pdf
- CITES. (2005). Informe de avances del estudio Abundancia, distribución y estado de la conservación de *Guaiacum sanctum* L. en México. Decimoquinta reunión del Comité de Flora. Ginebra (Suiza).
- Dertien, J. R. & Duvall, M. R. (2008). Biogeography and divergence in *Guaiacum sanctum* (Zygophyllaceae) revealed in chloroplast DNA: Implications for conservation. *Biotropica*, 41(1), 120-127. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00453.x>
- DeFries, R., Hansen, A., Turner, B. L., Reid, R., & Liu, J. (2007). Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications*, 17(4), 1031-1038. doi.10.1890/05-1111
- González-Espinosa, M. (1998). *Guaiacum sanctum* L. In 2006 IUCN Red List of Threatened Species (ed IUCN 2006). <http://www.iucnredlist.org>.

- Grindeland, J. M., Slotvold, N., & Ims, R. A. (2005). Effects of floral display size and plant density on pollination visitation rate in a natural population of *Digitalis purpurea*. *Functional Ecology*, 19, 383-390. doi. 10.1111/j.1365-2435.2005.00988.x
- Grow, S., & Schwartzman, E. (2001). The status of *Guaiacum* species in trade. *Medicinal Plant Conservation*, 7, 19-21. <https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/mpc7.pdf>
- Hansen, A. J., & DeFries, R. (2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17(4), 974-988. <https://doi.org/10.1890/05-1098>
- Hernández-Apolinara, M., Valverdea, T., & Puratab, S. (2006). Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in Southern Mexico: An evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management*, 223(1-3), 139-151. doi 10.1016/j.foreco.2005.10.072
- Harvey, C. A., Komar, O., Chazdon, R., Ferguson, B. G., Finegan, G., Griffith, D., M., Marinez-Ramos, M., Morales, H., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Breugel, M., & Wishnie, M. (2008). Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the mesoamerican hotspot. *Conservation Biology*, 22(1), 8-15. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00471.x>
- Kwak, M. M. & Bekker, R. M. (2006). Ecology of plant reproduction: Extinction risk and restoration perspectives of rare plant species. In Waser, N.M. and J. Ollerton (eds.) *Plant-Pollinator interactions from specialization to generalization*. The University of Chicago Press.
- Lugo, A. E., Ramos, O., Molina, S., & Scatena, F. N. (1996). A fifty-three-year record of land use change in the Guánica forest biosphere reserve and its vicinity. International Institute of Tropical Forestry, Río Piedras, P.R.
- Martínez, M. (1959). *Plantas útiles de la flora mexicana*. Ediciones Botasx.
- Molina-Colón, S., & Lugo, A. (2006). Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. *Biotropica*, 38(3), 354-364. 10.1111/j.1744-7429.2006.00159.x
- Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). The ecology of tropical dry forest. *Annual Review of ecology and Systematics*, 17, 67-88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>

- Mustajarvi, K., Siikamaki, P., Ryttonen, S., & Lammi, A. (2001). Consequences of plant population size and density for plant-pollinator interactions and plant performance. *The Journal of Ecology*, 89 (1), 80-87. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00521.x>
- Oldfield, S. (2005). Analysis of trade in parts and derivatives of *Guaiacum* species from Mexico. Report Prepared for IUCN MPSG. CITES PC15 Inf. 4.
- Otterstrom, S. M., & Schawartz, M. W. (2006). Responses to fire in selected tropical dry forest trees. *Biotropica*, 38(5), 593-598. doi.10.1111/j.1744-7429.2006.00188.x
- Primack, R. (2006). *Essentials of conservation biology*. 4th Edition. Sinauer Associates. 585 pages.
- Proctor, M., Yeo, P. & Lack A. (1996). *The natural history of pollination*. Harper Collins.
- Rathcke, B. J. (2000). Hurricane causes resource pollination limitation of fruit set in a bird – pollinated shrub. *Ecology*, 81,1951-1958. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1951:HCRAPL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1951:HCRAPL]2.0.CO;2)
- Rathcke, B. J. (2001). Pollination and predation limit fruit set in a shrub, *Bourreria succulenta* (Boraginaceae), after hurricanes on San Salvador Island, Bahamas. *Biotropica*, 32, 330-338. doi10.1111/j.1744-7429.2001.tb00184.x
- Roubik, D. W. (1992). Loose niches in tropical communities: Why are there so few bees and so many trees. In M.D. Hunter, T. Ohgushi and P.W. Price (eds.). *Effects of distribution on animal-plant interactions*. 113-138 pp. Academic Press.
- Sánchez-Azofeifa, G. A., Quesada, M., Rodríguez, J. P., Nassar, J. M., Stoner, K. E., Castillo, A., Garvin, T., Zent, E. L., Calvo-Alvarado, J. C., Kalacska, M. E. R., Fajardo, L., Gamon, J. A., & Cuevas-Reyes, P. (2005). Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotropica*, 37(4), 477-485. <http://www.jstor.org/stable/3004321>
- Schaffer, B., & Mason, L. J. (1990). Effects of scale insect's herbivory and shading on net gas exchange and growth of a subtropical tree species (*Guaiacum sanctum* L.). *Oecologia*, 84, 468-473. doi.10.1007/BF00328162
- Schemske, D. W., Husband, B. C., Ruckelshaus, M. H., Goodwillie, C., Parker I. P., & Bishop, J. G. (1994). Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, 75(3), 584-606. <https://doi.org/10.2307/1941718>

- Thompson, J., Brokaw, N., Zimmerman, J. K., Waide, R. B., Everham, E. M., Lodge, D. J., Taylor, C. M., García-Montiel, D., & Fluet, M. (2002). Land use history, environment, and tree composition in a tropical forest. *Ecological Applications*, 12(5), 1344–1363. <https://doi.org/10.2307/3099976>
- Torres, J. A., & Snelling, R. R. (1992). Los himenópteros de Isla de Mona. *Acta Científica*, 6(1-3), 87-102. https://data.fs.usda.gov/research/pubs/iitf/ja_iitf_1998_torres001.pdf
- Valverde, T., Quijas, S., Lopez-Villavicencio, M. & Castillo, S. (2004). Population dynamic of *Mammillaria magnimamma* Haworth (Cactaceae) in a lava-field in central Mexico. *Plant Ecology*, 167-184. doi 10.1023/B:VEGE.0000021662.78634.de
- Zimmerman, J. K., Aide, T. M., Rosario, M., Serrano, M. , & Herrera, L. (1995). Effects of land use management and a recent hurricane on forest structure and composition in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*, 77, 65-76. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03575-U](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03575-U)
- Zucchi, M. I., Vianello-Brondani, R. P., Pinheiro, J. B., Chavez, L. J., Guedes-Coelho, A. S. & Vencovsky, R. (2003). Genetic and gene flow in *Eugenia dysenterica* DC in the Brazilian Cerrado utilizing SSR markers. *Genetic and Molecular Biology*, 26(4), 449-457. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2005001000005>

DISTRIBUCIÓN DE LAS CUEVAS CALIENTES EN LA ZONA DEL CARSO CON PRIORIDAD DE CONSERVACIÓN DE PUERTO RICO

Elizabeth Padilla-Rodríguez, MSEM¹

Recibido 30 de mayo de 2021 | Aceptado 10 de diciembre de 2021

Resumen - Las cuevas calientes son ecosistemas que albergan y sustentan un sinnúmero de especies de fauna, que cumplen con funciones biológicas para el desarrollo y subsistencia favorable para otros ecosistemas. A pesar de que existen inventarios sobre las cuevas en Puerto Rico, los mismos no presentan una clasificación y distribución de las cuevas calientes. Este estudio determinó un modelo de distribución geoespacial de las cuevas calientes en Puerto Rico y en la zona del Carso con prioridad de conservación. De las 479 cuevas listadas, identificamos 25 cuevas calientes y las georreferenciados, de los cuales, 7 fueron reconocidas dentro del Área de Planificación Especial Restringida del Carso. Este estudio dio a conocer la ubicación geoespacial de estos ecosistemas subterráneos y aportó información para futuras investigaciones y estrategias de manejo dirigidos la conservación de las cuevas calientes de Puerto Rico.

Palabras clave: cuevas calientes, ecosistemas, conservación

Abstract - Hot caves are ecosystems that sustain numerous species of fauna with several the biological functions for the development and subsistence of other ecosystems. Even though there are inventories of the caves in Puerto Rico, there is a lack of standards to classify the importance of each of the hot caves, as well as conservation strategies or action plans. This study focuses on determining a model of distribution of the hot caves in Puerto Rico, especially in the Limestone area with conservation priority. Of 479 caves listed, 25 hot caves were identified. Georeferenced data was obtained from 21 hot caves, of which 7 were recognized within the Limestone Restricted Special Planning Area. This study revealed the geospatial location of these underground ecosystems and provided information for future research and management strategies aimed at the conservation of the hot caves of Puerto Rico.

Keywords: Hot caves, ecosystems, conservation

Introducción

La fisiografía cársica de la isla de Puerto Rico cubre aproximadamente el 27.5% de la superficie de la Isla y se subdivide entre la franja continua de caliza del Norte, franja discontinua caliza del Sur y afloramientos de caliza dispersa en otros lugares de la isla (Lugo et al., 2004). En esta zona se encuentran las cuevas, quienes se originaron mayormente por el desgaste ocasionado por el agua en la roca caliza, ya sea por agua subterránea o agua que se filtra por el techo rocoso. Las mismas pueden presentar diferentes características y ecosistemas.

¹ División de Ciencias y Tecnología, Universidad Ana G. Méndez. Autor correspondiente: Correo electrónico: padilla.eli@gmail.com

Los ecosistemas presentes en las cuevas se caracterizan principalmente por la falta de luz y como resultado de esto, dependen de la producción microbiana interna para el suministro de energía y poseen una alta dependencia y conectividad con ecosistemas de la superficie (Simon, 2019). Estos ecosistemas pueden variar dependiendo de las características como ejemplo la temperatura y humedad que presenta una cueva. Según Rodríguez-Durán y Christenson (2012), las cuevas pueden consistir de una a tres secciones diferentes debido a la variabilidad de temperaturas en el interior, esto por influencia de la densidad de murciélagos y morfología de la cueva. Por ello, las cuevas que poseen características como poca circulación de aire, humedad relativa mayor de 90%, una alta densidad de murciélagos y temperaturas que pueden fluctuar entre los 26°C y 40°C, se conocen como *cuevas calientes* (Silva-Taboada, 1979, Rodríguez-Durán, 1998, Rodríguez-Durán, 2009; Mancina et al., 2007; Cruz, 1992). Estas características son producto del calor corporal generado por la alta densidad de murciélagos (Ladle et al., 2012).

Las cuevas calientes son ecosistemas importantes para varias especies nativas y endémicas que utilizan y dependen de estos espacios para cumplir parte de su ciclo de vida. Por ejemplo, estas son caracterizadas por proveer a los murciélagos los espacios para su reproducción, crecimiento, hibernación, ingesta y digestión del alimento (Ortiz-Ramírez et al., 2006). De igual manera, brindan protección contra depredadores, promueven las relaciones entre los miembros de la población y proporcionan un ambiente térmicamente estable (Fenton, 1983; Kurta, 1985; Morrison, 1979; Ortiz-Ramírez et al., 2006). Es decir, los espacios subterráneos figuran una gran importancia en la interconexión de ecosistemas superficiales dado a que albergan especies vitales para la regeneración de ecosistemas en la superficie, como bosques y humedales, debido a su función como dispersores de semillas, polinización y control de plagas.

Cinco de las trece especies de murciélagos de Puerto Rico, son consideradas especies exclusivas de cuevas calientes (Rodríguez-Durán, 1995; 1998). Estas especies de murciélagos son: *Pteronotus quadridens*, *Pteronotus portoricensis* (Figura 1 y 2), especie endémica de Puerto Rico, *Mormoops blainvillei*, *Erophilla bombifrons*, especie nativa y *Monophyllus redmani*. Al igual, las cuevas calientes en la Isla también son recurso indispensable para especies en peligro de extinción como, por ejemplo, la boa puertorriqueña (*Chilabothrus inornatus*) según muestra la Figura 3. La boa exhibe adaptaciones ecológicas específicas para utilizar las cuevas calientes como recurso único de alimento y refugio debido a las altas densidades de murciélagos, calor y humedad constante en estos espacios (Puente-Rolón & Bird-Picó, 2004; Puente-Rolón et al., 2013). Esta dinámica es ejemplo de la alta asociación entre las especies encontradas en estos espacios subterráneos con la superficie. Por esto,

es vital la funcionalidad de las cuevas calientes, las cuales son una interconexión que nutre y apoya la funcionalidad de otros ecosistemas. Sin embargo, estos ecosistemas poco conocidos, con su combinación única de microclima generado por la geomorfología y los murciélagos, son particularmente sensibles a la perturbación y enfrentan múltiples amenazas por la urbanización, el desarrollo agrícola, la minería y el turismo (Ladle et al., 2012).



Figura 1 y 2. Población de Pteronotus portoricensis en cueva caliente.
Foto. E. Padilla-Rodríguez



Figura 3. Boa puertorriqueña (*Chilabothrus inornatus*) en cueva caliente.
Foto. E. Padilla-Rodríguez

La mayoría de las áreas ecológicas más importantes de Puerto Rico se encuentran en tierras privadas lo cual se convierte en un reto para la conservación (Catro-Prieto, 2019). A pesar de que Puerto Rico posee leyes y reglamentos que protegen la zona del Carso, existe una amenaza para la conservación de las cuevas y su biodiversidad debido a la interconexión que poseen estos lugares con los ecosistemas de la superficie como los bosques, cuerpos de agua y humedales. La alteración de las cuevas y ecosistemas del Carso representa principales causas de extinción para diversas especies dependientes de cuevas (McCracken, 2011; Medellín et al., 2017; Tanalgo et al., 2018). Consecuentemente, las cuevas deben ser protegidas para permitir que las especies de mayor dependencia a este tipo de refugio puedan mantener poblaciones viables (Trajano, 1995).

Aunque se conoce la localización de una porción de las cuevas en Puerto Rico, no existe un mapa de distribución o listado que corrobore la existencia, porcentajes y condiciones de las cuevas calientes en la isla. La meta de este estudio fue identificar la distribución geoespacial de las cuevas calientes en Puerto Rico, lo cual es crucial para conocer cuáles están ubicadas dentro o fuera de zona de protección con el fin de apoyar información para establecer condiciones de manejo y conservación de estos ecosistemas únicos.

Área de estudio

La franja cársica del norte de la isla de Puerto Rico, se extiende aproximadamente 140 km (Lugo et al., 2004), y se caracteriza por poseer bosques secundarios continuos y extensas cavidades, ríos y acuíferos subterráneos. En este estudio, me enfoqué en la zona del Carso de Puerto Rico (Figura 4), delimitada por la Junta de Planificación como Área de Planificación Especial Restringida del Carso (Junta de Planificación, 2013), también conocida como zona del Carso con Prioridad de Conservación (DRNA, 2008) con el fin de identificar las cuevas calientes ubicadas dentro de esta zona.

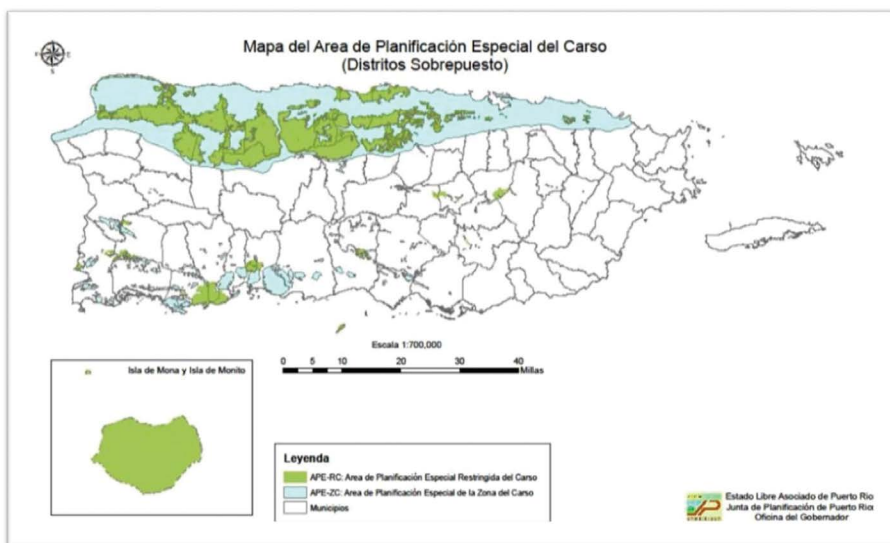


Figura 4. Área de Planificación Especial del Carso de Puerto Rico. Plan y reglamento del área de planificación especial del Carso (JP, 2013)

Materiales y métodos

Para llevar a cabo la investigación, el estudio se dividió en dos fases: (1) obtener información de sociedades espeleológicas, y (2) validación de datos en el campo. La primera fase, se basó en consultar y solicitar información sobre las cuevas de Puerto Rico a las sociedades espeleológicas: Sociedad Espeleológica de Puerto Rico (SEPRI), Sociedad de Estudios Espeleológica del Norte Inc. (SEENI), Fundación de Investigaciones Espeleológicas del Karso puertorriqueño (FIEKP), espeleólogos individuales y al Departamento de Recursos Naturales y Ambientales de Puerto Rico (DRNA). Mediante la información obtenida de dichas entidades, recogí todos los datos, y creé un inventario de cuevas identificadas en la Isla. Basado en el inventario, identifiqué la ausencia de datos georreferenciales de las cuevas en Puerto Rico y clasifiqué la información sobre cuevas calientes identificadas en estudios previos.

Para la segunda fase del estudio, utilicé el inventario creado en la primera fase. Coleccionamos datos primarios mediante visitas de campo, mapas satelitales y Sistema de

Posicionamiento Global (GPS). Incluí en el inventario, todas las cuevas calientes adicionales que no estaban en el listado.

Al completar ambas fases del estudio, creé una imagen de ubicación de los datos obtenidos de las cuevas de Puerto Rico. Las coordenadas de las cuevas, obtenidas en el estudio, las convertí a grados decimales y coloqué los datos espaciales a partir de las coordenadas de latitud y longitud para tener una representación geográfica de la superficie terrestre en Puerto Rico. A través del programa ArcMap 10.7, desarrollé los mapas de ubicación para identificar y determinar la distribución de las cuevas calientes en Puerto Rico y de ello, identificar cuáles cuevas calientes están distribuidas en la zona de Área de Planificación Especial Restringida del Carso (JP, 2013).

Resultados y discusión

Basado en la colección de datos primarios y secundarios, obtuve un listado de 479 cuevas en el archipiélago de Puerto Rico. De las 479 cuevas, identifiqué 25 cuevas calientes o que poseen cámaras calientes (Tabla 1). Las 25 cuevas son: Adrover, Alayón, Bonita, Canejas, Cundo Reyes, El Convento, Cucaracha, Culebrones, Del Viento, Dugón, Grillos, Jiménez, Humo, La Mina (Juana Díaz), La Mina (Moca), Los Pérez, Madama, Mantilla, Mapancha, Matos, Murciélagos, Naranjo, Tortuga, Quintero y Volcán. Esto representa que un 5% de las cuevas listadas y conocidas en Puerto Rico como cuevas calientes. En el 2017, Carrión-Cabrera mencionó que menos del 6% de las cuevas en Puerto Rico son cuevas calientes. Mientras que Rodríguez-Duran (1998) mencionó que las cuevas calientes en Puerto Rico son la minoría. Ante estos parámetros expuestos, el resultado obtenido en este estudio presentó que, de la muestra de 479 cuevas, menos del 6% de las cuevas en la isla son calientes.

Tabla 1. *Cuevas calientes identificadas en Puerto Rico. Área de Planificación Especial Restringida del Carso de Puerto Rico (APERC)*

Cueva caliente	Municipio	Dentro de APERC
Adrover	Arecibo	X
Alayón	Las Marías	
Bonita	Corozal	
Canejas	Guaynabo	
Cucaracha	Aguadilla	X
Culebrones	Arecibo	
Cundo Reyes	Lares	
Del Viento	San Germán	
Dugón	Utua	X
El Convento	Peñuelas	
Humo	Lares	X
Grillos	Aguas Buenas	
Jiménez	Manatí	
La Mina	Juana Díaz	
La Mina	Moca	
Los Pérez	Isabela	
Madama	Aguadilla	
Mantilla	San Sebastián	X
Mapancha	Guayanilla	X
Matos	Arecibo	
Murciélagos	Guánica	
Naranjo	Juana Díaz	
Quintero	Corozal	
Tortuga	Guánica	
Volcán	Florida	X

De las 25 cuevas calientes identificadas, obtuve los datos georreferenciados de 21 en el mapa de la Figura 4, de los cuales, siete cuevas calientes fueron reconocidas dentro del Área de Planificación Especial Restringida del Carso (APE-RC) (Figura 5). Estas cuevas son: Adrover, Cucaracha, Dugón, Humo, Mantilla, Mapancho y Volcán. La gran mayoría están ubicadas en la zona norte de la isla. A pesar de que son cuevas que están dentro de zona de conservación, las mismas se encuentran en fincas o terrenos privados lo cual representa un reto y no exime a que enfrenten posibles amenazas para su integridad y conservación como ecosistema esencial.

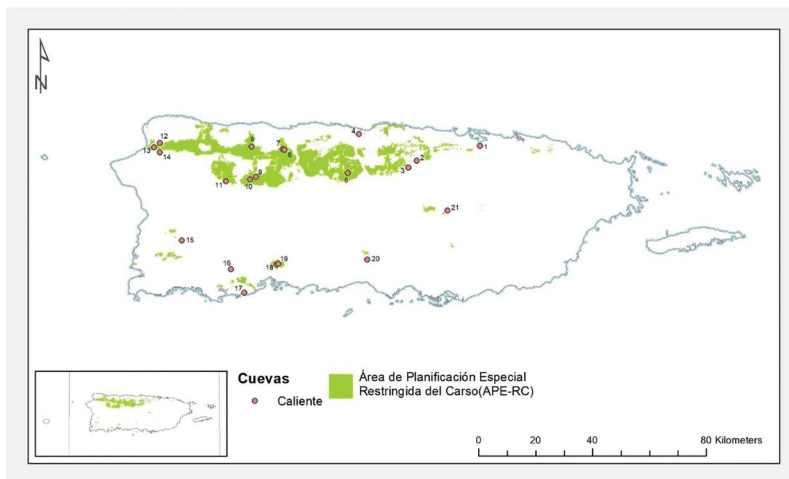


Figura 4. Cuevas calientes identificadas en Puerto Rico, (1) Canejas,(2) Bonita, (3) Quintero, (4) Jiménez, (5) Matos, (7) Culebrones, (8) Adrover, (9) Dugón, (10) Humo, (11) Mantilla, (12) Madama, (13) Cucaracha, (14) La Mina, (15) Del Viento, (16) Tortuga, (17) Murciélagos, (18) El Convento, (19) Mapancho, (20) Naranjo, (21) Grillos.

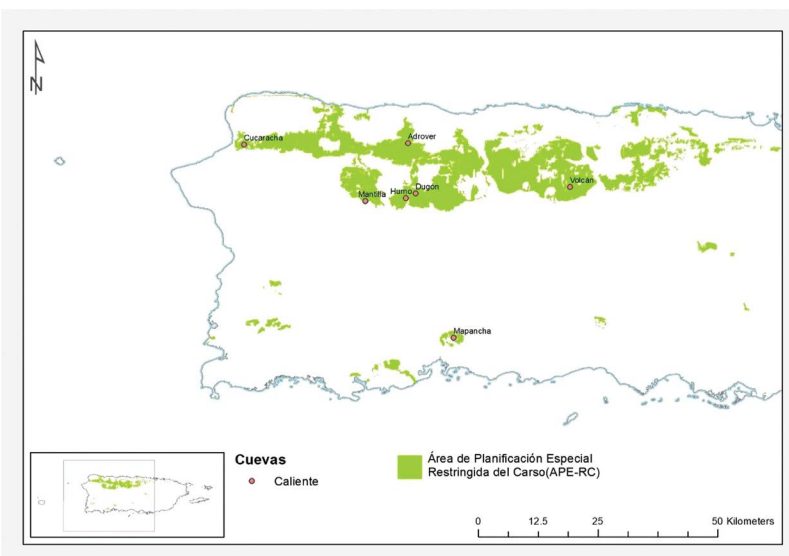


Figura 5. Mapa con cuevas calientes ubicadas dentro de la zona de estudio: Volcán, Dugón, Adrover, Humo, Mantilla, Cucaracha y Mapancho.

Las restantes 18 cuevas calientes, no fueron reconocidas dentro de la zona de estudio, Área de Planificación Especial Restringida del Carso. Estas fueron: Alayon, Bonita, Canejas, Culebrones, Cundo Reyes, Del Viento, El Convento, Grillos, Jimenez, La Mina (Juana Diaz) y La Mina (Moca), Los Perez, Madama, Matos, Murciélagos, Naranja, Quintero y Tortuga. La gran mayoría de las cuevas calientes identificadas en este estudio presentan mayor riesgo de eventos antropogénicos como la fragmentación de hábitats, deforestación, monocultivos, extracción de corteza terrestre, desarrollo o expansión urbana y turismo no sustentable. Esto trae consigo un efecto no favorable a su vital funcionalidad en las dinámicas que surgen entre las especies que alberga como ecosistema con las de la superficie, lo cual resulta en la pérdida de función ecológica de las cuevas calientes como ecosistema único para diversas especies (Mc Cracken, 1989).

Recomendaciones, limitaciones y acciones futuras

Por años, ha existido un esfuerzo científico y colectivo de diversas entidades que han recopilado información sobre las cuevas en Puerto Rico con el fin de conservar y preservar estos espacios. No obstante, la incongruencia en los datos, la discontinuidad de información, esfuerzos duplicados, base de datos no compartidos y escasas publicaciones de esta información puede influenciar en el manejo y conservación de estos ecosistemas. La falta de información se convierte en obstáculo para quienes trabajan en conservación, así como para los manejadores de áreas (Castro-Prieto et al., 2019). Unir esfuerzos, crear una metodología estándar para establecer un listado uniforme que contenga un formato y estándares establecidos a seguir es esencial para conocer e identificar el estado de las cuevas en Puerto Rico con el objetivo de establecer un manejo correcto y eficiente de estos ecosistemas y organismos que habiten en ellas.

Revisar e implementar las acciones legales como la pena de multa o llevar a cabo trabajos que beneficien a los ecosistemas y comunidades, es otra herramienta para prevenir la pérdida de la integridad de estos ecosistemas. A pesar de que existe la Ley para la protección y conservación, cavernas o sumideros de Puerto Rico (Ley 111 del 12 de julio de 1985), esta carece del apoyo de un reglamento aplicable a quien actúe de forma contraria. Establecer un reglamento que avale esta ley y aplicarlo a través de esfuerzos colaborativos entre el DRNA (entidad responsable de acatar la ley), organizaciones espeleológicas, entidades dedicadas a la conservación y comunidades para implementar acciones correctivas y de seguimiento es asegurar la importancia de cumplir con el objetivo establecido de la protección y conservación de las cuevas de Puerto Rico.

La participación y manejo colaborativo ha representado una estrategia fundamental para el manejo de áreas protegidas en Puerto Rico (Castro-Prieto et al., 2019). Crear estrategias sociales enfocados en los residentes de las comunidades circundantes de las cuevas calientes con el objetivo de concienciar, construir y establecer conocimientos para la conservación. Dicha acción debe promover personas líderes que vigilen y apoyen el manejo y la conservación de estos ecosistemas.

La creación de Servidumbres de Conservación en terrenos privados que poseen cuevas calientes es otra herramienta voluntaria que permite implementar estrategias de manejo para apoyar la conservación. La Ley de Servidumbres de Conservación de Puerto Rico (Ley Núm., 183 del 27 de diciembre de 2001), tiene como propósito buscar alternativas para la protección de áreas de valor natural, cultural y agrícola integrando a los dueños de terrenos privados en la participación de la conservación de sus tierras. La mayoría de las cuevas calientes en la isla, se originaron dentro de terrenos privados. Al utilizar esta herramienta, se convierte en una viabilidad para asegurar y lograr un manejo eficiente que resulte en la conservación de las cuevas calientes y sus ecosistemas circundantes.

De igual forma, fortalecer la práctica de un currículo educativo y reglamentario para empresas de turismo que incluya las cuevas como parte de sus ofrecimientos es imprescindible para su manejo y protección. Durante los últimos años, el turismo de naturaleza en Puerto Rico ha ido en incremento. Cabe señalar que el turismo de naturaleza no es lo mismo que el ecoturismo ya que carece de prácticas que mitiguen los impactos que pueda ocasionar dicha práctica en los ecosistemas (Drumm, 2005). Este desconocimiento y practicas no sustentables se convierten en presión para la conservación de las cuevas y su biología en general. A pesar de que existe la Ley de Ecoturismo de Puerto Rico (Ley Num. 340 del 31 de diciembre de 1998), la misma no representa una estrategia eficiente para el turismo sustentable y el uso de espacios con alto valor ecológico dado a errores conceptuales que la hacen inoperante y conflictiva. Aunque la Compañía de Turismo de Puerto Rico (CTPR) posee un programa de turismo sustentable y reconoce que el ecoturismo posee un alto grado de conciencia ambiental (CTPR, 2014), en la práctica, algunas entidades no destacan un reglamento que regule y balancee el enfoque de cultura, economía, y conservación de los recursos naturales. A su vez, no especifica que no se debe realizar turismo en las cuevas calientes. Fortalecer las certificaciones de empresas turísticas, validar la misma mediante evaluaciones y educación continua, regular sus prácticas ecoturísticas en conjunto con la CTPR y DRNA u otra entidad que se dedique a la preservación natural y ecológica, es importante para mantener armonía con la función y conservación de los recursos presentes en las cuevas y su valor como hábitat esencial para diversos organismos.

Conclusión

Las cuevas calientes son ecosistemas importantes que albergan y sustentan un sinnúmero de especies de fauna, que cumplen con funciones biológicas para el desarrollo y subsistencia favorable de diversos ecosistemas. La ausencia de manejo de las cuevas calientes puede ocasionar disminución en diferentes poblaciones que dependen de ellas, repercutiendo en la cadena alimenticia de diversas especies de vida silvestre nativas, endémicas, en peligro de extinción y migratorias. Prevenir la pérdida de la integridad de este ecosistema como hábitat natural crítico es esencial para la conservación de la vida silvestre de esta zona de conservación.

Este estudio identificó la distribución de las cuevas calientes en Puerto Rico y sustentó información para conocer un número o cantidad de cuevas calientes conocidas en la Isla, además de proporcionar un marco de ubicación geoespacial para identificar cuáles de ellas están ubicadas dentro de la zona del Carso con prioridad de conservación. Este estudio brinda información valiosa para ampliar en investigaciones relacionadas a estos ecosistemas subterráneos y a su vez aporta información a agencias u organizaciones dedicadas a la protección de los recursos naturales a establecer prioridades de manejo y estrategias de conservación en las zonas donde se identificaron la ubicación de cuevas calientes.

Agradecimientos

A Alberto Puente Rolón, Jonathan A. López y Daniel Dávila Casanova por su apoyo en este estudio. Julio Verdejo, por el apoyo en el desarrollo de los mapas. Diego Andrés Gómez, Johnsy Carrión, Carlos Cruz y Carlos Acevedo por el apoyo en la colección de datos y vistas de campo. José Luis Gómez, Rossana Vidal y Armando Rodríguez por apoyar con información. Gracias a Sociedad Espeleológica de Puerto Rico (SEPRI), a la Sociedad de Estudios Espeleológicos del Norte (SEENI) la Fundación para la Investigación y Estudios del Carso Puertorriqueño (FIEKP), la Sociedad Espeleológica Unida del Sur (SEUS) y el Departamento de Recursos Naturales y Ambientales (DRNA) por aportar datos para apoyar este estudio.

Literatura citada

- Carrión-Cabrera, J. (July 23–29, 2017). Identification and characterization of hot caves in Puerto Rico. *Proceedings of the 17th International Congress of Speleology* (Ed. 2), Sydney, NSW Australia, 1, 71-75.
- Castro-Prieto, J., Gould, W. A., Ortiz-Maldonado, C., Soto-Bayó, S., Llerandi-Román, I., Gaztambide-Arandes, S., Quiñones, M., Cañón, M., & Jacobs, K. R. (2019). *Inventario detallado de áreas protegidas y otros mecanismos de conservación en Puerto Rico*. Gen. Tech. Report IITF-GTR-50. San Juan, PR: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio Forestal, Instituto Internacional de Dasonomía Tropical. 159 pp. https://data.fs.usda.gov/research/pubs/iitf/iitf_gtr_50_eng.pdf
- Compañía de Turismo de Puerto Rico. (2014). *Guías de ecoturismo*. Estado Libre Asociado de Puerto Rico. https://www.prtourism.com/dnn/Portals/_default/Turismo/Documents/Gui%CC%81as%20de%20Ecoturismo%202014.pdf
- Cruz, J. (1992). Bioecología de las grutas de calor. *Mundos subterráneos*, 3, 7-21.
- Drumm, A. (2005). Desarrollo del ecoturismo: Un manual para los profesionales de la conservación. 2da Ed. *The Nature Conservancy*, Arlington, Virginia, USA.
- Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. (2008). *Estudio del Carso de Puerto Rico: en conformidad con la Ley Núm. 292 de 21 de agosto de 1999*. Estado Libre Asociado de Puerto Rico.

- Fenton, M. B. (1983). Roosts used by the African bat *Scotophilus leucogaster* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Biotropica*, 15, 129-132. <https://doi.org/10.2307/2989629>
- Estado Libre Asociado de Puerto Rico. (1985). Ley 111 del 12 de julio de 1985. Ley para proteger las cuevas, cavernas o sumideros de Puerto Rico.
- Estado Libre Asociado de Puerto Rico (1998). Ley 340 del 31 de diciembre de 1998. Ley de Ecoturismo de Puerto Rico.
- Estado Libre Asociado de Puerto Rico. (2001). Ley 183 del 27 de diciembre de 2001. Ley de Servidumbre de Conservación de Puerto Rico.
- Kurta, A. (1985). External insulation available to a non-nesting mammal, the little brown bat (*Myotis lucifugus*). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 82, 413-420. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(85\)90876-X](https://doi.org/10.1016/0300-9629(85)90876-X)
- Junta de Planificación y Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. (2013). Plan y Reglamento del Área de Planificación Especial del Carso (PRAPEC). Estado Libre Asociado de Puerto Rico. Oficina del Gobernador.
- Ladle, R.J. Firmino, J.V.L., Malhado, A. C. M, & Rodríguez-Durán, A. (2012). Unexplored diversity and conservation potential of neotropical hot caves. *Conservation Biology*, 26 (6) 978-982. doi.10.1111/j.1523-1739.2012.01936.
- Lugo, A., Miranda, L., Vale, A., López, T., Hernández, E., Martínó, A., Puente-Rolón, A. Tossas, A., Mcfarlane, D., Miller, T., Rodríguez, A., & Lundberg, J. (2004). El Karso de Puerto Rico- Un Recurso Vital. https://www.researchgate.net/publication/271446599_El_Karso_de_Puerto_Rico_-_Un_Recurso_Vital
- Mancina, C. A., Echenique-Díaz, L. M., Tejedor, A., García, L. Daniel-Álvarez, A. & Ortega-Huerta, A. (2007). Endemics under threat: an assessment of the conservation status of Cuban bats. *Journal of Mammology*, 18, 3-15. <https://www.jstor.org/stable/23360113>
- McCracken, G.F. (1989). Cave conservation: special problems of bats. National Speleological Society. *Bull*, 5, 49-51.
- McCracken, G. F. (2011). *Cave conservation: Special problems of bats*. Bat Conservation International, USA.
- Medellin, R. A., Wiederholt, R., & Lopez-Hoffman, L. (2017). Conservation relevance of bat caves for biodiversity and ecosystem services. *Biology Conservation*, 211b, 45-50. [10.1016/j.biocon.2017.01.012](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.01.012)

- Morrison, D. W. (1979). Apparent male defense of tree hollows in the fruit bat *Artibeus jamaicensis*. *Journal of Mammalogy*, 60, 11-15. <https://doi.org/10.2307/1379753>
- Ortiz-Ramírez, D. L., Consuelo, Naranjo, E., & León-Paniagua, L. (2006). Selección de refugios por tres especies de murciélagos frugívoros (Chiroptera: Phyllostomidae) en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77(2), 261-270. doi.10.22201/ib.20078706e.2006.002.341
- Puente-Rolón, A. R., & Bird-Picó, F. J. (2004). Foraging behavior, home range, movements and activity patterns of *Epicrates inornatus* (Boidae) at Mata de Plátano reserve in Arecibo, Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*, 40, (3), 343-352. https://www.fs.fed.us/global/iitf/pubs/ja_iitf_2004_puenterolon001.pdf
- Puente-Rolón, A. R., Reynolds, R. G., & Revell, L. J. (2013). Preliminary genetic analysis supports cave populations as targets for conservation in the endemic endangered Puerto Rican boa (Boidae: *Epicrates inornatus*). *PLoS One*, 8(5), e63899. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063899>
- Rodríguez-Durán, A. (1995). Metabolic rates and thermal conductance in four species of Neotropical bats roosting in hot caves. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 110A, 347-355. doi.10.1016/0300-9629(94)00174-r.
- Rodríguez-Durán, A. (1998). Nonrandom aggregations and distribution of cave-dwelling bats in Puerto Rico. *Journal of Mammalogy*, 79, 141-146. doi.10.2307/1382848
- Rodríguez-Durán, A. (2009). Bat assemblages in the West Indies: The role of caves. In T. H. Fleming and P. Racey (eds.), *Island Bats: Evolution, Ecology, and Conservation*. University of Chicago Press. 265-280 pp.
- Rodríguez-Durán, A., & Christenson, K. (2012). Breviario sobre los murciélagos de Puerto Rico, La Española e Islas Vírgenes. Publicaciones Puertorriqueñas y Universidad Interamericana de Puerto Rico, San Juan, Puerto Rico.
- Silva-Taboada, G. (1979). *Los murciélagos de Cuba*. Academia de Ciencias de Cuba, La Habana, Cuba.
- Simon, K. (2019). Cave ecosystem. *Encyclopedia of caves*. Third Edition, 26, 223-226. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814124-3.00025-X>
- Tanalgo, K., Tabora, J., & Hughes, A. (2018). Bat cave vulnerability index (BCVI): A holistic rapid assessment tool to identify priorities for effective cave conservation in the tropics. *Ecological Indices*, 89, 852-860. doi: 10.1016/j.ecolind.2017.11.064.
- Trajano, E. (2012). *Protecting caves for the bats or bats for the caves: Chiroptera Neotropical 1, 1921*. https://www.researchgate.net/publication/266869476_Protecting_caves_for_the_bats_or_bats_for_caves

VARIACIÓN ESPACIAL EN LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES EN UN ESTUARIO URBANO

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

Recibido 30 de junio de 2021 | Aceptado 9 de noviembre de 2021

Resumen – Los estuarios son sistemas altamente productivos que proveen hábitats para numerosas especies de importancia ecológica y comercial. Los patrones en la estructura de la comunidad de especies en el medio marino son influenciados por sus gradientes bióticos y físicos. La degradación de los hábitats ha provocado una reducción en la riqueza de especies, así como también cambios en la distribución, lo cual es preocupante para aquellas especies comercialmente importantes. Para conservar la comunidad de peces y los recursos pesqueros es importante comprender cómo se distribuyen las especies en los ecosistemas. Por esta razón, este estudio generó un modelo conceptual para entender los patrones de variación espacial en la riqueza, abundancia y estructura de la comunidad de peces a través de cinco tipos de hábitats del estuario de la bahía de San Juan. Se observaron diferencias significativas en la estructura de la comunidad de peces entre las localidades y los diversos tipos de hábitats. La mayor abundancia de peces se documentó en los manglares de la Laguna del Condado y en los arrecifes de coral de San Gerónimo y Playa La Ocho. Igualmente, la diversidad mayor de especies se documentó en los arrecifes de coral y los hábitats artificiales. Los gradientes de turbidez, profundidad, salinidad y en la concentración de oxígeno disuelto explicaron principalmente la variación en la abundancia de peces. Las zonas de mayor turbidez predominaban dentro de la Laguna y mostraban una estructura de comunidad diferente a las de las zonas menos turbias y con mayor oxigenación. Se sugiere que la combinación entre la heterogeneidad del hábitat, la distancia de la orilla y los gradientes de calidad de agua son factores muy importantes en determinar los patrones espaciales de variación en la estructura de la comunidad de los peces. Esta información es fundamental para el desarrollo de planes de manejo de dichos recursos.

Palabras clave: Calidad de agua, riqueza de especie, abundancia, estructura de peces, comunidad de peces, Estuario de la Bahía de San Juan

Abstract – Estuaries are highly productive systems that provide habitats for numerous ecologically important species. Patterns of marine species community structure are influenced by their biotic and physical gradients. Habitat degradation has led to a reduction in species richness, and spatial distribution of commercially

¹Coordinador Académico de Ciencias, Sistema Educativo Municipal Integrado de San Juan. Correo electrónico: ivangs.rivera@sjmathscicetecchnology.org ²Catedrático 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 ³Director Científico, Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. Correo electrónico: jbauza@estuario.org ⁴Profesor Asociado, Daytona State College, Florida. Correo electrónico: warner_ithier-guzman@daytonastate.edu

important species. To conserve fish communities and fishery resources it is important to understand how they are distributed in ecosystems. For this reason, this study generated a conceptual model to understand the patterns of spatial variation in the species richness, abundance and structure of fish assemblages across five types of habitats in the San Juan Bay estuary. Highly significant differences were observed in fish community structure among localities and the various types of habitats. The highest abundance of fish was documented in the mangroves of the Condado Lagoon and in the coral reefs of San Gerónimo and Playa La Ocho. Likewise, the greatest diversity of species was documented in coral reefs and artificial habitats. Spatial gradients of turbidity, depth, salinity and in the concentration of dissolved oxygen explained most of the observed variation in fish abundance. The areas of greater turbidity predominated within the Lagoon and showed a different community structure than those of the less turbid areas with greater oxygenation. It is suggested that the combination of habitat heterogeneity, shore distance, and water quality gradients are very important factors in determining spatial patterns of variation in fish community structure. This information is essential for the development of management plans for these resources.

Keywords: Quality of water, species richness, abundance, structure of fishes, community of fishes, San Juan Bay Estuary

Introduction

Los estuarios son sistemas altamente productivos que proveen servicios ecosistémicos a una escala global, incluyendo hábitats para numerosas especies comerciales, recreacionales y ecológicamente importantes (Jud et al., 2011). Un estuario puede definirse como *un cuerpo de agua semicerrado que tiene una conexión libre con el océano y contiene una cantidad medible de agua dulce* (Chin, 2006). En otras palabras, es el área costera donde el agua dulce que proviene de los ríos y quebradas se mezcla con el agua salada del mar. Los estuarios son áreas que varían en su forma y tamaño, y se conocen comúnmente como bahías, lagunas o desembocaduras. Los estuarios se encuentran en la parte baja de los ríos donde las mareas del océano y el flujo de los ríos interactúan. Son sistemas altamente productivos con una combinación de características físicas, químicas y biológicas únicas.

En las regiones tropicales, los estuarios presentan una diversidad de hábitats, desde humedales, manglares, comunidades de hierbas marinas y arrecifes de coral cercanos a la costa, proporcionando una gran cantidad de servicios ecosistémicos importantes, como la protección a las costas, purificación del agua, secuestro de carbono, pesca, materias primas, actividades relacionadas al turismo (Sloterdijk et al., 2017). También proveen alimento y refugio a peces e invertebrados durante las primeras etapas de desarrollo (Day et al., 2012). La abundancia y riqueza de la ictiofauna en las zonas estuarinas además de depender de los patrones de desove de cada especie, depende de las interacciones intra- e inter- específicas (depredación

y disponibilidad de alimentos) y de las características ambientales (Arévalo & Mendoza, 2014). Por ejemplo, se ha demostrado que los manglares proporcionan refugio y alimentos para una amplia diversidad de peces en estadíos juveniles, aumentando así la abundancia y evitando con éxito la depredación (Manson et al., 2015). Además, los grupos de especies de peces que son clasificados como comercialmente importantes son en general dependientes de los estuarios y son parte de la base para valorar económicamente estos ecosistemas (Nagelkerken et al., 2008).

Los patrones en la estructura de la comunidad de especies en el ambiente marino están fuertemente influenciados por la relación de las poblaciones de organismos con variables bióticas y abióticas (Floeter et al., 2007). Las principales variables abióticas que influyen en la organización espacial de las comunidades estuarinas incluyen la salinidad, la profundidad, la temperatura y la turbidez, mientras que las otras variables que afectan las comunidades de peces en los estuarios son la composición de la comunidad bentónica y el tipo de sustrato (Jaureguizar et al., 2004). La heterogeneidad espacial o estructura tridimensional del hábitat es otra variable importante que afecta la abundancia, la diversidad de especies y es crítica para entender la ecología y conservación de un rango de comunidades (Harborne et al., 2011). La degradación de los hábitats debido al desarrollo en las costas y otras actividades humanas como la sobrepesca han provocado una reducción en la riqueza de especies, la biomasa y en la riqueza de especies que son objetivo de pesca. Por ejemplo, en las zonas de arrecifes de coral, si disminuyen las especies de peces que son predadores importantes y ocurre una mortandad de peces herbívoros, trae como consecuencia un aumento en la cobertura de algas. Esto puede contribuir a la mortandad de corales (Hernández-Delgado & Sabat, 2000).

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). Los hábitats y comunidades de peces adyacentes al estuario de la Bahía de San Juan, que se encuentra localizada en la zona metropolitana de la capital de Puerto Rico, se encuentran amenazados por una pluralidad de factores antropogénicos como la contaminación del agua por desechos acuáticos, desperdicios sólidos, eutrofización, las especies invasoras como el pez león, el desparrame urbano y el cambio climático (Rivera et al., 2019; Programa del Estuario de la Bahía de San Juan, 2020). Como medida para el manejo y conservación de la comunidad de peces y los recursos pesqueros es importante comprender los grupos funcionales de los peces y cómo se distribuyen en los diferentes hábitats, incluyendo zonas bajo degradación ambiental (Bejarano et al., 2014). Por esta razón, en este estudio determinamos si la variación

en la estructura de la comunidad de peces se relaciona con factores estructurales o ambientales. Además, este estudio generó un modelo conceptual para comprender los patrones de variación espacial en la estructura de la comunidad de peces en un estuario urbanizado en la Bahía de San Juan, en Puerto Rico. En ese sentido, el entorno del estuario de la Bahía de San Juan presenta un excelente caso de estudio sobre el impacto del entorno urbano en la estructura de la comunidad de peces.

Método

Este estudio se llevó a cabo en la Laguna de Condado y en los arrecifes adyacentes en San Juan, Puerto Rico (Figura 1). La laguna está localizada en la latitud 18.4583 Norte y longitud -66.0799 Oeste. Cubre un área aproximada de 102 acres (0.42 km²) localizada al noreste del estuario de la Bahía de San Juan, con salida al océano Atlántico en el área conocida como El Boquerón, al este del Fuerte de San Gerónimo. Actualmente, la laguna se encuentra rodeada de hoteles y condominios formando parte del centro turístico y sector urbano más denso de Puerto Rico donde habitan aproximadamente 16,526 habitantes por milla cuadrada (Programa del Estuario de la Bahía de San Juan, 2020).

Evaluamos los patrones de distribución espacial de las comunidades de peces a través de cinco tipos de hábitats, tanto naturales como artificiales, bajo un gradiente variable de calidad de agua. Por cada hábitat se seleccionaron dos localidades, excepto en las áreas artificiales donde se seleccionaron tres. Las áreas consideradas naturales fueron los hábitats de comunidades de hierbas marinas (una localidad en el interior-G2 y otra al exterior de la laguna-G1), áreas de manglares (en el interior norte-M2 y sur de la laguna-M1), playas arenosas (en el interior-S2 y el exterior de la laguna-S1), el arrecife de coral natural ubicado en la entrada de la laguna (Boca de San Gerónimo-R2), y el arrecife ubicado en la Playa de La Ocho, en el Escambrón (R1). Para los hábitats considerados artificiales se seleccionaron tres localidades, los litorales rocosos (en el interior sur de la laguna-A3), el centro del Puente Dos Hermanos A-2, y la vereda submarina de módulos artificiales (A1) creada por el Programa del Estuario de la Bahía de San Juan (PEBSJ) en los fondos arenosos fuera de la laguna, en la zona conocida como la Playita del Condado (Figura 1).

El periodo de muestreo lo llevamos a cabo en periodos secos durante los meses de abril a noviembre de 2015, para un total de 30 semanas. Cada semana muestreamos dos hábitats y sus dos localidades bajo las mismas condiciones climatológicas y ambientales. En los hábitats de arenas, zonas de manglares, comunidades de hierbas marinas y áreas artificiales el muestreo fue de abril a septiembre (20 semanas). Alternamos bisemanalmente cada hábitat con sus localidades. El muestreo del hábitat de los arrecifes adyacentes a la laguna, lo llevamos a cabo en el periodo

de septiembre a noviembre en un total de 10 semanas. Cada semana, se alternó la localidad. Al inicio de cada estudio, utilizamos el medidor de campo Hydrolab-Quanta para cuantificar parámetros como indicadores de calidad de agua. Antes de comenzar a tomar muestras de calidad de agua, calibramos la sonda multiparamétrica de acuerdo con los procedimientos presentados en el manual de operaciones del instrumento. En cada fecha de muestreo y en cada localidad, medimos una vez los parámetros de temperatura (°C), oxígeno disuelto (mg/L), salinidad (t), turbidez (NTU) y pH.

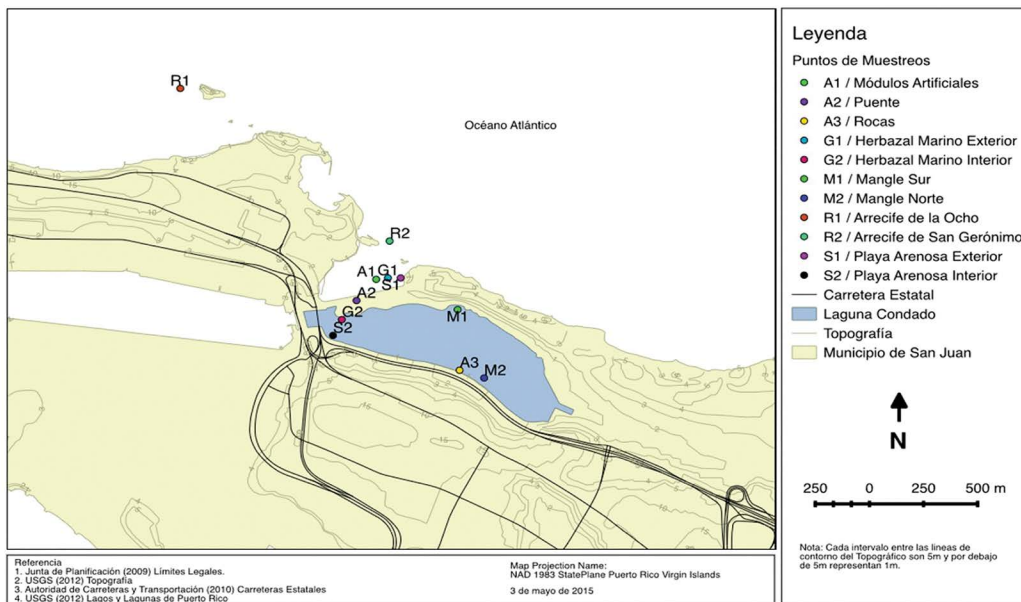


Figura 1. Localidades para el censo visual de peces.

Caracterizamos las comunidades de peces usando censos visuales estacionarios por cada hábitat y sus dos localidades. Para el censo visual de peces, utilizamos la técnica de transecto de faja de 25 x 10 m o 250m² (Rogers et al., 1994; Morris et al., 2013). Durante cada censo, anotamos el número y tamaño de los peces utilizando como escala un tubo PVC calibrado en centímetros. En cada sitio llevamos a cabo tres transectos por localidad con un tiempo mínimo de 25 minutos de observación. Tomamos video con una cámara sumergible de toda la vida marina para ayudar en la identificación. Estos datos fueron usados para calcular en cada hábitat y localidad la riqueza de especies (S), abundancia de peces, índice de diversidad de especie (H'_n), según Shannon & Weaver 1(948), y el índice Pielou de igualdad de especies (J'_n), según Pielou (1966). Para aquellas especies de peces que no fueron identificados en el momento del estudio, utilizamos la Guía de Human Deloach (2002). La comunidad de peces se subdividió de acuerdo a los grupos funcionales en los ecosistemas (herbívoros, carnívoros, omnívoros

y detritívoros). A su vez, los herbívoros y los carnívoros se subdividieron de acuerdo a sus diversos gremios, según la función ecológica y modo de alimentación de cada especie.

Las diferencias espaciales en los diversos parámetros de la calidad del agua se analizaron mediante una prueba multivariada de análisis permutacional de varianza (PERMANOVA) de dos vías (Anderson et al., 2008) en el paquete estadístico multivariado PRIMER 6.1.16 + PERMANOVA 1.06 (Plymouth Marine Laboratory, UK). Los factores *hábitats* y *localidad* (*anidada dentro de hábitat*) fueron los factores principales, con las muestras replicadas como factor de error en el modelo. Estos patrones se proyectaron mediante un análisis de componentes principales (PCA). El patrón de riqueza de especies, abundancia, el índice Shannon-Weaver de diversidad de especies ($H'n$), el índice Pielou de igualdad de especies ($J'n$) y la variación espacial en la estructura de la comunidad se probó mediante un PERMANOVA de dos vías, con *hábitat* y *localidad* (*anidada dentro de hábitat*) como factores principales, con los censos replicados como factor de error en el modelo. Estos patrones se proyectaron mediante un análisis de coordenadas principales (PCO) (Clarke et al., 2014). Llevamos a cabo un análisis de regresión lineal para probar si existía alguna relación entre los parámetros ambientales del agua y los parámetros generales de la comunidad de peces. Además, hicimos un análisis de modelos lineales basados en distancia euclídeana (DISTLM) y un análisis de redundancia basado en distancia euclídeana (dbRDA) para ilustrar el grado de influencia de las variables ambientales sobre la estructura de la comunidad de peces (Anderson et al., 2008). El patrón espacial de la abundancia también se analizó mediante un análisis métrico de escalas multidimensionales (nMDS) según Clarke et al. (2014). Utilizamos un análisis SIMPER (Clarke & Warwick, 2001) para estudiar los patrones espaciales de las especies dominantes (por abundancia) e indicadoras de cada hábitat y localidad.

Resultados

En el análisis de calidad de agua, observamos diferencias altamente significativas en todos los parámetros ambientales entre los diversos tipos de hábitats ($p < 0.0001$), pero no entre las localidades ($p = 0.1180$), según presentamos en la Figura 2. Documentamos un incremento en la profundidad entre los tipos de hábitats, principalmente en los arrecifes de coral, hábitats artificiales y manglares ($p < 0.0001$), y entre las localidades ($p < 0.0001$, Figura 2a). No documentamos variación significativa en la temperatura entre los hábitats ($p = 0.1663$) y tampoco entre las localidades ($p = 0.3195$, Figura 2b). Observamos una concentración significativamente mayor de oxígeno disuelto en las aguas más abiertas en los arrecifes de coral ($p = 0.0115$, Figura 2c). Las diferencias en oxígeno disuelto resultaron marginalmente significativas entre las localidades ($p = 0.0517$). La salinidad estaba significativamente mayor en las aguas más abiertas en los arrecifes de coral y en los hábitats de sustratos artificiales ($p = 0.0229$), pero no a nivel de las localidades

($p=0.4836$, Figura 2d). No hubo diferencias en el pH entre los hábitats ($p=0.6892$) ni entre las localidades ($p=0.3062$, Figura 2e). Tampoco se observaron diferencias en la turbidez entre los hábitats ($p=0.2638$) y entre las localidades ($p=0.2816$, Figura 2f). La profundidad, la concentración de oxígeno disuelto y la temperatura fueron los factores más importantes en explicar el 74% de la variación observada en el gradiente ambiental de las comunidades estudiadas (Figura 3).

En el análisis de la comunidad de peces, identificamos un total de 71 especies de peces en todo el sistema, distribuidos entre 2 clases, 26 familias y 70 géneros (Apéndice 1). Solamente el chucho (*Aetobatus narinari*) perteneció al grupo de los peces cartilagosos de la clase Chondrichthyes, mientras las restantes 25 familias fueron peces óseos de la clase Osteichthyes. La riqueza de especies de peces resultó significativamente mayor en los arrecifes de coral ($p<0.0001$), pero no entre las localidades ($p=0.3423$), según se muestra en la Figura 4a. Los arrecifes coralinos y las estructuras artificiales fueron los lugares con mayor riqueza de especies comparado con los otros hábitats. El arrecife de San Gerónimo-R2 tuvo una cantidad superior de especies (19 especies/censo), comparado con La Ocho-R1 (10 especies/censo). En los módulos artificiales hubo un promedio de 6 especies/censo, en el puente 4 especies/censo, y en las rocas 7 especies/censo. En el yerbazal marino de afuera, encontramos un promedio de 6 especies/censo y en el interior 2 especies/censo. En ambas localidades de arena, observamos un promedio de 2 especies/censo. El manglar en el norte mostró mayor cantidad de especies (5 especies/censo) que el manglar al sur (2 especies/censo).

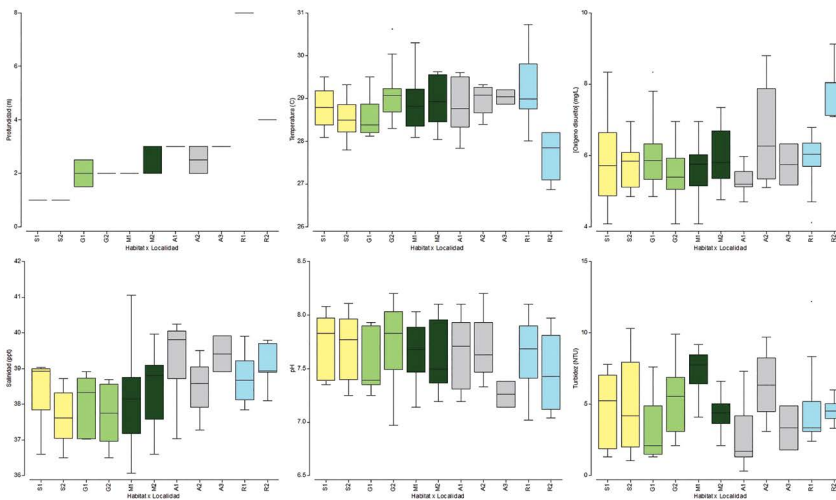


Figura 2. Resumen de la variación espacial en los parámetros de calidad del agua. Desde la izquierda en el panel superior: a) Profundidad (m), b) Temperatura (°C), c) Concentración de oxígeno disuelto (mg/L). Desde la izquierda en el panel inferior: d) Salinidad (t), e) pH, f) Turbidez (NTU). Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2).

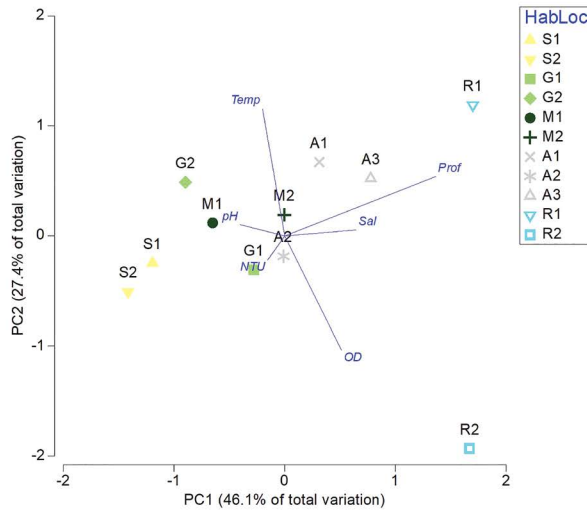


Figura 3. Análisis de componentes principales (PCA) sobre la variación espacial en los parámetros de calidad del agua. El modelo explica 73.5% de la variación observada. Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2).

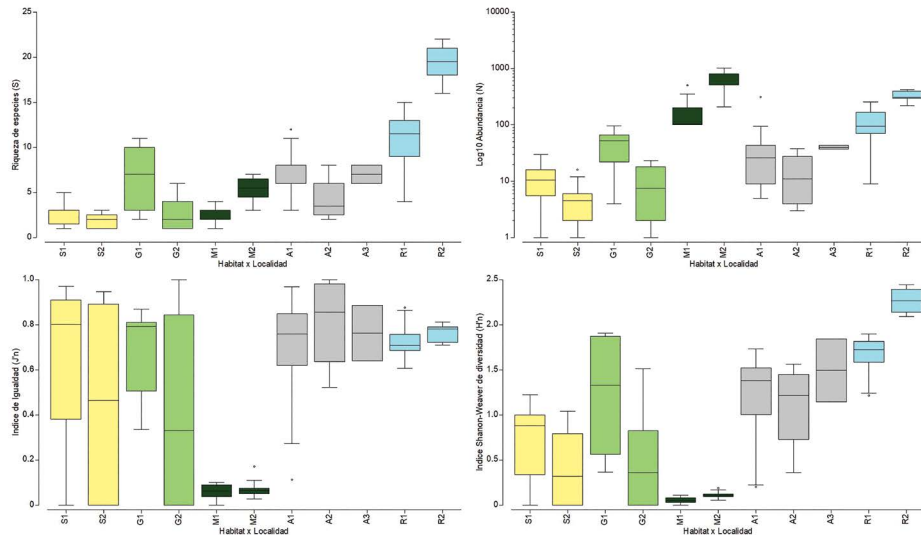


Figura 4. Resumen de la estructura de la comunidad de peces estratificados por hábitat y localidad. En el tope desde la izquierda: a) Riqueza de especies (S); b) Log₁₀ abundancia. En la parte inferior desde la izquierda: c) Índice de igualdad (J'_n); d) Índice Shannon-Weaver de diversidad de especies (H'_n). Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2). Promedio \pm intervalo de confianza de 95%.

Documentamos una diferencia altamente significativa en la abundancia de peces entre los hábitats ($p < 0.0001$) y entre las localidades ($p = 0.0277$), según se presenta en la Figura 4b. Los hábitats con mayores números de individuos

resultaron ser en los manglares (norte) y en los arrecifes coralinos (La Ocho y San Gerónimo). El manglar al norte de la laguna tuvo un promedio total de abundancia de 609 individuos/censo, en su gran mayoría dominado por el cabezote de arrecife, *Jenkinsia lamprotaenia*, seguido del arrecife de San Gerónimo con 325 individuos/censo. Sin embargo, en el manglar localizado al sur de la Laguna se cuantificó un total de 176 individuos/censo. En la comunidad de hierbas marinas afuera de la Laguna, observamos 49 individuos/censo. En los hábitats de arena la abundancia de individuos fue baja (11), así como en las hierbas del interior de la laguna (11) y en localidades de arena (5). En las unidades artificiales de la vereda hubo una cantidad mayor de individuos (56) comparado con el puente (16) y el área de rocas (40). El arrecife de San Gerónimo-R2 (325) tuvo mayor cantidad de individuos comparado con el Arrecife de La Ocho-R1 (116).

El índice de igualdad de especies de peces ($J'n$) resultó significativamente diferente entre los hábitats ($p < 0.0001$), pero no entre las localidades ($p = 0.1615$), según se muestra en la Figura 4c. Los hábitats con mayor $J'n$, o sea con una composición de especies igualmente abundantes, fueron las estructuras artificiales del puente (0.81), seguido del arrecife San Gerónimo-R2 (0.77), las rocas (0.76), arrecife la Ocho-R1 (0.73) y la vereda artificial submarina (0.70). La localidad de manglar al norte tuvo un índice de igualdad de 0.06 y el sur 0.07, siendo estos los índices más bajos que se documentaron en comparación con los demás hábitats. Esto se debió a la abundancia y dominancia numérica por *J. lamprotaenia*, lo que causó un efecto fuerte de dominancia.

El índice de diversidad de especies de peces ($H'n$) resultó significativamente diferente entre los hábitats ($p < 0.0001$), pero no entre las localidades ($p = 0.0724$), según se muestra en la Figura 4d. El arrecife de San Gerónimo-R2 el $H'n = 2.27$ superó al resto de los hábitats, mientras en La Ocho-R1 fue $H'n = 1.68$. En promedio las estructuras artificiales presentaron un $H'n = 1.28$. El área de las rocas fue más diversa ($H'n = 1.50$) que los módulos artificiales ($H'n = 1.24$). Los yerbazales marinos afuera resultaron tener mayor biodiversidad ($H'n = 1.23$) que en el interior ($H'n = 0.52$). Esto puede ser resultado de la influencia por la cercanía de los yerbazales afuera con las unidades artificiales de la vereda y arrecife de San Gerónimo.

En este estudio la estructura de la comunidad de peces se basó en la abundancia de individuos por especie por cada hábitat y localidad. Observamos diferencias altamente significativas en la estructura de la comunidad de peces a nivel de los hábitats ($p < 0.0001$) y a nivel de localidad ($p = 0.0135$), según se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Resumen de análisis PERMANOVA de dos vías de la estructura de la comunidad de peces basado en datos de abundancia.

Variable	g.l.	Pseudo-F	<i>p</i>
Hábitat	4,77	12.49	<0.0001
Localidad	2,77	1.89	0.0135

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

A través de un análisis de escalas multidimensionales no métrico (nMDS), basado en la abundancia de peces, se observaron tres tipos de patrones espaciales (basado en un 60% de similitud en abundancia de la comunidad) (Figura 5). Los lugares de arrecife y manglar presentaron el mayor número de individuos. Observamos el segundo patrón de abundancia moderada en varias localidades de hierbas marinas y en las estructuras artificiales. El tercer y último patrón quedó constituido por algunas de las localidades de hierbas de baja densidad y por los fondos de arena, generalmente caracterizados por una baja abundancia de peces.

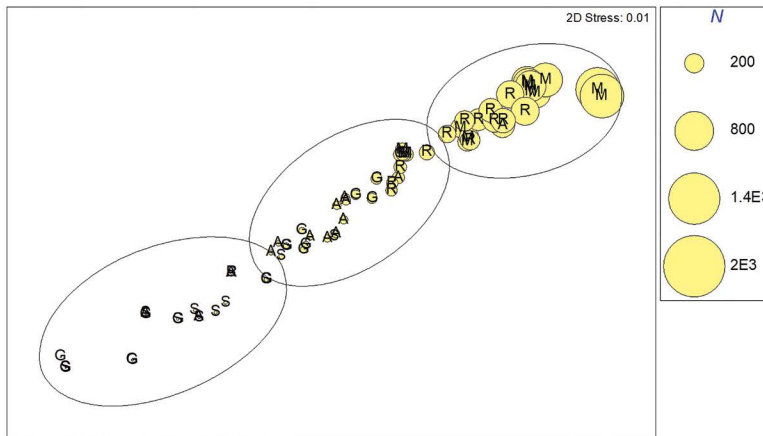


Figura 5. Análisis no métrico de escalas multi-dimensionales (nMDS) de los patrones espaciales de la abundancia de peces. Patrones de agregación calculados con el 60% de similitud de abundancias. La figura ilustra tres patrones de agregación de izquierda a derecha: a) Localidades de hierbas de baja densidad y de fondos de arena con una abundancia limitada de peces; b) Localidades de hierbas de alta densidad y estructuras artificiales con abundancia moderada de peces; y c) Arrecifes de coral y manglares con abundancias mayores de peces. Tipos de hábitats: Arenas (S), hierbas marinas (G), manglares (M), sustratos artificiales (A), y arrecifes de coral (R).

El análisis de coordenadas principales (PCO) evidenció una segregación espacial muy sólida en la estructura de la comunidad por hábitat (Figura 6). Todos los hábitats mostraron una segregación espacial independiente entre sí. El cabezote de arrecife (*J. lamprotaenia*) y el tamboril (*Sphoeroides splengleri*)

explicaron mayormente la variación observada en las comunidades de manglares. La palometa (*Trachinotus goodei*), la mojarreta (*Eucinostomus argenteus*), el agujón (*Tylosurus crocodilus*) y la mojarra (*Gerres cinereus*) explicaron principalmente la variación observada en las comunidades de hierbas dispersas interiores y de fondos de arena. Los peces cirujanos (*Acanthurus bahianus*, *A. chirurgus*, *A. coeruleus*), la damisela (*Stegastes adustus*), el sargento (*Abudefduf saxatilis*), el canario (*Anisotremus viridis*) y la barracuda (*Sphyraena barracuda*) explicaron mayormente la variación observada en las comunidades de arrecifes de coral y en las estructuras artificiales. El análisis de PCO explicó 54% de la variación observada.

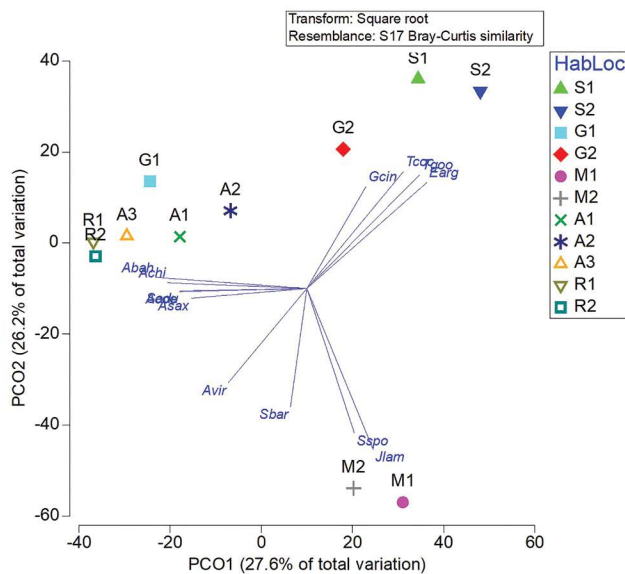


Figura 6. Análisis de coordenadas principales (PCO) de la estructura de la comunidad de peces basado en la abundancia entre los diversos hábitats por localidad. Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2). Esta solución explica el 53.8% de la variación observada.

El análisis de regresión lineal reveló una relación positiva altamente significativa entre la concentración de oxígeno disuelto y la riqueza de especies de peces ($r^2=0.5833$; $p=0.0062$), según se muestra en la Figura 8; lo que sugiere una asociación y preferencia de los peces por aquellos hábitats en localidades con mayor concentración de oxígeno disuelto. Otros análisis de regresión entre variables ambientales y los parámetros generales de la comunidad de peces no mostraron ninguna relación significativa.

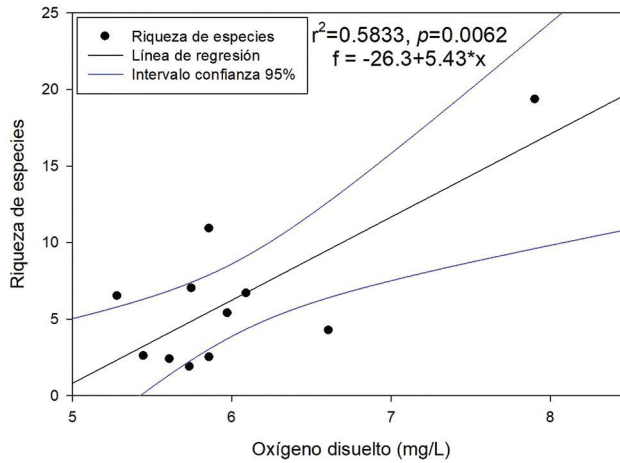


Figura 8. Regresión lineal entre la riqueza de especies de peces y la concentración de oxígeno disuelto.

El análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) del efecto de las variables ambientales sobre la estructura de la comunidad de peces reveló que la variación espacial en turbidez explicó en gran medida parte de la variación espacial observada en la comunidad de peces, particularmente en los manglares (Figura 9). Los gradientes de profundidad y en menor grado la variación en la concentración de oxígeno disuelto y la salinidad explicaron mayormente la variación en la comunidad de peces en los arrecifes de coral. Las variaciones en pH y temperatura resultaron tener poco efecto en la predicción de la estructura de la comunidad de los peces.

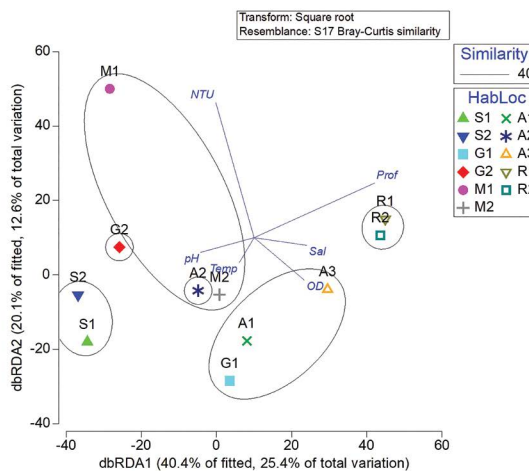


Figura 9: Análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) del efecto de las variables ambientales sobre la estructura de la comunidad de peces. El modelo explica 60.5% de la variación ajustada y 38.1% de la variación total observada.

Observamos a través del análisis SIMPER las especies de peces que sirven como indicador en los diferentes hábitats y localidades (Tabla 2). El cabezote de arrecife fue la más común de las especies indicadoras de diferencias entre localidades en 19 de las 55 combinaciones de hábitats x localidades (34.5%). Otras especies de peces como *A. bahianus* (21.8%), *T. bifasciatum* (16.3%), *H. parra* (10.9%), *A. saxatilis* (7.2%), *T. goodei* (5.5%) y *A. coeruleus* (3.6%) resultaron también indicadores de las diferencias entre cada hábitat por localidad. Estos datos sugieren que estas especies son las especies más importantes en mostrar los patrones de variación espacial entre los hábitats y las localidades estudiadas.

Tabla 2. Análisis de especies indicadoras de peces a través de los diversos hábitats y localidades basado en un análisis SIMPER. Tipos de hábitats: Arenas (S1, S2), hierbas marinas (G1, G2), manglares (M1, M2), sustratos artificiales (A1, A2, A3), y arrecifes de coral (R1, R2).

HxL	S2	G1	G2	M1	M2	A1	A2	A3	R1	R2
S1	<i>Tgoo</i> <	<i>Abah</i> ^	<i>Tgoo</i> <	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> ^	<i>Asax</i> ^	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Abah</i> ^
S2	-	<i>Abah</i> ^	<i>Tgoo</i> <	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> ^	<i>Asax</i> ^	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Abah</i> ^
G1		-	<i>Abah</i> <	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> <	<i>Abah</i> <	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Acoe</i> ^
G2			-	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> ^	<i>Abah</i> ^	<i>Asax</i> ^	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Abah</i> ^
M1				-	<i>Jlam</i> ^	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <
M2					-	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <	<i>Jlam</i> <
A1						-	<i>Abah</i> <	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Tbif</i> ^
A2							-	<i>Hpar</i> ^	<i>Tbif</i> ^	<i>Acoe</i> ^
A3								-	<i>Tbif</i> ^	<i>Tbif</i> ^
R1									-	<i>Asax</i> ^
R2										-

Nota. ^= Abundancia mayor en localidad arriba. <= Abundancia mayor en localidad a la izquierda.

Discusión

En este estudio, observamos diferencias altamente significativas en la distribución espacial de las especies de peces entre las diversas localidades y hábitats en el sistema de la Laguna del Condado, en San Juan, y los sistemas costeros adyacentes. De forma general, la abundancia y diversidad de peces fue mayor en aquellos sistemas expuestos a mayor circulación de agua (ej. arrecifes de coral, estructuras artificiales, comunidades de hierbas marinas de mayor densidad), en comparación a los hábitats dentro de la Laguna (ej. comunidades de hierbas de baja densidad y fondos de arena). Sin embargo, las comunidades de manglares dentro de la Laguna del Condado evidenciaron una densidad alta de peces, particularmente, del cabezote de arrecife (*J. lamprotaenia*). Los resultados sugieren que parte de esta

variación respondió a variaciones en la heterogeneidad espacial de los hábitats y a un gradiente de influencias de la calidad del agua que varió con la distancia de la orilla dentro de la Laguna del Condado. Otros estudios han demostrado que el deterioro en la calidad del agua de los estuarios disminuye la riqueza de especies, aumenta la dominancia de ciertas especies y consecuentemente cambia la estructura de la comunidad los peces (Duque et al., 2020). Esto puede explicar la dominancia de *J. lamprotaenia* entre las localidades de los manglares. La abundancia promedio de esta especie fue de 607 individuos/censo en el manglar del norte y 176 individuos/censo en el manglar del sur. La localidad del manglar sur mostró durante el periodo de muestreo una turbidez del agua mayor y una baja circulación marina comparado con el manglar del norte. Claro y García (1993) analizaron la estructura de la comunidad en los hábitats de manglares en el Cayo Camagüey, en Cuba. Similar a los datos de este estudio se documentó que en los manglares predominó por su número las familias Clupeidae, principalmente *J. lamprotaenia* (71%), y concluyó que la mayor diversidad y riqueza coincidió generalmente por condiciones favorables de intercambio del agua con el océano. Por lo tanto, se sugiere que las condiciones en la calidad del agua fue un factor en determinar la variación en abundancia en la estructura de la comunidad de especies de peces en las localidades de manglares.

Un gradiente espacial determinado por la variación en turbidez, profundidad y salinidad determinó parte de la estructuración observada en la comunidad de peces. La concentración de oxígeno disuelto, aunque no mostró diferencias significativas entre los hábitats y las localidades, si determinó una relación positiva con la riqueza de especies de peces en el estuario. En el arrecife de San Gerónimo se documentó una concentración de 7.9 mg/L. Esta concentración pudo deberse por un efecto estacional de muestreo de mayor oleaje. Sin embargo, en términos generales, la Laguna del Condado presentó concentraciones moderadamente bajas de oxígeno disuelto, lo que podría ser indicativo aún de contaminación. Otro estudio sugiere que en ambientes donde abunda el oxígeno disuelto propicia a mantener una mejor condición ambiental, una mayor productividad y mayor sostenimiento de la biodiversidad; por lo que las condiciones ambientales son determinantes en las variaciones y patrones de abundancia y riqueza de las especies (Duque et al., 2020).

El deterioro ambiental crónico y la homogenización de hábitats en la Laguna del Condado pudiera en parte explicar la variación observada en la estructura de la comunidad de los peces. Dicha homogenización ocurre tanto a nivel de la biodiversidad como de la complejidad del hábitat. La estructura de la comunidad de especies de peces de la Laguna del Condado fue significativamente diferente a las localidades de los arrecifes de corales de San Gerónimo y de la playa La Ocho. En promedio la abundancia de herbívoros fue mayor en los arrecifes de

coral (115.1 individuos/censo) que en los demás hábitats. Las densidades de *A. bahianus* fue mayor en las localidades de arrecifes de coral, el herbazal marino afuera de la Laguna, el puente y los módulos artificiales. La dominancia de herbívoros en el arrecife de San Gerónimo y en las estructuras artificiales es un factor que puede ser explicado por la cercanía de las praderas densas de hierbas marinas localizadas afuera de la Laguna. Lewis y Wainwright (1985) documentaron que la proximidad de las praderas de hierbas marinas a los arrecifes de parches ha sido un determinante en el rango de alimentación de los peces herbívoros y que la distribución espacial de los acantúridos y peces raspadores (Scaridae) son determinadas por la proximidad de refugios, abundancia de predadores, densidad territorial de competidores y a la disponibilidad de recursos alimentarios. Nemeth y Aeldoorn (2009) sugirieron que los patrones espaciales de la abundancia de los herbívoros responden al relieve topográfico. Otros estudios también han demostrado que los herbívoros pueden influenciar la estructura de las comunidades de los peces en los diversos hábitats costeros (Randall, 1965; Ogden & Lobel, 1978). Estos resultados pueden explicar las diferencias en abundancia de los peces herbívoros entre los diferentes hábitats estudiados.

Cabe destacar la cercanía de los módulos artificiales a los hábitats de las praderas de hierbas marinas y los manglares, y su posible rol como corredor biológico puede explicar la abundancia de los peces. Las comunidades de hierbas marinas y los manglares se consideran como criaderos de especies de peces juveniles (Robertson & Duke, 1987; Nagelkerken et al., 2000; Dorenboch et al., 2004). La dimensión física de los módulos artificiales y las rocas, en relación al poco relieve de los fondos arenosos circundantes, pudo ser un determinante de la abundancia y distribución de los peces. Schroeder (1987) demostró que la tasa de reclutamiento de ciertos peces aumentó con el tamaño y el relieve de las estructuras. Los módulos de la vereda artificial poseen una tridimensionalidad mayor en su estructura que el sustrato adyacente y tienen 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 otras especies de peces de la familia Pomacentridae, Hamulidae, Labridae, Scianidae, Sphyranidae, Lutjanidae, Clupeidae y Chaetodontidae, entre otras. Se sugiere en este estudio que los peces utilizan las estructuras artificiales como un lugar de reposo y los hábitats naturales cercanos a las estructuras para alimentación y reproducción. Este comportamiento de transición entre hábitats es similar a otros peces comunes en los estuarios y en los arrecifes de corales tropicales. Por ejemplo, juveniles de *Chaetodon striatus*, *Halichoeres bivittatus*, *A. bahianus*, *G. cinereus*, *Lutjanus griseus* generalmente se encuentran en etapa juvenil en las lagunas, los manglares y los yerbazales marinos, y al llegar a la madurez sexual se mueven hacia los arrecifes de coral (Sheaves, 1995; Gratwicke et al., 2006; Luo et al., 2009). Otros estudios han documentado que las estructuras

creadas por el ser humano pueden promover una facilitación en la colonización de especies a través de unidades con una tridimensionalidad alta similar a las naturales (Ruiz et al., 2009). Muchas estructuras artificiales están hechas de ciertos tipos de materiales que tienen el potencial de proveer una variedad de superficies para la colonización de diferentes organismos sésiles (Glasby & Connell, 1999). La complejidad y densidad estructural del hábitat puede afectar el forrajeo, proveer alimentación y sustrato que sirve de refugio contra los depredadores para múltiples especies (Crowder & Cooper, 1982; Dominici & Wolff, 2020). Estos datos sugieren que la complejidad del hábitat es uno de los factores implicados en el movimiento espacial de los peces entre los diversos hábitats y localidades estudiadas. Este estudio evidenció el valor ecológico del sistema de la Laguna del Condado en San Juan para el sostenimiento de la biodiversidad de peces marinos.

Limitaciones

Las influencias climatológicas y sociales (considerando la pesca y la recreación) pueden ser factores determinantes en la distribución de los peces en los diferentes hábitats estudiados, los cuales no se tomaron en consideración en este estudio. El mismo se llevó a cabo entre la primavera y el otoño del año 2015 considerando los factores climáticos del momento. En los muestreos luego de octubre, las aguas comenzaron a ser más turbias, haciendo difícil el acceso y la identificación de las especies en los hábitats y localidades estudiadas. Sin embargo, es importante para comprender las variaciones estacionales. Un factor social puntual que pudo limitar este estudio fue la presencia de personas en el agua, lo que pudo causar que los peces migraran a otras zonas.

Conclusiones y aplicaciones futuras

Este estudio demostró que la tridimensionalidad en los hábitats y los arrecifes artificiales atraen diversas especies de peces. Las alteraciones mecánicas causadas por el ser humano en los ecosistemas costeros son un factor clave a considerar en el reclutamiento de las especies. Resultó notable la diferencia entre la abundancia de especies de peces, incluyendo peces leones, entre los arrecifes artificiales y los arrecifes naturales adyacentes. Estas estructuras proveyeron un tipo de corredor ecológico entre hábitats naturales y una tridimensionalidad espacial que para los peces puede resultar ventajoso para la sobrevivencia.

La Laguna del Condado y sus áreas adyacentes mostraron ser un área con una alta riqueza de especies de peces, muchos en etapa juvenil, lo que sugiere su rol vital como hábitats transicionales de crianza para múltiples especies de peces. Los gradientes espaciales de turbidez, profundidad, salinidad y la concentración de oxígeno disuelto aparentan ser parámetros ambientales importantes afectando

la distribución espacial de las comunidades de peces. Este dato es importante para considerar acciones de manejo que intenten mejorar la calidad del agua, particularmente, reducir la turbidez y mantener concentraciones altas de oxígeno disuelto. También el hacer cumplir la prohibición de la pesca en la Reserva Natural de la Laguna del Condado resulta vital debido a que muchos de los peces en ésta eventualmente migrarán hacia los arrecifes de coral cercanos. Las estrategias de conservación deben considerar la conectividad de los sistemas y la estructura de los hábitats. Además, se debe hacer un análisis de cuán resilientes son estos ecosistemas ante toda una diversidad de factores ambientales humanos, incluyendo el impacto del cambio climático. Se espera que el cambio climático tenga un efecto colateral en los estuarios por lo que es necesario continuar un monitoreo de las comunidades de peces y su condición ambiental.

Agradecimientos

A Olivia L. Pares Torres, Ricardo Meléndez Rodríguez, Pedro Emilio Vegas de Páramo y Franklin Alier Salvey. Además, al Programa del Estuario de la Bahía de San Juan por proveer los equipos e instrumentos para llevar a cabo el estudio. Este trabajo representa otra aportación de la Sociedad Ambiente Marino en colaboración con el Centro para la Ecología Tropical Aplicada y Conservación de la Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras.

Literatura citada

- Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). *PERMANOVA + for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, U.K.
- Arévalo, W., & Mendoza, M. (2014). Influence of temporal and spatial factors on abundance and richness of fish early stages in shallow tropical estuaries. *Environmental Biology of Fisheries*, 98, 891-904. doi.org/10.1007/s10641-014-0324-x
- Bejarano, I., Aeldoorn, R., & Nemeth, M. (2014). Fishes associated with mesophotic coral ecosystem in La Parguera, Puerto Rico. *Journal of the International Society for Reef Studies*, 33 (2), 313-328. doi.org/10.1007/s00338-014-1125-6
- Chin, D. (2006). Oceans and estuaries. *Water-quality engineering in natural systems*. John Wiley & Sons, Inc. pp 390-438.
- Christensen, J., Jeffrey, C., Caldow, C., Monaco, M., Kendall, M., & Aeldoorn, R. (2003). Cross-shelf habitat utilization patterns of reef fishes in Southwestern Puerto Rico. *Gulf and Caribbean Research*, 14, 9 - 27. doi.org/10.18785/gcr.1402.02

- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. 2nd Ed. PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory, UK.
- Claro, R., & García, G. (1993). Estructura de las comunidades de peces asociados a los manglares del Grupo Insular Sabana-Camagüey, Cuba. *Avicennia*, 0, 60-83. doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6029
- Crowder, L., & Cooper, W. (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63, 1802–1813. doi.org/10.2307/1940122
- Dance, M., & Rooker, J. (2015). Habitat- and bay-scale connectivity of sympatric fishes in an estuarine nursery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, 447-457. doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.025
- Day, J., Kemp, M, Yáñez, A. & Crump, B. (2012). *Introduction to marine ecology. Estuarine Ecology*. 2nd edition. Wiley. pp 1-19.
- 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. https://strisites.si.edu/sites/bocas_publications/PDFs/2005/Dominici_Aro_Wolff_2005.pdf
- 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.org/10.1016/j.ecss.2003.11.018
- Duque, G., Gamboa, D., Molina, A., & Cogua, P. (2020). Effect of water quality variation on fish assemblages in an anthropogenically impacted tropical estuary. *Colombian Pacific*, 27, 25740-25753. doi.org/10.1007/s11356-020-08971-2
- Floeter, S., Krohling, W., Gasparin, J., Ferreira, C., & Zalmon, I. (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fish*, 78, 147-160. doi.org/10.1007/s10641-006-9084-6
- Glasby, T., & Connel, S. (1999). Urban structure as marine habitats. *Ambio*, 28(7) 595-598. doi.org/10.1016/S0141-1136(00)00266-X

- Gratwicke, B., Petrovic, C., & Speight, M. (2006). Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reef. *Environmental Biology Fisheries.*, 76, 191-210. doi.org/10.1007/s10641-006-9021-8
- Harborne, A., Mumby, P., & Ferrari, R. (2012). The effectiveness of different meso-scale rugosity metrics for predicting intra-habitat variation in coral-reef fish assemblage. *Environmental Biology Fisheries*, 94, 431-442. doi.org/10.1007/s10641-011-9956-2
- Hernández Delgado, E. A. & Sabat, A. (2000). Ecological Status of Essential Fish Habitats Through an Anthropogenic Environmental Stress Gradient in Puerto Rican Coral Reef. *Proceedings of the 51st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 51, 457- 470. https://www.researchgate.net/publication/241605282_Ecological_Status_of_Essential_Fish_Habitats_Through_an_Anthropogenic_Environmental_Stress_Gradient_in_Puerto_Rican_Coral_Reefs
- Hernández Delgado, E. A., 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.
- Jaureguizar, A., Menni, R., Guerrero, R., & Lasta, C. (2004). Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fisheries Research*, 66, 195-211. doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00200-5
- 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.org/10.3354/ab00351
- Lewis, S & Wainwright, P. (1985). Herbivore abundance and grazing intensity on a Caribbean coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 87, 215-228. <https://fishlab.ucdavis.edu/wp-content/uploads/sites/397/2020/06/Lewis-Wainwright-1985.pdf>
- Luo, J., Serafy, J., Sponaugle, S., Teare, P., & Kieckbush, D. (2009). Movement of gray snapper *Lutjanus griseus* among subtropical seagrass, mangrove, and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 380, 255-269. doi.org/ 10.3354/meps07911
- Manson, F.J., Loneragan, N. R., Skilleter, G. A., & Phinn, S. R. (2005). An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the

- literature and identification of research directions. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 43, 483 – 513. doi.org/10.1201/9781420037449.ch10
- Nagelkerken, I., Blaber, S.J.M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L.G., Meynecke, J.O., Pawlik, J., Penrose, H.M., Sasekumar, A. & Somerfield, P.J. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*, 89,155-185. doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007
- 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.org/10.1006/ecss.2000.0617
- Nemeth, M., & Aldoorn, R. (2009). The distribution of herbivorous coral reef fishes within fore-reef habitats: The role of depth, light and rugosity. *Caribbean Journal of Science*, 45 (2-3), 247-253. doi.org/:10.18475/cjos.v45i2.a11
- Ogden, J., & Lobel, P. (1978). The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. *Environmental Biology Fisheries*, 3, 49-63. doi.org/10.1007/BF00006308
- Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. (2020). *Diagnóstico de vulnerabilidad de la cuenca y el sistema del estuario de la bahía de San Juan ante el impacto de huracanes*. San Juan, Puerto Rico. https://estuario.org/wp-content/uploads/2020/12/PDF_Web_Informe_Estuario.pdf
- Randall, J. (1965). Grazing effect on seagrasses by herbivorous marine fishes. *Ecology*, 46, 255-260. doi.org/10.2307/1936328
- Rivera, I., Hernández, E., Bauzá, J., & Ithier, W. (2019). Distribución espacial y preferencia de hábitat del pez león *Pterois volitans* en el estuario urbano de la bahía de San Juan. *Perspectivas en Asuntos Ambientales*, 7, 75-91. https://documento.uagm.edu/cupey/perspectivas/p_perspectivas_7_2020_75-91.pdf
- 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.org/10.1007/BF00427019
- Ruiz, G., Freestone, A., Fofonoff, P., & Simkanin, C. (2009). Habitat distribution and heterogeneity in marine invasion dynamics: The importance of hard substrate

- and artificial structure. In M. Wahl (Eds), *Marine Hard Bottom Communities, Ecological Studies*, 206, 321-332. Springer Nature. https://doi.org/10.1007/b76710_23
- Schroeder, R. (1987). Effects of patch reef size and isolation on coral reef recruitment. *Bulletin Marine Science*, 41(2), 441-451. <https://www.ingentaconnect.com/content/umrmsas/bullmar/1987/00000041/00000002/art00029?crawler=true>
- Sheaves, M. (1995). Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: Are they adults or juveniles? *Marine Ecology Progress Series*, 129, 31-40. doi.org/ 10.3354/meps129031
- Sloterdijk, H., Brehmer, P., Sadio, O., Müller, H., Döring, J., & Ekau, W. (2017). Composition and structure of the larval fish community related to environmental parameters in a tropical estuary by climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 197, 10-26. doi.org/ 10.1016/j.ecss.2017.08.003

Apéndice 1 - Lista de todas las especies de peces identificados estratificados por clase y familia

Familia	Especie	Common name	Nombre Común
Clase Osteichthyes			
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus)	Sea Bream	Chopa Amarilla
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus)	Sergeant Major	Sargento
	<i>Abudefduf taurus</i> (Müller & Troschel)	Night Sergeant	Sargento nocturno
	<i>Stegastes diancaeus</i> (Jordan & Rutter)	Longfin Damselfish Three-Spot	Damisela aletilarga
	<i>Stegastes planifrons</i> (Cuvier)	Damselfish	Damisela amarilla
	<i>Stegastes variabilis</i> (Castlenau)	Cocoa Damselfish	Damisela chocolate
	<i>Stegastes leucostichus</i> (Müller & Troschel)	Beau Gregory	Damisela gregorio
	<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier)	Brazilian damsel	Damisela Prieta
	<i>Stegastes adustus</i> (Troschel)	Dusky damselfish	
	<i>Stegastes partitus</i> (Poey)	Bicolor Damselfish	Damisela bicolor
	<i>Chromis flavicauda</i> (Günther)	Cobalt chromis	Chromis cobalto
Acanthuridae	<i>Acanthurus coeruleus</i> (Bloch & Schneider)	Blue Tang	Médico azul
	<i>Acanthurus bahianus</i> (Castelnau)	Ocean Surgeon	Cirujano
	<i>Acanthurus chirurgus</i> (Bloch)	Doctorfish	Médico
Scaridae	<i>Sparisoma rubripinne</i> (Valenciennes)	Yellowtail Parrotfish	Loro aletirrojo
	<i>Sparisoma chrysopterygum</i> (Bloch & Schneider)	Redtail Parrotfish	Loro colirrojo
	<i>Sparisoma viride</i> (Bloch)	Blue Parrotfish	Loro azul

	<i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes)	Redband Parrotfish	Loro banda colorada
Scorpaenidae	<i>Pterois volitans</i> (Linnaeus)	Red Lionfish	Pez León Rojo
	<i>Scorpaena plumieri</i> (Bloch)	Spotted Scorpionfish	Rascana venenosa
Belonidae	<i>Tylosorus crocodilus</i> (Peron & LeSueur)	Houndfish	Agujón caimán
Carangidae	<i>Trachinotus goodei</i> (Jordan & Evermann)	Palometa	Palometa
	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill)	Blue Runner	Cojinúa Madregal
	<i>Carangoides rubber</i> (Bloch)	Bar Jack	Cojinúa blanca
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard)	Silver Mojarra	Mojarra Gris
	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum)	Yellowfin Mojarra	Mojarra
Ostraciidae	<i>Lactophrys trigueter</i> (Linnaeus)	Smooth Trunkfish	Chopin
	<i>Lactophrys trigonus</i> (Linnaeus)	Buffalo Trunkfish	Chapín
	<i>Lactophrys bicaudalis</i> (Linnaeus)	Spotted Trunkfish	Chapín
Haemulidae	<i>Haemulon sp</i>		
	<i>Haemulon carbonarium</i> (Poey)	Caesar Grunt	Carbonero
	<i>Haemulon sciurus</i> (Shaw)	Bluestriped Grunt	Ronco amarillo
	<i>Haemulon parra</i> (Desmarest)	Sailor's Choice	Roncador
	<i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier)	Tomtate	Mulita
	<i>Haemulon flavolineatum</i> (Desmarest)	French Grunt	Cachicata
	<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus)	Porkfish	Canario
Labridae	<i>Xyrichtys splendens</i> (Castelnaud)	Green razorfish	Lorito Verde
	<i>Xyrichtys martinicensis</i> (Valenciennes)	Rosy razorfish	Lorito de arena
	<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachner)	Black-Ear Wrasse	Doncella ojinegra
	<i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch)	Slippery Dick	Doncella
	<i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch)	Bluehead	Cabeza azul
	<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus)	Spanish Hogfish	Loro capitán
Sparidae	<i>Calamus penna</i> (Valenciennes)	Sheepshead porgy	Pez de pluma
Scombridae	<i>Scomberomorus regalis</i> (Bloch)	Cero	Sierra alasana
Scianidae	<i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus)	Jacknife Fish	Verdugo
	<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider)	High Hat	Verdugo rayado
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus arcuatus</i> (Linnaeus)	Gray Angelfish	Pez ángel gris
	<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch)	French Angelfish	Pez ángel francés
Fistularidae	<i>Fistularia tabacaria</i> (Linnaeus)	Cornetfish	Cornetero
Sphyranidae	<i>Sphyraena picudilla</i> (Poey)	Southern Sennet	Picudilla
	<i>Sphyraena barracuda</i> (Walbaum)	Great Barracuda	Picúa
Lutjanidae	<i>Lutjanus apodus</i> (Walbaum)	Schoolmaster	Pargo amarillo
	<i>Ocyurus chrysurus</i> (Bloch)	Yellowtail Snapper	Colirubia
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch)	Spotted Goatfish	Salmonete rojo
	<i>Mulloidichtys martinicus</i> (Cuvier)	Yellow Goatfish	Salmonete amarillo
Clupeidae	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i> (Gosse)	Dwarf Herring	Cabezote de arrecife
Bothidae	<i>Bothus lunatus</i> (Linnaeus)	Peacock Flounder	Tapaculo
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i> (Linnaeus)	Banded Butterflyfish	Mariposa de bandas
	<i>Chaetodon ocellatus</i> (Bloch)	Spotfin Butterflyfish	Mariposa Manchada
	<i>Chaetodon capistratus</i> (Linnaeus)	Foureye Butterflyfish	Mariposa de 4 ojos
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spongleris</i> (Bloch)	Bandtail Puffer	Tamboril colilistado
Holocentridae	<i>Holocentrus rufus</i> (Walbaum)	Squirrelfish	Candilero
	<i>Holocentrus ascensionis</i> (Osbeck)	Logjaw Squirrelfish	Gallo candi

Serranidae	<i>Cephalopholis fulvus</i> (Linnaeus)	Coney	Mero Cabrilla
	<i>Rypticus saponaceus</i> (Bloch & Schneider)	Soapfish	Jaboncillo
Monacanthidae	<i>Monacanthus tuckeri</i> (Bean)	Slender Filefish	Lija delgada
	<i>Cantherines macrocerus</i> (Hollard)	Whitespotted Filefish	Lija motas blancas
	<i>Cantherines pullus</i> (Ranzani)	Tail-Light Filefish	Lija motas naranja
Balistidae	<i>Melichthys niger</i> (Bloch)	Black Durgon	Japonesa
Mugilidae	<i>Mugil curema</i> (Valenciennes)	White Mullet	Jarea

Clase Chondrichthyes

Myliobatidae	<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen)	Spotted Eagle	Chucho
--------------	---------------------------------------	---------------	--------

Riqueza de Familia = 29

Riqueza de Géneros = 43

Riqueza de Especie = 71

VARIACIÓN ESPACIAL EN LOS PATRONES DE RECUPERACIÓN NATURAL DE LOS ARRECIFES DE CORAL SOMEROS URBANOS EN PUERTO RICO

Melanie C. González Figueroa, B.S.¹, & Edwin A. Hernández Delgado, Ph.D.²

Recibido 1 de julio de 2021 | Aceptado 22 de diciembre de 2021

Resumen - Los arrecifes de coral en Puerto Rico han mostrado una degradación crónica significativa debido a múltiples factores humanos y al cambio climático, con poca evidencia de recuperación. En este estudio, nos preguntamos cuál es el potencial de recuperación natural de los arrecifes bordeantes impactados por diferentes condiciones ambientales en la costa norte de Puerto Rico. Se esperaba que los arrecifes de coral poco profundos en las áreas geográficas más afectadas por múltiples eventos de perturbaciones naturales y el deterioro crónico en la calidad del agua tuvieran un menor potencial de recuperación natural que aquellos arrecifes menos impactados. Comparamos la densidad de corales reclutas (juveniles) en los arrecifes poco profundos en la zona metropolitana de San Juan impactados por eventos recurrentes de escorrentías contaminadas con aquellos de Vega Baja, y la Reserva Natural de Las Cabezas de San Juan y Playa El Convento, Fajardo. En cada localidad, utilizamos seis transectos réplicas de 10 m de extensión lineal colocados al azar, paralelos a la costa o al contorno de profundidad del arrecife. Observamos diferencias significativas a nivel regional y de localidad en la matriz multivariada de calidad del agua y en la estructura de la comunidad de los reclutas de corales. La concentración de oxígeno disuelto y de abrillantadores ópticos, y la turbidez explicaron la densidad y diversidad menor en la comunidad de reclutas de corales en los arrecifes metropolitanos. Esta información es vital para desarrollar un plan de restauración ecológica hacia la recuperación natural de los arrecifes de coral.

Palabras clave: abrillantadores ópticos, blanqueamiento, calidad de agua, cambio climático, corales, costas urbanas, oxígeno disuelto, perturbaciones, reclutamiento de corales, temperatura

Abstract - Coral reefs in Puerto Rico have shown significant chronic degradation due to multiple human factors and climate change, with little evidence of recovery. In this study, we questioned what is the potential for natural recovery of fringing reefs impacted by different environmental factors on the north coast of Puerto Rico. Shallow coral reefs affected by multiple natural disturbance events and chronic water quality degradation were expected to have lower potential for natural recovery than reefs less impacted. The density of coral recruits (juveniles) in the shallow reefs in the metropolitan area of San Juan impacted by recurrent

¹Estudiante subgraduada, Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Puerto Rico; Actualmente: Estudiante Graduada, Programa de Desarrollo Sostenible, Glasgow Caledonian University, Londres, Inglaterra; Correo electrónico: melanie.gonzalez10@upr.edu;

²Catedrático Auxiliar, Programa Interdisciplinario y Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad de Puerto Rico; Investigador Afiliado, Centro para la Ecología Tropical Aplicada y Conservación (CATEC), Laboratorio de Ecología Experimental Marina, UPRRP; Científico Principal, Sociedad Ambiente Marino, San Juan, PR. Correo electrónico: edwinhernandez@sampr.org

events of contaminated runoff was compared with those of Vega Baja, and Las Cabezas de San Juan Natural Reserve and Playa El Convento, Fajardo. In each locality, six replicate transects of 10 m in linear extension were randomly placed, parallel to the coast or to the depth contour of the reef. We observed significant regional and local differences in the multivariate water quality matrix and in the community structure of the coral recruits. The concentration of dissolved oxygen and optical brighteners, and water turbidity explained the lower density and diversity in the community of coral recruits on metropolitan reefs. This information is vital to developing an ecological restoration plan to enable the natural recovery of coral reefs.

Keywords: optical brighteners, bleaching, water quality, climate change, corals, urban shorelines, dissolved oxygen, disturbances, coral recruitment, temperature

Introduction

Los arrecifes de coral son vitales para el sustento de la biodiversidad, la productividad primaria, para la conservación de la resiliencia de las costas y el sustento de las comunidades humanas. El 25% de la biodiversidad marina depende de los arrecifes de coral para su subsistencia (USEPA, 2018). Los factores ambientales naturales, tanto abióticos como bióticos, juegan un papel importante en la determinación de la heterogeneidad espacial de las comunidades bentónicas de los arrecifes de coral (Tomascik, 1991). En el Caribe, los arrecifes de coral se han afectado a largo plazo debido a múltiples efectos humanos locales, el cambio climático y debido al impacto de diversos desastres naturales. Uno de los factores antropogénicos locales importantes ha sido el deterioro crónico en la calidad del agua. Una concentración excesiva de nutrientes puede conllevar una proliferación en el crecimiento de las algas, la pérdida de la cobertura viva de los corales, y cambios adversos en los ecosistemas de los arrecifes de coral (Cloern, 2001). De igual forma, el aumento a largo plazo en la temperatura del agua ha generado cambios en las comunidades microbianas de los arrecifes, que a su vez han generado brotes de enfermedades y mortandad de corales (Rosenberg, 2009). Además, el incremento en la frecuencia y en ocasiones en la severidad de los eventos ciclónicos han causado un incremento en la mortandad de los corales, debido a que causan una pérdida inmediata de la cobertura de los corales (Gardner et al., 2005). A largo plazo, estos factores contribuyen significativamente a una merma en el potencial de recuperación natural de los arrecifes de coral.

Se argumenta que la acción combinada de factores antropogénicos a escalas locales y climáticos regionales comprometen la capacidad de recuperación natural de los arrecifes de coral luego de eventos ciclónicos (Hughes et al., 2017, 2019). En este contexto, la *recuperación natural* puede definirse como el retorno de la estructura de la comunidad a su estado previo a una perturbación. Otra forma de definir la recuperación natural puede ser la habilidad del sistema recuperar al menos una porción

significativa de las funciones y servicios de los arrecifes, incluyendo el sostenimiento de la biodiversidad, la capacidad de crecimiento neto del arrecife (Adjeroud et al., 2018), y el rol de amortiguar el oleaje (Gouezo et al., 2019; Westmacott et al., 2000). El estudiar los factores asociados a la capacidad natural de recuperación de los arrecifes de coral luego de algún tipo de perturbación, nos permite entender la complejidad de las dinámicas espacio-temporales de estos sistemas. Esto permite desarrollar una base conceptual y cuantitativa para comprender la posible trayectoria futura de la estructura de la comunidad ante la degradación ambiental de la costa y el impacto del cambio climático.

El enriquecimiento de nutrientes antropogénicos provoca cambios adversos en la estructura y función en las comunidades de arrecifes de coral (Maragos, 1972, 1974, según se cita en Tomascik, 1991). Primeramente, la eutrofización costera sucede mediante la entrada de nutrientes disueltos altera el ciclo biogeoquímico y causa cambios en la comunidad marina. Las concentraciones altas de nutrientes pueden conducir a una incidencia mayor de enfermedades de los corales y alimentar el crecimiento de algas que compiten por el espacio (Roth et al., 2018). Como respuesta a los cambios en la concentración de nutrientes, ocurre un incremento en la biomasa de fitoplancton, producción primaria y la descomposición de la materia orgánica derivada del fitoplancton (Cloern, 2001). También las escorrentías que llegan al océano arrastran sedimentos que se depositan sobre el arrecife, causando la abrasión o la asfixia de las colonias o al menos bloquean la luz solar necesaria para su crecimiento (Hughes, 1994). Por ende, los organismos fotosintéticos se ven afectados, debido a que no reciben suficiente luz solar para llevar a cabo sus procesos fotoquímicos, lo que causa una disminución del oxígeno disuelto. El oxígeno actúa de forma directa e indirecta en los procesos fisiológicos en los corales, permitiendo diferentes funciones como la respiración, fotosíntesis y calcificación. Los arrecifes de coral tropicales se caracterizan por sostener fluctuaciones extremas de oxígeno y cambios en este podrían causar zonas muertas costeras, eventos de blanqueamientos severos y de mortandad. El incremento en la demanda de oxígeno en los arrecifes de coral se puede deber a el aumento en la temperatura superficial del agua y el exceso de materia orgánica y de nutrientes disueltos (Nelson & Altieri, 2019). Estos factores influyen en la formación de zonas muertas o áreas de bajos niveles de oxígeno disuelto, lo que podría causar migración de la megafauna y/o mortalidad en masas (Nelson & Altieri, 2019). Cabe destacar que el estrés hipóxico es suficiente para inducir el blanqueamiento y podría causar la mortandad de los corales (Altieri et al., 2017). Ya existe evidencia amplia en Puerto Rico donde la eutrofización crónica (Bonkosky et al., 2009; Hernández-Delgado et al., 2010) o por eventos en pulsos recurrentes (Díaz-Ortega y Hernández-Delgado, 2014; Hernández-Delgado et al., 2017), en combinación con la turbidez y sedimentación (Hernández-Delgado y Rosado-Matías, 2017; Otaño-Cruz et al., 2017, 2019; Gómez-Andújar & Hernández-Delgado, 2020) pueden contribuir a la

degradación de los arrecifes de coral. Por ende, es necesario identificar cómo el oxígeno disuelto, junto a otras variables ambientales, puede ser un factor limitante crítico en los arrecifes de coral e indicar si la hipoxia puede representar una amenaza cada vez más significativa para los arrecifes de corales tropicales (Nelson & Altieri, 2019).

Los huracanes y las tormentas tropicales son las perturbaciones naturales más obvias y frecuentes que afectan las comunidades de los arrecifes (Gardner et al., 2005). La intensidad y frecuencia de los eventos ciclónicos, al igual que su área geográfica, influyen en la magnitud de los cambios observados en la cobertura de coral. Por eso, la cobertura de coral en las áreas geográficas impactadas por un huracán ha disminuido a un ritmo significativamente más rápido que en lugares no impactados (Gardner et al., 2005). La pérdida de la cobertura de coral suele ir acompañada de un aumento en la cobertura de algas bentónicas, una disminución de la biodiversidad y la complejidad del hábitat (Roth et al., 2018). En el caso de la costa norte de Puerto Rico, objeto de este estudio, el impacto también de los eventos de marejadas invernales afecta significativamente a los arrecifes de coral. Las olas y el movimiento del agua influyen significativamente en la estructura y distribución de los corales (Ferrario et al., 2014). Los corales más delicados son más vulnerables al daño de las olas que los corales más fuertes. Los impactos de los eventos ciclónicos en los arrecifes de coral pueden causar el desprendimiento de colonias y rompimiento de sus fragmentos (Gardner et al., 2005). Por eso, su potencial de recuperación después de una perturbación natural depende de cuán impactado termine el arrecife y cuáles fueron las especies mayormente afectadas. Además, muchos eventos ciclónicos o de marejadas invernales pueden causar daños a la heterogeneidad espacial del fondo causando un aplanamiento a largo plazo del arrecife (Alvarez-Filip et al., 2009). Esto puede reducir su capacidad de atenuar la energía del oleaje y reducir su rol de sostener la biodiversidad. Debido al impacto mecánico generalmente amplio causado por los huracanes, las áreas geográficas impactadas tienen un potencial natural de recuperación menor, en contraste a lugares que no han sido afectados.

Dadas las proyecciones de los impactos del cambio climático y del aumento en el nivel del mar, resulta vital comprender cuál es la capacidad natural de recuperación de los arrecifes de coral llanos adyacentes a la costa (Edmunds, 2019). El deterioro de los arrecifes puede ocurrir como respuesta a un tensor ambiental individual como un evento de blanqueamiento masivo, pero también puede ocurrir en respuesta a una combinación de diferentes tensores que actúan simultáneamente y en ocasiones sinérgicamente, para incrementar la mortalidad en los corales o para reducir el crecimiento y reproducción de los corales (Darling et al., 2010; Perry et al., 2013). Esta realidad hace que los entornos costeros metropolitanos se tornen más vulnerables ante el impacto futuro de huracanes, marejadas invernales y el aumento del nivel del mar, poniendo en riesgo la protección de la vida y de infraestructura vital. Ante estas realidades, resulta imperativo determinar

el potencial de recuperación de los arrecifes de coral someros de la zona metropolitana de San Juan y Carolina, en contraste con otras zonas adyacentes, pero fuera de las costas metropolitanas.

En este estudio, respondimos a la siguiente pregunta: ¿Cuál es el potencial de recuperación natural de los arrecifes de coral llanos cercanos a la costa impactados por múltiples perturbaciones? Para contestar esta pregunta, evaluamos la hipótesis de que los arrecifes de coral poco profundos en las costas metropolitanas más afectadas por múltiples eventos de perturbaciones naturales y el deterioro crónico en la calidad del agua tendrán un menor potencial de recuperación natural que aquellos arrecifes menos impactados por el deterioro de la calidad del agua. Para esto, evaluamos arrecifes de coral poco profundos en la zona metropolitana de San Juan y Carolina, Puerto Rico, impactados por eventos recurrentes de escorrentías contaminadas, en comparación con arrecifes menos contaminados en las costas de Vega Baja y Fajardo.

Método

Localidades de estudio - El diseño de muestreo contó con tres regiones geográficas a lo largo de la costa norte de Puerto Rico y un total de 10 localidades, según se describe a continuación: 1) la costa metropolitana de San Juan-Carolina (Arrecife El Escambrón [ESC], Arrecife Isla Verde [IVE]); 2) la costa al este de San Juan, específicamente en Ensenada Yegua, en la Reserva Natural Cabezas de San Juan, Fajardo (trasarrecife [CSJ-BR]; antearrecife [CSJ-FR]); en Playa El Convento-este (trasarrecife [CVT-E-BR]; antearrecife [CVT-E-FR]); y en Playa El Convento-oeste (trasarrecife [CVT-W-BR]; antearrecife [CVT-W-FR]); y 3) la costa al oeste de San Juan en Playa El Eco, Vega Baja (trasarrecife [ECO-BR]; antearrecife [ECO-FR]) (Figura 1).



Figura 1. Localidades de estudio. De izquierda a derecha: A) Costa oeste de San Juan: Vega Baja (Trasarrecife Arrecife El Eco - ECO-BR; Antearrecife Arrecife El Eco -ECO-FR); B) Costa metropolitana: San Juan (Playa La Ocho, Balneario del Escambrón (ESC); Arrecife Isla Verde, Reserva Marina Arrecife de la Isla Verde, Carolina (IVE); y C) Costa este de San Juan: Playa El Convento - trasarrecife oeste (CVT-W-BR), antearrecife oeste (CVT-W-FR), trasarrecife este (CVT-E-BR), y antearrecife este (CVT-E-FR); y Ensenada Yegua, Reserva Natural Cabezas de San Juan, Fajardo - trasarrecife (CSJ-BR) y antearrecife (CSJ-FR). Fuente del mapa: Google Earth (2021).

Todos estos arrecifes se localizan en la costa norte de Puerto Rico y se caracterizan por ser arrecifes bordeantes, adyacentes a la costa. En el trabajo de campo, nos limitamos a las zonas someras (<5 m de profundidad). Las costas se seleccionaron por tener diferenciación en las condiciones ecológicas de los arrecifes de coral, por sus localidades bajo diferentes condiciones de calidad de agua y otros parámetros ambientales (Sea Grant, 2010) y se caracterizan por su estado avanzado de degradación ecológica, la pérdida de corales vivos, y la reducción a largo plazo del relieve espacial. En estos sistemas, la cobertura de algas domina sobre la cobertura de los corales (Hernández-Delgado, no publicado). La única diferencia entre estos dos sistemas, es que dos arrecifes de la zona metropolitana (El Escambrón e Isla Verde) se expusieron durante el período del 28 de julio a aproximadamente el 8 de agosto 2020 a los efectos prolongados de una escorrentía severa asociada a las descargas de los sistemas de bombeos de aguas estancadas y de inundaciones de la zona de San Juan, como consecuencia del paso de la tormenta tropical Isaías el 27 de julio de 2020. Esta exposición causó la descarga de un volumen no determinado de escorrentías de aguas contaminadas y anóxicas a las costas metropolitanas, lo que tuvo como consecuencia una mortandad masiva de organismos en múltiples arrecifes de coral, incluyendo los corales cuerno de alce, *Acropora palmata*, así como múltiples especies de peces, erizos y otros invertebrados (Hernández-Delgado, & Rodríguez, 2020).

Diseño del estudio- Para establecer la comparación entre las comunidades de reclutas de corales en los arrecifes costeros metropolitanos y otros arrecifes no metropolitanos, estudiamos 10 localidades de arrecifes de coral: dos en la zona metropolitana, seis al este y dos al oeste de la zona de San Juan. En cada localidad, utilizamos seis transectos réplicas de 10 m de extensión lineal colocados al azar, paralelos a la costa o al contorno de profundidad del arrecife. Mediante fotografía digital de alta resolución, muestreamos 5 cuadrantes réplicas de 75 x 50 cm, no solapados, a 1, 3, 5, 7 y 9 m a lo largo de cada transecto. Por ende, del total de seis transectos por localidad, tomamos un total de 30 fotos por localidad. Por lo tanto, en cada uno de estos, cuantificamos todas las colonias de corales reclutas (<5 cm diámetro máximo). En cada arrecife, documentamos los siguientes parámetros de calidad de agua haciendo tres replicas: la transparencia horizontal del agua (m) mediante un disco Secchi, la turbidez medida en unidades nefelométricas de turbidez (NTU) utilizando un turbidímetro portátil (Lamote). La concentración de oxígeno disuelto se midió utilizando un sensor HOBO U26-001 (*Onset Computer*). La concentración de abrillantadores ópticos (OABs, por sus siglas en inglés), y de clorofila-a se midió utilizando un fluorómetro portátil (*Turner Designs*). Los datos de los arrecifes no metropolitanos los recolectamos entre agosto y diciembre de 2020 y los correspondientes a los arrecifes metropolitanos en agosto de 2020.

Análisis de datos- Los patrones de variación espacial en la estructura multivariada de las variables ambientales se probaron utilizando un análisis permutacional de varianzas (PERMANOVA) de dos vías (Anderson et al., 2008), con los factores de *Región* (urbano, este, oeste) y *Arrecife* - anidado dentro de la localidad -, utilizando como réplicas las medidas en triplicados de cada parámetro. Los patrones se ilustraron utilizando una combinación gráfica basada en gráficas de cajas y en un análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés) de acuerdo a Clarke et al. (2014). Los patrones espaciales en la estructura de la comunidad de reclutas de corales se analizaron utilizando un análisis de PERMANOVA de dos vías similar al descrito arriba. Los datos se proyectaron utilizando un análisis de ordenación de coordenadas principales (PCO), según Anderson et al. (2008). Utilizamos diagramas de burbujas basado en el análisis de PCO para ilustrar los patrones de variación espacial en algunas especies de corales de interés. Para probar la hipótesis nula de la ausencia de correlación entre la estructura multivariada de la comunidad de reclutas con la estructura multivariada de la matriz de variables ambientales se utilizó un análisis de modelos lineares basados en la distancia (DISTLM) y un análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) de acuerdo a Anderson et al. (2008), en los cuales se proyecta la influencia de las variaciones ambientales en la estructura de la comunidad. Todo análisis multivariado se llevó a cabo en el programa PRIMER-e (v.7.017) +PERMANOVA (v.1.0) (PRIMER-e, Quest Research Laboratory, Ltd., Auckland, NZ). (700 pal).

Resultados

Análisis de calidad de agua- Un análisis permutacional de varianzas (PERMANOVA) documentó una diferencia altamente significativa en la matriz combinada de los parámetros ambientales a nivel regional (Pseudo-F=14.796, $df = 2$, $p=0.0089$) y a nivel de localidad (Pseudo-F=20.6, $df = 7$, $p<0.0001$), mostrado en la Tabla 1. También, la prueba por pares (PAIR-WISE test) evidenció que hubo una variación significativa entre la región Metro y Este ($p=0.0369$). Observamos que las localidades IVE y ESC de la región Metro mostraron los niveles más altos de turbidez (IVE: 3.39 NTU y ESC: 1.94 NTU) (Figura 2a), así como la mayor concentración de clorofila-a (IVE: 1.96 $\mu\text{g/L}$ y ESC: 1.75 $\mu\text{g/L}$) (Figura 2b), y la mayor concentración de abrillantadores ópticos (OABs) (IVE: 44.97 ppm y ESC: 34.83 ppm), ilustrado en la Figura 2c. Estas localidades también mostraron las concentraciones más bajas en oxígeno disuelto relativo a las demás (IVE: 5.88 mg/L y ESC: 6.16 mg/L), según observamos en la Figura 2d. Mientras que las localidades ECO y CSJ mostraron las concentraciones más altas en oxígeno disuelto (ECO-F: 8.81 mg/L , ECO-B: 7.92 mg/L , CSJ-F: 8.29 mg/L y CSJ-B: 8.08 mg/L). La transparencia horizontal resultó altamente variable, siendo mayor en las regiones este y oeste relativo a las localidades de la región de metro. Las localidades ECO-F, CSJ-B, CSJ-F mostraron los valores más altos con un promedio de 12 m, seguida de ECO-B y CVT-F-W, con 10 m, y CVT-B-W y CVT-F-E con 8 m (Figura 2e).

Tabla 1. Resumen del análisis permutacional de varianzas (PERMANOVA) de dos vías y del análisis de pares sobre la matriz multivariada de calidad del agua entre las regiones y las localidades de estudio

Fuente	Grados de libertad	SS	Pseudo-F	p
Región	2	114.3	14.80	0.0089
Localidad	7	27.0	20.60	<0.0001
Residual	20	3.75		
<i>Análisis de pares</i>			T	<i>P(perm)</i>
Metro vs. Oeste			4.58	0.3382
Metro vs. Este			4.62	0.0369
Oeste vs. Este			1.59	0.1717

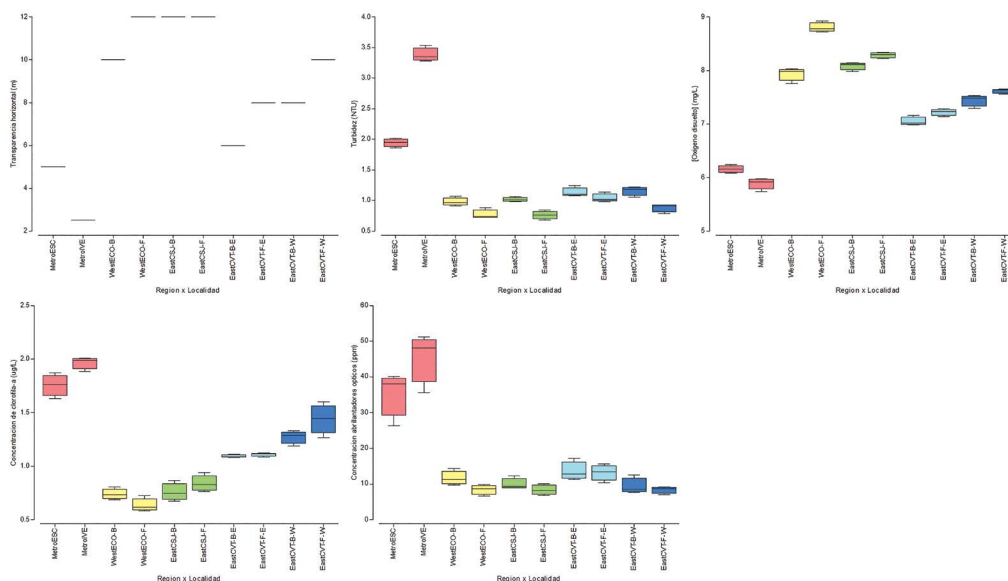


Figura 2. Diferencias en los promedios de cinco variables fisicoquímicas de calidad de aguas costeras por región (Este, Oeste, Metro) y por localidad: A) Transparencia horizontal (m); B) Turbidez (NTU); C) Concentración de oxígeno disuelto (mg/L); D) Concentración de clorofila-a (µg/L); y E) Concentración de abrillantadores ópticos (OABs) (ppm). Referirse a la Metodología para la descripción de los acrónimos.

Según el análisis de componentes principales (PCA), observamos un patrón de agrupación de las localidades que en su mayoría se agruparon por región y se explica por la variación espacial observada en las variables ambientales medidas (Figura 3). Las concentraciones de clorofila-a y OABs, y la turbidez fueron las que mejor explicaron las diferencias entre las localidades de la región metro (IVE y ESC) y el resto. Esta solución explica 95.9% de la variación espacial observada en la matriz global multivariada de la calidad del agua.

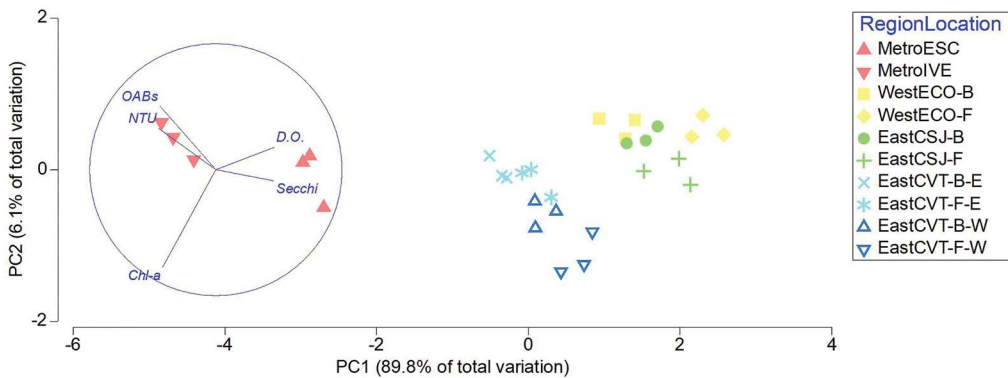


Figura 3. Análisis de componentes principales (PCA) basado en la distribución espacial de las variables ambientales entre cada región y localidad. Esta solución explica 95.9% de la variación espacial, el cual demuestra que la estructuración de la comunidad de reclutas está afectada por la variación en la calidad de agua, principalmente por los parámetros de turbidez y abrigantadores ópticos (OABs). Referirse a la Metodología para la descripción de los acrónimos.

Análisis total de reclutas de corales -Documentamos una diferencia significativa en la estructura comunitaria de los reclutas de corales a nivel regional (Pseudo-F=3.49; df=2; p=0.0429), al igual que a nivel de la localidad (Pseudo-F=12.03; df=7; p<0.0001), según observamos en la Tabla 2. La abundancia de reclutas totales de corales fue altamente variable entre las regiones y las localidades, en donde observamos un patrón aparente que diferencia a las regiones este, oeste y metro (Figura 4), aunque su variación resultó no significativa (Tabla 2). De todas las localidades, la abundancia mayor de reclutas de corales se observó en cuatro localidades: ECO-F, seguido de CSJ-B, CVT-F-W y ECO-B. La diferencia entre todas las combinaciones de localidades resultó significativa (p<0.0500). Por tal razón, el promedio más sobresaliente fueron las localidades ECO-F (13/m²) y CSJ-B (9.66/m²); mientras que ESC y IVE (metro) demostraron tener el menor total de reclutas de corales (ESC: 0.83/m² y IVE: 0.47/m²).

Tabla 2. Resumen del análisis permutacional de varianzas (PERMANOVA) de dos vías y del análisis de pares sobre la matriz multivariada de la estructura de la comunidad de los reclutas entre las regiones y las localidades de estudio.

Fuente	Grados de libertad	SS	Pseudo-F	p
Región	2	78017	3.49	0.0429
Localidad	7	77928	12.03	<0.0001
Residual	300	277610		
<i>Análisis de pares</i>			T	<i>P(perm)</i>
Metro vs. Oeste			2.50	0.3328
Metro vs. Este			1.50	0.1093
Oeste vs. Este			1.82	0.0683
<i>Análisis de pares</i>			T	<i>P(perm)</i>
Metro vs. Oeste			2.50	0.3328
Metro vs. Este			1.50	0.1093
Oeste vs. Este			1.82	0.0683

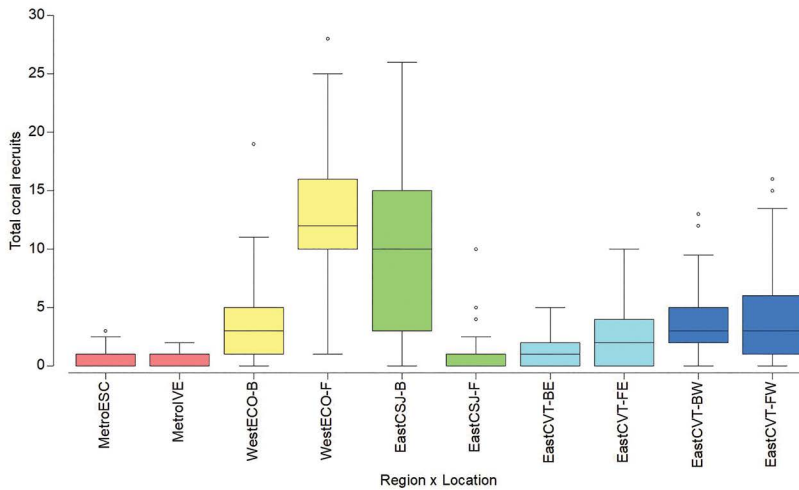


Figura 4. Análisis de diagrama de caja sobre la distribución total de colonias reclutas de corales a nivel de región y de localidad. Referirse a la Metodología para la descripción de los acrónimos.

De acuerdo con la distribución total de colonias de reclutas de corales, el análisis de escalas multi-dimensionales no métrico (nMDS) produjo cuatro agrupaciones organizadas según la densidad de corales totales (Figura 5). La localidad IVE evidenció ser la que menos abundancia tenía, mientras que las localidades ECO-F y CSJ-B demostraron tener la mayor abundancia total de colonias de reclutas de corales, particularmente, en ECO-F que mostró la mayor abundancia de *Acropora palmata*.

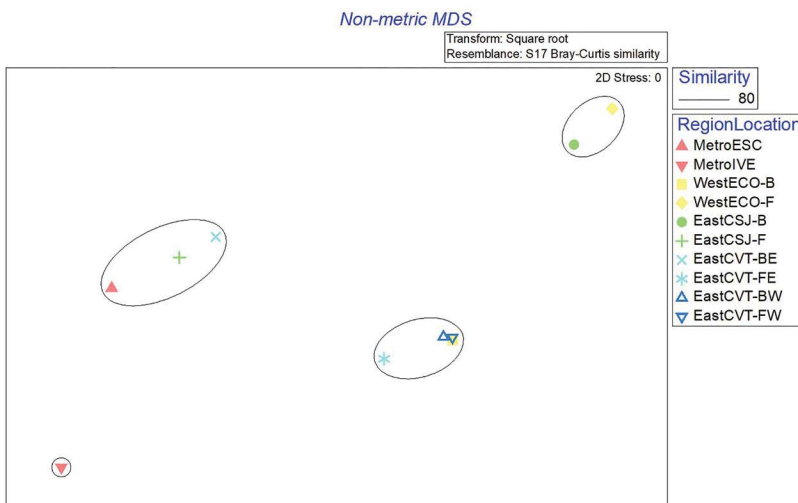


Figura 5. Análisis de escalas multi-dimensionales no métrico (nMDS) basado en la distribución total de colonias reclutas de corales a nivel de región y de localidad. Nivel de estrés=0.0. Referirse a la Metodología para la descripción de los acrónimos.

Variación en la estructura de la comunidad de los reclutas de corales – Según el análisis de ordenación de coordenadas principales (PCO), distinguimos cuatro patrones de agrupación de las localidades que en su mayoría se agruparon por región (Figura 6). *Siderastrea radians* y *Porites furcata* explicaron mayormente la variación espacial en la estructura de la comunidad en el trasarrecife de CVT-BE y en el frontón de CVT-FE. Mientras, *S. siderea* y *P. porites* explicaron mayormente la variación espacial en la estructura de la comunidad en el trasarrecife de ECO-B y en el de CSJ-B. *Porites astreoides*, *Pseudodiploria strigosa*, *Millepora complanata* y *Acropora palmata* explicaron mayormente la estructura de la comunidad en el frontón de ECO-F. El frontón de CVT-FW lo explicó mejor *P. astreoides*. El frontón de CSJ-F lo explicaron mejor la dominancia de los octocorales *Gorgonia ventalina* y *Eunicea* spp. Finalmente, la dominancia del gorgonio incrustante *Erythropodium caribbeaeorum* explicó mejor la variación en los arrecifes metropolitanos en IVE y ESC. Esta solución explicó el 65.3% de la variabilidad espacial observada.

Cuando evaluamos la distribución de los reclutas de corales de especies individuales por localidad mediante un diagrama de burbujas basado en el análisis PCO, encontramos que diferentes especies tenían patrones variables de distribución a través de las localidades estudiadas. *Siderastrea radians* mostró su abundancia más alta en CSJ-B, mientras que en ESC y en IVE (metro) se obtuvo los de menor abundancia (Figura 7a). *Siderastrea radians* es una especie indicadora de esta localidad, por lo que explica la agrupación de las localidades CVT-BE, CVT-FE y CVT-BW. *Porites astreoides* se encontró en mayor abundancia en ECO-F, seguido de CSJ-B y CVT-F-W, CVT-F-E y CVT-B-W (Este) que mostraron tener una densidad similar de esta especie (Figura 7b). De igual forma, *P. astreoides* es una especie indicadora de localidad, lo que explica la agrupación generada por las localidades ECO-F, CSJ-B y CVT-FW. *Porites porites* presentó mayor abundancia en CSJ-B y CVT-B-W, seguido de CVT-B-E y CVT-F-W (Figura 7c). *Acropora palmata* es una especie indicadora de la región al oeste de la zona metro, por tal razón, solamente se encontró en mayor abundancia en ECO-F, seguido de ECO- B (Figura 7d).

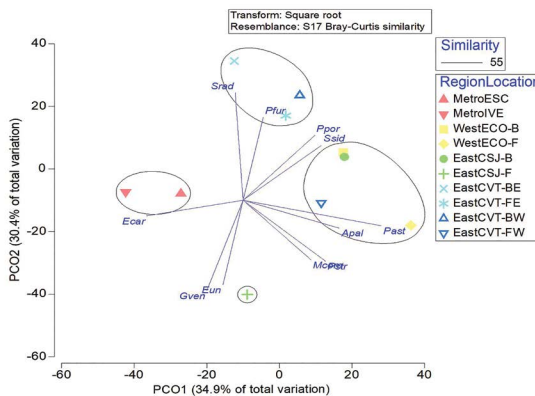


Figura 6. Análisis de coordenadas principales (PCO) basado en la estructura de la comunidad de las colonias reclutas de corales a nivel de región y de localidad. Esta solución explica el 65.3% de la variabilidad espacial observada. Vectores basados en un valor de R=0.6. Referirse a la Metodología para la descripción de los acrónimos.

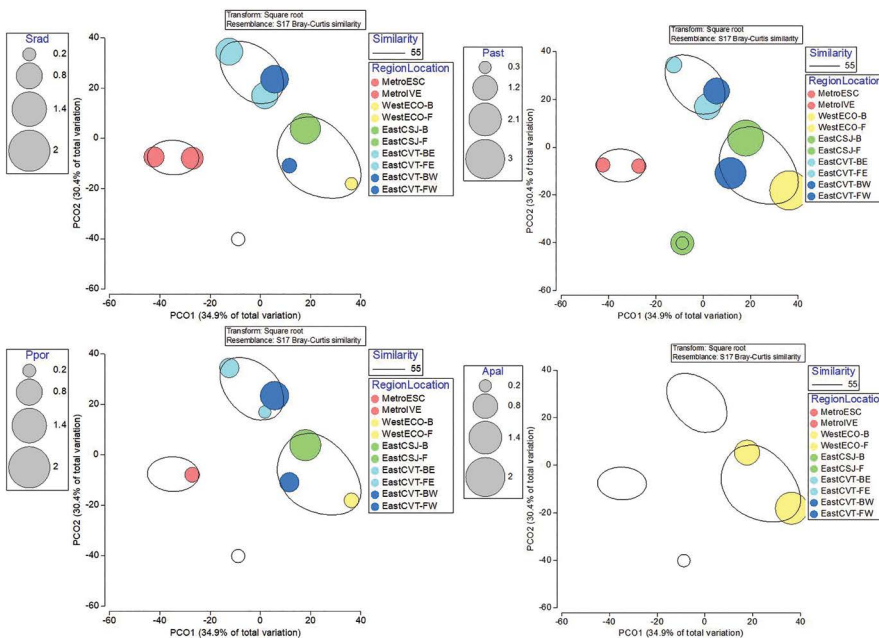


Figura 7. Diagrama de burbujas basado en un análisis de coordenadas principales (PCO) sobre la distribución total de colonias reclutas a nivel de región (Este, Oeste, Metro) y por localidad: A) *Siderastrea radians*; B) *Porites astreoides*; C) *Porites porites*; y D) *Acropora palmata*. Referirse a la Metodología para la descripción de los acrónimos.

Relación entre la calidad de agua y la estructura de la comunidad de los reclutas de corales- El análisis de modelos lineares basados en la distancia (DISTLM) demostró que la concentración de oxígeno disuelto ($p=0.0065$; Proporción=0.5663) y la transparencia horizontal del agua ($p=0.0047$; Proporción=0.5522) fueron las dos variables ambientales que mejor explicaron la variación espacial en la estructura de la comunidad de los reclutas de corales entre las localidades, mientras que la turbidez y la clorofila-a explicaron menos de la variación (Tabla 3). De todas formas, todas las variables ambientales resultaron tener influencias significativas en la estructuración de las comunidades de reclutas, por ende, en la capacidad natural de recuperación de los arrecifes de coral luego de perturbaciones ambientales naturales o humanas.

Tabla 3. Resumen del análisis de modelos lineares basados en la distancia (DISTLM) para determinar la influencia de la calidad del agua en la estructura de la comunidad de reclutas de corales.

Variable	SS	Pseudo-F	p	Proporción
Transparencia horizontal (m)	2891.2	9.87	0.0047	0.5522
Turbidez (NTU)	2371.0	6.62	0.0143	0.4529
[Oxígeno disuelto] (mg/L)	2964.6	10.44	0.0065	0.5663
Clorofila-a (µg/L)	2398.9	6.77	0.0237	0.4582
[OABs] ppm	2696.2	8.49	0.0091	0.5150

El análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) de la estructura de la comunidad de reclutas de corales, en función de la variación espacial en la calidad del agua evidenció que el ordenamiento espacial de la comunidad de reclutas guarda una relación directa con la dinámica de la calidad del agua (Figura 8). Las localidades CSJ-B y ECO-F demostraron tener las aguas más transparentes y mayor concentración de oxígeno disuelto, mientras que IVE y ESC (metro) resultaron ser las localidades con menor transparencia, mayor turbidez, y mayores concentraciones de abrillantadores ópticos (OABs) y de clorofila-a. Esta solución explicó el 99.6% de la variación ajustada (“fitted”) y el 69.6% de la variación total.

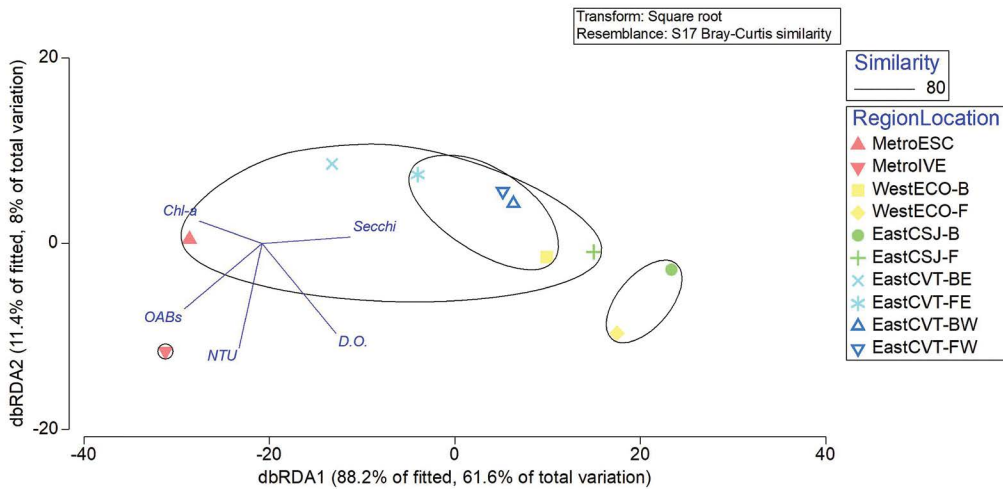


Figura 9. Análisis de redundancia basado en la distancia (dbRDA) del impacto de las variables ambientales sobre la variación espacial en la estructura de la comunidad de los reclutas de corales en cada región y localidad. Esta solución explica el 99.6% de la variación “fitted” y el 69.6% de la variación total. Referirse a la Metodología para la descripción de los acrónimos.

Discusión

Los resultados apoyan la hipótesis del estudio de que los arrecifes de coral poco profundos en las costas metropolitanas más afectadas por múltiples eventos de perturbaciones naturales y el deterioro crónico en la calidad del agua tendrán un menor potencial de recuperación natural que aquellos arrecifes menos impactados por el deterioro de la calidad del agua. Nuestros hallazgos evidenciaron que los arrecifes en áreas geográficas de mayor deterioro en la calidad del agua en las costas urbanas de San Juan presentaban condiciones con un deterioro ambiental acelerado y una abundancia menor de reclutas de corales. De igual forma, las localidades más afectadas evidenciaron un potencial menor de recuperación natural luego de perturbaciones ambientales, ya que la condición de los arrecifes someros de la zona metropolitana de San Juan se afectó significativamente por el evento masivo de mortalidad de corales registrado posterior al impacto de la tormenta tropical Isaías

el 28 de julio de 2020. Los patrones espaciales en la estructura multivariada de las variables ambientales sugieren que la ubicación de la fuente de contaminación y el grado de circulación superficial del agua (ej. corrientes superficiales y oleaje) son factores importantes para determinar la condición del arrecife y la distribución espacial de las especies presentes. La degradación de la calidad del agua es una preocupación en los hábitats costeros tropicales poco profundos, debido a la acumulación de sedimentos, nutrientes disueltos en concentraciones altas y contaminantes (Lapointe et al., 1992; Díaz-Ortega y Hernández-Delgado, 2014). El exceso de nutrientes, por consecuencia de factores como el uso de fertilizantes o por descargas sanitarias y pluviales, puede llevar a la proliferación de las macroalgas que obstruyen la luz solar, así como contribuyen al crecimiento de microorganismos como bacterias y hongos que pueden acelerar el consumo del oxígeno disuelto en el mar necesario para la respiración de los corales (Nelson & Altieri, 2019), o pueden ser patógenos para estos (Kuffner et al., 2006). También, el efecto de la sedimentación, proveniente del desarrollo costero o de las escorrentías de aguas pluviales urbanas se consideran entre los principales factores de estrés para los corales, ya que su depósito en los arrecifes puede asfixiar a los corales e interferir con su capacidad de alimentarse, desarrollarse y reproducirse (Babcock, 1991). Así mismo, un factor para considerar, son los eventos recurrentes de blanqueamiento que han experimentado los arrecifes del Caribe debido al incremento crónico en la temperatura superficial del agua. De igual forma, la abundancia de los corales se ha visto afectada adicionalmente debido a los impactos estocásticos (agudos) por los Huracanes Irma y María en 2017, al igual que por el impacto de la tormenta tropical Isaías el 28 de julio de 2020.

Los análisis demostraron que se ha alterado la estructura de la comunidad de corales a escalas espaciales mayores (ej. a nivel de localidad y regional), posiblemente como consecuencia de los factores ambientales principales, ya sea a causa de la degradación crónica de la calidad del agua o por el impacto acumulativo a largo plazo de los huracanes. Fue evidente la relación intrínseca que existe entre la calidad del agua y la salud de un arrecife de coral como evidencia la región metropolitana de San Juan y Carolina, ya que se obtuvieron los parámetros de calidad de agua más comprometidos en esa región. La pobre calidad del agua pudiera explicar el deterioro en el que se encontraron los arrecifes como IVE y ESC, donde se documentó una menor transparencia horizontal del agua, mayor turbidez, y concentraciones más altas de clorofila-a y de abrillantadores ópticos. Estas son localidades afectadas recurrentemente por escorrentías fluviales, desagües de aguas no tratadas, entre otros. Estos datos sugieren que las localidades más adyacentes a las zonas urbanas evidenciaron la mayor degradación ambiental y un potencial menor de recuperación natural posterior a cualquier tipo de perturbación. En relación a los arrecifes de coral metropolitanos, se encontró que ESC tenía mayor abundancia de corales juveniles

y adultos, en comparación con los arrecifes de coral de IVE. No obstante, el arrecife de ECO-F se encontraba en mejores condiciones. Encontramos la especie *Acropora palmata* fue únicamente encontrada en esta localidad. Esto se puede deber a que la deposición de sedimentos puede ser mínima en hábitats de alta energía como los arrecifes de Vega Baja (Díaz-Ortega y Hernández-Delgado, 2014). Sin embargo, las comunidades de los arrecifes de coral de Vega Baja han sido también impactadas de manera inequívoca y severa por una combinación de fuentes ilegales puntuales y no puntuales de contaminación de aguas residuales sin tratar, por pulsos recurrentes de escorrentía de aguas pluviales turbias, cargadas de nutrientes y sedimentos que ponen en alto riesgo la persistencia de esta especie actualmente clasificada como amenazada bajo la Ley Federal de Especies en Peligro de Extinción (Díaz-Ortega y Hernández-Delgado, 2014). Su amplia dominancia en dicha localidad convierte a sus arrecifes de coral en lugares de extraordinario valor para conservación de dicha especie a nivel de todo el Caribe.

Por otro lado, se esperaba que los arrecifes de la región este en la costa de Fajardo se encontraran en mejores condiciones. No obstante, se encontró que los arrecifes en CSJ estaban en mejor condición que los de CVT. CSJ presentó mayor diversidad de corales juveniles, mientras que el arrecife en CVT estaba mayormente cubierto de macroalgas. Las comunidades bentónicas afectadas por escorrentías cargadas de nutrientes y sedimento continuamente han evidenciado una dominancia por las macroalgas, un incremento en la cobertura de corales muertos y una disminución en la diversidad de especies (Hernandez-Delgado et al., 2017). Sin embargo, es evidente que cualquier arrecife de coral que tenga una degradación ambiental crónica significativa debido al deterioro en la calidad de agua, ya sea mediante el impacto recurrente de pulsos de escorrentías, el paso de huracanes o el cambio climático, tendrá como consecuencia una degradación crónica e irreversible al perderse los corales y por ende disminuirá su potencial natural de recuperación. Esto puede tener consecuencias adversas en el sostenimiento de las funciones ecológicas de los arrecifes de coral como lo son el amortiguar la energía del oleaje, el crecimiento neto del arrecife y el sostenimiento de la biodiversidad. Estas tendencias de degradación arrecifal, combinadas con el deterioro en la calidad del agua, ya se han documentado en el pasado en diversos estudios en Puerto Rico (Bonkosky et al., 2009; Hernández-Delgado et al., 2006, 2010, 2017; Ramos-Scharrón et al., 2012, 2015; Díaz-Ortega y Hernández-Delgado, 2014; Hernández-Delgado y Rosado-Matías, 2017; Otaño-Cruz et al., 2017, 2019). La prevalencia de los problemas en el manejo apropiado del suelo y de las escorrentías urbanas pueden ser uno de los obstáculos más significativos para la capacidad natural de recuperación de los arrecifes de coral. La situación se agrava aún más con los impactos en la pérdida de corales que ya ha tenido la enfermedad de pérdida de tejido en los corales pétreos en Puerto Rico (Weil et al., 2019; Williams et al., 2021), lo que anticipa una reducción

adicional potencialmente significativa en la capacidad de recuperación natural en los arrecifes de coral adyacentes a la costa. Esto puede tener implicaciones a largo plazo en el contexto de la capacidad natural de los arrecifes de coral llanos de proteger la vida y la infraestructura costera contra el impacto del incremento en el nivel del mar y de los eventos de oleaje extremo en el futuro.

Resulta imperativo la implementación de un plan integrado de manejo de cuencas hidrográficas, del manejo de las escorrentías urbanas y del manejo de los sistemas de bombeo de aguas pluviales en la zona metropolitana de San Juan. El evento de descargas de aguas de inundación del 28 de julio de 2020 tras el paso de la tormenta tropical Isaías resultó en un impacto adverso estocástico significativo a los arrecifes de coral metropolitanos con consecuencias adversas en la capacidad de recuperación natural que permanecen aún poco comprendidas. Es esencial que ante el cuadro de deterioro ambiental de muchos de los arrecifes someros bordeantes de las costas urbanas se considere la implementación de un programa de rehabilitación ecológica para poder acelerar el crecimiento coralino y el éxito de su recuperación.

Limitaciones

La limitación principal de este estudio fue el período corto de tiempo de muestreo y el número limitado de localidades visitadas. Se requiere la implementación de un programa de monitoreo detallado de la dinámica de reclutamiento de corales para comprender a largo plazo cuál es la situación de los arrecifes de coral llanos en las costas de Puerto Rico a lo largo de gradientes ambientales de calidad de agua. Además, este esfuerzo amerita el aumento en el número de localidades réplicas por cada región, así como expandir el ámbito geográfico del área de estudio. Estos esfuerzos a mayor escala espacial y temporal son elementos que actualmente se encuentran bajo investigación por nuestro equipo de trabajo.

Conclusiones y aplicaciones futuras

Podemos concluir que los arrecifes someros adyacentes a la costa de la zona metropolitana de San Juan y Carolina se encuentran más deteriorados que los arrecifes no metropolitanos y con menor potencial de recuperación natural luego de cualquier tipo de perturbación ambiental. Entre los arrecifes de la zona metropolitana, el que está en peor condición es el de la Reserva Natural del Arrecife Isla Verde, seguido de Playa El Escambrón. El arrecife de Vega Baja estuvo en mejores condiciones que los otros arrecifes del área metropolitana o inclusive los de la zona de Fajardo. Los factores importantes que pudieran generar un declive en la abundancia de los reclutas de corales lo son: la calidad del agua, el cambio climático y las perturbaciones locales de origen humano. Las localidades donde los arrecifes llanos se encontraron mayormente afectados presentaron baja transparencia horizontal del agua, alta turbidez y las concentraciones mayores de clorofila-*a*, y de

abrillantadores ópticos, lo que indica un posible declive crónico en la calidad del agua. De igual forma, lo fueron las localidades que se afectaron por la descarga a la costa de aguas no tratadas a través de sistemas de bombeo de manejo de inundaciones en la zona metropolitana debido al impacto de la tormenta tropical Isaías el 28 de julio de 2020.

Debido a estos escenarios, nuestra predicción es que a largo plazo las costas adyacentes a estas localidades, particularmente las costas urbanas, serán más vulnerables y estarán comprometidas ante los impactos potenciales del cambio climático y del aumento en el nivel del mar porque se ha perdido paulatinamente la capacidad natural de regeneración. Por tanto, es importante cualquier tipo actividad de conservación y de rehabilitación ecológica para prevenir que se sigan degradando los arrecifes, para facilitar la recuperación poblacional de los corales, aumentar la capacidad de acreción de los arrecifes someros de la costa, y para contribuir a largo plazo a recuperar la capacidad de atenuación de la energía del oleaje. Solo mediante la recuperación asistida de estos arrecifes de coral puede ser posible la restauración de sus múltiples funciones ecológicas, servicios y beneficios, así como la recuperación de su persistencia y resiliencia. Eso incluye la necesidad de implementar estrategias más agresivas y efectivas de conservación, de restauración ecológica y de participación comunitaria que faciliten los procesos de recuperación asistida. Para esto, es crítico que se identifique la crisis de los arrecifes de coral como una emergencia ecológica ambiental de carácter nacional y así aprovechar el Fondo Estatal de Emergencias de Puerto Rico para facilitar parte de la recuperación necesaria. Dicha recuperación es posible, pero amerita acciones de manejo inmediatas y la integración de esfuerzos de múltiples sectores de la sociedad para que la misma sea efectiva.

Agradecimientos

Este proyecto fue posible gracias al apoyo logístico de la Sociedad Ambiente Marino y del Departamento de Ciencias Ambientales, de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Puerto Rico. Agradecemos la co-mentoría y dirección de la Dra. Elvia Meléndez Ackerman, el Dr. Gabriel Moreno, Rayza Hernández y Molly Ramsey durante la ejecución del proyecto. Este trabajo constituye la tesina de Bachillerato en el Departamento de Ciencias Ambientales de Melanie C. González Figueroa. Agradecemos los aportes de los revisores anónimos que mejoraron significativamente el manuscrito. Este trabajo representa otra aportación de la Sociedad Ambiente Marino en colaboración con el Centro para la Ecología Tropical Aplicada y Conservación de la Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras.

Literatura citada

- Adjeroud, M., Kayal, M., Iborra-Cantonnet, C., Vercelloni, J., Bosserelle, P., Liao, V., Chancerelle, Y., Claudet, J., & Penin, L. (2018). Recovery of coral assemblages despite acute and recurrent disturbances on a South Central Pacific reef. *Scientific Reports*, 8(1), 8-9680, <http://doi.org/10.1038/s41598-018-27891-3>
- Altieri, A. H., Harrison, S. B., Seemann, J., Collin, R., Diaz, R. J., & Knowlton, N. (2017). Tropical dead zones and mass mortalities on coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(14), 3660-3665. <https://doi.org/10.1073/pnas.1621517114>
- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Gill, J. A., Côté, I. M., & Watkinson, A. W. (2009). Flattening of Caribbean coral reefs: Region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B*, 276, <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>
- Anderson M. J., Gorley R. N. & Clarke K. R. (2008). *Permanova+ For Primer: Guide to Software and Statistical Methods*. PRIMER-E: Plymouth, UK
- Babcock R, D. P. (1991). Effects of sedimentation on settlement of *Acropora millepora*. *Coral Reefs*, 9, 205-208. <https://doi.org/10.1007/BF00290423>
- Bonkosky, M., Hernández-Delgado, E. A., Sandoz, B., Robledo, I. E., Norat-Ramírez, J., & Mattei, H. (2009). Detection of spatial fluctuations of non-point source fecal pollution in coral reef surrounding waters in southwestern Puerto Rico using PCR-based assays. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), 45 -54. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.09.008>
- Clarke, K. R., Gorley, R. N., Somerfield, P. J., & Warwick, R. M. (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 3rd edition. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication model. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223 -253. <http://dx.doi.org/doi:10.3354/meps210223>
- Darling, E. S., McClanahan, T. R., & Côté, I. M. (2010). Combined effects of two stressors on Kenyan coral reefs are additive or antagonistic, not synergistic. *Conservation Letters*, 3, 122-130. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2009.00089.x>
- Díaz-Ortega, G. & Hernández-Delgado, E. A. (2014). Land-based source pollution in a climate of change: A roadblock to the conservation and recovery of Elkhorn

- coral *Acropora palmata* (Lamarck 1816). *Natural Resources*, 5(10), 561-581. <http://dx.doi.org/10.4236/nr.2014.510050>
- Edmunds, P.J. (2019). The demography of hurricane effects on two coral populations differing in dynamics. *Ecosphere*, 10(9), 1-18. <http://doi.org/10.1002/ecs2.2836>
- Ferrario, F., Beck, M. W., Storlazzi, C. D., Micheli, F., Shepard, C. C., & Airoidi, L. (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, 5, 1-9. <https://doi.org/10.1038/ncomms4794>
- Environmental Protection Agency. (2018). Información básica sobre los arrecifes de coral. EPA. <https://espanol.epa.gov/espanol/informacion-basica-sobre-los-arrecifes-de-coral>
- Gardner, T. A., Côté, I. M., Gill, J. A., Grant, A., Watkinson, A. R., Ecology, S., Jan, N., & Watkinson, A. R. (2005). Hurricanes and Caribbean coral reefs: Impacts, recovery patterns, and role in long-term decline. *Ecology*, 86(1), 174 -184. <https://doi.org/10.1890/04-0141>
- Google. (2021). Map showing location of Vega Baja, Reserva Marina Arrecife de Isla Verde, Reserva Natural Cabezas de San Juan y Playa El Convento. https://earth.google.com/web/search/Las+Cabezas+De+San+Juan+National+Park,+Fajardo/@18.41196662,-66.04701743,6.30167825a,199235.18404193d,30y,0h,0t,0r/data=CigijGokCQstjejQI_jNAERrHn5eHbTFAGWQ_MV6jKVDAIeVHTifn9VDAMicKJQojCiExcWx0YUo2TU5DSmxnVkZ0ZzBOaXd5WU1rOTltcWthZTI
- Gouezo, M., Golbuu, Y., Fabricius, K., Olsudong, D., Mereb, G., Nestor, V., Wolanski, E., Harrison, P., & Doropoulos, C. (2019). Drivers of recovery and reassembly of coral reef communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1897). <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2908>
- Hernández-Delgado, E. A., Medina-Muñiz, J. L., Mattei, H., & Norat-Ramírez, J. (2017). Unsustainable land use, sediment-laden runoff, and chronic raw sewage offset the benefits of coral reef ecosystems in a no-take marine protected area. *Environmental Management and Sustainable Development*, 6(2), 292-333. <Http://Www.Macrothink.Org/Journal/Index.Php/Emsd/Article/View/10687>
- Hernández-Delgado, E. A., & Rosado-Matías, B. J. (2017). Long-lasting impacts of beach renourishment on nearshore urban coral reefs: A glimpse on future

- impacts of shoreline erosion, sea level rise and climate change. *Annals of Marine Biology Research*, 4(1), 1021. <https://www.jscimedcentral.com/MarineBiology/marinebiology-4-1021.pdf>
- Hernández-Delgado, E. A., Rosado-Matías, B. J., & Sabat, A. M. (2006). Management failures and coral decline threaten fish functional groups recovery patterns in the Luis Peña Channel No-Take Natural Reserve, Culebra Island, PR. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, 57, 577-605. http://aquaticcommons.org/13898/1/gcfi_57-41.pdf
- Hernández-Delgado, E. A., Sandoz, B., Bonkosky, M., Mattei, H., & Norat, J. (2010). Impacts of non-point source sewage pollution in Elkhorn coral, *Acropora palmata* (Lamarck), assemblages of the southwestern Puerto Rico shelf. *Proceedings of the 11th International Coral Reefs Symposium*, 747-751. https://nsuworks.nova.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1000&context=occ_icrs
- Hernández-Delgado, E. A., Rodríguez, J., & Murcia Eslava, J. D. (2020). *The fresh face of death: Preliminary assessment of a massive coral and invertebrate mortality event at El Escambrón Beach, San Juan, Puerto Rico - August 2020*. Report submitted to the Department of Natural and Environmental Resources and to the San Juan Bay Estuary Program. Sociedad Ambiente Marino, San Juan, PR 51 pp.
- Hughes, T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265, 1547-1551. <https://doi.org/10.1126/science.265.5178.1547>
- Hughes, T. P., Barnes, M. L., Bellwood, D. R., Cinner, J. E., Cumming, G. S., Jackson, J. B. C., Kleypas, J., van de Leemput, I. A., Lough, J. M., Morrison, T. H., Palumbi, S. R., van Nes, E. H., & Scheffer, M. (2017). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 546, 82-90. <https://doi.org/10.1038/nature22901>
- Hughes, T. P., Kerry, J. T., Baird, A. H., Connolly, S. R., Chase, T. J., Dietzel, A., Hill, T., Hoey, A. S., Hoogenboom, M. O., Jacobson, M., Kerswell, A., Madin, J. S., Mieog, A., Paley, A. S., Pratchett, M. S., Torda, G., & Woods, R. M. (2019). Global warming impairs stock-recruitment dynamics of corals. *Nature*, 568, 387-390. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1081-y>
- Kuffner, I. R., Walters, L. J., Becerro, M. A., Paul, V. J., Williams, R. R., & Beach, K. S. (2006). Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. *Marine Ecology Progress Series*, 323, 107-117. <https://doi.org/10.3354/meps323107>

- Lapointe, B. E., Littler, M. M., & Littler, D. S. (1992). Modification of Benthic Community Structure by Natural Eutrophication: The Belize Barrier Reef. *Proceedings of the 7th International Coral Reef Symposium, 1*, 323-334. <https://repository.si.edu/bitstream/handle/10088/2569/Littler1993a.pdf>
- Nelson, H. R., & Altieri, A. H. (2019). Oxygen: the universal currency on coral reefs. *Coral Reefs, 38*(2), 177 -198. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01765-0>
- Otaño-Cruz, A., Montañez-Acuña, A. A., Benson, E., Cuevas, E. P, Ortiz, J., & Hernández-Delgado, E. A. (2019). Response of near-shore coral reefs benthic communities to changes of sedimentation dynamics and environmental conditions. *Frontiers in Marine Science* 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00551>
- Otaño-Cruz, A., Montañez-Acuña, A. A., Torres-López, V. I., Hernández-Figueroa, E. M., & Hernández-Delgado, E. A. (2017). Effects of changing weather, oceanographic conditions, and land uses on spatio-temporal variation of sedimentation dynamics along near-shore coral reefs. *Frontiers in Marine Science, 4*, 249, 1-17. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2017.00249>
- Perry, C. T., Murphy, G. N., Kench, P. S., Smithers, S. G., Edinger, E. N., Steneck, R. S., & Mumby, P. J. (2013). Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature Communications, 4*, 1402-1407. <http://doi.org/10.1038/ncomms2409>
- Ramos-Scharrón, C. E., Amador, J. M., & Hernández-Delgado, E. A. (2012). An interdisciplinary erosion mitigation approach for coral reef protection - A case study from the Eastern Caribbean. 127-160. In, A. Cruzado (Ed.), *Marine Ecosystems*, Intech Publications, Rijeka, Croatia. ISBN: 978-953-51-0176-5. <http://doi.org/10.5772/35709>
- Ramos-Scharrón, C., Torres-Pulliza, D., & Hernández-Delgado, E. A. (2015). Watershed- and island-scale land cover changes in Puerto Rico (1930s-2004) and their potential effects on coral reef ecosystems. *Science of the Total Environment, 506-507*, 241-251. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969714015988>
- Riegl, B., & Piller, W. E. (2003). Possible refugia for reefs in times of environmental stress. *International Journal of Earth Sciences, 92*(4), 520-531. <https://doi.org/10.1007/s00531-003-0328-9>

- Rosenberg, E., Kushmaro, A., Kramarsky-Winter, E., Banin, E., & Loya, Y. (2009). The role of microorganisms in coral bleaching. *ISME Journal*, 3(2), 139 -146. <https://doi.org/10.1038/ismej.2008.104>
- Roth, F., Saalman, F., Thomson, T., Coker, D. J., Villalobos, R., Jones, B. H., Wild, C., & Carvalho, S. (2018). Coral reef degradation affects the potential for reef recovery after disturbance. *Marine Environmental Research*, 142, 48-58. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.09.022>
- Sea Grant UPR. (2010). Los arrecifes de coral. <https://seagrantpr.org/arrecifes/>.
- Tomascik, T. (1991). Settlement patterns of Caribbean scleractinian corals on artificial substrata along a eutrophication gradient, Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series*, 77(2 -3), 261 -269. https://www.researchgate.net/profile/Tomas-tom-Tomascik/publication/250215314_Settlement_patterns_of_Caribbean_scleractinian_corals_on_artificial_substrata_along_a_eutrophication_gradient_Barbados_West_Indies/links/0c96052ab736ac1c79000000/Settlement-patterns-of-Caribbean-scleractinian-corals-on-artificial-substrata-along-a-eutrophication-gradient-Barbados-West-Indies.pdf
- Veron, J. E. N., Hoegh-Guldberg, O., Lenton, T. M., Lough, J. M., Obura, D. O., Pearce-Kelly, P., Sheppard, C. R. C., Spalding, M., Stafford-Smith, M. G., & Rogers, A. D. (2009). The coral reef crisis: The critical importance of <350 ppm CO₂. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1428 -1436. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.009>
- Weil, E., Hernández-Delgado, E. A., González, M., Williams, S., Suleimán-Ramos, S., Figuerola, M., & Metz-Estrella, T. (2019). Spread of the new coral disease “SCTLD” into the Caribbean: implications for Puerto Rico. *Reef Encounter*, 34(1):38-43. <http://coralreefs.org/wp-content/uploads/2020/01/REEF-ENCOUNTER-Dec-2019-hi-res.pdf>
- Williams, S. M., Garcia-Sais, J., & Sabater-Clavell, J. (2021). Prevalence of stony coral tissue loss disease at El Seco, a mesophotic reef system off Vieques Island, Puerto Rico. *Frontiers in Marine Science*, 8, 668669. doi.10.3389/fmars.2021.668669

EXPLORING VERTEBRATE COMMUNITY RESILIENCE TO INVASIVE MAMMAL PREDATOR INVASIONS

Diana K. Guzmán-Colón, Ph.D.¹

Received May 30, 2021 | Accepted October 18, 2021

Abstract - Novel species assemblages in tropical islands present ecologists with the opportunity to explore ecosystem function and faunal community resilience to invasive species. Introduced mammalian predators to islands have a disproportionately large role in species extinctions and their variation in patterns of foraging can influence the assembly of biological communities. In this article, I argue for the need for experimental studies to elucidate the role of invasive species within faunal assemblages in Puerto Rico with a focus on the introduced small Indian mongoose (*Herpestes auro punctatus*). I conducted a preliminary assessment to define best possible study sites for obtaining an understanding of mongoose influence on Puerto Rico's terrestrial vertebrate food web. Mongoose occurrence and high species richness on sites with moderate habitat modification coincide on 3% of the island's land area, and mostly located on the southwest coastal dry forest. A deeper understanding of mongoose influence on Puerto Rico's terrestrial vertebrate food web is paramount for biodiversity management and to grasp community resilience to biotic invasion.

Keywords: biotic interactions, species richness, non-native species, faunal assemblages, Herpestes auro punctatus, food web

Resumen - Los ensamblajes noveles de especies en islas tropicales proveen la oportunidad de explorar la función de estos ecosistemas y la capacidad de recuperación de comunidades bióticas frente a la presencia de especies invasoras. Los mamíferos que han sido introducidos a ecosistemas de islas asumen un rol importante en las extinciones de especies. La variación en patrones de forrajeo de dichas especies pueden influir en el ensamblaje de las comunidades bióticas presentes en las islas. En este artículo, indago sobre la necesidad de estudios experimentales para dilucidar el rol de las especies invasoras dentro de las comunidades de fauna en Puerto Rico con un enfoque específico en la mangosta de la India (*Herpestes auro punctatus*). En este artículo presento una evaluación que identifica potenciales sitios de estudios a través de un análisis de los patrones espaciales de presencia de la mangosta y la riqueza de especies en la isla. La presencia de mangostas y riqueza de especies en sitios con modificación moderada del hábitat coinciden en el 3% de la superficie terrestre de la isla, y se encuentran principalmente en el bosque seco costero del suroeste. Un entendimiento sobre la influencia de la mangosta en la red trófica de vertebrados terrestres de Puerto Rico es primordial para el manejo de la biodiversidad y comprender la resiliencia de comunidades a la invasión biótica.

Palabras clave: interacciones bióticas, riqueza de especies, especies no nativas, islas, ensamblajes de fauna, Herpestes auro punctatus, red alimentaria

¹SILVIS Lab, Department of Forest and Wildlife Ecology, University of Wisconsin-Madison, 1630 Linden Drive, Madison WI 53706, USA Corresponding author: dguzmancolon@wisc.edu

Introduction

Human influences on terrestrial ecosystems are driving most of the biogeographical patterns that were once dictated by natural climate and geological change (Helmus et al., 2014). Natural changes, such as species colonization of available niches, occurred at a much slower pace than the rapid mixing of species happening since the advent of modern human travel (Crooks, 2005). The swift reshuffling of species coupled with shifting abiotic patterns due to environmental changes, has resulted in an estimated 35% increase of ecosystems that are compositionally novel (Marris, 2009). In the world of conservation ecology, scientists grapple with uncertainty regarding the potential consequences of species introductions in altering the functionality of an ecosystem while also trying to understand how and if species might be able to adapt to both climate change and species invasions. At the same time, novel species assemblages present ecologists with the opportunity to explore classic, theoretical questions regarding ecosystem function, species assemblages, community resilience, and competition, among a suite of questions that are paramount to the understanding of the intricacies of an ecosystem. In this article, I argue for the need of experimental studies regarding the role of invasive species in the contemporary faunal assemblages and present an analysis of potential study sites. As a case study, I will focus on the introduction of an introduced predator, the small Indian mongoose (*Herpestes auropunctatus*).

An emerging yet pervasive issue caused in part by species invasions is the replacement of functionally diverse species by generalists ones, a process commonly known as biotic homogenization (Clavel et al., 2010). Species richness ensures adequate ecosystem functioning that provides invaluable services, such as harvestable biomass, decomposition, nutrient cycling, and pollination. Therefore, understanding species community dynamics should be a priority for conservation, especially on insular ecosystems which often serve as refuges and contain high levels of endemism, but that are highly vulnerable to climate, land-use change, and species invasions.

Ecological theory predicts that local (α) biodiversity should steadily increase at a regional scale as either new specialist or generalists species colonize these areas (Pyšek & Richardson, 2010). In this scenario, one should expect that specialists or generalists, in a moderately modified habitat, have similar fitness and can coexist regionally. However, the biodiversity among localities (β) may become homogenized following the total loss or replacement of native species (Kortz & Magurran, 2019). The consequences of these dynamics in a landscape are the establishment of novel species assemblages, which could result in a net loss of functional roles among the community and the services they provide. For example, in a case of introductions via exotic pet trade, local colonization events immediately translate into greater species richness, whereas the extinction of declining species happens over a much longer timescale. Therefore, the scenario presented above requires information on the direct and indirect effects of species interactions, with special interest in the role of invasive species in novel faunal assemblages.

Puerto Rico is a prime example of how novel plant species assemblages, dominated by non-native tree species, have provided critical habitat for native forest bird species which in turn have contributed to the dispersal of native trees (Abelleira-Martínez, 2010). However, a similar understanding of vertebrate co-existence with an invasive predator like the mongoose remains unclear.

Puerto Rico vertebrates and species richness

Puerto Rico has an estimated 26,410 species of organisms, with animals representing 43% of the total species (Joglar, 2005). Researchers have recorded over 500 vertebrate species, including terrestrial, terrestrial aquatic and marine organisms (Gould et al., 2008). Of these, about 436 are terrestrial vertebrate species and this number has further increased with introduction of species by humans introductions (Lugo et al., 2012).

Species in Puerto Rico are widespread, yet with significant spatial patterns: there are coastal or montane species, species restricted to dry or wet environments, and species restricted to particular islands in the archipelago, thus highlighting the importance of the diversity of habitats on the island (Gould et al., 2008). For example, results from the latest Puerto Rico GAP analysis on α diversity and β showed different patterns (Figure 1); specifically, mountain forested habitats tended to be more species rich (higher α diversity), but coastal regions (an area with greater heterogeneity of habitats) appear to have higher β diversity (Gould et al., 2008).

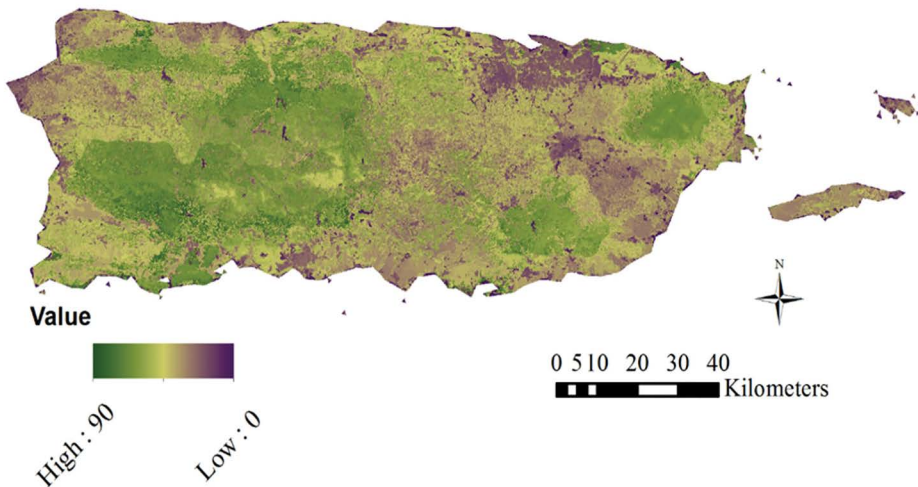


Figure 1. Map using the sum of all predicted species distribution data from 202 terrestrial vertebrate species. The dataset displays species richness values calculated as part of the Puerto Rico Gap Analysis project (PRGAP) and modelled using the 2000 Puerto Rico land cover map at a spatial resolution of 15 by 15 meters. Species richness is the total number of species that are predicted to potentially occur within an area. Represented in this map are the following major taxa: eighteen amphibians, one hundred and twenty-three birds, fourteen mammals and forty-seven reptiles. Data layers acquired from public repository <https://caribbeanlcc.databasin.org>.

The small Indian mongoose (*Herpestes auropunctatus*)

The small Indian mongoose is a solitary opportunistic predator native to parts of the Middle East, South and Southeast Asia. Mongooses were introduced into sugarcane fields in most of the Caribbean islands during the late 1800s to early 1900s as a means of biological control for rats (*Rattus sp.*). Currently, mongooses are known to inhabit 29 islands of the West Indies where declines in the number of bird, reptile and amphibians species followed shortly after mongoose introductions (Gorman, 1975; Roy Horst et al., 2001). Mongooses use diverse habitats, from forests to open grasslands and suburban areas, although abundances differ in montane versus coastal forests (Guzman-Colon & Roloff, 2014). This species is relatively long lived with reported ages of up to 6 years (Hoagland et al., 1989), and has a high reproductive capacity, with a gestation period of 42 days and 1-4 offspring in each litter (Nowak, 1991). To date, there are no detected predators or competitors that might restrict mongoose populations in Puerto Rico. Estimated average mongoose densities on the island range from 0.19 to 9.0 mongooses/ha (Johnson et al., 2015; Quinn & Whisson, 2005), with home range sizes of 3.1-52.2 ha (Quinn & Whisson, 2005), but these numbers vary widely by study and locality. These characteristics make the mongoose a phenomenal generalist and invasive species, thus managing for mongoose control a daunting task.

In addition to being a perceived threat to native wildlife, mongooses are a reservoir of rabies, leptospirosis and other diseases (*i.e. Salmonella*) on islands of the Caribbean (Benavidez et al., 2019; Everard & Everard, 1992; Miller et al., 2014). Although the International Union for Conservation of Nature (IUCN) classifies the mongoose as one of the top 100 worst invasive species, some researchers have suggested that the mongoose has become naturalized to Puerto Rico and should be considered part of the faunal composition of the island (Lugo et al., 2012). While we ignore the importance of mongoose introduction relative to other potential causes of declines of native species in the Caribbean (Waltington-Linares, 2007), it is plausible that mongooses are key members of contemporary faunal assemblages. Under this assumption, several questions arise for conservation, such as, what are the consequences of intense species control, when should funding be directed towards intervention and how to design integrated pest management programs.

Removal of mongooses has been a central part of conservation programs in many islands. In Puerto Rico, mongoose population control programs consist of seasonal individual removal on sites where the endangered Puerto Rican parrot (*Amazona vittata*) inhabits (F. Cano, personal communication, May 2011). Live box traps are the most common method of mongoose control employed (Barun et al., 2011). While most of the mongoose studies in Puerto Rico have focused on gathering information for management, for example, trap location, bait flavor and toxicity (Berentsen et al.,

2018; Guzman-Colón et al., 2019), few studies have quantified the effects of mongoose introduction to a seemingly naïve (to predators) insular community of native and endemic species, including species' responses or adaptations to mongoose presence. Because of the scarcity of data on species interactions with this introduced predator, a deep understanding of predator food web and predation risks in the Caribbean is needed to understand the current role of mongooses in the faunal community of Puerto Rico.

Mongoose relationship with other species

Small mammals are considered one of the most detrimental biological invaders to island ecosystems (Courchamp et al., 2003). In general, introduced mammalian predators have a disproportionately large role in species extinctions and their variation in patterns of foraging specialization can influence invasibility of biological communities. The effect of predatory introductions can be influenced by properties of the local ecosystem. Some theoretical studies show that the probability of invasion success should decrease with species number and with strength of interspecific interactions (Post & Pimm, 1983; Rejmanek & Richardson, 1996). Given its diversity of environments, Puerto Rico provides an ideal scenario to explore whether there is any relationship between species diversity and resistance to mongoose invasions. In the broadest sense, are species-rich, tropical communities truly more invasion resistant than species-poor temperate communities?

A study relating the number of terrestrial vertebrate species to mongoose presence in the Caribbean found that the number of terrestrial vertebrate species appeared to be negatively correlated (-0.90) with mongoose presence (Horst et al., 2001). However, causality was not confirmed given that island size was more strongly correlated with mongoose densities (-0.98) than species richness. Yet, the general trend observed in the Caribbean was that smaller islands supported higher mongoose density but low vertebrate diversity, whereas larger islands support low mongoose densities but higher vertebrate diversity (Table 1). Perhaps the number of invasion opportunities for a mongoose increases the likelihood that the species will successfully establish, and islands with low vertebrate diversity allow mongooses to colonize empty niches.

Table 1

Average mongoose population densities on five Caribbean islands

Island	Area (km ²)	Mongoose density (No./ha)	Number of terrestrial species
St. Croix	270	6.4	197
Grenada	310	6.6	208
Trinidad	4,800	2.5	417
Puerto Rico	8,900	2.5	338
Jamaica	11,420	2.6	307

Note. No./ha-Number/hectare. Modified from Horst et al. (2001).

Despite the accumulation of independent observations for the effects of introduced mongooses upon Caribbean and Pacific islands, few attempts have been made to quantitatively describe the magnitude of the ecological impact or relationships on the island's food web. Although studies on diet are limited, stomach and fecal content analyses reveal that mongoose feed on a wide variety of mostly small vertebrates and invertebrates (71-89%), and plant material 15-29% (Pimentel, 1955; Vilella, 1998), with dietary preferences differing by habitat (Gorman, 1975). However, stomach content analysis only reveals what the predator has consumed in the few hours prior to being captured and a more holistic view of their diet is needed.

A call to explore the diet of the mongoose with isotopic analysis

Recent advances in the use of stable isotope analysis (SIA) for diet studies could allow researchers to obtain a deeper understanding and characterization of mongoose influence on our insular food web. Animal tissues contain a ratio of heavy to light isotopes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) and nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) which are partially acquired from their food sources. Because prey items are assimilated into a predator's tissue, natural variation in the isotopic signature of potential prey items can be traced into the isotopic values of the consumer to estimate dietary proportions. This technique is increasingly being used in animal studies to deduce trophic level via predictable increases in $\delta^{15}\text{N}$ and in food resources via variations in $\delta^{13}\text{C}$ from different organic matter sources (Karasov & Martínez del Río, 2007). Recent SIA studies in the island of St. John's indicate that mongooses might prefer prey found close to the site of capture, thus showing geographic differences in consumption by mongoose inhabiting similar localities (deHart et al., 2016). Given this, one would recommend that population control programs target small areas, since mongoose movements appear to be exploratory in extensive areas, but their foraging behavior is limited to local sites. Interestingly, deHart et al. (2016) and Powers et al. (2020) found that consumption differed among ages, with older individuals likely relying more heavily on marine-derived nutrients. In St. John, mongooses relied heavily on brown pelican eggs (*Pelecanus occidentalis*) and consume a wide variety of herpetofauna species. Overall, mongoose diet assessed by SIA was shown to be more variable than previously quantified (Gorman, 1975; Pimentel, 1955; Vilella, 1998). The main strength of SIA is the ability to investigate the responses of individuals to determinant of survival such as food availability, competition, predation, and predation risk (Flaherty & Ben-David, 2010).

A proposed systematic study

To explore the feeding ecology and trophic position of the mongoose on species-rich and species-poor areas in Puerto Rico, I examined potential sites suited to perform studies aimed at characterizing vertebrate species assemblages and

species interactions mediated by prey consumption. First, I selected areas in Puerto Rico where human modification is moderate (Guzmán-Colón et al., 2020) to follow the assumption that both native and introduced species can coexist locally and have similar fitness. Within these areas, I selected sites with a two-way combination of low vs. high occurrence of species and mongooses (datasets from Gould et al. 2008;Guzman-Colon, *in prep*).

Based on this preliminary analysis, there are few places where a high probability of mongoose presence coincides with high species richness sites (3.28% of the island’s land area), and that there is no difference between lower and higher mongoose presence overlapping with either lower or higher species richness sites. It is interesting to note that a higher number of species are found on the central mountainous zone and eastern rainforest of the island, while mongooses are more abundant and likely to be found near coastal and dry areas. Indeed, most of the heterogeneity of habitats are found in the coastal zones as shown in Figure 2. I suggest that future studies would be more fruitful around the areas of Cabo Rojo through Guánica (Southwest), where variability in mongoose presence and species richness are more evident.

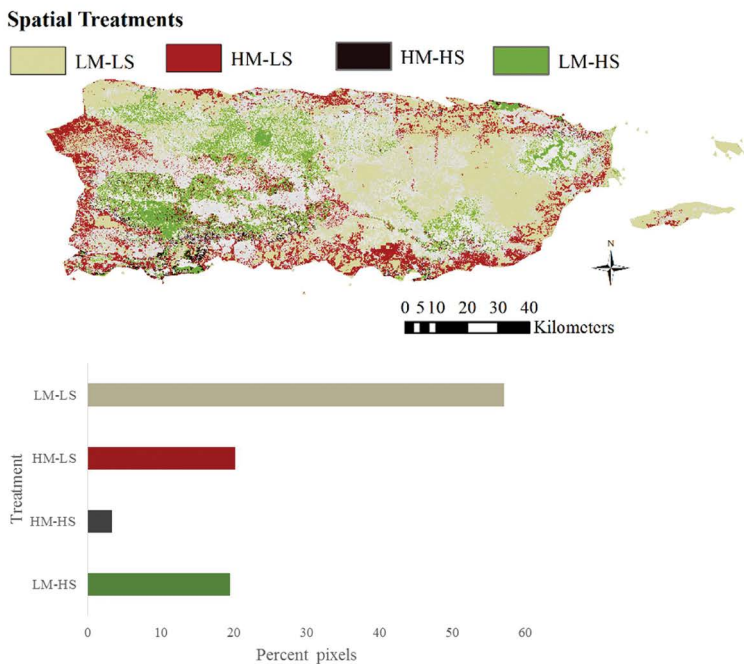


Figure 2. Map depicts sites that were identified as low mongoose presence + Low species richness (LM-LS), High mongoose presence + Low species richness (HM-LS), High mongoose presence + High species richness (HM-HS), and Low mongoose presence + High species richness (LM-HS). Bar graph shows the percent pixel represented by each spatial treatment in the model.

Concluding remarks

Mongoose presence on islands continues to be a motive for concern for conservation management. The information presented here highlights the potential to understand island terrestrial species communities through food web studies. It is important to build a baseline for a robust analysis of trophic patterns on island ecosystems. I examined potential areas where an important number of species might overlap with mongoose presence and suggested a tool (SIA) for analyzing their basic diet and biotic interactions in these areas.

Future research should consider a more comprehensive investigation of potential prey items of mongooses. The information gathered from this type of study can help target control efforts in areas relevant for the protection of endangered species. Further, it can prompt future questions about faunal biotas and community resilience to invasion in tropical systems.

Acknowledgements

Thanks to Drs. Paula Perrig and Erika Marin-Spiotta for their review of an earlier version of this opinion piece. This paper was conceived during the NSF-IGERT program writing seminar at the University of Wisconsin-Madison, Department of Forest and Wildlife Ecology.

Cited literature

- Abelleira-Martínez, O. J. (2010). Invasion by native tree species prevents biotic homogenization in novel forests of Puerto Rico. *Plant Ecology*, 211(1), 49-64. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9771-4>
- Barun, A., Hanson, C., Campbell, K., & Simberloff, D. (2011). A review of small Indian mongoose management and eradications on islands. In C. R. Veitch, M. N. Clout, & D. R. Towns (Eds.), *Island invasives: eradication and management. Proceedings of the International Conference on Island Invasives*. (pp. 17-25). International Union for Conservation of Nature.
- Benavidez, K. M., Guerra, T., Torres, M., Rodriguez, D., Veech, J. A., Hahn, D., Miller, R. J., Soltero, F. V., Ramírez, A. E. P., Perez de León, A., & Castro-Arellano, I. (2019). The prevalence of *Leptospira* among invasive small mammals on Puerto Rican cattle farms. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, 13(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007236>
- Berentsen, A. R. R., Pitt, W. C., & Sugihara, R. T. (2018). Ecology of the small Indian Mongoose (*Herpestes auro-punctatus*) in North America. In W. C. Pitt, J. C. Beasley & G. W. Witmer (Eds.). *Ecology and management of terrestrial vertebrate invasive species in the United States* (pp. 251-261). United Kingdom: CRC Press. https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/2034
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2010). Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology Environment*, 9, 222-228. <https://doi.org/10.1890/080216>

- Courchamp, F., Woodroffe, R., & Roemer, G. (2003). Removing protected populations to save endangered *species*. *Science*, 302(5650), 1532-1532. doi/10.1126/science.1089492
- Crooks, J. A. (2005). Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. *Écoscience*, 12(3), 316-329. https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-316.1
- deHart, P. A. P., Powers, K. E., & Hyzy, B. A. (2016). Preliminary report: Initial explorations into the feeding ecology of the invasive small Indian mongoose in the Caribbean using stable isotope analyses. *Bios*, 87(4), 155-162. https://doi.org/10.1893/bios-d-15-00011.1
- Everard, C. O. R., & Everard, J. D. (1992). Mongoose rabies in the Caribbean. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 653(1 Tropical Vete), 356-366. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.1992.tb19662.x
- Flaherty, E. A., & Ben-David, M. (2010). Overlap and partitioning of the ecological and isotopic niches. *Oikos*, 119(9), 1409-1416. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18259.x
- Gorman, M. (1975). The diet of feral *Herpestes auro-punctatus* (Carnivora: Viverridae) in the Fijian Islands. *Journal of Zoology*, 175, 273-278. https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1975.tb01401.x
- Gould, W., Alarcón, C., Fevold, B., Jiménez, M., Martinuzzi, S., Potts, G., Quiñones, M., Solórzano, M., & Ventosa, E. (2008). The Puerto Rico Gap Analysis Project. Volume 1: Land cover, vertebrate species distributions, and land stewardship. *General Technical Report* (IITF-GTR-39). Río Piedras, Puerto Rico: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry. https://doi.org/10.2737/IITF-GTR-39
- Guzmán-Colón, D. K., Pidgeon, A. M., Martinuzzi, S., & Radeloff, V. C. (2020). Conservation planning for island nations: Using a network analysis model to find novel opportunities for landscape connectivity in Puerto Rico. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01075. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01075
- Guzman-Colón, D. K., Pidgeon, A. M., & Radeloff, V. C. (2019). *Distribution model accuracy in predicting invasions*. Manuscript in Preparation.
- Guzman-Colón, D. K., & Roloff, G. J. (2014). Small Indian mongoose (*Herpestes auro-punctatus*) population abundance and effects of habitat features on trapping success in protected areas of eastern Puerto Rico. *Caribbean Naturalist*, 19, 1-12.
- Guzman-Colón, D. K., Roloff, G. J., & Montgomery, R. A. (2019). Environmental features associated with trapping success of mongoose (*Herpestes auro-punctatus*) in eastern Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science*, 49(2-3). https://doi.org/10.18475/cjos.v49i2.a4

- Helmus, M. R., Mahler, D. L., & Losos, J. B. (2014). Island biogeography of the Anthropocene. *Nature*, 513(7519), 543-546. <https://doi.org/10.1038/nature13739>
- Hoagland, D. B., Horst, G. R., & Kilpatrick, C. W. (1989). Biogeography and population biology of the mongoose in the West Indies. In C. A. Woods (Ed.), *Biogeography of the West Indies*. (pp. 611-634). Sand Hill Crane Press.
- Joglar, R. (2005). *Biodiversidad de Puerto Rico*. Editorial del Instituto de Cultura Puertorriqueña.
- Johnson, S. R., Berentsen, A. R., Ellis, C., Davis, A., & Vercauteren, K. C. (2015). Estimates of small Indian mongoose densities: Implications for rabies management. *The Journal of Wildlife Management*. <https://doi.org/10.1002/jwmg.998>
- Karasov, W. H., & Martínez del Rio, C. (2007). *Physiological ecology: How animals process energy, nutrients, and toxins*. Princeton University Press. <https://press.princeton.edu/titles/8590.html>
- Kortz, A. R., & Magurran, A. E. (2019). Increases in local richness (a-diversity) following invasion are offset by biotic homogenization in a biodiversity hotspot. *Biology Letters*, 15(5). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2019.0133>
- Lugo, A. E., Carlo, T. A., & Wunderle, J. M. (2012). Natural mixing of species: novel plant-animal communities on Caribbean Islands. *Animal Conservation*, 15(3), 233-41. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2012.00523.x>
- Marris, E. (2009). Ecology: ragamuffin earth. *Nature*, 460(7254), 450-453. <https://doi.org/10.1038/460450a>
- Miller, S., Amadi, V., Stone, D., Johnson, R., Hariharan, H., & Zieger, U. (2014). Prevalence and antimicrobial susceptibility of Salmonella spp. in small Indian mongooses (*Herpestes auro-punctatus*) in Grenada, West Indies. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 37(4), 205-210. <https://doi.org/10.1016/j.cimid.2014.05.003>
- Nowak, R. M. (1991). *Walker's mammals of the world*. 5th ed., 74, 643-1629 pp. Johns Hopkins University Press. <https://doi.org/10.2307/1381927>
- Pearson, O., & Baldwin, P. (1953). Reproduction and age structure of a mongoose population in Hawaii. *Journal of Mammalogy*, 34(4), 436-447. <https://doi.org/10.2307/1375859>
- Pimentel, D. (1955). Biology of the Indian Mongoose in Puerto Rico. *Journal of Mammalogy*, 36(1), 62-68. <https://doi.org/10.2307/1375723>
- Post, W. M., & Pimm, S. L. (1983). Community assembly and food web stability. *Mathematical Biosciences*, 64(2), 169-192. [https://doi.org/10.1016/0025-5564\(83\)90002-0](https://doi.org/10.1016/0025-5564(83)90002-0)

- Powers, K. E., Raymond, J. E., Titus, K. L., Custer, H. N., Brandes, S., & Lucas, J. S. (2020). Assessment of small Indian mongoose diet on St. John, USVI, using stable isotope analyses. *Caribbean Naturalist*, 73, 1-14. <https://www.eaglehill.us/CANAonline/CANA-access-pages/CANA-regular/CANA-073-Powers.shtml>
- Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 25-55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- Quinn, J. H., & Whisson, D. A. (2005). The effects of anthropogenic food on the spatial behaviour of small Indian mongooses (*Herpestes javanicus*) in a subtropical rainforest. *Journal of Zoology*, 267, 339-350. <https://doi.org/10.1017/S0952836905007491>
- Rejmanek, M., & Richardson, D. M. (1996). What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology*, 77(6), 1655-1661. <https://doi.org/10.2307/2265768>
- Horst, R. G., Hoagland, D. B., & Kilpatrick, W. C. (2001). The mongoose in the West Indies: The Biogeography and Population of an Introduced Species. *Biogeography of the West Indies* (409-424 pp). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420039481.ch21>
- Vilella, F. J. (1998). Biology of the mongoose (*Herpestes javanicus*) in a rain forest of Puerto Rico. *Biotropica*, 30(1), 120-125. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00374.x>
- Waltington-Linares, F. (2007). Presuntos implicados: Ratas y mangostas ¿plagas ecológicas? *Acta Científica*, 21, 53-60. http://www.fs.fed.us/global/iitf/pubs/act_v21_1thru3.pdf#page=55

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 Science and Technology Division via email (perspectivasaa@uagm.edu), through WeTransfer, on a CD sent v 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 División de Ciencias y Tecnología 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

La revista *Perspectivas en Asuntos Ambientales* (PAA) cumple 10 años (2012-2022) como organismo informativo en el que estudiantes, profesores y colaboradores externos diseminan sus trabajos de investigación. En este volumen número 9, publicamos artículos originales y revisiones de literatura que abordan la biogeografía y conservación de especies de flora y fauna con especial atención en Puerto Rico y el Caribe.

PAA (ISSN 2167-6828) está adscrita a la División de Ciencias y Tecnología de la Universidad Ana G. Méndez, recinto Cupey y se publica anualmente en línea en nuestra página: <http://cupey.uagm.edu/perspectivas> o en formato impreso (ISSN 2167-4752). 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.

La Universidad Ana G. Méndez, recinto de Cupey, aporta hacia la capacitación de profesionales, el desarrollo de la conciencia científico-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.



UNIVERSIDAD
ANA G. MÉNDEZ

UAGM

Recinto de Cupey