

BIOTA COLOMBIANA

ISSN 0124-5376

Volumen 15 • Suplemento 2 • 2014
Restauración ecológica



Biota Colombiana es una revista científica, periódica-semestral, que publica artículos originales y ensayos sobre la biodiversidad de la región neotropical, con énfasis en Colombia y países vecinos, arbitrados mínimo por dos evaluadores externos y uno interno. Incluye temas relativos a botánica, zoología, ecología, biología, limnología, pesquerías, conservación, manejo de recursos y uso de la biodiversidad. El envío de un manuscrito implica la declaración explícita por parte del (los) autor (es) de que este no ha sido previamente publicado, ni aceptado para su publicación en otra revista u otro órgano de difusión científica. El proceso de arbitraje tiene una duración mínima de tres a cuatro meses a partir de la recepción del artículo por parte de *Biota Colombiana*. Todas las contribuciones son de la entera responsabilidad de sus autores y no del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, ni de la revista o sus editores.

Biota Colombiana incluye además, las secciones de Artículos de Datos (*Data Papers*), Notas y Comentarios, Reseñas y Novedades bibliográficas, donde se pueden hacer actualizaciones o comentarios sobre artículos ya publicados, o bien divulgar información de interés general como la aparición de publicaciones, catálogos o monografías que incluyan algún tema sobre la biodiversidad neotropical.

Biota colombiana is a scientific journal, published every six months period, evaluated by external reviewers which publish original articles and essays of biodiversity in the neotropics, with emphasis on Colombia and neighboring countries. It includes topics related to botany, zoology, ecology, biology, limnology, fisheries, conservation, natural resources management and use of biological diversity. Sending a manuscript, implies a the author's explicit statement that the paper has not been published before nor accepted for publication in another journal or other means of scientific diffusion. Contributions are entire responsibility of the author and not the Alexander von Humboldt Institute for Research on Biological Resources, or the journal and their editors.

Biota Colombiana also includes the Data Papers, Notes and Comments Section, Reviews and Bibliographic News where you can comment or update the articles already published. Or disclose information of general interest such as recent publications, catalogues or monographs that involves topics related with neotropical biodiversity.

Biota Colombiana es indexada en Publindex (Categoría B), Redalyc, Latindex, Biosis: Zoological Record, Ulrich's y Ebsco.

Biota Colombiana is indexed in Publindex, Redalyc, Latindex, Biosis: Zoological Record, Ulrich's and Ebsco.

Biota Colombiana es una publicación semestral. Para mayor información contáctenos / **Biota Colombiana** is published two times a year. For further information please contact us.

Información

biotacol@humboldt.org.co
www.humboldt.org.co/biota
www.sibcolombia.net

Comité Directivo / Steering Committee

Brigitte L. G. Baptiste	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
Germán I. Andrade	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
Germán D. Amat García	Instituto de Ciencias Naturales Universidad Nacional de Colombia
Francisco A. Arias Isaza	Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives De Andrés" - Invemar
Charlotte Taylor	Missouri Botanical Garden

Editor / Editor

Carlos A. Lasso	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
-----------------	--

Editores invitados / Guest editors

Wilson Ramírez	
Mauricio Aguilar-Garavito	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt

Editor Artículos de Datos / Data Papers editor

Dairo Escobar	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
---------------	--

Coordinación y asistencia editorial

Coordination and Editorial assistance

Susana Rudas Ll.	Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt
------------------	--

Comité Científico - Editorial / Editorial Board

Adriana Prieto C.	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Ana Esperanza Franco	Universidad de Antioquia
Arturo Acero	Universidad Nacional de Colombia, sede Caribe
Cristián Samper	WCS - Wildlife Conservation Society
Donald Taphorn	Universidad Nacional Experimental de los Llanos, Venezuela
Francisco de Paula Gutiérrez	Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano
Gabriel Roldán	Universidad Católica de Oriente, Colombia
Hugo Mantilla Meluk	Universidad del Quindío, Colombia
John Lynch	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Jonathan Coddington	NMNH - Smithsonian Institution
José Murillo	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Juan A. Sánchez	Universidad de los Andes, Colombia
Martha Patricia Ramírez	Universidad Industrial de Santander, Colombia
Paulina Muñoz	Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia
Rafael Lemaitre	NMNH - Smithsonian Institution, USA
Reinhard Schnetter	Universidad Justus Liebig, Alemania
Ricardo Callejas	Universidad de Antioquia, Colombia
Steve Churchill	Missouri Botanical Garden, USA
Sven Zea	Universidad Nacional de Colombia - Invemar

Impreso por JAVEGRAF

Impreso en Colombia / Printed in Colombia

Revista *Biota Colombiana*

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos

Alexander von Humboldt

Teléfono / Phone (+57-1) 320 2767

Calle 28A # 15 - 09 - Bogotá D.C., Colombia

Presentación

En nuestro país se habla en forma recurrente de la necesidad de “conservar” la naturaleza, siendo la conservación interpretada en ocasiones como la preservación a ultranza de ciertos territorios. Sin embargo, actualmente se consideran otros escenarios alternos además de la preservación estricta del patrimonio natural. Dentro de dichos escenarios están múltiples opciones de la biodiversidad para lo cual la restauración de áreas degradadas (que en Colombia representan cerca del 40 % del territorio), es una opción muy importante. La preocupación frente a esta problemática ha llegado más allá del ámbito ambiental, alcanzando espacios en la toma de decisiones políticas nacionales e internacionales, precisamente porque esta situación afecta a las comunidades locales y a todos los grupos sociales que se benefician de los servicios ecosistémicos.

El país ha ratificado el compromiso del Convenio de Diversidad Biológica y su meta de restaurar para el 2020 al menos el 15 % de los ecosistemas degradados en el mundo. Colombia también es signataria de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNUCLD), donde la restauración ecológica juega un papel determinante en mejorar la situación de degradación de tierras. Para ello estamos trabajando activamente en la estructuración del objetivo de restauración 3 (b) (i) de la Plataforma Intergubernamental de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos (IPBES), con el propósito de ofrecer lineamientos desde la ciencia hacia la política sobre este tema en particular. En el ámbito nacional el país ha presentado el documento final del Plan Nacional de Restauración con lineamientos sobre restauración y adicionalmente ha incluido en los últimos años metas cuantitativas al respecto dentro del Plan Nacional de Desarrollo (PND). En este sentido la restauración ecológica aparece como alternativa explícita de compensación ambiental a mega-proyectos licenciados en el Manual de asignación de compensaciones.

En síntesis, estamos en un momento en el cual la temática de restauración ecológica tiene un rol determinante en el escenario de la conservación tanto nacional como global. Nuestro país ha trabajado desde hace varios años en el tema y ya se perciben avances importantes. Sin embargo, cuando se revisan en conjunto los proyectos de restauración que se han desarrollado, se nota un especial énfasis en trabajos de restauración basados en flora local y poca divulgación para otros enfoques y escalas de trabajo. En este suplemento especial de *Biota Colombiana* hemos querido recopilar algunos estudios y trabajos de restauración que destacan también el componente social y su vínculo con lo biótico, incluyendo también ambientes marinos y temas como el monitoreo. Incluso se considera la restauración desde la escala del paisaje, pensando siempre en que nuestros lectores accedan a información actualizada y relevante sobre una temática que es cada vez más sensible y que requiere de múltiples enfoques.

Esperamos que este número sea de interés no solo para la comunidad de restauradores de nuestro país y Latinoamérica, sino para aquellos que deben responder día a día el reto de gestionar ambientalmente un territorio mixto muy dinámico, con escenarios cambiantes de degradación y recuperación con criterios socioecológicos.

Brigitte L. G. Baptiste

Directora

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos

Alexander von Humboldt

Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia

Characterization of *Ulex europaeus* L. invasions of different ages, as a tool for ecological restoration of Andean forests, Colombia

Héctor E. Beltrán-G. y José I. Barrera-Cataño

Resumen

Se caracterizaron las invasiones de *Ulex europaeus* de diferente edad, como herramienta para la restauración ecológica del bosque altoandino (localidad de Usme, sur de Bogotá D.C., Colombia). Se consideraron tres edades de invasión: 1-3 años (invasión reciente), 18-22 años (invasión 20 años) y mayores a 40 años (invasión 40 años). La vegetación fue muestreada por el método del punto intercepto, en transectos de 50 metros. Se calcularon el índice de valor de importancia (IVI), el índice de predominio fisionómico (IPF) y el índice de diversidad de Shannon – Wiener. Se compararon datos de riqueza y abundancia mediante modelos lineales generalizados (GLM). En la invasión reciente el número de especies fue 29, en la de 20 años de 65 y en la de 40 años de 53. Los GLM evidenciaron que los valores de diversidad de Shannon y de abundancia fueron significativamente diferentes entre la invasión reciente y las invasiones de 20 y 40 años. Sin embargo, la riqueza específica no presentó diferencias entre las tres edades de invasión. Por su parte, los valores de abundancia presentaron diferencias entre la invasión de 20 años, comparada con las invasiones reciente y la de 40 años. Finalmente, el índice de similitud de Sørensen mostró diferencias de la invasión reciente al compararla con las invasiones de 20 y 40 años.

Palabras clave. Composición florística. Especies exóticas. Especies invasoras. Retamo espinoso. Edades de invasión. Bogotá.

Abstract

Ulex europaeus invasions of different ages were characterized as a tool for ecological restoration of the Andean forest, (Area of Usme - south of Bogotá D. C., Colombia). Three ages of invasion were considered: 1-3 (recent invasion), 18-22 years (20 year invasion) and greater than 40 years (40 year invasion). Vegetation was sampled by the point intercept method in transects of 50 meters. The Importance Value Index (IVI), Physiognomic Dominance Index (IPF) and Shannon-Wiener diversity index were calculated. Richness and abundance data were compared using Generalized Linear Models (GLM). In the recent invasion the number of species was 29, in 20 year invasion, 65 and 40 year invasion, 53. The GLM showed that the values of Shannon diversity and abundance were significantly different between the recent invasion and invasions of 20 and 40 years. However, species richness did not differ among the three ages of invasion. Meanwhile, abundance values showed differences for the 20 year invasions, when compared with recent invasions and 40 year invasions. Finally, the Sørensen similarity index showed differences in the recent invasion when compared with the invasions of 20 and 40 years.

Key words. Floristic composition. Exotic species. Invasive species. Gorse. Age of species. Bogotá.

Introducción

La vegetación de los Andes colombianos es el producto de gran variedad de factores tanto físicos, como biológicos y geográficos que han interactuado a través del tiempo y que han permitido la dispersión y colonización de las diferentes especies (Van der Hammen 1992, Barrera *et al.* 2010, Cuesta *et al.* 2012). Los ecosistemas altoandinos son reconocidos como centros de diversidad y especiación a nivel mundial, sin embargo, han sido sometidos a disturbios como el pastoreo de ganado vacuno y ovino, los cultivos de papa, las quemadas periódicas y la invasión de especies exóticas, entre otros (Cortés *et al.* 1999, Cortés 2003, Ríos 2005, Vargas 2011, Barrera 2011). En Colombia algunos estimativos sugieren que se conservan menos del 10 % de los bosques andinos originales y probablemente menos del 5 % de los bosques altoandinos (Carrizosa 1990, Henderson *et al.* 1991).

Los disturbios promueven las invasiones biológicas debido a que generan los claros que facilitan el arribo y establecimiento de dichas especies. Con la generación de la invasión se alteran los patrones históricos de recambio o flujo de recursos (Sher y Hyatt 1999, Williamson 2000), lo que la convierte en una amenaza para la diversidad biológica nativa en los ecosistemas naturales (Levine y D'Antonio 1999).

Muchos de los ecosistemas nativos de montaña de los alrededores de Bogotá han sido transformados en pastizales por las comunidades humanas, lo que ha favorecido la expansión de especies invasoras como *Ulex europaeus* (retamo espinoso), incluida entre las especies más invasoras del mundo (ISSG 1998), *Genista monspessulana* (retamo liso) y *Pteridium aquilinum* (helecho marranero) (Velasco y Vargas 2008). Los incendios forestales ocurridos en los matorrales de *U. europaeus* en las épocas secas promueven la pérdida de las especies nativas de los bosques altoandinos y páramos, y favorece la expansión de las invasiones gracias a atributos reproductivos tales como su alta tasa reproductiva, su alta supervivencia, el potencial de germinación y dispersión de sus semillas, la apropiación efectiva del

espacio y la adquisición agresiva de recursos, entre otros (Barrera 2011).

En los sitios disturbados *Ulex europaeus* aparece al inicio de la sucesión vegetal y se afianza a través de un rápido crecimiento y la formación de un banco de semillas grande (Hackwell 1980, Barrera 2011); igualmente produce grandes cantidades de residuos, los cuales no se descomponen fácilmente (Clements *et al.* 2001) y modifican las propiedades del suelo, haciéndolo más ácido y seco (Lee *et al.* 1986). En el mismo sentido, la formación de matorrales densos por parte de esta especie invasora detiene el proceso sucesional del bosque altoandino típico, en edades tempranas (Barrera *et al.* 2002), además de incrementar el riesgo de incendios en los hábitats nativos y en las áreas urbanas (Rees y Hill 2001, Clements *et al.* 2001).

En Colombia la distribución de esta especie está limitada a la región andina (entre los 2500 y 3200 m s.n.m., concentrándose en los 2700 m s.n.m.), principalmente en los departamentos de Cundinamarca, Antioquia y Boyacá donde se puede encontrar asociada a potreros abandonados, laderas erosionadas, bordes de quebradas y caminos (Vargas 2007). Sin embargo otros autores (Cárdenas 2004) han registrado que la especie logra también establecerse en alturas cercanas a los 2000 y a los 3600 m s.n.m., lo que facilitaría un área susceptible a la invasión aún mayor a la actual.

Para el caso específico de la ciudad de Bogotá D.C., *Ulex europaeus* además de producir los típicos efectos de las especies invasoras, promueve los incendios forestales, originando pérdida de los cerros que circundan la Sabana de Bogotá, los cuales conforman el mayor enclave natural de la ciudad (Ríos 2005). El objetivo de esta investigación fue caracterizar la vegetación en matorrales de *U. europaeus* con diferente edad de invasión, a partir de la determinación y comparación de su composición florística como herramienta para la restauración del bosque altoandino.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio está ubicada en el embalse de La Regadera, al sur de la ciudad de Bogotá, en las coordenadas 04°23'10"N-74°8'19"O (Figura 1). La zona presenta una altitud de 3000 m s.n.m., una precipitación media anual de 1000 mm y temperaturas entre 10 y 19 °C (DAMA 2000). El embalse de La Regadera forma parte de la cuenca alta del río Tunjuelo.

Definición de la edad de invasión de los matorrales de *Ulex europaeus*

Para establecer la edad de los matorrales se consideraron dos criterios: entrevistas a campesinos del lugar y análisis de imágenes de los sitios de muestreo durante los últimos 50 años (1963, 1993 y 2010). Se definieron matorrales con edad de invasión de 1 a 3 años (invasión reciente), matorrales con edad de invasión entre 18 y 22 años (invasión de 20 años) y matorrales con invasión mayor a 40 años (invasión de 40 años).

Caracterización de los matorrales de *Ulex europaeus*

En los matorrales con edades de 20 y 40 años se lanzaron, por sitio, cuatro transectos de 50 metros de manera preferencial, en el sentido oriente a occidente, distantes uno de otro 10 metros entre sí (Matteucci y Colma 1982), para un total de 12 por edad. Para los matorrales con invasión reciente, debido a su tamaño, tan solo se realizaron tres transectos por sitio para un total de seis. Para la medición de la vegetación los transectos fueron divididos en intervalos de 1 m (punto - intercepto) (Mateucci y Colma 1982, Acosta *et al.* 2009). El registro del volumen de las plantas se realizó con la ayuda de una vara en estratos de 50 cm de altura (Ramírez 2006). Para la definición de los hábitos de la vegetación se siguió a Rangel *et al.* (1997), quienes propusieron los siguientes estratos: Rasante (<0,3 m), herbáceo (0,3-1,5 m), arbustivo (1,5-5 m) y arbóreo (>5m). Para cada especie se registraron los datos de altura y DAP > 1cm (Villarreal *et al.* 2004). Las especies registradas en los transectos fueron determinadas con el apoyo de especialistas botánicos de la Pontificia Universidad Javeriana, la

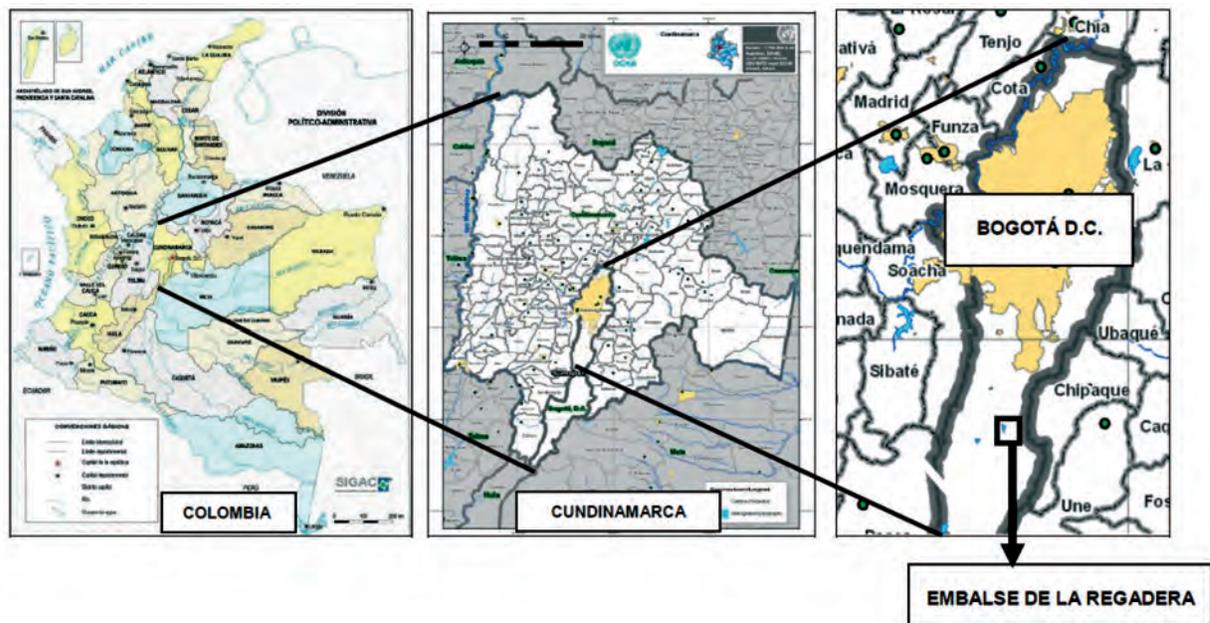


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

Universidad Distrital Francisco José de Caldas y la Universidad Nacional de Colombia, y se determinó su rango de distribución con ayuda de bases de datos como Plant List y Tropicos entre otras.

Tratamiento de los datos

Los índices de valor de importancia (IVI) y de predominio fisionómico (IPF) fueron calculados a partir de los datos de abundancia relativa, altura y DAP > 1 de las especies (Mostacedo y Fredericksen 2000). La diversidad de las invasiones se obtuvo a partir del índice de diversidad de Shannon – Wiener; posteriormente se realizaron comparaciones entre ellas mediante análisis de varianza clásico. Con los datos de riqueza específica y abundancia se realizaron comparaciones entre edades de invasión mediante el uso de modelos lineales generalizados (GLM), utilizando como función de enlace el logaritmo y la distribución de Poisson con el paquete estadístico SAS. Con ayuda del programa estadístico PAST, se realizó un análisis de componentes principales (ACP), para establecer la existencia de relaciones entre las especies y las edades de invasión. Finalmente, se calculó el Índice de Similitud de Sorensen.

Resultados

En las áreas consideradas como invasión reciente, *Ulex europaeus* aparece durante los últimos tres años

en zonas que habían sido dominadas por gramíneas y plantaciones de *Pinus patula*. En la invasión de 20 años, la invasión aparece hacia 1993. En el periodo de 1993 a 2010, se observó un incremento de la cobertura de matorral bajo dominado por *U. europaeus*, el cual alternó con pequeñas áreas de matorral medio y plantaciones de *P. patula*. En la invasión de 40 años, se observaron cambios en las coberturas de pastizal hacia matorral medio y matorral bajo los cuales fueron dominados por *U. europaeus* desde 1963 (Figuras 2 y 3).

Composición de especies en comunidades de *U. europaeus* de diferente edad

La comunidad con edad reciente registró 15 familias y 29 especies; las familias más representativas fueron Asteraceae (6 especies), Fabaceae (5 especies), Poaceae (3 especies), Polygonaceae y Rosaceae (con 2 especies cada una) (Anexo 1). La comunidad de 20 años registró 36 familias y 65 especies; las familias más representativas fueron Asteraceae (10 sp.), Rosaceae (7 sp.), Poaceae (4 sp.), Myrtaceae, Polygonaceae, Polypodiaceae y Rubiaceae (3 sp.) y Fabaceae, Hypericaceae y Melastomataceae (2 sp.) (Anexo2). Por último, la comunidad de 40 años registró 30 familias y 53 especies; las familias más representativas fueron Rosaceae (8 sp.), Poaceae (5 sp.), Asteraceae (5 sp.), Hypericaceae y Rubiaceae (3 sp. c/u) y Myrtaceae, Polypodiaceae y Solanaceae (2 sp. c/u) (Anexo3).

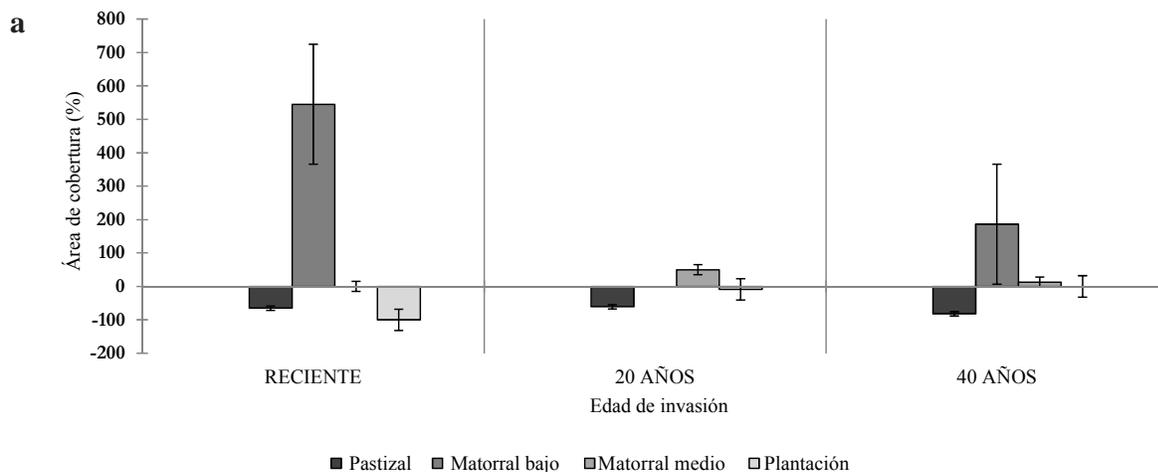


Figura 2. Cambio en las coberturas (%) para las tres edades de invasión de *Ulex europaeus* en el periodo 1963-2010.



Figura 3. a) Cobertura con invasión reciente. b) Cobertura con invasión de 20 años. c) Cobertura con invasión de 40 años. Fotos: Héctor E. Beltrán-Gutiérrez.

Tipos de hábito de crecimiento de las especies presentes en comunidades de *U. europaeus* de diferente edad

En las áreas con invasión reciente del total de especies (29), el estrato rasante presentó el mayor número de especies 15 (52 %), seguido por el estrato herbáceo con 11 (38 %) y el estrato arbustivo con 3 (10 %). En la invasión de 20 años, de 65 especies registradas, el estrato rasante presentó 20 especies (31 %), el estrato herbáceo 25 especies (38 %), el estrato arbustivo 14 especies (22 %) y el estrato arbóreo 6 especies (9 %). En la invasión de 40 años, de 53 especies registradas, el estrato rasante presentó 14 especies (26 %), el estrato herbáceo 22 especies (42 %), el estrato arbustivo 12 especies (23 %) y el estrato arbóreo 5 especies (9 %).

Procedencia de las especies en comunidades de *U. europaeus* de diferente edad

En la comunidad reciente 13 especies fueron nativas (45 %) y 16 especies exóticas (55 %). En la comunidad de 20 años, 40 (62 %) especies fueron nativas, 22 especies (34 %) exóticas y 3 especies (4 %) no pudieron ser determinadas hasta especie. Por último, las comunidades de 40 años, registraron 37 especies nativas (70 %), 15 especies exóticas (28 %), mientras 1 especie (2 %), no pudo ser determinada hasta especie.

Hábitos de crecimiento en comunidades de *U. europaeus* de diferente edad de acuerdo con su procedencia

De 13 especies nativas registradas en la comunidad reciente, 11 especies fueron de hábito rasante (85 %), una especie de hábito herbáceo (7,5 %) y una especie de hábito arbustivo (7,5 %). Igualmente, de 16 especies exóticas registradas, cinco especies fueron de hábito rasante (31 %), nueve especies de hábito herbáceo (56 %) y dos especies de hábito arbustivo (13 %). En la comunidad de 20 años, de 40 especies nativas registradas, 13 especies fueron de hábito rasante (32,5 %), 13 especies de hábito herbáceo (32,5 %), 11 especies de hábito arbustivo (27,5 %) y tres especies de hábito arbóreo (7,5 %). Igualmente, de las 22 especies exóticas registradas, seis especies fueron de hábito rasante (27 %), 12 especies de

hábito herbáceo (55 %), dos especies de hábito arbustivo (9 %) y dos especies de hábito arbóreo (9 %). Por último, en la comunidad de 40 años, de las 37 especies nativas registradas, 10 especies fueron de hábito rasante (27 %), 13 especies de hábito herbáceo (35 %), 11 especies de hábito arbustivo (30 %) y tres especies de hábito arbóreo (8 %). Igualmente, de las 15 especies exóticas registradas, tres especies fueron de estrato rasante (20 %), 8 especies de hábito herbáceo (54 %), dos especies de hábito arbustivo (13 %) y dos especies de hábito arbóreo (13 %).

Abundancia relativa de las especies en comunidades de *U. europaeus* de diferente edad

En la comunidad reciente, la especie más abundante fue *Ulex europaeus* (29,33 %), seguida por *Holcus lanatus* (25,35 %), *Anthoxanthum odoratum* (11 %), *Coryza bonariensis* (4,51 %), *Hypochaeris radicata* (3,88 %), *Pennisetum clandestinum* (3,88 %), *Hydrocotyle bonplandii* (3,30 %), *Oxalis* sp. (3,17 %), *Gamochaeta americana* (2,55 %) y *Genista monspessulana* (2,11 %). Las demás especies registraron una abundancia menor al 2 %. En la comunidad de 20 años, *Ulex europaeus* presentó la mayor abundancia (51,5 %), seguido por *Pennisetum clandestinum* (6,97 %), *Holcus lanatus* (6,11 %), *Lachemilla orbiculata* (4,43 %), *Vallea stipularis* (2,53 %) y *Salpichroa diffusa* (2,37 %). El resto de especies registraron una abundancia menor a 2 %. En la comunidad de 40 años, *Ulex europaeus* registró la mayor abundancia (62,34 %), seguido por *Holcus lanatus* (5,38 %), *Digitalis purpurea* (3,39 %), *Thuidium* sp. (2,43 %) y *Baccharis latifolia* (2,40 %). Las demás especies registraron menos del 2 % (Figura 4).

Distribución vertical de las especies en comunidades de *U. europaeus* de diferente edad

En la comunidad reciente, la fitomasa de *U. europaeus* se distribuyó hasta una altura de 200 cm, mientras que las “otras especies” se distribuyeron hasta los primeros 50 cm. En las comunidades de 20 y 40 años, la fitomasa de *U. europaeus* se distribuyó hasta una altura de 450 cm, con mayor porcentaje entre los 50 y 200 cm. Para las “otras especies”, la fitomasa se distribuyó hasta una altura de 450 cm, con un mayor porcentaje en los primeros 50 cm (Figura 5).

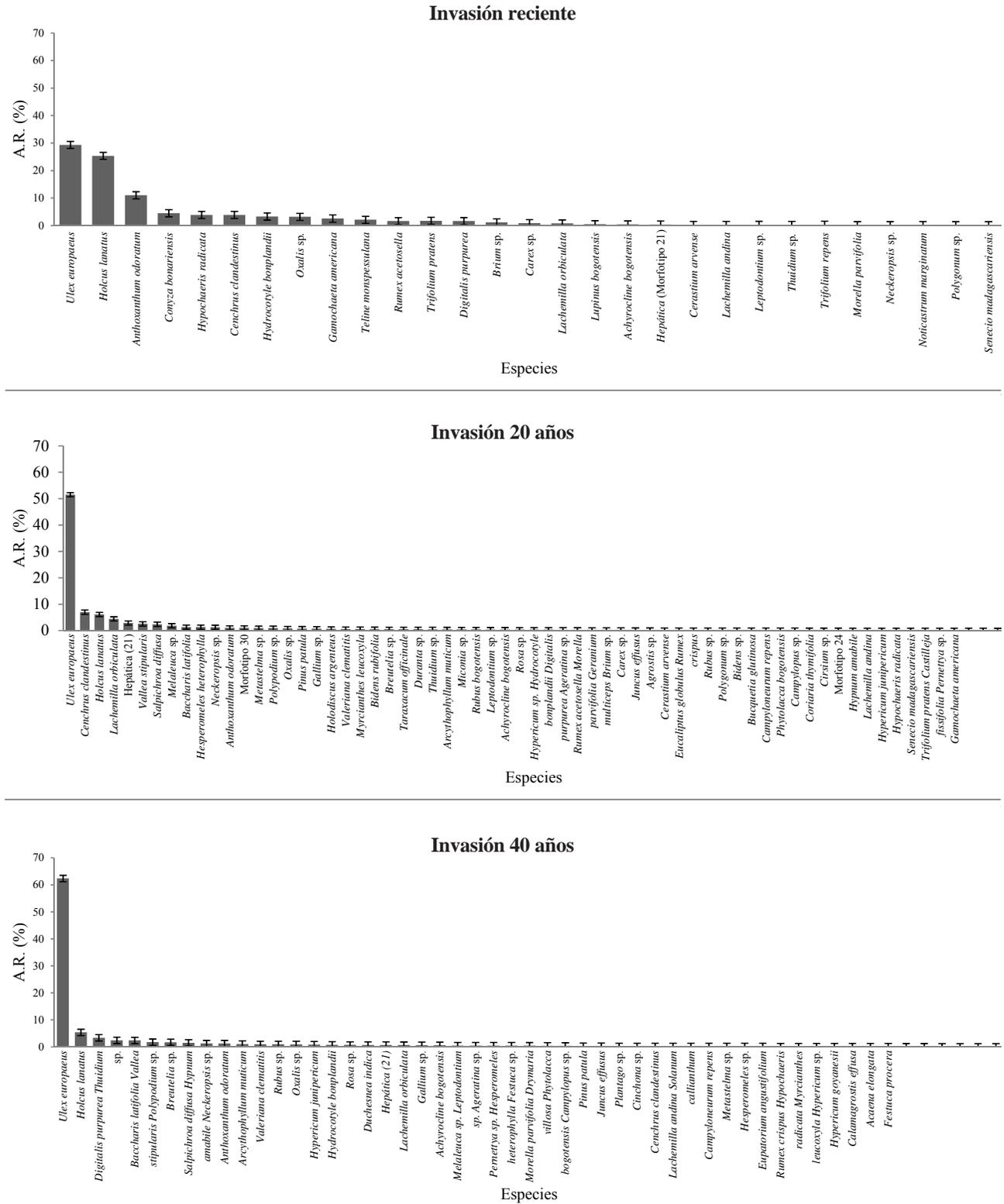


Figura 4. Abundancia relativa (AR) (%) (promedio ± error típico) de las especies en las diferentes edades de invasión.

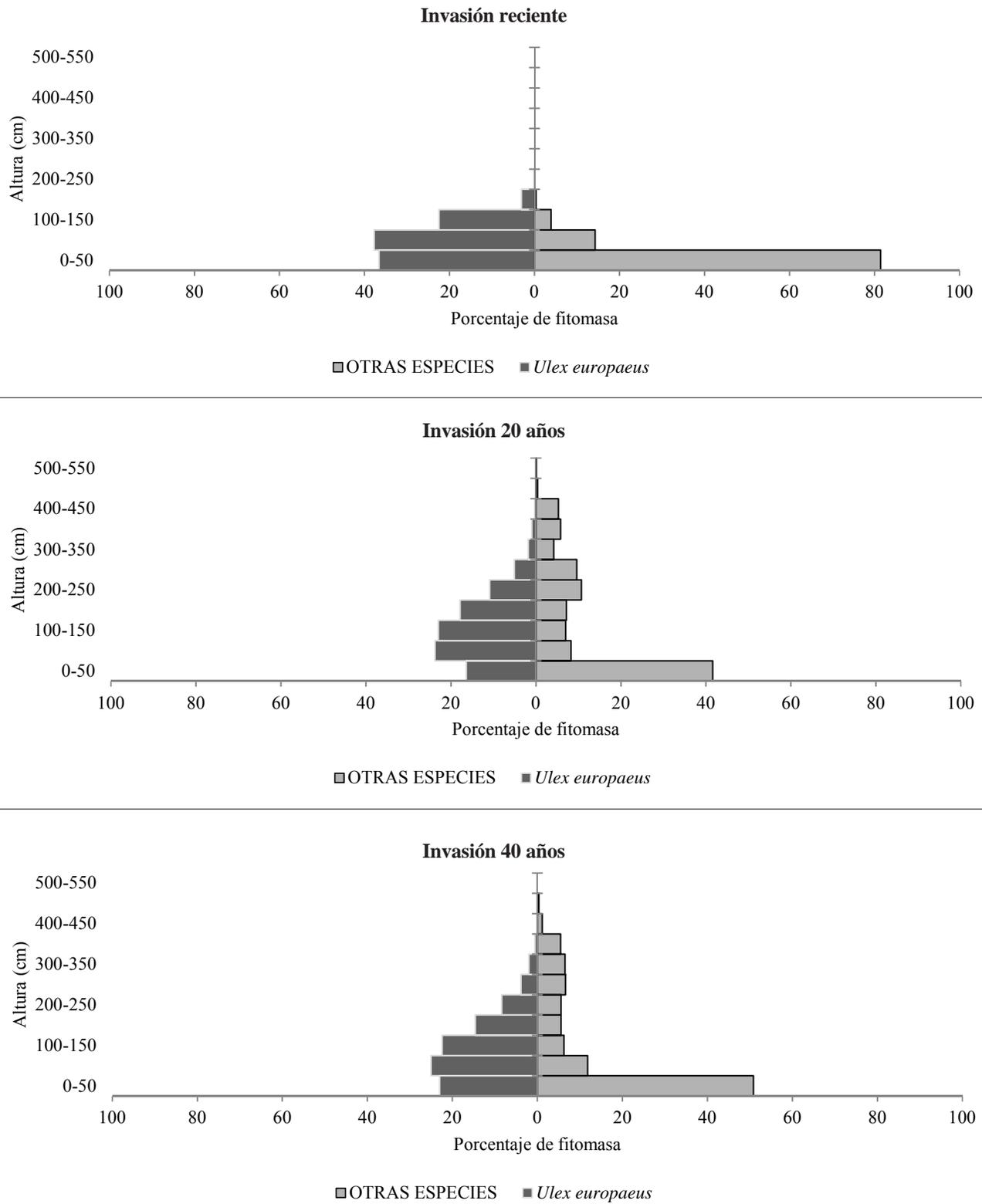


Figura 5. Tendencia de la estructura vertical de los matorrales de *Ulex europaeus* en las diferentes edades de invasión.

a) Volumen

En la invasión reciente, el mayor volumen fitomasa de *U. europaeus* se concentró en los primeros 200 cm de altura; en la invasión de 20 años, en el intervalo de 50-250 cm y en la invasión de 40 años, en el intervalo entre 0-200 cm, sin embargo es pertinente anotar que en esta última comunidad, parte de este volumen correspondió en los primeros 100 cm a necromasa en pie.

b) Altura

En la comunidad reciente, las especies con mayores alturas (promedio) fueron *Genista monspessulana* (1,53 m), *U. europaeus* (1,51 m), *Conyza bonariensis* (0,73 m), *Achyrocline bogotensis* (0,71 m), *Holcus lanatus* (0,6 m), *Digitalis purpurea* (0,4 m) y *Anthoxanthum odoratum* (0,38 m); las demás especies registraron alturas menores a 0,3 m.

Para la comunidad de 20 años, las mayores alturas fueron para *Holodiscus argenteus* (8,69 m), *Vallea stipularis* (6,73 m), *Bucquetia glutinosa* (5,8 m), *Pinus patula* (4,38 m), *Hesperomeles heterophylla* (4,25 m), *Morella parviflora* (3,82 m), *Melaleuca* sp. (3,78 m), *Miconia* sp. (3,26 m), *Ageratina* sp. (3,03 m), *Baccharis latifolia* (2,78 m), *Duranta* sp. (2,73 m) y *Myrcianthes leucoxylla* (2,65 m); *Ulex europaeus*, registró una altura promedio de 2,56 m.

Finalmente, para la comunidad de 40 años, *Myrcianthes leucoxylla* (6 m), fue la especie con mayor altura, seguida de *Vallea stipularis* (5,29 m), *Eupatorium angustifolium* (5 m), *Pinus patula* (4,8 m), *Hypericum goyanessi* (4,35 m), *Hesperomeles heterophylla* (4,18 m), *Baccharis latifolia* (4,1 m) y *Valeriana clematitidis* (2,59 m); *U. europaeus*, presentó un valor de 2,54 m.

Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en comunidades de *Ulex europaeus* de diferente edad.

Para la invasión reciente, el índice de valor de importancia (IVI) arrojó los mayores valores para *Ulex europaeus* (87,79), *Teline monspessulana* (68,13), *Conyza bonariensis* (23,56), *Holcus lanatus* (22,03) y *Anthoxanthum odoratum* (15,88). El índice de predominio fisionómico (IPF), registró que las

especies con mayores valores fueron *U. europaeus* (146,18), *G. monspessulana* (66,76), *H. lanatus* (30,75), *C. bonariensis* (19,92) y *A. odoratum* (13,95) (Anexo 4). Para la comunidad de 20 años, el valor del IVI, arrojó los mayores registros para las especies *U. europaeus* (84,33), *Eucaliptus globulus* (71,50), *Vallea stipularis* (17,83) y *H. lanatus* (9,53). El mayor IPF fue para *U. europaeus* (154,93), seguido de *E. globulus* (71,03), *Vallea stipularis* (17,61) y *Melaleuca* sp. (7,08) (Anexo 5). Por último, en la comunidad de 40 años, el IVI fue mayor para *Ulex europaeus* (96,05), seguido de *Vallea stipularis* (30,21), *Pinus patula* (18,60), *Baccharis latifolia* (16,93) y *Hesperomeles heterophylla* (13,29). El valor del IPF fue mayor para *U. europaeus* (172,92), seguido de *V. stipularis* (27,70), *P. patula* (18,11), *B. latifolia* (15,08) y *H. heterophylla* (12,46) (Anexo 6). Valores de diversidad en comunidades de *U. europaeus*. Los valores mayores de diversidad de Shannon hallados fueron para la comunidad reciente (1,69), seguido por la comunidad de 20 años (1,26) y la comunidad de 40 años (1,04). Los valores de diversidad de Shannon fueron significativamente diferentes entre la comunidad reciente y las comunidades de 20 y 40 años (Tabla 1).

A partir de los modelos lineales generalizados (GLM), se observó que la riqueza de especies fue similar entre las comunidades de diferente edad ($p > 0,1$) (Tabla 2). Por su parte, la abundancia es similar entre la invasión reciente y 40 años, mientras que hay diferencia con la comunidad de 20 años (Tabla 3). El índice de similitud de Sorensen deja ver que la comunidad reciente es poco similar a la comunidad de 20 años (0,51) y totalmente diferente a la comunidad de 40 años (0,39). Por su parte, las comunidades de 20 y 40 años son similares entre sí (0,68) (Tabla 4). El análisis de componentes principales (ACP), de las comunidades en las edades de invasión, muestra o deja ver que los dos primeros componentes explican el 99,36 % de la varianza. Mientras el componente 1 explica el 92,28 %, el componente 2 solo explica el 7,08 %. El componente 1 está jalonado principalmente por *U. europaeus*, que es la especie más abundante en las comunidades de 20 y 40 años. Por su parte, el componente 2, que recoge las especies principalmente de la comunidad reciente, está jalonado por *Holcus lanatus* y *Anthoxanthum odoratum* que son especies con abundancias muy similares a *U. europaeus* (Figura 6).

Tabla 1. Comparación de la diversidad de Shannon para los diferentes matorrales y edades de invasión.

Análisis de parámetros estimados de probabilidad máxima							
Parámetro	GL	Estimado	Error estándar	Límite de confianza 95%		Chi-cuadrado	Pr > ChiSq
Intercepto	1	1,035	0,1648	0,712	1,358	39,44	<.0001
Edad	1	0,6547	0,2855	0,0953	1,2142	5,26	0,0218
Edad	20	0,2202	0,2331	-0,2366	0,677	0,89	0,3447
Edad	40	0	0	0	0	.	.
Escala	1	0,5709	0,0737	0,4433	0,7353	.	.

Tabla 2. Comparación de la riqueza de especies entre las tres edades de invasión.

Parámetro	GL	Estimado	Error estándar	Límite de confianza 95%		Chi-Cuadrado	Pr > ChiSq
Intercepto	1	2,639	0,126	2,391	2,886	436,99	<.0001
Edad	1	0,035	0,216	-0,388	0,458	0,03	0,871
Edad	20	0,046	0,176	-0,299	0,392	0,07	0,792
Edad	40	0	0	0	0	.	.
Escala	0	1,636	0	1,636	1,636	.	.

Tabla 3. Comparación de la abundancia de especies en los matorrales de *U. europaeus*.

Análisis de parámetros estimados de probabilidad máxima							
Parámetro	GL	Estimado	Error estándar	Límite de confianza 95%		Chi-Cuadrado	Pr > ChiSq
Intercepto	1	5,144	0,038	5,07	5,219	18262,9	<.0001
Edad	1	0,046	0,064	-0,08	0,173	0,51	0,473
Edad	20	0,134	0,0521	0,0318	0,2361	6,61	0,01
Edad	40	0	0	0	0	.	.
Escala	0	1,727	0	1,727	1,727	.	.

Tabla 4. Valores de similitud de Sørensen para las invasiones de diferentes edades.

Comparación invasión reciente-invasión 20 años		Índice Sørensen
n de especies comunes.	24	
n de especies que están en la invasión reciente, pero no en la invasión de 20 años.	5	
n de especies que están en la invasión de 20 años, pero no en la invasión reciente.		41
Comparación invasión reciente-invasión 40 años		0,39
n de especies comunes.	16	
n de especies que están en la invasión reciente, pero no en la invasión de 40 años.	13	
n de especies que están en la invasión de 40 años, pero no en la invasión reciente.		37
Comparación invasión 20 años-invasión 40 años		0,68
n de especies comunes.	40	
n de especies que están en la invasión reciente, pero no en la invasión de 40 años.	25	
n de especies que están en la invasión de 40 años, pero no en la invasión reciente.		13

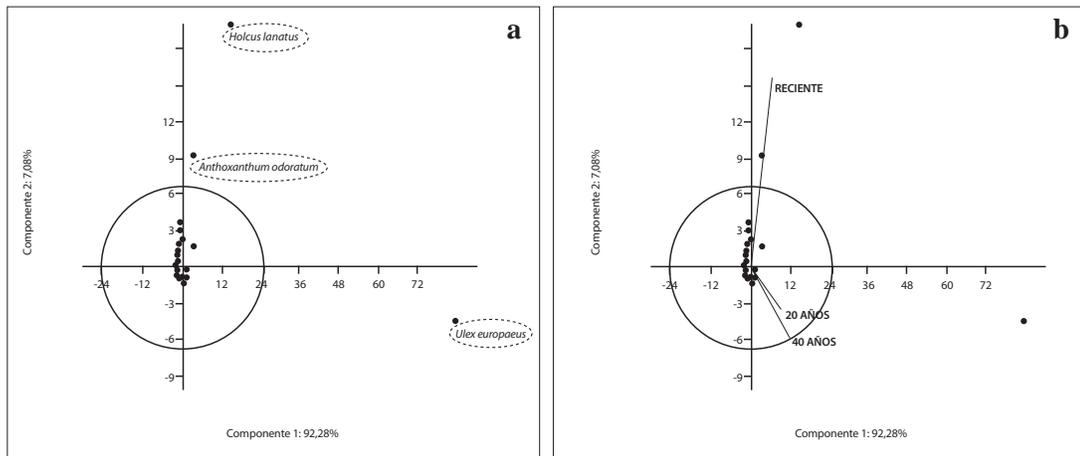


Figura 6. Análisis de componentes principales (ACP) de la vegetación en los matorrales de *U. europaeus* de diferente edad. a) Localización de las especies en los 2 ejes. b) Localización de las edades de invasión en los 2 ejes.

Discusión

Las invasiones de especies como *Ulex europaeus*, la cual ha arribado desde su área de distribución natural, son consideradas una amenaza global para la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Lo anterior, ha motivado una atención considerable desde la investigación, teniendo en cuenta que aunque muchas especies exóticas no tienen éxito en la colonización de nuevas áreas, algunas logran reproducirse y persistir en esos hábitats con altas densidades de población (Mack *et al.* 2000, Bjercknes *et al.* 2007). En este sentido el estudio pretendió aportar elementos hacia la gestión de la especie zonas invadidas y la presencia de especies nativas propias del ecosistema altoandino como evidencia de su recuperación y del cambio que ha sufrido la sucesión con el paso de los años en estos sitios. Los resultados evidenciaron que si ocurriera una eliminación de la biomasa propia de *Ulex europaeus*, esta no contribuiría a combatir la invasión en el contexto del bosque altoandino en los cerros orientales de Bogotá D.C., sin que esté acompañada por otras estrategias de restauración ecológica que permitan un manejo más integral de las zonas invadidas.

La presente investigación es parte de una serie de proyectos de la Escuela de Restauración Ecológica (ERE) de la Pontificia Universidad Javeriana, la cual busca brindar herramientas para el manejo y

erradicación de *Ulex europaeus* al sur de Bogotá D.C.. En los sitios invadidos, la vegetación evidencia la larga serie de intervenciones tanto agrícolas como pecuarias que ha tenido el bosque altoandino, así como la falta de atención de las autoridades para el control de la invasora (Barrera 2011). Nuestros resultados, muestran que en las diferentes edades de invasión, *U. europaeus* ha causado un impacto importante en la composición y estructura de la vegetación en el bosque altoandino (Amaya y Rengifo 2010), resultado de un proceso dinámico originado inicialmente por disturbios (Arias y Barrera 2007) y la posterior la formación de matorrales homogéneos, densos y espinosos, que desplazan la vegetación nativa y detienen la sucesión propia del ecosistema (Ríos y Vargas 2003, Vargas 2007).

El bosque altoandino localizado entre los 2800 y 3200 m s.n.m., ha venido desapareciendo como consecuencia del cambio de uso hacia sistemas agrícolas y pecuarios, lo que ha llevado a que se pierdan características tales como: la presencia de un solo estrato de árboles pequeños y arbustos nanófilos (hojas muy pequeñas), con sus troncos casi siempre torcidos, alturas entre 3 y 10 metros, temperaturas medias anuales de 9 a 12 °C y precipitaciones medias de 900 a 1500 mm anuales, amplias coberturas de los estratos arbustivo y herbáceo y una alta abundancia

de briófitos y epífitos sobre la corteza de los árboles, cuya vegetación cuenta con una alta representatividad de especies como *Weinmannia tomentosa*, *Miconia ligustrina*, *Ilex kunthiana*, *Myrsine coriacea*, *Ageratina asclepiadea*, *Clethra fimbriata*, entre otras, además de especies de los géneros *Drymis*, *Hesperomeles* (mortiños) y *Escallonia* (Cortés 2003, Vargas *et al.* 2009). Desafortunadamente, la realidad observada a partir de la caracterización de los sitios invadidos de diferente edad, sugiere la ausencia de una gestión integrada del territorio frente al arribo y establecimiento de una especie como *Ulex europaeus*, teniendo en cuenta que su invasión es consecuencia de una larga historia de intervenciones inconexas en los cerros orientales de Bogotá, así como la falta de atención que las autoridades competentes en planeación han prestado a las actividades humanas que afectan los ecosistemas originales (Barrera 2011), al igual que la posibilidad de emprender procesos integrales de manejo con la incorporación de la restauración ecológica como posibilidad práctica de intervención en los sitios invadidos.

Como producto de la mala gestión, muchas de las áreas con pastoreo y agricultura dejan de ser productivas, lo que lleva a que sean abandonadas por las familias campesinas, lo que genera que puedan ser colonizadas por especies entre nativas y exóticas con características agresivas. Algunas áreas de la parte rural de la localidad de Usme vienen siendo invadidas por *U. europaeus*, especie que fue introducida en los alrededores del embalse de La Regadera hacia finales de los años 50 del siglo pasado, condición que viene poniendo en riesgo todas las áreas con cultivos y pastoreo cuando están principalmente en época de descanso. Hoy por hoy, es posible apreciar no matorrales típicos del bosque, sino matorrales transformados de *U. europaeus* que pueden mostrar estructura y composición diferente de acuerdo al tiempo de invasión.

En los sitios con invasión reciente, la presencia de especies con características invasoras como *H. lanatus* y *A. odoratum* que compiten en abundancia con *U. europaeus*, evidencia la poca posibilidad de predecir una trayectoria sucesional del ecosistema. Igualmente, vale la pena resaltar para esta edad de invasión que aunque no se refleja una clara dominancia de *U. europaeus*, gran parte de las demás

especies son exóticas lo que hace difícil encausar la sucesión hacia bosque altoandino. De acuerdo con las características de la edad de invasión se podría pensar que la sucesión pueda conducir a un matorral maduro dominado por *U. europaeus*, es decir, a una sucesión desviada del bosque altoandino (Vargas *et al.* 2009, Borda y Vargas 2011, Barrera *et al.* 2010, Barrera 2011). De la misma manera, la procedencia de las especies invasoras a los sitios con invasión reciente, es muy probable que ocurra desde las áreas adyacentes que se encuentran dominadas por dichas especies (Grubb *et al.* 1969, Hackwell 1980, Blaschke *et al.* 1981, Lee *et al.* 1986, Mack *et al.* 2000, Clements *et al.* 2001, Arias y Barrera 2007, Amaya y Renjifo 2010).

La estratificación vertical de la vegetación en los matorrales con invasión reciente se ajusta a las características de matorrales bajos (Cortés 2003), en donde predominan los estratos rasante y herbáceo y que en etapas iniciales de invasión registran especies arbustivas dispersas sobre herbazales y pastizales disturbados y que en estados sucesionales más avanzados podrían llegar a convertirse en matorrales densos de *U. europaeus*. Para los matorrales recientes, en el estrato rasante se ubica la mayoría de especies nativas, mientras que en el herbáceo la mayoría de especies exóticas. Lo anterior, está de acuerdo con la teoría de la estrategia de la planta, en donde se espera que las especies exóticas superen a sus competidoras nativas ya que toleran mejor el stress de las primeras etapas de la sucesión (Hierro *et al.* 2005). La distribución vertical de *U. europaeus*, varía entre 0 y 150 cm, evidenciando que los individuos de la especie se encuentran en crecimiento.

En la invasión de 20 años los matorrales registran un incremento en el número de familias y especies, no obstante, se observa una mayor abundancia de *U. europaeus* en comparación con las otras especies, formando densos agregados que limitan la disponibilidad de recursos como la luz para el desarrollo de otras especies a su interior con las cuales pueda competir o que puedan sustituirla aprovechando aberturas del dosel (Hierro *et al.* 2005, Chytrý *et al.* 2008). Lo anterior contrasta con lo planteado por Rees y Hill (2001), quienes manifestaron que al abandonar un sitio disturbado por 20-30 años, la invasión de *U. europaeus* podría llegar

a ceder y ser remplazada por especies de plantas de origen nativo y mayor duración. En lo relacionado con la distribución vertical de la especie, se evidencia un incremento en el porte de los individuos, llegando hasta los 250 centímetros de altura.

Las características de los matorrales de 40 años o más poseen individuos de *U. europaeus* con un mayor porte y diámetro de fuste que las otras edades de invasión y un menor número de familias y especies con relación a la invasión de 20 años. Igualmente *U. europaeus* registra alturas hasta los 200 cm, sin embargo su presencia corresponde en gran proporción a necromasa en pie o sobre el suelo, producto de la muerte de los individuos a lo largo de los años. Esta necromasa en pie podría explicar el por qué *U. europaeus* se mantiene como especie dominante por 30 años o más (Lee *et al.* 1986, Clements *et al.* 2001), al impedir la entrada de semillas de otras especies y luz al suelo.

La mayor abundancia de *U. europaeus* versus las demás especies desde edades tempranas de invasión hasta edades avanzadas, puede ser explicada entre otras cosas por las características que la especie presenta tales como: su alta capacidad reproductiva, la falta de competencia, su capacidad de fijar nitrógeno, la producción de un banco abundante de semillas y su plasticidad ecológica (Hackwell 1980, Lee *et al.* 1986, Hoshovsky 1989, Clements *et al.* 2001, Rees y Hill 2001, Ríos 2005, Ríos y Vargas 2003, Hierro *et al.* 2005, Chytrý *et al.* 2008, Barrera 2011, Borda y Vargas 2011).

A medida que la invasión se hace más antigua, el número de especies nativas se incrementa. En este sentido, sería importante determinar si especies como *Vallea stipularis*, *Baccharis latifolia*, *Hesperomeles* sp. y *Myrcianthes leucoxila*, presentes en las invasiones de 20 y 40 años pudieron haberse desarrollado a la par con el retamo o pudieron pertenecer al bosque altoandino original.

De acuerdo con los resultados de este estudio, en las invasiones más antiguas los patrones de abundancias son los típicos de comunidades afectadas por especies invasoras donde hay muchas especies pero con pocas abundancias (Mack y D'Antonio 1998, Levine y D'Antonio 1999, Williamson 2000, Hill *et al.* 2001,

Clements *et al.* 2001, Levine *et al.* 2003; Barrera 2011). Igualmente, la abundancia de *U. europaeus*, en los matorrales de 20 y 40 años de invasión puede hacer pensar que las invasiones recientes pueden llevar el proceso sucesional hacia la conformación de este tipo de matorrales clímax en los que *U. europaeus* se hace la especie dominante en proporciones 1:7 y 1:8 respectivamente con respecto a la segunda especie en abundancia.

Las edades de invasión más antiguas tienen la tendencia a presentar especies de hábito arbustivo y arbóreo y un mayor número de especies nativas, en comparación con las invasiones recientes en donde predominan principalmente especies de hábito rasante y herbáceo de origen exótico. Como se observa en los presentes hallazgos, la aparición de algunas especies arbóreas se presenta solo hasta una edad de invasión de 20 años y se mantiene hasta la invasión de 40 años, lo que nos lleva a pensar que la influencia de *Ulex europaeus* es muy grande como para permitir un proceso sucesional en términos normales de formación de un bosque secundario altoandino o simplemente de recuperación del ecosistema impactado. Igualmente, es difícil establecer si algunas de las especies de hábito arbustivo o arbóreo se encontraban en el lugar tiempo antes del inicio de la invasión.

Dentro del análisis que se realiza con respecto a la dinámica de las invasiones de *Ulex europaeus* en diferentes edades, una de las hipótesis más antiguas y más ampliamente citada, atribuye el éxito de las invasiones al hecho de que muchas especies exóticas, en su introducción, son liberadas de sus herbívoros especialistas y de los agentes patógenos. Se cree que las especies exóticas obtienen una ventaja considerable cuando su población ya no está suprimida por sus enemigos naturales y también porque obtienen una ventaja competitiva sobre las nativas que pueden sufrir de manera desproporcionada el ataque de enemigos nativos. La liberación de los enemigos naturales proporciona un mejor desempeño de las especies exóticas en las comunidades receptoras (Hierro *et al.* 2005).

En la medida en que avanza la invasión de *U. europaeus*, las especies *H. lanatus*, *A. odoratum* y *P. clandestinum*, también definidas como invasoras pierden relevancia (Barrera 2011), situación que

se ve reflejada debido a su menor abundancia en los matorrales de 20 y 40 años. Lo anterior, podría generar cuestionamientos tales como: ¿qué podría pasar con el proceso sucesional una vez que *U. europaeus* es eliminado de la comunidad, se tendrían comunidades dominadas por estas gramíneas o se tendería la sucesión hacia el bosque altoandino? Por otra parte, la presencia de algunas especies nativas de tipo arbustivo como *V. stipularis* y *B. latifolia* con bajas abundancias, por sí solas no es suficiente para lograr la transformación de este tipo de comunidad hacia el bosque altoandino después de un disturbio. Los valores de riqueza y diversidad, resultan no ser buenos indicadores para diferenciar los tres tipos de matorrales, debido a que se pueden encontrar valores similares con especies diferentes, situación que puede evidenciarse con los valores de similitud de Sorensen (Lee *et al.* 1986, Mack *et al.* 2000, Hierro *et al.* 2005, Chytrý *et al.* 2008, Torres y Vargas 2011).

Bibliografía

- Acosta, A., A. M. Zapata y G. Fagua. 2009. Técnicas de campo en ambientes tropicales. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá D. C. 215 pp.
- Amaya, V. A. M. y L. M. Rengifo. 2010. Efecto del retamo espinoso (*Ulex europaeus*) sobre las aves de borde en un bosque altoandino. *Ornitología Colombiana* 10:11-25.
- Arias, M. A. y J. I. Barrera-C. 2007. Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono en la cantera Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum* Edición Especial II - 12: 25-45.
- Barrera-C., J. I. 2011. Restauración ecológica de bosques altoandinos sometidos a presión antrópica: de lo teórico a lo posible. Tesis de Doctorado. Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona. 164 pp.
- Barrera-C., J. I., H. F. Ríos y C. A. Pinzón. 2002. Planteamiento de la propuesta de restauración ecológica de áreas afectadas por el fuego y/o invadidas por el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) en los cerros de Bogotá. *Perez Arbelaezia* 13: 55-71.
- Barrera-C., J. I., S. Contreras, N. Garzón, C. Moreno y S. Montoya. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C. 401 pp.
- Bjerknes, A., Ø. Totland, S. Hegkand y A. Nielsen. 2007. ¿Do alien plant invasions really affect pollination success in native plant species? *Biological Conservation* 138: 1-12.
- Blaschke, P. M., G. G. Hunter, G. O. Eyles y P. R. van Verkel. 1981. Analyses of New Zealand's vegetation cover using land resource inventory data. *New Zealand Journal Ecology* 4: 1-19.
- Borda, M. y O. Vargas. 2011. Caracterización del banco de semillas germinable de plantaciones de pinos (*Pinus patula*) y claros de regeneración natural (alrededores del embalse de Chisacá, Bogotá, localidad de Usme, bosque altoandino). En: Vargas, O. y B. S. P. Reyes (Eds.). La restauración ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C., Colombia. 634 pp.
- Cárdenas, C. 2004. Invasiones por *Ulex europaeus*: germinación y estrategias de control en fases tempranas. Trabajo de Grado. Universidad Autónoma de Barcelona. Centre de Reserca Ambiental e Aplicacions Forestals – CREA. Barcelona, España. 132 pp.
- Carrizosa U., J. 1990. La selva andina. Pp. 151-184. En: Carrizosa U., J. y J. Hernández (Eds.). Selva y futuro. El Sello Editorial. Bogotá.
- Chytrý, M., V. Jarosik, P. Pysek, O. Hajek, I. Knollova, L. Tichy y J. Danihelka. 2008. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* 89 (6): 1541-1553.
- Clements, D. R., D. J. Peterson y R. Prasad. 2001. The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus*. *Canadian Journal of Plant Science* 81: 325-337.
- Cortés, S. 2003. Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de Chía (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia* 25 (1): 119-137.
- Cortés, S., T. Van der Hammen y O. Rangel. 1999. Comunidades vegetales y patrones de degradación y sucesión en la vegetación de los cerros occidentales de Chía-Cundinamarca-Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias* 13 (89): 529-554.
- Cuesta F., P. Muriel, S. Beck, R. Meneses, S. Halloy, S. Salgado, E. Ortiz y M. T. Becerra (Eds.). 2012. Biodiversidad y cambio climático en los Andes tropicales. Conformación de una red de investigación para monitorear sus impactos y delinear acciones de adaptación. Red Gloria-Andes, Lima-Quito. 180 pp.
- Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente (DAMA). 2000. Parque ecológico distrital Entrenubes. Componente Biofísico. Vegetación Tomo I. Bogotá, Colombia. 266 pp.
- Grubb P. J., H. E. Green y R. C. J. Merrifield. 1969. The ecology of chalk heath: its relevance to the calcicole-calcifuge and soil acidification problems. *Journal of Ecology* 57: 175-212.
- Hackwell, K. 1980. Gorse: A helpful nurse plant for regenerating native forest. *Forest and Bird* 13: 25-28.

- Henderson, A.S., L. Churchill, L. Luteyn. 1991. Neotropical plant diversity. *Nature* 351: 21-22.
- Hierro, J. L., J. L. Maron y R. M. Callaway. 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology* 93: 5-15.
- Hill, R. L., A. H. Gourelay y R. J. Barker. 2001. Survival of *Ulex europaeus* seeds in the soil at three sites in New Zealand. *New Zealand Journal Botany* 39: 235-244.
- Hoshovsky, M. 1989. Element Stewardship Abstract for *Ulex europaeus* Gorse. (TNC-ESA). The Nature Conservancy. Arlington, VA. 22 pp.
- ISSG. 100 of the world's worst invasive alien species. A selection from the Global Invasive Species Database. 1998. 12 pp.
- Lee, W. G., R. B. Allen y P. N. Johnson. 1986. Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin Ecological District, South Island, New Zealand. *N.Z. Journal of Botany* 24: 279-292.
- Levine J. M. y C. M. D'Antonio. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invisibility. *Oikos* 87: 15-26.
- Levine, J., M. Vilá, C. D'Antonio, J. Dukes, L. Griglis y S. Lavorel. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 270: 775-781.
- Mack, M. C. y C. M. D'Antonio. 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 13 (5): 195-198.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout y F. A. Bazzaz, 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Issues in Ecology* 5: 1-20.
- Matteucci, S. y A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Organización de los Estados Americanos, Washington D.C., USA. 86 pp.
- Mostacedo, B y T.S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Bolfor, Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Ramírez, A. 2006. Ecología. Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D. C. 271 pp.
- Rangel, J. O. y A. Velásquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. Pp: 59-88. En: Rangel, J. O., P Lowy y M. Aguilar (Eds.). Colombia, Diversidad Biótica II. Universidad Nacional de Colombia, Santafé de Bogotá.
- Rees, M. y R. L. Hill. 2001. Large-scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of Applied Ecology* 38: 364-377.
- Ríos, F. 2005. Guía Técnica para la restauración ecológica de áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito Capital. Complejo invasor retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.) y retamo liso (*Teline monspessulana* (L) C. Koch). Jardín Botánico José Celestino Mutis, Bogotá DC. 155 pp.
- Ríos, F. y O. Vargas. 2003. Ecología de las especies invasoras. *Pérez Arbelaezia* 14: 119-148.
- Sher, A. A. y L. A. Hyatt. 1999. The disturbance resource – flux invasion matrix. A new framework for patterns of plant invasion. *Biological Invasions* 1 (2-3): 107-114.
- Torres, R. N. A. y O. Vargas. 2011. Banco de semillas germinable en áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) con diferentes edades de quema (alrededores del Embalse de Chisacá, Bogotá, Localidad de Usme). En: Vargas, O. y B. S. P. Reyes (Eds.). La Restauración Ecológica en la práctica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y II Simposio Nacional de Experiencias en Restauración Ecológica. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C., Colombia, 634 pp.
- Van der Hammen, T. 1992. Historia, ecología y vegetación. Corporación Colombiana para la Amazonía "Araracuara. Bogotá, Colombia. 411 pp.
- Vargas, O. (Ed.). 2007. Guía metodológica para la restauración del bosque altoandino. Universidad Nacional De Colombia. Grupo de Restauración Ecológica. Bogotá D.C. 189 pp.
- Vargas, O. 2011. Restauración ecológica: biodiversidad y conservación. *Acta Biológica Colombiana* 16 (2): 221-246.
- Vargas, O., O. León y A. Díaz (Eds.). 2009. Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C. 305 pp.
- Velasco, P. y O. Vargas. 2008. Problemática de los bosques altoandinos. Pp: 41-56. En: Vargas, O. (Ed.). Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal Municipal de Cogua, Cundinamarca. Universidad Nacional de Colombia. Grupo de Restauración Ecológica, Bogotá D.C.
- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. 235 pp.
- Williamson, M. 2000. The ecology of invasions. Pp. 56-66. En: Preston, G., A. G. Brown y E. van Wyk (Eds.). Best Management Practices for Preventing and Controlling Invasive Alien Species. Symposium Proceedings. Cape Town, South Africa.

Anexo 1. Composición de especies en las comunidades de *Ulex europaeus* de edad reciente.

Familia	Género	Especie	Origen	Hábito
ARALIACEAE	<i>Hydrocotyle</i>	<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	Nativa	Rasante
ASTERACEAE	<i>Achyrocline</i>	<i>Achyrocline bogotensis</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Conyza</i>	<i>Conyza bonariensis</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Gamochaeta</i>	<i>Gamochaeta americana</i>	Nativa	Rasante
	<i>Hypochaeris</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	Exótica	Rasante
	<i>Noticastrum</i>	<i>Noticastrum marginatum</i>	Nativa	Rasante
	<i>Senecio</i>	<i>Senecio madagascariensis</i>	Exótica	Herbáceo
BRIACEAE	<i>Brium</i>	<i>Brium</i> sp.	Nativa	Rasante
CARYOPHYLLACEAE	<i>Cerastium</i>	<i>Cerastium arvense</i>	Exótica	Herbáceo
CYPERACEAE	<i>Carex</i>	<i>Carex</i> sp.	Exótica	Rasante
FABACEAE	<i>Lupinus</i>	<i>Lupinus bogotensis</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Teline</i>	<i>Teline monspessulana</i>	Exótica	Arbustivo
	<i>Trifolium</i>	<i>Trifolium pratense</i>	Exótica	Rasante
		<i>Trifolium repens</i>	Exótica	Rasante
	<i>Ulex</i>	<i>Ulex europaeus</i>	Exótica	Arbustivo
MYRICACEAE	<i>Morella</i>	<i>Morella parvifolia</i>	Nativa	Arbustivo
NECKERACEAE	<i>Neckeropsis</i>	<i>Neckeropsis</i> sp.	Nativa	Rasante
OXALIDACEAE	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalis</i> sp.	Exótica	Rasante
POACEAE	<i>Anthoxanthum</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Holcus</i>	<i>Holcus lanatus</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Pennisetum</i>	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Exótica	Herbáceo
POLYGONACEAE	<i>Polygonum</i>	<i>Polygonum</i> sp.	Exótica	Herbáceo
	<i>Rumex</i>	<i>Rumex acetosella</i>	Exótica	Herbáceo
POTTIACEAE	<i>Leptodontium</i>	<i>Leptodontium</i> sp.	Nativa	Rasante
ROSACEAE	<i>Lachemilla</i>	<i>Lachemilla andina</i>	Nativa	Rasante
		<i>Lachemilla orbiculata</i>	Nativa	Rasante
PLANTAGINACEAE	<i>Digitalis</i>	<i>Digitalis purpurea</i>	Exótica	Herbáceo
THUIDIACEAE	<i>Thuidium</i>	<i>Thuidium</i> sp.	Nativa	Rasante

Anexo 2. Composición de especies en las comunidades de *Ulex europaeus* de 20 años.

Familia	Género	Especie	Origen	Hábito
ASTERACEAE	<i>Achyrocline</i>	<i>Achyrocline bogotensis</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Ageratina</i>	<i>Ageratina gracilis</i>	Nativa	Arbustivo
	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis latifolia</i>	Nativa	Arbustivo
	<i>Bidens</i>	<i>Bidens rubifolia</i>	Nativa	Herbáceo
		<i>Bidens</i> sp.	Nativa	Herbáceo
	<i>Cirsium</i>	<i>Cirsium</i> sp.	Exótica	Herbáceo
	<i>Gamochaeta</i>	<i>Gamochaeta americana</i>	Nativa	Rasante
	<i>Hypochaeris</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	Exótica	Rasante
	<i>Senecio</i>	<i>Senecio madagascariensis</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Taraxacum</i>	<i>Taraxacum officinale</i>	Exótica	Rasante
	Morfotipo 24	Sin determinar (morfotipo 24)	Sin det.	Herbáceo
ROSACEAE	<i>Hesperomeles</i>	<i>Hesperomeles heterophylla</i>	Nativa	Arbustivo
	<i>Holodiscus</i>	<i>Holodiscus argenteus</i>	Nativa	Arbóreo
	<i>Lachemilla</i>	<i>Lachemilla andina</i>	Nativa	Rasante
		<i>Lachemilla orbiculata</i>	Nativa	Rasante
	<i>Rosa</i>	<i>Rosa</i> sp.	Exótica	Arbustivo
	<i>Rubus</i>	<i>Rubus bogotensis</i>	Nativa	Arbustivo
<i>Rubus</i> sp.		Nativa	Arbustivo	
POACEAE	<i>Agrostis</i>	<i>Agrostis</i> sp.	Nativa	Herbáceo
	<i>Anthoxanthum</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Holcus</i>	<i>Holcus lanatus</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Pennisetum</i>	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Exótica	Herbáceo
MYRTACEAE	<i>Eucaliptus</i>	<i>Eucaliptus globulus</i>	Exótica	Arbóreo
	<i>Melaleuca</i>	<i>Melaleuca</i> sp.	Exótica	Arbóreo
	<i>Myrcianthes</i>	<i>Myrcianthes leucoxylla</i>	Nativa	Arbóreo
POLYGONACEAE	<i>Polygonum</i>	<i>Polygonum</i> sp.	Exótica	Herbáceo
	<i>Rumex</i>	<i>Rumex acetosella</i>	Exótica	Herbáceo
		<i>Rumex crispus</i>	Exótica	Herbáceo
POLYPODIACEAE	Morfotipo 29	Sin determinar (morfotipo 30)	Sin Det.	Herbáceo
	<i>Campyloneurum</i>	<i>Campyloneurum repens</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Polypodium</i>	<i>Polypodium</i> sp.	Nativa	Herbáceo
RUBIACEAE	<i>Arcytophyllum</i>	<i>Arcytophyllum muticum</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Gallium</i>	<i>Gallium</i> sp.	Nativa	Rasante
FABACEAE	<i>Trifolium</i>	<i>Trifolium pratens</i>	Exótica	Rasante
	<i>Ulex</i>	<i>Ulex europaeus</i>	Exótica	Arbustivo

Cont. **Anexo 2.** Composición de especies en las comunidades de *Ulex europaeus* de 20 años.

Familia	Género	Especie	Origen	Hábito
HYPERICACEAE	<i>Hypericum</i>	<i>Hypericum junipericum</i>	Nativa	Arbustivo
		<i>Hypericum</i> sp.	Nativa	Arbustivo
MELASTOMATACEAE	<i>Bucquetia</i>	<i>Bucquetia glutinosa</i>	Nativa	Arbustivo
	<i>Miconia</i>	<i>Miconia</i> sp.	Nativa	Arbustivo
APOCYNACEAE	<i>Metastelma</i>	<i>Metastelma</i> sp.	Exótica	Herbáceo
ARALIACEAE	<i>Hydrocotyle</i>	<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	Nativa	Rasante
BARTRAMIACEAE	<i>Breutelia</i>	<i>Breutelia</i> sp.	Nativa	Rasante
BRIACEAE	<i>Brium</i>	<i>Brium</i> sp.	Nativa	Rasante
CARYOPHYLLACEAE	<i>Cerastium</i>	<i>Cerastium arvense</i>	Exótica	Herbáceo
CORIARIACEAE	<i>Coriaria</i>	<i>Coriaria thymifolia</i>	Nativa	Herbáceo
CYPERACEAE	<i>Carex</i>	<i>Carex</i> sp.	Exótica	Rasante
DICRANACEAE	<i>Campylopus</i>	<i>Campylopus</i> sp.	Nativa	Rasante
ELAEOCARPACEAE	<i>Vallea</i>	<i>Vallea stipularis</i>	Nativa	Arbóreo
ERICACEAE	<i>Pernettya</i>	<i>Pernettya</i> sp.	Nativa	Arbustivo
GERANIACEAE	<i>Geranium</i>	<i>Geranium multiceps</i>	Nativa	Herbáceo
HYPNACEAE	<i>Hypnum</i>	<i>Hypnum amabile</i>	Nativa	Rasante
JUNCACEAE	<i>Juncus</i>	<i>Juncus effusus</i>	Nativa	Herbáceo
MYRICACEAE	<i>Morella</i>	<i>Morella parvifolia</i>	Nativa	Arbustivo
NECKERACEAE	<i>Neckeropsis</i>	<i>Neckeropsis</i> sp.	Nativa	Rasante
OROBANCHACEAE	<i>Castilleja</i>	<i>Castilleja fissifolia</i>	Exótica	Herbáceo
OXALIDACEAE	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalis</i> sp.	Exótica	Rasante
PHYTOLACCACEAE	<i>Phytolacca</i>	<i>Phytolacca bogotensis</i>	Nativa	Herbáceo
PINACEAE	<i>Pinus</i>	<i>Pinus patula</i>	Exótica	Arbóreo
POTTIACEAE	<i>Leptodontium</i>	<i>Leptodontium</i> sp.	Nativa	Rasante
SCHROFULARIACEAE	<i>Digitalis</i>	<i>Digitalis purpurea</i>	Exótica	Herbáceo
SOLANACEAE	<i>Salpichroa</i>	<i>Salpichroa diffusa</i>	Nativa	Herbácea
THUIDIACEAE	<i>Thuidium</i>	<i>Thuidium</i> sp.	Nativa	Rasante
VERBENACEAE	<i>Duranta</i>	<i>Duranta</i> sp.	Nativa	Arbustivo
VALERIANACEAE	<i>Valeriana</i>	<i>Valeriana clematitis</i>	Nativa	Herbáceo
Sin determ. (Morfotipo 21)	Morfotipo 21	Sin determinar (morfotipo 21)	Sin det.	Rasante

Anexo 3. Composición de especies en las comunidades de *Ulex europaeus* de 40 años.

Familia	Género	Especie	Origen	Hábito
APOCYNACEAE	<i>Metastelma</i>	<i>Metastelma</i> sp.	Exótica	Herbáceo
ARALIACEAE	<i>Hydrocotyle</i>	<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	Nativa	Rasante
ASTERACEAE	<i>Achyrocline</i>	<i>Achyrocline bogotensis</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Ageratina</i>	<i>Ageratina</i> sp.	Nativa	Arbustivo
	<i>Baccharis</i>	<i>Baccharis latifolia</i>	Nativa	Arbustivo
	<i>Eupatorium</i>	<i>Eupatorium angustifolium</i>	Nativa	Arbóreo
	<i>Hypochaeris</i>	<i>Hypochaeris radicata</i>	Exótica	Rasante
BARTRAMIACEAE	<i>Breutelia</i>	<i>Breutelia</i> sp.	Nativa	Rasante
CARYOPHYLLACEAE	<i>Drymaria</i>	<i>Drymaria villosa</i>	Nativa	Herbáceo
DICRANACEAE	<i>Campylopus</i>	<i>Campylopus</i> sp.	Nativa	Rasante
ELAEOCARPACEAE	<i>Vallea</i>	<i>Vallea stipularis</i>	Nativa	Arbóreo
ERICACEAE	<i>Pernettya</i>	<i>Pernettya</i> sp.	Nativa	Arbustivo
FABACEAE	<i>Ulex</i>	<i>Ulex europaeus</i>	Exótica	Arbustivo
HEPÁTICA sin cf.	<i>Sin confirmar</i>	Sin confirmar	Sin det.	Rasante
HYPERICACEAE	<i>Hypericum</i>	<i>Hypericum</i> sp.	Nativa	Herbáceo
		<i>Hypericum junipericum</i>	Nativa	Herbáceo
		<i>Hypericum goyanesii</i>	Nativa	Herbáceo
HYPNACEAE	<i>Hypnum</i>	<i>Hypnum amabile</i>	Nativa	Rasante
JUNCACEAE	<i>Juncus</i>	<i>Juncus effusus</i>	Nativa	Herbáceo
MYRICACEAE	<i>Morella</i>	<i>Morella parvifolia</i>	Nativa	Arbustivo
MYRTACEAE	<i>Myrcianthes</i>	<i>Myrcianthes leucoxylla</i>	Nativa	Arbóreo
	<i>Melaleuca</i>	<i>Melaleuca</i> sp..	Exótica	Arbóreo
NECKERACEAE	<i>Neckeropsis</i>	<i>Neckeropsis</i> sp.	Nativa	Rasante
OXALIDACEAE	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalis</i> sp.	Exótica	Rasante
PHYTOLACCACEAE	<i>Phytolacca</i>	<i>Phytolacca bogotensis</i>	Nativa	Herbáceo
PINACEAE	<i>Pinus</i>	<i>Pinus patula</i>	Exótica	Arbóreo
PLANTAGINACEAE	<i>Digitalis</i>	<i>Digitalis purpurea</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Plantago</i>	<i>Plantago</i> sp.	Exótica	Rasante
POACEAE	<i>Holcus</i>	<i>Holcus lanatus</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Festuca</i>	<i>Festuca procera</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Calamagrostis</i>	<i>Calamagrostis effusa</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Anthoxanthum</i>	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Festuca</i>	<i>Festuca</i> sp.	Exótica	Herbáceo
POLYGONACEAE	<i>Rumex</i>	<i>Rumex crispus</i>	Exótica	Herbáceo
POLYPODIACEAE	<i>Polypodium</i>	<i>Polypodium</i> sp.	Nativa	Herbáceo
	<i>Campyloneurum</i>	<i>Campyloneurum repens</i>	Exótica	Herbáceo

Cont. **Anexo 3.** Composición de especies en las comunidades de *Ulex europaeus* de 40 años.

Familia	Género	Especie	Origen	Hábito
POTTIACEAE	<i>Leptodontium</i>	<i>Leptodontium</i> sp.	Nativa	Rasante
ROSACEAE	<i>Lachemilla</i>	<i>Lachemilla orbiculata</i>	Nativa	Rasante
		<i>Lachemilla andina</i>	Nativa	Rasante
	<i>Rubus</i>	<i>Rubus</i> sp.	Nativa	Arbustivo
	<i>Hesperomeles</i>	<i>Hesperomeles heterophylla</i>	Nativa	Arbustivo
		<i>Hesperomeles</i> sp.	Nativa	Arbustivo
	<i>Acaena</i>	<i>Acaena elongata</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Duchesnea</i>	<i>Duchesnea indica</i>	Exótica	Herbáceo
	<i>Rosa</i>	<i>Rosa</i> sp.	Exótica	Arbustivo
RUBIACEAE	<i>Gallium</i>	<i>Gallium</i> sp.	Nativa	Rasante
	<i>Arcythophyllum</i>	<i>Arcythophyllum muticum</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Cinchona</i>	<i>Cinchona</i> sp.	Nativa	Herbáceo
SOLANACEAE	<i>Salpichroa</i>	<i>Salpichroa diffusa</i>	Nativa	Herbáceo
	<i>Solanum</i>	<i>Solanum callianthum</i>	Nativa	Herbáceo
THUIDIACEAE	<i>Thuidium</i>	<i>Thuidium</i> sp.	Nativa	Rasante
VALERIANACEAE	<i>Valeriana</i>	<i>Valeriana clematitis</i>	Nativa	Herbáceo

Anexo 4. Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en las invasiones recientes de *Ulex europaeus*. **AR:** abundancia relativa. **AB:** área basal. **ABR:** área basal relativa. **F:** frecuencia. **FR:** frecuencia relativa. **IVI:** índice de valor de importancia. **C:** cobertura. **CR:** cobertura relativa. **IPF:** índice de predominio fisionómico.

ESPECIE	AR	AB	ABR	F	FR	IVI	C	CR	IPF
<i>Ulex europaeus</i>	55,42	2,27	25,47	6	6,90	87,79	1361,00	65,29	146,18
<i>Teline monspessulana</i>	3,94	5,31	59,59	4	4,60	68,13	67,33	3,23	66,76
<i>Conyza bonariensis</i>	2,91	1,33	14,9	5	5,75	23,56	44,00	2,11	19,92
<i>Holcus lanatus</i>	15,13			6	6,90	22,03	325,67	15,62	30,75
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	8,98			6	6,90	15,88	103,67	4,97	13,95
<i>Hypochaeris radicata</i>	1,65			6	6,90	8,55	19,00	0,91	2,56
<i>Oxalis</i> sp.	1,3			6	6,90	8,20	19,33	0,93	2,23
<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	1,23			6	6,90	8,13	19,33	0,93	2,16
<i>Digitalis purpurea</i>	0,86			5	5,75	6,61	19,67	0,94	1,80
<i>Pennisetum clandestinum</i>	2,28			3	3,45	5,73	30,67	1,47	3,75
<i>Gamochoaeta americana</i>	1,18			3	3,45	4,63	15,33	0,74	1,92
<i>Rumex acetosella</i>	0,67			3	3,45	4,12	6,00	0,29	0,96
<i>Trifolium pratense</i>	0,58			3	3,45	4,03	8,33	0,40	0,98
<i>Achyrocline bogotensis</i>	0,38			3	3,45	3,83	4,67	0,22	0,60

Cont. **Anexo 4.** Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en las invasión reciente de *Ulex europaeus*. **AR:** abundancia relativa. **AB:** área basal. **ABR:** área basal relativa. **F:** frecuencia. **FR:** frecuencia relativa. **IVI:** índice de valor de importancia. **C:** cobertura. **CR:** cobertura relativa. **IPF:** índice de predominio fisionómico.

ESPECIE	AR	AB	ABR	F	FR	IVI	C	CR	IPF
<i>Brium</i> sp.	1,09			2	2,30	3,39	10,00	0,48	1,57
<i>Carex</i> sp.	0,61			2	2,30	2,91	12,00	0,58	1,19
<i>Hepática</i> (Morfotipo 21)	0,29			2	2,30	2,59	3,00	0,14	0,43
<i>Lachemilla orbiculata</i>	0,17			2	2,30	2,47	3,00	0,14	0,31
<i>Lachemilla andina</i>	0,17			2	2,30	2,47	1,67	0,08	0,25
<i>Trifolium repens</i>	0,08			2	2,30	2,38	1,67	0,08	0,16
<i>Thuidium</i> sp.	0,08			2	2,30	2,38	0,67	0,03	0,11
<i>Lupinus bogotensis</i>	0,32			1	1,15	1,47	2,33	0,11	0,43
<i>Cerastium arvense</i>	0,27			1	1,15	1,42	2,00	0,10	0,37
<i>Leptodontium</i> sp.	0,15			1	1,15	1,30	1,67	0,08	0,23
<i>Senecio madagascariensis</i>	0,09			1	1,15	1,24	0,67	0,03	0,12
<i>Morella parvifolia</i>	0,05			1	1,15	1,20	0,67	0,03	0,08
<i>Neckeropsis</i> sp.	0,05			1	1,15	1,20	0,67	0,03	0,08
<i>Polygonum</i> sp.	0,05			1	1,15	1,20	0,33	0,02	0,07
<i>Noticastrum marginatum</i>	0,03			1	1,15	1,18	0,33	0,02	0,05
Totales	100		100	87	100	300	2084,7	100	300

Anexo 5. Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en las invasión de 20 años de *Ulex europaeus*. **AR:** abundancia relativa. **AB:** área basal. **ABR:** área basal relativa. **F:** frecuencia. **FR:** frecuencia relativa. **IVI:** índice de valor de importancia. **C:** cobertura. **CR:** cobertura relativa. **IPF:** índice de predominio fisionómico.

ESPECIE	AR	AB	ABR	F	FR	IVI	C	CR	IPF
<i>Ulex europaeus</i>	76,50	15,21	0,46	12,00	7,36	84,33	1345,33	77,97	154,93
<i>Eucaliptus globulus</i>	0,10	2324,28	70,79	1,00	0,61	71,50	2,50	0,14	71,03
<i>Vallea stipularis</i>	3,60	346,36	10,55	6,00	3,68	17,83	59,67	3,46	17,61
<i>Holcus lanatus</i>	3,40			10,00	6,13	9,53	55,17	3,20	6,60
<i>Melaleuca</i> sp.	1,90	109,36	3,33	6,00	3,68	8,91	32,00	1,85	7,08
<i>Salpichroa diffusa</i>	1,00	63,62	1,94	6,00	3,68	6,62	15,50	0,90	3,84
<i>Pinus patula</i>	0,50	158,37	4,82	2,00	1,23	6,55	9,50	0,55	5,87
<i>Baccharis latifolia</i>	1,10	37,39	1,14	6,00	3,68	5,92	16,50	0,96	3,20
<i>Lachemilla orbiculata</i>	1,00			7,00	4,29	5,29	15,83	0,92	1,92
<i>Pennisetum clandestinum</i>	2,80			3,00	1,84	4,64	44,83	2,60	5,40
<i>Neckeropsis</i> sp.	0,20			7,00	4,29	4,49	3,67	0,21	0,41
<i>Hesperomeles heterophylla</i>	0,70	41,85	1,27	4,00	2,45	4,43	12,67	0,73	2,71

Cont. **Anexo 5.** Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en las invasiones de 20 años de *Ulex europaeus*. **AR:** abundancia relativa. **AB:** área basal. **ABR:** área basal relativa. **F:** frecuencia. **FR:** frecuencia relativa. **IVI:** índice de valor de importancia. **C:** cobertura. **CR:** cobertura relativa. **IPF:** índice de predominio fisionómico.

ESPECIE	AR	AB	ABR	F	FR	IVI	C	CR	IPF
<i>Myrcianthes leucoxylla</i>	1,00	27,34	0,83	3,00	1,84	3,67	15,50	0,90	2,73
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,30			5,00	3,07	3,37	5,17	0,30	0,60
<i>Metastelma</i> sp.	0,20			5,00	3,07	3,27	3,50	0,20	0,40
<i>Morella parvifolia</i>	0,40	72,38	2,20	1,00	0,61	3,22	7,17	0,42	3,02
<i>Gallium</i> sp.	0,10			4,00	2,45	2,55	2,00	0,12	0,22
<i>Polypodium</i> sp.	0,10			4,00	2,45	2,55	1,83	0,11	0,21
<i>Ageratina</i> sp.	0,10	18,86	0,57	3,00	1,84	2,51	2,83	0,16	0,84
<i>Holodiscus argenteus</i>	1,10	22,90	0,70	1,00	0,61	2,41	16,50	0,96	2,75
<i>Oxalis</i> sp.	0,10			3,00	1,84	1,94	2,17	0,13	0,23
<i>Taraxacum officinale</i>	0,10			3,00	1,84	1,94	2,17	0,13	0,23
<i>Achyrocline bogotensis</i>	0,10			3,00	1,84	1,94	1,17	0,07	0,17
<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	0,04			3,00	1,84	1,88	0,67	0,04	0,08
<i>Miconia</i> sp.	0,20	11,34	0,35	2,00	1,23	1,77	3,67	0,21	0,76
<i>Duranta</i> sp.	0,30	5,73	0,17	2,00	1,23	1,70	4,50	0,26	0,74
<i>Rosa</i> sp.	0,10	8,04	0,24	2,00	1,23	1,57	1,50	0,09	0,43
<i>Bucquetia glutinosa</i>	0,10	20,43	0,62	1,00	0,61	1,34	2,67	0,15	0,88
<i>Arcythophyllum muticum</i>	0,10			2,00	1,23	1,33	1,33	0,08	0,18
<i>Thuidium</i> sp.	0,10			2,00	1,23	1,33	1,17	0,07	0,17
<i>Breutelia</i> sp.	0,05			2,00	1,23	1,28	0,83	0,05	0,10
<i>Brium</i> sp.	0,05			2,00	1,23	1,28	0,83	0,05	0,10
<i>Digitalis purpurea</i>	0,04			2,00	1,23	1,27	0,67	0,04	0,08
<i>Polygonum</i> sp.	0,04			2,00	1,23	1,27	0,67	0,04	0,08
<i>Rubus</i> sp.	0,04			2,00	1,23	1,27	0,67	0,04	0,08
<i>Leptodontium</i> sp.	0,03			2,00	1,23	1,26	0,50	0,03	0,06
<i>Rumex acetosella</i>	0,03			2,00	1,23	1,26	0,50	0,03	0,06
Hepática (21)	0,50			1,00	0,61	1,11	9,33	0,54	1,04
<i>Bidens rubifolia</i>	0,30			1,00	0,61	0,91	4,50	0,26	0,56
<i>Hypericum</i> sp.	0,30			1,00	0,61	0,91	3,83	0,22	0,52
<i>Juncus effusus</i>	0,20			1,00	0,61	0,81	3,17	0,18	0,38
<i>Rubus bogotensis</i>	0,10			1,00	0,61	0,71	2,00	0,12	0,22
<i>Geranium multiceps</i>	0,10			1,00	0,61	0,71	1,17	0,07	0,17
<i>Agrostis</i> sp.	0,06			1,00	0,61	0,67	1,00	0,06	0,12
<i>Hypericum junipericum</i>	0,06			1,00	0,61	0,67	1,00	0,06	0,12

Cont. **Anexo 5.** Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en las invasión de 20 años de *Ulex europaeus*. **AR:** abundancia relativa. **AB:** área basal. **ABR:** área basal relativa. **F:** frecuencia. **FR:** frecuencia relativa. **IVI:** índice de valor de importancia. **C:** cobertura. **CR:** cobertura relativa. **IPF:** índice de predominio fisionómico.

ESPECIE	AR	AB	ABR	F	FR	IVI	C	CR	IPF
<i>Bidens</i> sp.	0,05			1,00	0,61	0,66	0,83	0,05	0,10
<i>Cerastium arvense</i>	0,04			1,00	0,61	0,65	0,67	0,04	0,08
<i>Pernettya</i> sp.	0,04			1,00	0,61	0,65	0,67	0,04	0,08
<i>Campyloneurum repens</i>	0,03			1,00	0,61	0,64	0,50	0,03	0,06
<i>Rumex crispus</i>	0,03			1,00	0,61	0,64	0,50	0,03	0,06
<i>Carex</i> sp.	0,02			1,00	0,61	0,63	0,33	0,02	0,04
<i>Castilleja fissifolia</i>	0,02			1,00	0,61	0,63	0,33	0,02	0,04
<i>Cirsium</i> sp.	0,02			1,00	0,61	0,63	0,33	0,02	0,04
<i>Coriaria thymifolia</i>	0,02			1,00	0,61	0,63	0,33	0,02	0,04
<i>Trifolium pratens</i>	0,02			1,00	0,61	0,63	0,33	0,02	0,04
<i>Campylopus</i> sp.	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
<i>Gamochaeta americana</i>	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
<i>Hypnum amabile</i>	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
<i>Hypochaeris radicata</i>	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
<i>Lachemilla andina</i>	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
<i>Phytolacca bogotensis</i>	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
<i>Senecio madagascariensis</i>	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
Sin det.(Morfotipo 24)	0,01			1,00	0,61	0,62	0,17	0,01	0,02
Totales	100		100	163	100,00	300,00	1725,50	100,00	300,00

Anexo 6. Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en las invasión de 40 años de *Ulex europaeus*. **AR:** abundancia relativa. **AB:** área basal. **ABR:** área basal relativa. **F:** frecuencia. **FR:** frecuencia relativa. **IVI:** índice de valor de importancia. **C:** cobertura. **CR:** cobertura relativa. **IPF:** índice de predominio fisionómico.

ESPECIE	AR	AB	ABR	F	FR	IVI	C	CR	IPF
<i>Ulex europaeus</i>	84,27	18,86	4,37	12	7,41	96,05	1505,67	84,27	172,92
<i>Vallea stipularis</i>	2,43	98,52	22,85	8	4,94	30,21	43,33	2,43	27,70
<i>Pinus patula</i>	0,13	76,98	17,85	1	0,62	18,60	33,17	0,13	18,11
<i>Baccharis latifolia</i>	1,86	49,02	11,37	6	3,70	16,93	18,33	1,86	15,08
<i>Hesperomeles heterophylla</i>	0,40	50,27	11,66	2	1,23	13,29	14,50	0,40	12,46
<i>Holcus lanatus</i>	2,10			9	5,56	7,65	7,17	2,10	5,77
<i>Digitalis purpurea</i>	0,79			10	6,17	6,97	6,50	0,79	4,89
<i>Melaleuca</i> sp.	0,33	22,06	5,12	2	1,23	6,68	14,17	0,33	4,20
<i>Thuidium</i> sp.	1,03			9	5,56	6,58	6,83	1,03	2,05

Cont. **Anexo 6.** Índice de valor de importancia (IVI) e índice de predominio fisionómico (IPF) en las invasiones de 40 años de *Ulex europaeus*. **AR:** abundancia relativa. **AB:** área basal. **ABR:** área basal relativa. **F:** frecuencia. **FR:** frecuencia relativa. **IVI:** índice de valor de importancia. **C:** cobertura. **CR:** cobertura relativa. **IPF:** índice de predominio fisionómico.

ESPECIE	AR	AB	ABR	F	FR	IVI	C	CR	IPF
<i>Eupatorium angustifolium</i>	0,07	20,43	4,74	1	0,62	5,43	9,00	0,07	1,62
<i>Polypodium</i> sp.	0,38			7	4,32	4,70	5,50	0,38	1,59
<i>Salpichroa diffusa</i>	0,50			6	3,70	4,21	5,67	0,50	1,36
<i>Hypnum amabile</i>	0,26			6	3,70	3,96	3,17	0,26	1,01
<i>Breutelia</i> sp.	0,31			5	3,09	3,39	4,33	0,31	0,76
<i>Gallium</i> sp.	0,24			5	3,09	3,33	3,17	0,24	0,73
<i>Rubus</i> sp.	0,18			5	3,09	3,26	2,50	0,18	0,63
<i>Neckeropsis</i> sp.	0,15			5	3,09	3,24	2,33	0,15	0,62
<i>Hydrocotyle bonplandii</i>	0,09			5	3,09	3,18	1,33	0,09	0,62
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,31			4	2,47	2,78	4,67	0,31	0,60
<i>Hypericum junipericum</i>	0,30			4	2,47	2,77	3,83	0,30	0,52
<i>Oxalis</i> sp.	0,15			4	2,47	2,62	2,33	0,15	0,49
<i>Achyrocline bogotensis</i>	0,14			4	2,47	2,61	2,33	0,14	0,43
<i>Leptodontium</i> sp.	0,13			4	2,47	2,60	2,00	0,13	0,35
Hepática (21)	0,11			4	2,47	2,58	1,50	0,11	0,35
<i>Arcythophyllum muticum</i>	0,36			3	1,85	2,22	5,50	0,36	0,30
<i>Ageratina</i> sp.	0,38	2,54	0,59	2	1,23	2,21	5,83	0,38	0,30
<i>Morella parvifolia</i>	0,21			2	1,23	1,45	2,67	0,21	0,28
<i>Duchesnea indica</i>	0,81			1	0,62	1,43	6,83	0,81	0,26
<i>Pernettya</i> sp.	0,18			2	1,23	1,41	2,67	0,18	0,26
<i>Lachemilla orbiculata</i>	0,13			2	1,23	1,37	2,17	0,13	0,26
<i>Lachemilla andina</i>	0,07			2	1,23	1,30	1,00	0,07	0,24
<i>Campylopus</i> sp.	0,02			2	1,23	1,25	0,33	0,02	0,22

Héctor E. Beltrán-G.
Escuela de Restauración Ecológica, Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana.
Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
Bogotá, D. C., Colombia
edwbiol@yahoo.es

José I. Barrera-Cataño
Escuela de Restauración Ecológica, Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS), Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana
Bogotá, D. C., Colombia
barreraj@javeriana.edu.co

Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia

Cítese como: Beltrán-G., H. E. y J. I. Barrera-Cataño. 2014. Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 3-26.

Recibido: 16 de diciembre de 2014
Aprobado: 25 de abril de 2015

Crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia)

Growth of *Baccharis macrantha* and *Viburnum triphyllum*, two native species useful for ecological restoration, planted in a pasture Andean (Boyacá, Colombia)

Laura L. Hernández-Pineda, Oscar M. Roa-Casas y Francisco Cortés-Pérez

Resumen

Se evaluó el efecto de la aplicación de nutrientes sobre el crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, plantadas en un pastizal ubicado en el borde de un bosque de roble en Arcabuco (Boyacá, Colombia). Los tratamientos establecidos en parcelas fueron: *B. macrantha* con nutrientes, *B. macrantha* sin nutrientes, *V. triphyllum* con nutrientes y *V. triphyllum* sin nutrientes, cada uno con tres repeticiones. Se registró el estado fitosanitario, diámetro mayor y menor de la copa y altura de todos los individuos plantados. Se realizó el análisis de supervivencia de las especies plantadas por el método de Kaplan-Meier y se calcularon las tasas de crecimiento relativo (TCR) de altura y cobertura para todos los individuos, con las cuales se realizaron ANOVAS para evaluar diferencias entre tratamientos. La probabilidad de supervivencia de las especies plantadas disminuyó en gran medida a través del tiempo. Se encontraron diferencias significativas para el factor especie en la variable altura y diferencias significativas para la interacción especie-nutriente para la cobertura. De acuerdo a los análisis estadísticos y observación en campo la aplicación de nutrientes benefició considerablemente el crecimiento en altura y cobertura de la especie *B. macrantha*, resultado útil para la implementación de actividades de restauración ecológica en pastizales.

Palabras clave. Borde de bosque. Ecología de la restauración. Fertilización. Pastizal. Plantación. *Quercus humboldtii*.

Abstract

We evaluated the effect of the application of nutrients on the growth of *Baccharis macrantha* and *Viburnum triphyllum*, which were planted in a pasture located on the edge of an oak forest in Arcabuco (Boyacá, Colombia). The following treatments were established in plots: *B. macrantha* with nutrients, *B. macrantha* without nutrients, *V. triphyllum* with nutrients, and *V. triphyllum* without nutrients, each one with three repetitions. The phytosanitary condition, greatest and least diameter of the plant canopy, and height were measured for each planted individual. Analysis of planted species survival using the Kaplan-Meier method was performed and rates of relative growth (RGR) of height and coverage were calculated for all individuals, with which ANOVAs were performed to assess differences between treatments. The probability of survival of planted species decreased greatly over time. Significant differences between treatments were found for height and cover. According to field observation and statistical analysis, the application of nutrients considerably improved the growth in height and cover of *B. macrantha*, a result useful for the implementation of ecological restoration activities in pastures.

Key words. Forest edge. Restoration ecology. Fertilization. Grassland. Plantation. *Quercus humboldtii*.

Introducción

La necesidad de rehabilitar, recuperar o restaurar los sistemas ecológicos degradados por uso excesivo, ha conllevado al desarrollo y uso de metodologías y/o herramientas basadas en la teoría ecológica clásica, consolidando lo que se conoce hoy como ecología de la restauración (Ormerod 2003, SER 2004, Barrera y Valdés 2007, Hobbs *et al.* 2011). Según Barrera y Valdés (2007), en Colombia es necesario implementar experimentos para el fortalecimiento de esta disciplina puesto que los resultados obtenidos pueden ser replicados o tenidos en cuenta en áreas que presenten las mismas problemáticas.

Las actividades forestal, agrícola y pecuaria han causado la transformación de bosques en mosaicos de cultivos, pastizales y pequeños fragmentos forestales (Etter y Wyngaarden 2000, Gold *et al.* 2004, Soudre 2004, Barrera *et al.* 2005, Vargas y Díaz 2007, Otero y Onaindia 2009). La recuperación de bosques a partir de estos ecosistemas es generalmente lenta y limitada, pues los pastos y hierbas exóticas y las nuevas condiciones de estas áreas, pueden retrasar el restablecimiento de especies leñosas (Posada *et al.* 2000, Wijdeven y Kuzee 2000, Rosef 2008). Según Terradas (2001), Soudre (2004), León (2007), la ausencia de nutrientes, el pH ácido de los suelos y el continuo pastoreo del ganado, son algunas de las limitaciones para el establecimiento de las plantas ya que pueden ocasionar enfermedades y crecimiento deficiente.

El municipio de Arcabuco se caracteriza por tener relictos extensos de bosques de roble, pero estos han sido afectados por actividades antrópicas como la explotación maderera, la agricultura (cultivos de papa y mora principalmente) y la ganadería (www.arcabuco-boyaca.gov.co, Barrios *et al.* 2006), que repercuten en la destrucción y transformación de estos bosques en pastizales y/o potreros con la consecuente disminución de su productividad.

Según Cabrera (2006), Siemann y Rogers (2003), Lamb *et al.* (2005), citados en Román *et al.* (2007), uno de los retos de la “Ecología de la Restauración y Restauración Ecológica” respecto a los pastizales degradados, consiste en encontrar árboles o arbustos

nativos que puedan establecerse en estos suelos y que generen condiciones adecuadas para el desarrollo de la sucesión secundaria. La experimentación con especies nativas arbóreas o arbustivas empleando técnicas silvícolas como el deshierbe y la fertilización, constituyen prácticas sencillas e importantes en actividades de restauración en pastizales tropicales degradados (Holl *et al.* 2000, Long *et al.* 2004 citados en Román *et al.* 2007).

Las especies *Baccharis macrantha* Kunth y *Viburnum triphyllum* Benth son consideradas importantes en restauración ecológica en intervalos altitudinales de 2800 a 3000 m por sus características como crecimiento rápido, follaje tupido, copa amplia, altas tasas de recambio foliar, asociaciones con hongos formadores de micorrizas y bacterias fijadoras de nitrógeno, alta fecundidad y amplia oferta de recursos para la fauna dispersora de semillas, que les confieren la capacidad de colonizar ambientes perturbados y sustratos empobrecidos. Además se les atribuye un efecto inductor sobre la sucesión, ya que soportan suelos pobres, poco profundos y erosionados, e incluso suelos duros y arcillosos (Mahecha *et al.* 2004, Barrera *et al.* 2010).

En un estudio realizado en un pastizal con uso agrícola y pecuario ubicado en una ladera del municipio de Arcabuco-Boyacá, se evaluó el crecimiento de *B. macrantha* y *V. triphyllum* plantadas a diferentes densidades, en el cual se obtuvieron bajas tasas de crecimiento de ambas especies, debido probablemente a la deficiencia de algunos nutrientes en el suelo del sitio (Cortés 2013). De acuerdo con Terradas (2001) citado en Barrera y Valdés (2007), una de las limitaciones que puede presentar el establecimiento de las especies que se siembran en el ecosistema a restaurar es la ausencia de nutrientes. Según León (2007), cuando los sitios están muy deteriorados, la estrategia de plantación de especies nativas, necesita ser complementada con la aplicación de nutrientes, ya que el disturbio genera cambios drásticos en el suelo que impiden el establecimiento de las plántulas.

Se evaluó entonces el efecto de la aplicación de nutrientes sobre el crecimiento de *B. macrantha* y *V.*

triphyllum plantadas en un pastizal ubicado en el borde de un bosque de Roble en Arcabuco, Boyacá, con el propósito de generar información del desempeño de estas especies nativas con fines de restauración ecológica de pastizales.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la vereda Peñas Blancas del municipio de Arcabuco, departamento de Boyacá, Colombia, a una altitud de 2595 m. (05°46'36,32"N - 73°26'53,65"O), con una temperatura media de 13 °C. De acuerdo a los datos de precipitación promedio mensual multianual registrados en la estación pluviométrica de Arcabuco, la precipitación en el área presenta un régimen bimodal (temporada seca: diciembre-febrero y junio-septiembre. Temporada de lluvias: marzo-mayo y octubre-noviembre) (Figura 1). En el tiempo del estudio se registraron valores superiores al promedio mensual multianual en la mayoría de los meses (Figura 1).

El estudio se hizo en un pastizal ubicado al borde de un fragmento de bosque de roble (*Quercus humboldtii* Bonpland), que presenta condiciones bióticas y abióticas diferentes a las de pastizales ubicados a mayor distancia del borde, y ha tenido uso agrícola y pecuario desde hace aproximadamente 50

años. Actualmente es objeto de uso esporádico por ganadería, con predominancia de algunas especies de las familias Poaceae como *Paspalum cf. pilosum*, *Axonopus compressus*, *Danthonia secundiflora* y *Holcus lanatus*; Cyperaceae como *Rhynchospora nervosa* y *Rhynchospora rugosa*; Asteraceae: *Noticastrum marginatum* y *Taraxacum officinale*, y Ericaceae: *Vaccinium meridionalis* y *Cavendishia cordifolia*. El área experimental fue cercada con alambre de púas para excluir el pastoreo del ganado (Figura 2).

Dentro de las principales actividades económicas del municipio están la agricultura (papa y mora principalmente), la ganadería, y la explotación maderera de roble y eucalipto (www.arcabuco-boyaca.gov.co).

Diseño experimental

El diseño experimental fue factorial en bloques completos al azar (DBCA), donde el factor uno fue especie con dos niveles: *B. macrantha* y *V. triphyllum*, y el factor dos fue nutriente con dos niveles: con aplicación y sin aplicación. De acuerdo a esto, los tratamientos establecidos fueron: T1 (*B. macrantha* con nutrientes), T2 (*B. macrantha* sin nutrientes), T3 (*V. triphyllum* con nutrientes) y T4 (*V. triphyllum* sin nutrientes). El diseño experimental se planteó teniendo en cuenta el posible efecto de la lluvia de

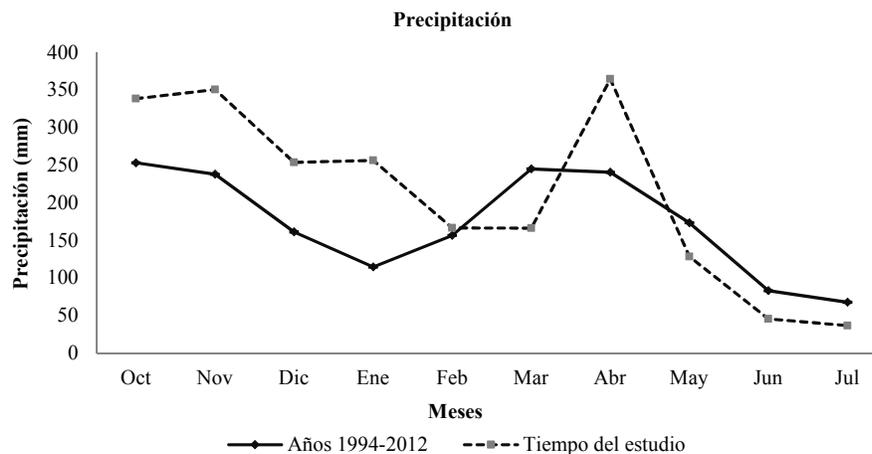


Figura 1. Precipitación promedio mensual multianual (años 1994-2012) y precipitación mensual durante el tiempo de estudio registrada en la estación pluviométrica de Arcabuco. Fuente: autores.



Figura 2. Ubicación y delimitación del pastizal de estudio. Foto: autores.

semillas del robledal sobre otra variable respuesta (sucesión vegetal) que no se aborda en este trabajo, por lo que se delimitaron tres bloques a diferente distancia del robledal (2,5, 3.5 y 7,5 m), cada uno con cuatro parcelas de 3,5 x 3 m. Luego se construyeron zanjas para evitar la contaminación entre parcelas, y se implementaron los tratamientos de forma aleatoria.

Plantación y fertilización

El material vegetal se obtuvo en un vivero ubicado en el municipio de Briceño, Cundinamarca. Las plantas de las dos especies, con alturas entre 60 y 70 cm, se aclimataron en la zona de estudio durante 40 días, luego se plantaron al tresbolillo (repartidas en filas paralelas, formando triángulos equiláteros entre ellas) nueve individuos por parcela a una distancia de 1 m x 1 m en hoyos de 25 x 25 cm de diámetro y 40 cm de profundidad, para un total de 27 individuos por tratamiento (108 individuos en todo el experimento) (Figura 3).

La fertilización se realizó en tres ocasiones: 15 días antes de la plantación, 15 días y 5 meses después, mediante la aplicación de 250 g de caliza dolomítica,

100 g de un fertilizante inorgánico (NPK 18-18-18) y 50 g de NPK 18-18-18 por plántula respectivamente. Los productos y las dosis aplicados se definieron con base a las deficiencias de fósforo, calcio, magnesio y potasio detectadas en el análisis de suelo del sitio, realizado en el Laboratorio de Diagnóstico de Suelos y Aguas para Agricultura y Medioambiente de la UPTC, y la cantidad requerida de estos elementos para especies forestales utilizando la metodología de Parent (1989) y Trujillo (2009).

Seguimiento a los individuos plantados

El seguimiento fue mensual por nueve meses (octubre de 2011-julio de 2012), para un total de diez mediciones. A todos los individuos se les registró el estado fitosanitario (EF), que se determinó según Rojas (2002) así: estado fitosanitario 1 (EF1): planta completamente sana. EF2: planta relativamente sana, con evidencia de problemas fitosanitarios hasta el 50% del follaje, pero que no corre riesgo de morir. EF3: enferma: planta con problemas fitosanitarios que afecta el desarrollo normal de la planta, tales como la pérdida del eje dominante o del follaje y en general daños visibles en más del 50%. A esta



Figura 3. Vista general de una parcela plantada con *V. triphyllum*. Foto: autores.

categorización se le agregó un estado 4 (EF4) que se definió como: individuo muerto.

Se midió el diámetro mayor y menor de la copa de cada planta y la altura en cm. Posteriormente se calculó la cobertura utilizando la fórmula propuesta por Rangel y Velásquez (1997).

Análisis estadísticos

La probabilidad de supervivencia en el tiempo de las especies plantadas se analizó por el método de Kaplan-Meier realizado en el programa estadístico PASW-Statistics Versión 18 (Nie *et al.* 1968). Para evaluar el crecimiento de las especies plantadas, se calcularon las tasas de crecimiento relativo (TCR) para la cobertura y altura de todos los individuos en el tiempo (modificada de Hastwell 2003). La fórmula utilizada fue:

$$TCR = \frac{C_f - C_i}{t},$$

donde C_f : altura o cobertura final; C_i : altura o cobertura inicial y t : tiempo en meses.

Posteriormente se realizaron análisis de varianza con los datos de TCR de la cobertura y altura de todos

los individuos plantados, para determinar si existían diferencias significativas entre tratamientos en el tiempo, usando el programa estadístico R Versión 2.15.2 (R Development Core Team, 2008).

Resultados

Estado fitosanitario

La plantación se hizo en temporada de lluvias (octubre de 2011), los individuos plantados no presentaban ningún problema fitosanitario visible, con hojas y tallos de buena apariencia (estado 1). En noviembre ya hubo predominio de individuos en estado 2, en su mayoría por amarillamiento de hojas y pérdida de follaje; consecutivamente en diciembre hubo predominio de individuos en estado 3, y las plantas estaban visiblemente enfermas con incremento de pérdida de follaje y marchitez. Finalmente, en enero y febrero de 2012 se presentaron los porcentajes más altos de mortalidad (estado 4) de individuos, por marchitez total, pérdida total del follaje y tallos secos (Figura 4).

En los meses de marzo hasta julio de 2012, los porcentajes del estado 1 y 2 se mantuvieron hasta el fin de las observaciones, se presentó una leve

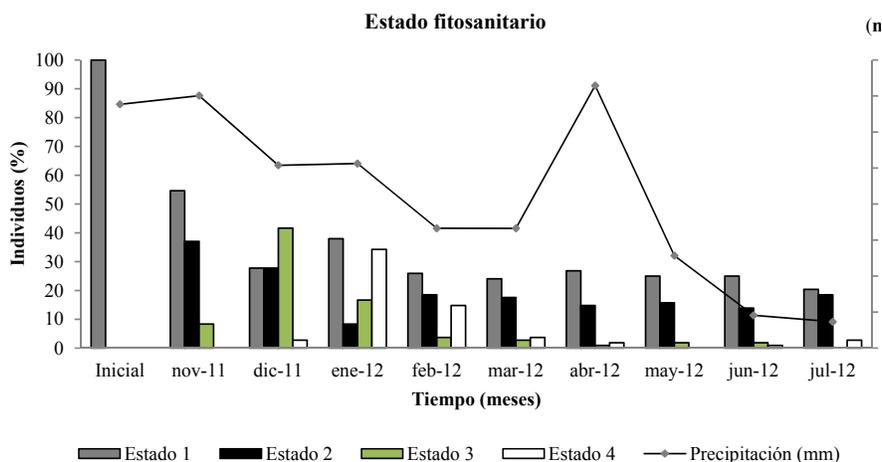


Figura 4. Cambios en el porcentaje del estado fitosanitario con relación a la precipitación durante los meses de seguimiento.

disminución del estado 1 y aumento del estado 2, y los porcentajes de mortalidad fueron muy bajos (Figura 4).

Estado fitosanitario por tratamiento

En el mes inicial de la plantación (octubre) todos los individuos de los cuatro tratamientos presentaron estado fitosanitario 1 (EF1). En noviembre se registró una disminución del EF1 en todos los tratamientos, con valores del 44,4 % (T1), 33,3 % (T2), 51,8 % (T3) y 88,8 % (T4). En el mes final los porcentajes del EF1 fueron 29,6 (T1), 14,8 (T2), 7,40 (T3) y 29,6 (T4) (Figura 5a). Para el EF2, en noviembre se presentaron los valores más altos en todo el seguimiento para T2 (62,9 %), T1 (40,7 %), T3 (33,3 %), y T4 fue distinto (11,1 %) y aumentó en los siguientes muestreos. En el mes final los porcentajes fueron 0 % (T1), 18,5 % (T2), 14,8 % (T3) y 40,7 % (T4) (Figura 5b).

Al mes de plantación (noviembre) ya hubo plantas en EF3 en tres tratamientos (T1: 14,8 %, T2: 3,7 % y T3: 14,8 %). En diciembre se presentaron los porcentajes más altos en todo el seguimiento para T1 y T3 (55,5 %) y T2 (44,4 %), mientras que para T4 fue de 11,1 %. En el mes final no se encontraron individuos en EF3 (Figura 5c). A los dos meses de plantación ya hubo individuos muertos (EF4) para el T1 (7,4 %) y

T2 (3,7 %). En enero y febrero se concentraron los mayores porcentajes de mortalidad, especialmente en T1, T2 y T3, mientras que para T4 fueron menores. De marzo en adelante los porcentajes de mortalidad fueron bajos (Figura 5d).

Supervivencia

De acuerdo a la prueba de Kaplan-Meier la probabilidad de supervivencia para ambas especies fue disminuyendo en el tiempo. En el muestreo final la probabilidad de supervivencia para las dos especies fue muy baja. Sin embargo, sí se encontraron diferencias significativas en la probabilidad de supervivencia entre las dos especies en el tiempo ($p < 0.05$), donde *V. triphyllum* presentó la mayor probabilidad de supervivencia (Figura 6a). En cuanto a *B. macrantha* no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (con y sin aplicación de nutrientes) ($p > 0.05$) (Figura 6b), mientras que para *V. triphyllum* si se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$), donde la supervivencia fue mayor sin aplicación de nutrientes (Figura 6c).

Al finalizar el seguimiento para *B. macrantha* hubo una supervivencia total del 31,48% (17 individuos vivos) y para *V. triphyllum* 49,29% (25 individuos vivos).

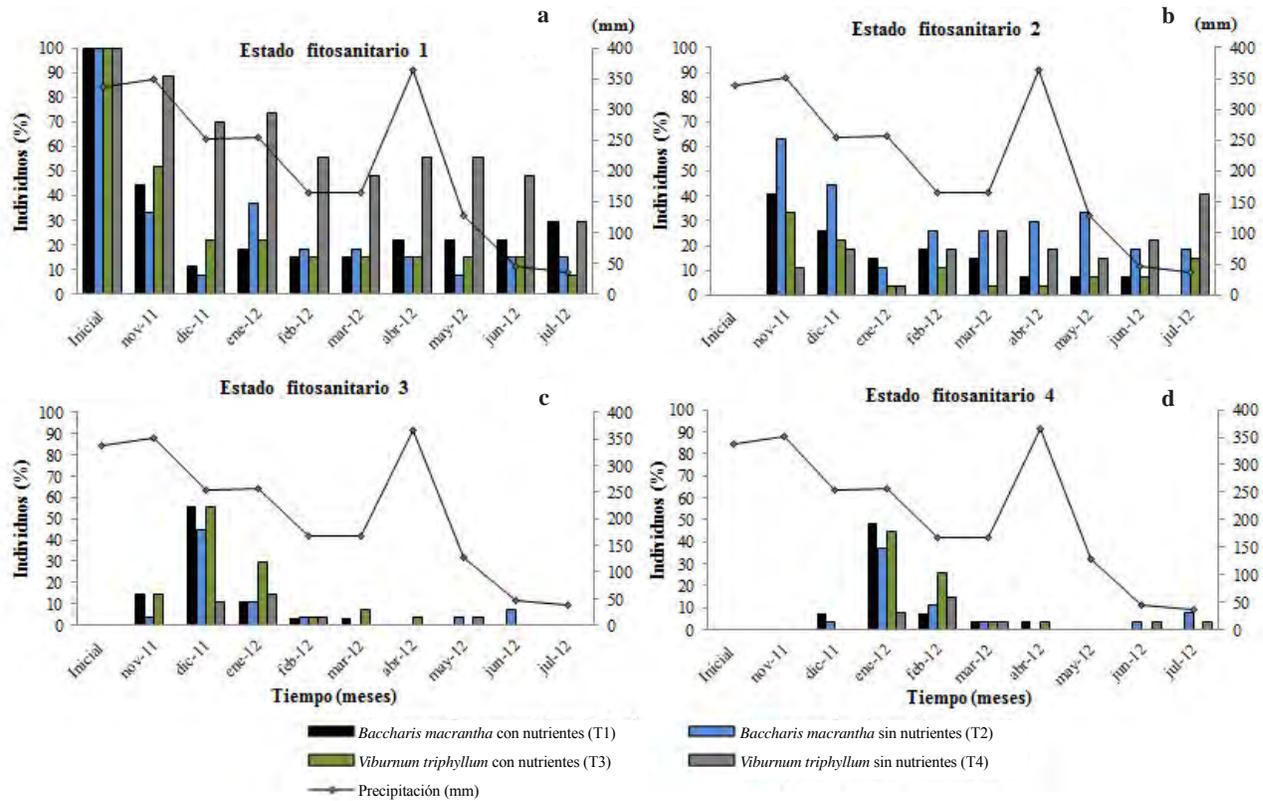


Figura 5. Cambios en el porcentaje del estado fitosanitario (EF) con relación al tratamiento y a la precipitación durante los meses de seguimiento. a) EF1. b) EF2. c). EF3. d) EF4.

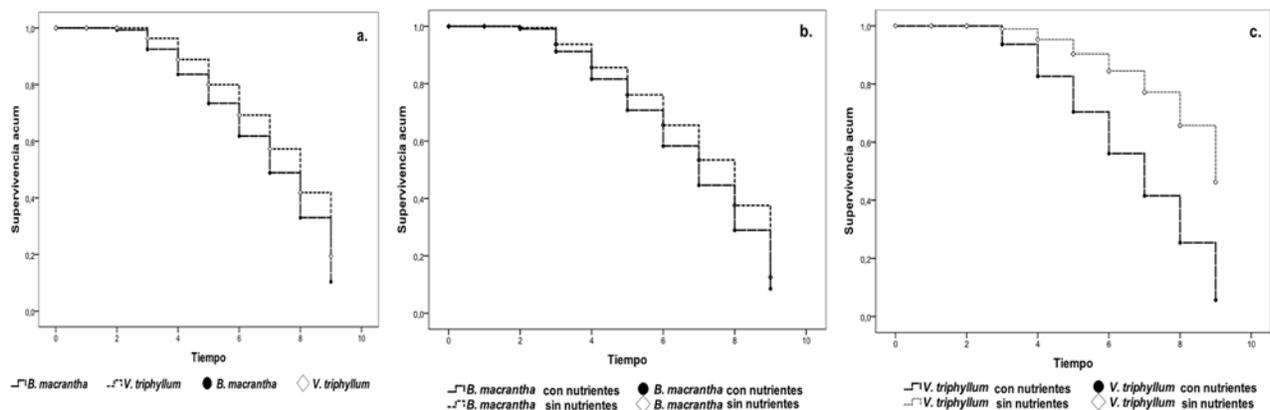


Figura 6. Curvas de supervivencia obtenidas por el método de Kaplan-Meier. a) Probabilidad de supervivencia de los individuos plantados respecto a la especie. b) *Baccharis macrantha* respecto al tratamiento. c) *Viburnum triphyllum* respecto al tratamiento.

Para el caso de los tratamientos, los porcentajes de supervivencia en orden descendente fueron: *V. triphyllum* sin nutrientes 70,37% (19 individuos), *B. macrantha* sin nutrientes 33,33% (9 individuos), *B. macrantha* con nutrientes 29,62% (8 individuos) y *V. triphyllum* con nutrientes 22,22% (6 individuos) (Figura 7).

Crecimiento

Cobertura y altura promedio de las especies

La cobertura promedio inicial para *B. macrantha* con nutrientes fue de 1015,70 cm² y para *B. macrantha* sin nutrientes de 992,88 cm². En los primeros meses hasta febrero se vio una reducción de cobertura en ambos tratamientos. Luego, *B. macrantha* con nutrientes presentó un incremento de cobertura (1795,5 cm²) respecto a los individuos sin aplicación de nutrientes, que en general presentaron una reducción de cobertura (896,5 cm²) (Figura 8a).

La cobertura promedio inicial para *V. triphyllum* con nutrientes fue de 668,64 cm² y para *V. triphyllum* sin nutrientes de 651,14 cm². Desde el primer mes de plantación hasta el mes de julio, todos los individuos tuvieron una reducción de cobertura. En el último mes, las plantas con nutrientes presentaron una reducción del 43,82% en cobertura con un promedio de 375,62 cm² y las plantas sin aplicación de nutrientes redujeron un 40,21% en cobertura (389,31 cm²) (Figura 8b).

La altura promedio inicial de T1 fue de 72,96 cm y para T2 de 68,70 cm. En los dos tratamientos los individuos aumentaron su altura. *B. macrantha* con nutrientes (97,25 cm) presentó un incremento mayor que *B. macrantha* sin nutrientes (80,83 cm) (Figura 8c).

La altura promedio inicial para *V. triphyllum* con nutrientes fue de 61,96 cm, y para *V. triphyllum* sin nutrientes de 66 cm. *V. triphyllum* con nutrientes en general presentó una reducción de altura, que fue mayor en el mes de enero y febrero. Para el mes de julio la altura promedio de este tratamiento fue de 53,12 cm. Para *V. triphyllum* sin aplicación de nutrientes la altura tuvo un comportamiento constante, con una altura promedio final de 66,08 cm (Figura 8d).

Análisis estadísticos

En el análisis de varianza (ANOVA) realizado con las TCR's de altura se encontraron diferencias significativas para el factor especie ($p < 0,05$), mientras que para el factor nutriente y la interacción especie-nutriente no se encontraron diferencias ($p > 0,05$). En el ANOVA realizado con las TCR's de cobertura no se encontraron diferencias significativas para el factor especie y el factor nutriente ($p > 0,05$), mientras que para la interacción especie-nutriente si se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$).

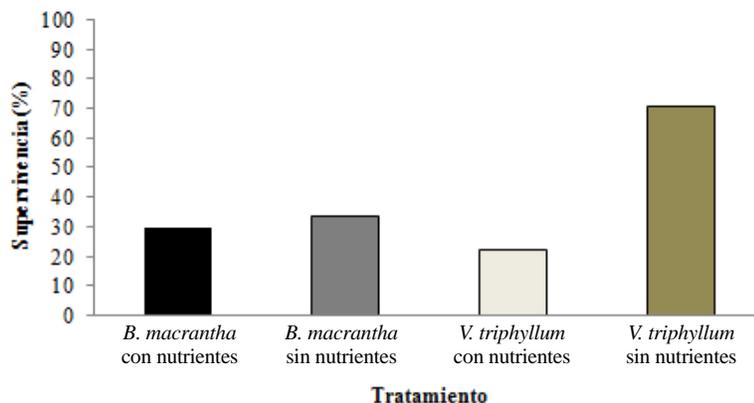


Figura 7. Porcentaje de supervivencia de los individuos plantados por tratamiento al finalizar el experimento.

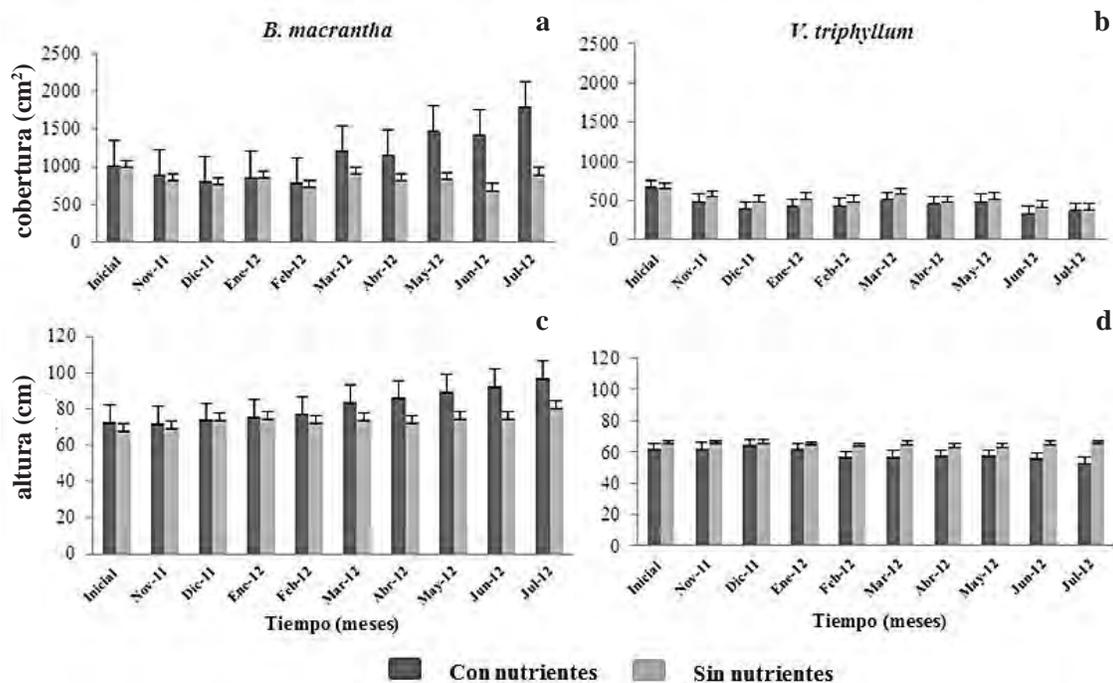


Figura 8. Comportamiento de las dos especies plantadas durante 10 meses de seguimiento. a) Cobertura promedio de *B. macrantha*. b) Cobertura promedio de *V. triphyllum*. c) Altura promedio de *B. macrantha*. d) Altura promedio de *V. triphyllum*.

Discusión

Estado fitosanitario

La variación rápida en el EF de las especies plantadas y la alta mortalidad de los individuos se relacionan con los valores de precipitación registrados para los primeros meses de la plantación. De acuerdo a observaciones en campo y comparando los datos de precipitación promedio multianual (años 1994–2012), con los del periodo de estudio (2011–2012), hubo un aumento notorio en la precipitación que correspondió con el fenómeno de La Niña (Ideam 2012), lo cual ocasionó exceso de humedad y encharcamiento en las parcelas de estudio por varias semanas. Según Giraldo *et al.* (2009) el exceso de humedad del sitio o sustrato donde se siembran las plantas afecta negativamente la tasa de crecimiento y desarrollo de raíces.

Autores como Jackson (1985) citado en Pardos (2004), Boa (2008), mencionan que el encharcamiento del terreno causa en las plantas daños inmediatos e irreversibles, como la pudrición radicular, por lo tanto

no pueden absorber agua, presentan amarillamiento foliar, defoliación (pérdida de tejidos u órganos) y senescencia (muerte de los tejidos o marchitez) y finalmente mortalidad de las plantas.

Supervivencia

En los sitios donde ocurrieron los encharcamientos hubo mortalidad de individuos, por lo tanto el exceso de humedad afectó de forma diferencial a las especies plantadas. En general, *V. triphyllum* sin nutrientes (T4) presentó mayor supervivencia, sin embargo se hace necesario para próximos estudios realizar una evaluación más detallada sobre la respuesta de las especies al exceso de agua. En un estudio realizado por Vargas y Lozano (2008), se observó que plántulas de especies nativas a la hora del trasplante presentaron mortalidad asociada a la dificultad de adaptación de algunas especies y a pudrición radicular ocurrida en los meses de mayor pluviosidad.

Los resultados de este estudio coinciden con otros estudios realizados en pastizales, respecto a la alta mortalidad y las bajas tasas de crecimiento de los individuos plantados, lo que evidencia la importancia de la búsqueda y selección de especies resistentes para su utilización en procesos de restauración ecológica en zonas con condiciones de estrés para las plantas (Pardos 2004). Además, se deben realizar estudios de las especies utilizadas en diferentes condiciones ambientales y se debe pensar en algunas estrategias para mejorar la supervivencia y optimizar los resultados de este tipo de estudios (Vargas *et al.* 2007).

Crecimiento

El crecimiento en altura y cobertura de las especies plantadas posiblemente estuvo afectado por factores como la adaptación de estas al sitio y los efectos del exceso de humedad. La disminución de cobertura en ambas especies, especialmente en los primeros meses de observación, puede atribuirse a la pérdida de follaje de los individuos plantados.

Los individuos de *B. macrantha* con nutrientes presentaron incrementos mayores en altura y cobertura respecto a los individuos sin aplicación de nutrientes, sin embargo no se encontraron efectos significativos del factor nutriente en el crecimiento. Estos resultados concuerdan con estudios de Román *et al.* (2007), donde tampoco se registraron efectos significativos de la fertilización en el desempeño de las plantas; el factor especie explicó la varianza en la supervivencia y crecimiento. Pedroza y Donado (2006) encontraron que la fertilización mejora el crecimiento de *B. macrantha* en un periodo de muestreo de seis meses, resultado contrario al obtenido en este estudio. Así mismo, Singh y Singh (2000), Groenendijk (2005), Rowe *et al.* (2006) encontraron que utilizando fertilización química combinada con plantación de árboles nativos, los individuos fertilizados presentaron mayores tasas de crecimiento.

Conclusiones

Los individuos supervivientes de *V. triphyllum* no presentaron aumentos visibles en cobertura ni en altura, mientras que los individuos de *B. macrantha*

con aplicación de nutrientes si los presentó. Por lo tanto, de acuerdo a este comportamiento, *B. macrantha* podría ser de gran utilidad en procesos de restauración en pastizales. Sin embargo, se deben tener en cuenta las variables ambientales del sitio a recuperar. Debido a que los individuos supervivientes de *B. macrantha* con aplicación de nutrientes presentaron aumentos importantes de cobertura, se le atribuiría a esta especie el efecto para inducir cambios en las coberturas de pastizal que quedan bajo el dosel, mientras que puede ser menor la importancia de *V. triphyllum* en producir este efecto.

Agradecimientos

A los integrantes del grupo de investigación Ecología de Bosques Andinos Colombianos-EBAC por su colaboración y apoyo a Daniel Galindo por su asesoría en los análisis estadísticos, Carlos Villamil por su orientación en la aplicación de nutrientes y a Ignacio Barrera por las sugerencias hechas al trabajo.

Bibliografía

- Barrera, J. I., C. Valdés, B. T. Miranda y C. Sorzano. 2005. Metodología para abordar la restauración ecológica, en el marco de la sostenibilidad, de la microcuenca Santa Helena, municipio de Suesca, departamento de Cundinamarca (Colombia). Documento inédito. Pontificia Universidad Javeriana, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). Cuba. 13 pp. Disponible en: http://datateca.unad.edu.co/contenidos/30160/Restauracion_Suesca.pdf
- Barrera, J. I. y L. C. Valdés. 2007. Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum* 12: 11-24.
- Barrera, J. I., S. M. Contreras, N. V. Garzón y A. C. Moreno. 2010. Estrategias para la restauración ecológica de áreas disturbadas en el Distrito Capital. Pp: 188-241. *En:* Barrera, J. I., S. M. Contreras, N. V. Garzón y A. C. Moreno (Eds.). Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas disturbados del Distrito Capital. Pontificia Universidad Javeriana. Departamento de Biología. Unidad de Ecología y Sistemática. Escuela de Restauración Ecológica. Bogotá, Colombia.
- Barrios, L. D., W. Vargas, F. Lozano y J. D. Palacio. 2006. Evaluación genética de los bosques de roble (*Quercus humboldtii* Bonpl.) en los municipios de Filandia y Salento (Quindío), utilizando la técnica de microsatélites. Pp: 29-47. *En:* Solano, C. y N. Vargas

- (Eds.). Memorias del I Simposio Internacional de Robles y Ecosistemas Asociados. Bogotá: Fundación Natura - Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Boa, E. 2008. Guía ilustrada sobre el estado de salud de los árboles. Reconocimiento e interpretación de síntomas y daños. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) y Organismo Internacional Regional de Sanidad Agropecuaria (OIRSA), El Salvador. 49 pp.
- Cabrera, M. A. 2006. Caracterización de la vegetación natural de sucesión primaria en el Parque Nacional Volcán Pacaya y Laguna de Calderas, Guatemala. Tesis de Maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 79 pp.
- Cortés, F. 2013. Efectos de la plantación de dos especies y la eliminación del pastoreo sobre los bancos de semillas del suelo de pastizales abandonados en Arcabuco, Boyacá. Pp. 251. *En*: Libro de resúmenes y programa III Congreso Iberoamericano y del Caribe de Restauración Ecológica, II Congreso Colombiano de Restauración Ecológica y III Simposio Nacional de Experiencias de Restauración Ecológica. Bogotá, Colombia.
- Etter, A. y W. Wyngaarden. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean Region. *Ambio* 29 (7): 432-439.
- Giraldo, L. A., H. F. Ríos y M. Polanco. 2009. Efecto de dos enraizadores en tres especies forestales promisorias para la recuperación de suelos. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental* 0 (1): 41-47.
- Gold, K., L. P. León y M. Way. 2004. Manual de recolección de semillas de plantas silvestres para conservación a largo plazo y restauración ecológica. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Centro Regional de Investigación Intihuasi, La Serena, Chile. Boletín INIA 110. 62 pp.
- Groenendijk, J. P. 2005. Towards recovery of native dry forest in the Colombian Andes: a plantation experiment for ecological restoration. Pp: 1-10. *En*: Groenendijk, J. P. (Ed.). Faculty of Science. University of Amsterdam.
- Hastwell, G. T. y J. M. Facelli. 2003. Differing effects of shade-induced facilitation on growth and survival during the establishment of a chenopod shrub. *Journal of Ecology* 91: 941-950.
- Hobbs, R. J., L. M. Hallett, P. R. Ehrlich y H. A. Mooney. 2011. Intervention ecology: Applying ecological science in the twenty-first century. *BioScience* 61 (6): 442-450.
- León, O. 2007. Experimentos de restauración ecológica en plantaciones de *Pinus patula* (embalse de Chisacá, localidad de Usme). Pp: 296-335. *En*: O. Vargas y Grupo de Restauración Ecológica (Eds.). Restauración ecológica del bosque altoandino. Estudios diagnósticos y experimentales en los alrededores del embalse de Chisacá, localidad de Usme. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D. C.
- Mahecha, G., A. Ovalle, D. Camelo, A. Roza y D. Barrero. 2004. Vegetación del territorio CAR, 450 especies de sus llanuras y montañas. Corporación Autónoma y Regional de Cundinamarca CAR. Bogotá. 871 pp.
- Ormerod, S. J. 2003. Restoration in applied ecology: editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 40: 44-50.
- Otero, J. y M. Onaindia. 2009. Landscape structure and live fences in Andes Colombian agrosystems: upper basin of the Cane-Iguaque River. *Revista Biología Tropical* 57 (4): 1183-1192.
- Pardos, J. A. 2004. Respuestas de las plantas al anegamiento del suelo. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* (Fuera de Serie): 101-107.
- Parent, G. 1989. Guía de reforestación. Corporación para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB). Agencia Canadiense (ACDI). Bucaramanga, Colombia. 214 pp.
- Pedroza, M. J. y W. Donado. 2006. Efecto de la fertilización con calfos, malezas acuáticas y gallinaza en la adaptación de seis especies pioneras para revegetación de zonas erosionadas del municipio de Bojacá, Cundinamarca. Centro de Investigaciones y Desarrollo Científico. *Revista Científica*: 93-110.
- Posada, J. M., T. M. Aide y J. Cavelier. 2000. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology* 8 (4): 370-379.
- Rangel-Ch., J. O. y A. Velásquez. 1997. Métodos de estudio de la vegetación. Pp: 59-87. *En*: Rangel-Ch., J. O., O. Lowy y M. Aguilar (Eds.). Colombia, Diversidad Biótica II. Tipos de vegetación en Colombia. Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D. C.
- Rojas, F. 2002. Metodología para la evaluación de la calidad de plántulas de ciprés (*Cupressus lusitánica* Mill.) en vivero. *Revista Chapingo* 8 (1): 75-81.
- Román, D. F., T. S. Levy, R. H. Perales, M. N. Ramírez, D. Douterlungne y M. S. López. 2007. Establecimiento de seis especies arbóreas nativas en un pastizal degradado en la selva Lacandona, Chiapas, México. *Ecología Aplicada* 6 (1-2): 1-8.
- Rosef, L. 2008. Germinable soil seed banks in abandoned grasslands in central and western Norway and their significance for restoration. *Applied Vegetation Science* 11: 223-230.
- Rowe, E., J. R. Healey, G. Edwards-J, J. Hills, M. Howells, M. y D. L. Jones. 2006. Fertilizer application during primary succession changes the structure of plant and herbivore communities. *Biological conservation* 131: 510-522.

- SER (Society for Ecological Restoration International). 2004. Principios de *SER International* sobre la restauración ecológica. Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas SER International. Tucson (Arizona). Estados Unidos de América. 15 pp.
- Singh, A., A. Jha y J. Singh. 2000. Effect of nutrient enrichment on native tropical trees planted on singrauli Coalfields. India. *Restoration Ecology* (1): 80-86.
- Soudre, M. A. 2004. Factores que influyen sobre las características del suelo y la vegetación secundaria regenerada en pasturas abandonadas del cantón de Hojancha, Guanacaste, Costa Rica. Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Programa de educación para el desarrollo y la conservación. Turrialba, Costa Rica. 111 pp.
- Terradas, J. 2001. Sucesión y respuesta a perturbaciones. Pp: 541-569. *En: Terradas, J. Ecología de la vegetación de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes.* Ediciones Omega S. A. Barcelona.
- Trujillo, E. 2009. Guía de reforestación. Segunda edición, ilustrada, aumentada y actualizada. Editorial Dayber. Bogotá, D.C. 255 pp.
- Vargas, R. O., A. Díaz, I. Cano, A. Cardona, S. Corredor, R. Díaz, J. Díaz, Y. Figueroa, O. León, J. Mora, N. Orozco, L. Trujillo, L. Pinzón, L. Rodríguez, A. Sánchez, P. Velasco, G. Wolffhugel y A. Zabaleta. 2007. Estrategia de investigación. Pp: 127-139. *En: Vargas, O. (Ed.). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino.* Grupo de Restauración Ecológica (GREUNAL), Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Vargas, O. y A. Díaz. 2007. Guía metodológica para la restauración ecológica de áreas potrerizadas. Pp: 159-168. *En: Vargas, O. (Ed.). Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino.* Grupo de Restauración Ecológica (GREUNAL), Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Vargas, W. y F. H. Lozano. 2008. El papel de un vivero en un proyecto de restauración en paisajes rurales andinos. Establecimiento del corredor Barbas-Bremen. Pp: 67-82. *En: Barrera, J. I., G. M. Aguilar y D. C. Rondón (Eds.). 2008. Experiencias de restauración ecológica en Colombia.* Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C.
- Wijdeven, S. M. J. y M. E. Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8 (4): 414-424.

Laura L. Hernández-Pineda
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC)
Tunja (Boyacá), Colombia.
liliher12@hotmail.com

Oscar M. Roa-Casas
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC)
Tunja (Boyacá), Colombia.
oscarroa884@gmail.com

Francisco Cortés-Pérez
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC)
Tunja (Boyacá), Colombia.
ecologiadocencia@gmail.com

Crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia)

Cítese como: Hernández-Pineda, L. L., O. M. Roa-Casas y F. Cortés-Pérez. 2014. Crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia). *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 27-38.

Recibido: 11 de julio de 2014
Aprobado: 15 de marzo de 2015

Gustos, percepciones y conocimiento local de los habitantes rurales de la cuenca media del río La Vieja (cuenca del río Cauca, Colombia), sobre 60 especies nativas de árboles, arbustos y palmas

Preferences, perceptions and local knowledge of rural inhabitants of the middle section of the La Vieja River drainage a tributary of the Cauca River (Colombia), about 60 native species of trees, bushes and palms

Zoraida Calle-D., Eudaly Giraldo-S., Adriana Giraldo-S., Oscar Tafur y José A. Bolívar

Resumen

Se estudió el conocimiento local y las preferencias de 160 habitantes del agropaisaje ganadero de la cuenca media del río La Vieja sobre 60 especies de árboles, arbustos y palmas. Durante dos años se hicieron entrevistas extensas con base en fotografías de las especies, se les pidió a las personas identificar las plantas y se les hicieron preguntas sobre el hábitat, tasa de crecimiento y usos de cada una. Además se les preguntó si estarían dispuestos a sembrar estas especies en sus fincas, dónde lo harían y qué tipo de apoyo externo necesitarían para hacerlo. La mayoría de las personas entrevistadas reconocieron menos de la mitad de las especies. La valoración colectiva de las tasas relativas de crecimiento es acertada y útil para orientar decisiones de restauración. Una alta proporción de las personas entrevistadas estarían dispuestas a sembrar muchas de las especies si tuvieran acceso a las plántulas. Las especies preferidas para siembra fueron *Inga densiflora*, *Inga edulis*, *Erythrina poeppigiana*, *Tecoma stans*, *Aniba* sp. *Nectandra turbacensis*, *Ocotea macropoda*, *Ocotea helicterifolia*, *Senna spectabilis* y *Cedrela odorata*. Los sistemas ganaderos y los bosques ribereños fueron los sitios donde más personas entrevistadas desearían sembrar árboles nativos.

Palabras clave. Biodiversidad. Agropaisajes. Reforestación. Restauración ecológica. Sistemas silvopastoriles. Cuenca del río Magdalena.

Abstract

We studied the local knowledge and preferences of 160 inhabitants of La Vieja river basin on 60 native species of trees, shrubs and palms. During two years, we made extensive interviews based on photographs of all species, asked the people to identify the plants and asked questions on the habitat, growth rate and uses of each species. We also asked the interviewees if they would be willing to grow these species on their farms, where they would do so and what kind of external support they would need. Most interviewees recognized less than half of the species. The collective judgment of the relative growth rates is accurate and useful to guide restoration decisions. A high proportion of the people would be willing to plant many of species if they had access to seedlings. The preferred species for planting were *Inga densiflora*, *I. edulis*, *Erythrina poeppigiana*, *Tecoma stans*, *Aniba* sp. *Nectandra turbacensis*, *Ocotea macropoda*, *O. helicterifolia*, *Senna spectabilis* and *Cedrela odorata*. Grazing and riparian areas were the preferred places to plant native trees.

Key words. Biodiversity Agroscares. Reforestation. Ecological restoration. Silvopastoral systems. Magdalena River Basin.

Introducción

El criterio de mantener la autenticidad biológica indica que la restauración debe estar basada, en la medida de lo posible, en especies de la flora local del sitio que se va a intervenir (SER International 2004). Sin embargo, en Colombia y otros países de la región, barreras técnicas y científicas tales como el escaso conocimiento sobre la ecología de los árboles y arbustos nativos, han limitado el número de especies que se emplean en la mayoría de proyectos de restauración. Ciertas barreras de tipo social también restringen el uso de plantas nativas en la restauración de agropaisajes y la agroforestería (Alavalapati *et al.* 2004). Los gustos, las percepciones y la valoración de las personas sobre las especies nativas determinan en gran medida su disposición a sembrar, proteger o manejar la regeneración natural de estas especies en sus propiedades (Brandt *et al.* 2012).

Sin embargo, pocas iniciativas de restauración ecológica tienen en cuenta las opiniones y conocimientos de los pobladores locales. Según un meta-análisis de los beneficios socioeconómicos de la restauración ecológica (Aronson *et al.* 2010), solo 3 % de 1582 estudios que fueron publicados entre 2000 y 2008 destinaron recursos económicos a hacer entrevistas, en tanto que 88 % de estos trabajos aplicaron mediciones instrumentales como parte del monitoreo de los proyectos. Este desbalance existe no solo en los procesos de monitoreo sino en todos los estudios que apoyan los proyectos de restauración. Las variables biofísicas han recibido más atención de los investigadores que las variables socioeconómicas que inciden en la toma de decisiones sobre el uso de la tierra.

Se denomina comúnmente *conocimiento local* al cuerpo de conocimientos y percepciones adquiridos a través de la observación prolongada de un área geográfica o de una especie (Huntington 2000), basados en la experiencia, puestos a prueba durante largos periodos de tiempo, adaptados a la cultura y al entorno local, dinámicos y embebidos en las prácticas sociales (FAO 2004). Este conocimiento no es patrimonio exclusivo de los grupos tribales o de los habitantes ancestrales de un área determinada; todas las comunidades rurales o urbanas, sedentarias o

nómadas, raizales o inmigrantes, poseen conocimiento local (FAO 2004). Este conocimiento y las actitudes de los agricultores hacia las especies nativas deben ser explorados y tenidos en cuenta en el diseño de las intervenciones de restauración ecológica en los paisajes rurales.

El proyecto regional *Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas* fue un motor importante del cambio de uso de la tierra en el agropaisaje ganadero de la cuenca media del río La Vieja en los departamentos de Quindío y Risaralda, Colombia. Esta iniciativa combinó el pago por servicios ambientales y la asistencia técnica para motivar a los productores a transformar sus sistemas ganaderos sin árboles en sistemas silvopastoriles variados mediante la siembra y el manejo de la regeneración de árboles. El proyecto promovió la rehabilitación ecológica a la escala del paisaje (Calle-D. *et al.* 2013). Por ejemplo, durante los cinco años del proyecto (2002-2007), más de 400 km de cercas convencionales fueron reemplazadas por cercas vivas (Figura 1). Un proyecto posterior, llamado *Valoración de los bienes y servicios de la biodiversidad en el complejo ecoregional Andes del Norte*, intensificó los inventarios de biodiversidad en este paisaje. El presente estudio se llevó a cabo en el marco de este segundo proyecto después de desarrollar una estrecha relación de colaboración con la comunidad involucrada y afectada por la investigación, tal como lo proponen Brook y McLachlan (2008).

Calle-D. y Méndez (2009) estudiaron la composición y estructura de la vegetación en 15 tipos de hábitat definidos por el uso de la tierra en el agropaisaje de la cuenca media del río La Vieja. El inventario de árboles y arbustos (DAP > 2.5 cm) en 393 parcelas de 1000 m² distribuidas en 100 fincas ganaderas de los municipios de Alcalá, Ulloa y Cartago (Valle del Cauca), Circasia, Montenegro, Quimbaya y La Tebaida (Quindío), con elevaciones entre 982 y 1730 m s.n.m., reveló que existe una importante diversidad de plantas leñosas en el paisaje, representada por 398 especies, 222 géneros y 81 familias. Sin embargo, 67 % de las especies de árboles, arbustos y palmas crecen exclusivamente en los bosques de ribera,



Figura 1. Potrero con árboles y cercas vivas. Quimbaya, Quindío. Foto: Z. Calle-D.

bosques secundarios y guaduales, que cubren menos de 20 % de la tierra (Calle-D. y Méndez 2009) y pocas especies nativas crecen fuera de los bosques.

El estudio de Calle-D. y Méndez (2009) recomendó aumentar la densidad y diversidad de árboles, palmas y arbustos nativos en las franjas ribereñas, cercas vivas, potreros y sistemas agrícolas de la cuenca media del río La Vieja con el fin de aumentar la conectividad del paisaje y mejorar así las perspectivas para la conservación de la biodiversidad en el largo plazo.

El presente estudio exploró los conocimientos, percepciones y actitudes de los productores rurales sobre 60 especies nativas de árboles, arbustos y palmas. La hipótesis es que la flora nativa de la cuenca media del río La Vieja incluye plantas leñosas que son conocidas y valoradas por los productores y que pueden ser útiles en la reconversión de los sistemas ganaderos y la restauración ecológica de las fincas. Se evaluó también la disposición de estas personas a plantar estas especies, las preferencias y opiniones sobre los sitios de siembra y el tipo de apoyo externo que requerirían para incorporar más especies nativas en sus tierras. El principal resultado esperado de este estudio fue un listado de las especies nativas que los

productores ganaderos estarían dispuestos a sembrar en sus fincas, y que por lo tanto, deberían estar disponibles en los viveros locales.

Material y métodos

Área de estudio

El río La Vieja, situado en el centro-occidente de Colombia (departamentos de Quindío, Risaralda y Valle del Cauca), nace en la cordillera Central a más de 4000 m s.n.m. y es uno de los principales tributarios del río Cauca. Esta cuenca se subdivide en 23 subcuencas o tres grandes áreas (río Quindío con 748.7 km², río Barragán con 950.7 km² y el río La Vieja con 1192.2 km²) entre 4°04' y 4°49' de latitud norte y 75°24' y 75°57' de longitud oeste, donde están representadas diez zonas de vida del sistema de Holdridge y una amplia variedad de tipos de suelo.

En la cuenca media de este río, situada entre 950 y 1700 m s.n.m. en los departamentos de Quindío y Valle del Cauca, predomina el paisaje de piedemonte parcialmente disectado, con una morfología ondulada y pendientes inclinadas. El relieve del valle del río La

Vieja está dominado por vegas y terrazas constituidas por depósitos no consolidados de bloques, gravas, arenas y limos (Figura 2). En el paisaje de piedemonte, la alta disección del terreno, la estructura frágil y la presencia de capas arcillosas cercanas a la superficie, afectan la profundidad efectiva y la tasa de infiltración del agua. En consecuencia, los suelos son susceptibles a la erosión hídrica superficial.

Cerca de 20 % de la superficie de la cuenca media de La Vieja está cubierta por fragmentos de bosque secundario, maduro y ribereño con diferentes grados de intervención. Se destacan los bosques de *Guadua angustifolia* Kunth (guadua), que tienen características estructurales diferentes y una menor riqueza de especies que los bosques sin guadua (Figura 3). El resto del paisaje está cubierto por un mosaico de usos agropecuarios de la tierra donde predomina la ganadería. En la primera mitad del siglo XX, tres cuartas partes de los bosques de alta biodiversidad y endemismo fueron sustituidos inicialmente por café tradicional con sombrío y más tarde por café tecnificado a libre exposición. Los incentivos para eliminar los árboles del sistema agroforestal y más tarde para sustituir el café mismo, desencadenaron una rápida degradación del suelo. En las últimas décadas,

los cambios en el mercado global del café aceleraron la conversión de la mayoría de los sistemas agrícolas hacia ganadería (Calle-D. y Piedrahita 2007).

Entrevistas

Los datos se recolectaron en 2007 y 2008 a través de entrevistas y reuniones informales con miembros de la comunidad. Se diseñó una entrevista estructurada para explorar los conocimientos locales, gustos y preferencias de los ganaderos sobre algunas especies de árboles nativos del área del río La Vieja (Figura 4). Se entrevistaron 160 hombres y mujeres con edades entre 18 y 86 años, residentes en las zonas rurales de Alcalá y Cartago (Valle del Cauca), La Tebaida, Quimbaya y Montenegro (Quindío). El grupo objetivo se definió ampliamente como “personas que toman decisiones sobre los recursos naturales y la biodiversidad en el agropaisaje ganadero de la cuenca media del río La Vieja”. La muestra se seleccionó entre las familias de trabajadores, administradores de tierras y propietarios de las fincas participantes en el proyecto “Enfoques silvopastoriles” o en fincas vecinas de las mismas veredas. Todos los entrevistados estaban familiarizados en mayor o menor medida con las iniciativas de rehabilitación de tierras ganaderas en la zona.



Figura 2. Paisaje de la cuenca media del río La Vieja. Foto: Z. Calle-D.

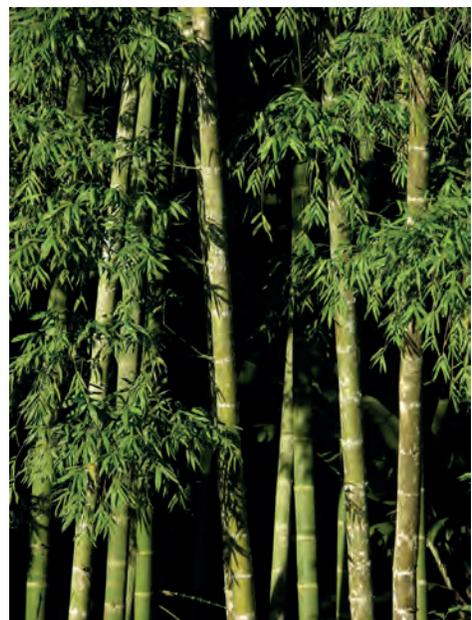


Figura 3. Bosque de *Guadua angustifolia*. Foto: C. Pineda.



Figura 4. Bosque ribereño mixto en Alcalá, Valle del Cauca. Foto: Z. Calle-D.

Se seleccionaron 60 especies de árboles, arbustos y palmas en función de su abundancia relativa y la percepción de los investigadores sobre su importancia ecológica, su valor de conservación y su potencial para la restauración del bosque nativo y el paisaje (Anexo 1). Para cada especie se eligió un conjunto de fotografías con una imagen de un individuo adulto y detalles de las hojas, flores y frutos. Los mosaicos de imágenes fueron reunidos en una carpeta con una página para cada especie. Todas las fotos seleccionadas hacen parte de dos guías de campo de la flora de la cuenca media del río La Vieja (Méndez y Calle-D. 2007, 2010).

Se les pidió a los entrevistados identificar cada especie, y se les hicieron preguntas relacionadas con la tasa de crecimiento, el hábitat y los usos locales de cada planta. También se les preguntó si estarían dispuestos a sembrar cada una de estas especies en sus tierras y en caso afirmativo, qué tipo de apoyo necesitarían para hacerlo. Las preguntas específicas se presentan en la tabla 1. Los objetivos del estudio fueron explicados a cada persona antes de la entrevista. Varias personas expresaron su preocupación por su falta de conocimiento sobre las plantas o tuvieron dificultades para reconocer las especies a partir de fotografías.

Tabla 1. Preguntas de la entrevista sobre conocimiento local de 60 especies nativas.

Pregunta	Respuestas posibles
1. ¿Conoce el nombre del árbol?	Si - No
2. ¿Dónde crece?	Bosque, gradual potrero, otro sitio
3. ¿Crece rápido o despacio?	Crecimiento rápido Crecimiento lento
4. ¿Qué usos tiene?	Medicinal, maderable, ornamental, postes, leña, carbón, cerca viva, sombrío en potreros o cultivos, recurso para la fauna, otro.
5. ¿Lo sembraría en algún espacio de su finca?	Si - No
6. ¿Dónde lo sembraría?	Nacimientos, bosque ribereño, sucesión secundaria o rastrojo, potrero, cerca viva, cultivo de café, plátano o yuca, otro.
7. ¿Por qué no lo sembraría?	
8. ¿Qué tipo de apoyo necesitaría para sembrarlo en la finca?	Que la plántula esté disponible en el vivero. Que me lo lleven a la finca. Que me vendan la semilla.

Resultados

Más de 70 % de las personas entrevistadas identificaron con facilidad los guamos (*Inga spp.*, especies de uso común en el café de sombra y sistemas silvopastoriles), las palmas y algunos arbustos y árboles pioneros (Anexo 2). Sin embargo la mayoría de las especies fueron nombradas correctamente por menos del 50 % de las personas, incluyendo árboles tan comunes en la cuenca como *Heliocarpus americanus* L. (balso blanco), *Croton magdalenensis* Muell. Arg. (guacamayo), *Brosimum alicastrum* Sw. (guáimaro) y *Ficus killipii* Standl. (higuerón). Menos de 30 % de las personas pudieron identificar árboles de considerable valor de conservación tales como *Pouteria torta* subsp. *pilosa* (Sleumer) Pennington (mediacaro, la especie menos reconocida), *Poulsenia armata* (Miq.) Standley (corbón) y *Ampelocera albertiae* Todzia (costillo).

En forma acertada las personas entrevistadas reconocieron las especies de más rápido crecimiento: arbustos como *Piper aduncum* L. (cordoncillo), *Solanum ochraceo-ferrugineum* (Dunal) Fern., *S. aphyodendron* S. Knapp (frutillos) y *Piper anisatum* Kunth (anicillo); árboles pioneros como *Cecropia angustifolia* Trecul. (yarumo negro), *Senna alata* (L.) Roxb. (Martín Galvis), *S. spectabilis* (DC.) H. S. Irwin & Barneby (vainillo), *Ochroma lagopus* Sw. (balso), *Oreopanax cecropifolius* Cuatrec (mano de oso), *Heliocarpus americanus* (balso blanco) y *Croton gossypifolius* Vahl. (drago), y árboles de rápido crecimiento asociados a las fuentes de agua tales como *Urera caracasana* (Jacq.) Griseb y *U. baccifera* (L.) Gaudich. (ortigas) (Anexo 3). También fue bastante precisa la identificación colectiva de las especies de muy lento crecimiento: árboles de maderas densas como *Maclura tinctoria* (L.) Steudel (dinde) y *Pouteria cainito* (R. & P.) Radlkofer y *Chrysophyllum argenteum* Jacq. (caimos); las palmas *Syagrus sancona* Karsten (zancona) y *Aiphanes horrida* (Jacq.) Burret (corozo) y árboles de gran porte como *Luehea seemannii* Triana & Planch. (guácimo colorado). Los árboles identificados como de crecimiento intermedio incluyen especies secundarias iniciales y tardías en la sucesión tales como *Cupania americana* L. (mestizo), *Cedrela odorata* L. (cedro), *Inga edulis* Mart. e *I. densiflora*

Benth (guamos), *Albizia caribaea* (Urb.) Britton et Rose (carbonero blanco) y *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (tachuelo).

La especie más reconocida por su valor medicinal fue *Solanum ochraceo-ferrugineum* (frutillo), seguida de *Piper anisatum* (cordoncillo), *Urera caracasana* y *U. baccifera* (ortigas), *Solanum aphyodendron*, *Senna alata* (Martín Galvis) y *Piper aduncum*. Como especies maderables se destacan *Anacardium excelsum* (Bert & Balb) Skeels (caracolí), *Maclura tinctoria* (dinde), *Cedrela odorata* (cedro), *Aniba* sp. (laurel), *Nectandra purpurea* (Ruiz & Pav.) Mez y *Beilschmiedia towarensis* (Klotzsch & H. Karst. ex Meisn.) Sach. Nishida (aguacatillos). Muy pocas personas reconocieron un valor ornamental en el grupo seleccionado de especies nativas. Se destacan en este aspecto *Syagrus sancona*, *Senna alata*, *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth (flor amarillo) y *Erythrina poeppigiana* (Walp.) O. F. Cook (písamo).

Las especies más importantes como fuentes de postes, leña y carbón fueron *Inga densiflora*, *I. edulis*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Cupania americana*, *Trema micrantha* (L.) Blume (zurrumbo), *Maclura tinctoria* y en menor medida *Nectandra purpurea*, *Aniba* sp. *Cedrela odorata*, *Ocotea helicterifolia* (Meissn.) Hemsl., *Lacistema aggregatum* (P. J. Bergius) Rusby, *Senna spectabilis* y *Croton magdalenensis*.

La especie más reconocida como sombrío de cultivos fue sin duda *Inga densiflora* (58 % de las personas entrevistadas). Otras especies destacadas por su posible uso agroforestal fueron *Senna spectabilis*, *Albizia caribaea*, *Ficus insípida* Willd., *Erythrina poeppigiana* y *F. obtusifolia* Kunth.

Las personas entrevistadas asociaron muy pocas especies nativas con las cercas vivas. Las preferidas para este uso (más potencial que real en el área de estudio) fueron *Zanthoxylum rhoifolium* y *Senna spectabilis*.

Las personas entrevistadas no reconocieron la importancia de la mayoría de las especies como recursos alimenticios para la fauna silvestre. Sin embargo,

la mayoría de las personas resaltaron esta función ecológica en la palma zancona *Syagrus sancona*, el anón de monte *Annona quinduensis* Kunth, la palma de corozo *Aiphanes horrida*, el yarumo negro *Cecropia angustifolia*, el cordoncillo *Piper aduncum* y el cafeto de monte *Lacistema aggregatum*. Curiosamente pocas personas reconocieron el valor de especies de tan importantes para la fauna silvestre como las moráceas *Brosimum alicastrum* y *Ficus spp* y lauráceas como *Nectandra purpurea*.

La mayoría de las personas entrevistadas afirmaron estar dispuestas a sembrar casi todas las especies incluidas en este estudio. Aquellas que serían sembradas por más de 90 % de las personas son en orden descendente *Inga densiflora*, *I. edulis*, *Erythrina poeppigiana*, *Tecoma stans*, *Aniba sp.*, *Nectandra turbacensis* (Kunth) Nees, *Ocotea macropoda* (Kunth) Mez., *O. helicterifolia*, *Senna spectabilis*, *Cedrela odorata*, *Ocotea veraguensis* (Meissner) Mez. y *Senna alata*. Las especies que las personas entrevistadas no estarían dispuestas a sembrar son en su orden *Solanum ochraceo-ferrugineum*, *S. aphyodendron*, *Piper aduncum*, *Urera baccifera*, *Citharexylum kunthianum* Moldenke, *Cestrum microcalix* Francey y *Trema micrantha*.

Las personas entrevistadas manifestaron su interés en sembrar las especies nativas de este estudio principalmente en los potreros (32,2 %), bosques o franjas ribereñas (32,1 %), nacimientos o manantiales (21,2 %), cercas vivas (16,4 %), lotes de cultivo (6,7 %), áreas en sucesión vegetal o rastrojos (6,2 %) y otros espacios de las fincas tales como los jardines (8,8 %). Las especies preferidas para sembrar en los manantiales o nacimientos de agua fueron *Urera baccifera*, *U. caracasana* y *Piper anisatum*; en menor medida se destacan *P. aduncum*, *Croton gossypifolius*, *Heliocarpus americanus*, *Pouteria multiflora* (A.DC.) Eyma, *Trema micrantha* y *Oreopanax cecropifolius*.

Hay un amplio número de especies que las personas entrevistadas sembrarían en las franjas o bosques ribereños. Se destacan en orden descendente: *Croton*

gossypifolius, *Ocotea helicterifolia*, *Pouteria multiflora*, *Heliocarpus americanus*, *Ochroma lagopus*, *Ocotea macropoda*, *O. veraguensis*, *Trema micrantha* y *Hamelia patens* Jacq.

A la mayoría de personas entrevistadas les pareció extraña la posibilidad de enriquecer los rastrojos o lotes en sucesión secundaria con plantas nativas. Quizás por esto solo seis especies fueron identificadas por más de 10 % de las personas como adecuadas para sembrar en estos espacios de las fincas: *Cestrum microcalix*, *Solanum aphyodendron*, *S. ochraceo-ferrugineum*, *Citharexylum kunthianum*, *Piper aduncum* y *Hamelia patens*. Fue mucho más amplio el número de especies identificadas como adecuadas para la siembra en potreros. Se destacan *Senna spectabilis*, *Inga edulis*, *Albizia caribaea*, *Aniba sp.*, *I. densiflora*, *Cordia hebeclada* I. M. Johnston, *Nectandra turbacensis*, *Cedrela odorata*, *Sapindus saponaria* L., *Ficus obtusifolia* Kunth y *Erythrina poeppigiana*. Otras 10 especies fueron mencionadas por más de 20 % de las personas entrevistadas (Anexo 4).

El uso potencial de las especies nativas como componentes de cercas vivas fue mucho menos reconocido que como árboles en potreros. Las especies más destacadas fueron *Ficus obtusifolia*, *Senna alata*, *S. spectabilis*, *Erythrina poeppigiana*, *Tecoma stans*, *Aniba sp.*, *Sapindus saponaria*, *Albizia caribaea* y *Trema micrantha*.

Solo dos especies fueron reconocidas ampliamente como adecuadas para sistemas agroforestales: *Inga densiflora* (51,9 %) e *I. edulis* (49,4 %); las especies que siguen en orden de preferencia fueron sugeridas por menos de 10 % de las personas entrevistadas, entre ellas *Cedrela odorata* y *Heliocarpus americanus*.

Cuando se les preguntó a los entrevistados qué tipo de apoyo necesitarían para sembrar cada una de las especies, las respuestas más frecuentes fueron: “que me lleven la plántula a la finca” (38 %); “que esté disponible en el vivero» (17,5 %), “que me regalen la semilla” (14,1 %) o “que me vendan la semilla”(5,8 %).

Discusión

Los resultados de este estudio sugieren que en la cuenca media del río La Vieja no existe lo que se podría denominar un cuerpo sólido de conocimiento sobre las plantas nativas. Por ejemplo, llama la atención que cerca de la mitad de las personas que toman decisiones sobre los recursos naturales y la biodiversidad de esta área geográfica no están familiarizadas con la flora. Solo la tercera parte de las especies fueron identificadas adecuadamente por la mitad o más de los entrevistados y algunas especies fueron reconocidas por menos de 15 % de ellos.

Por otra parte, los datos presentados aquí revelan que muy pocas personas tienen conocimiento sobre los usos actuales y potenciales de las 60 especies incluidas en el estudio. Son más reconocidos los usos destructivos tales como la obtención de madera, leña o carbón que los usos conservacionistas como los sistemas agroforestales y la restauración ecológica. Muy pocas personas reconocieron el valor de la mayoría de árboles, arbustos y palmas como recursos para la fauna silvestre. Suárez *et al.* (2011) observaron un patrón muy diferente en su estudio sobre árboles del bosque seco de Veracruz (México), donde las personas entrevistadas consideraron que dos terceras partes de las especies incluidas en el estudio eran importantes para la fauna silvestre y reconocieron esta función en todas las especies evaluadas de la familia Moraceae. El escaso conocimiento sobre el papel de los árboles nativos como recursos alimenticios para la fauna en la cuenca media del río La Vieja puede estar relacionado con la colonización relativamente reciente de esta zona y con el hecho de que muchos propietarios de tierras y trabajadores rurales provienen de otras regiones (Anexo 5).

Es importante mencionar que los entrevistados demostraron tener un conocimiento adecuado sobre el hábitat de especies comunes como *Aiphanes horrida* (palma corozo), *Piper anisatum* (anisillo), *Cecropia angustifolia* (yarumo negro), *Urera caracasana* (ortiga) y *Anacardium excelsum* (caracolí), pero no identificaron correctamente el hábitat de especies menos comunes y de gran valor ecológico, tales como *Pouteria torta* subs. *pilosa* (media caro o caimo peludo, especie vulnerable), *Aegiphila mollis* (mantequillo) y *Ficus killippii* (higuerón o caucho).

La mayoría de personas afirmaron no tener conocimiento sobre la tasa de crecimiento de la mayor parte de las especies. A pesar de esto, la valoración colectiva de las personas entrevistadas es una aproximación muy acertada a las tasas relativas de crecimiento de las especies estudiadas y permite ordenarlas en un gradiente que va de las más rápidas a las más lentas (Calle-D., datos sin publicar).

Aunque queda claro que el conocimiento tradicional sobre las plantas nativas se ha perdido en gran medida, los conocimientos y percepciones existentes señalan una ruta clara para priorizar la propagación de especies nativas en viveros forestales y prestar asistencia técnica a los productores que desean arborizar espacios productivos como los potreros ganaderos y áreas de protección como las franjas ribereñas. Llama la atención el interés de las personas que participaron en este estudio en aumentar la densidad y diversidad de árboles nativos en sus sistemas ganaderos. Probablemente este hecho se relaciona con los resultados exitosos que tuvieron los productores participantes en el proyecto *Enfoques Silvopastoriles* y que se reflejan tanto en la productividad de la ganadería como en el cambio de percepción de los ganaderos sobre el valor de la biodiversidad (Calle 2008, Calle *et al.* 2009).

Los resultados de este estudio proporcionan información útil para avanzar en los planes de conservación, restauración ecológica y reconversión de la ganadería en la cuenca media del río La Vieja. El método empleado permitió hacer una selección preliminar de las especies leñosas para proyectos con estos tres objetivos en una región donde no existe información detallada sobre la vegetación y la ecología de los bosques. Suárez *et al.* (2011) aplicaron una aproximación muy similar para elegir un conjunto de especies nativas adecuado para la restauración del bosque seco de Veracruz. Souza *et al.* (2010) sistematizaron las experiencias de un grupo de caficultores del bosque Atlántico de Brazil, que evaluaron diferentes especies de árboles nativos en sus parcelas como parte de un ensayo para promover la transición hacia el cultivo agroforestal. Brandt *et al.* (2012) analizaron los valores ecológicos, económicos y socioculturales de varias plantas nativas de los

Andes bolivianos con el fin de identificar las especies agroforestales más promisorias en diferentes contextos socio-ecológicos. Tanto nuestro estudio como los tres mencionados anteriormente dan un primer paso hacia la selección de especies locales para diferentes usos con el fin de despertar el interés de la población local en la restauración ecológica y la reconversión de los sistemas productivos. Es importante resaltar que en el presente estudio la mayoría de los entrevistados afirmaron que estarían dispuestos a sembrar estas especies nativas en sus fincas, si tuvieran a su alcance las semillas o si las plántulas estuvieran disponibles en los viveros.

El estudio mostró dos actitudes contradictorias hacia los árboles en sistemas productivos. Por una parte la mayoría de personas entrevistadas manifestaron su interés en sembrar árboles en potreros, cercas vivas y bosques ribereños y por otra, expresaron su renuencia a incorporar árboles en sus áreas de cultivo. Estas actitudes pueden estar relacionadas con los cambios en el uso de la tierra que han ocurrido en los últimos 40 años en la región. En las décadas de 1980 y 1990, la política nacional de intensificación del cultivo de café impulsó la rápida agro-deforestación de la cuenca media del río La Vieja. El proceso conocido como tecnificación de la caficultura incentivó el reemplazo de los cafetales tradicionales (con bajas densidades de siembra, variedades de porte alto, árboles de sombrero, manejo artesanal y baja producción de café de alta calidad por hectárea), por cafetales de ciclo productivo corto, alta densidad de siembra del café, alta producción y muy pocos árboles (Guhl 2004). La eliminación de los árboles de sombrero se aceleró durante la crisis internacional de los precios del café, cuando miles de caficultores acosados por las deudas aceptaron el incentivo económico del gremio cafetero para eliminar los árboles de sus fincas. La ganadería heredó la mayor parte de las tierras donde los árboles de sombrero habían sido eliminados. En un paisaje que fue agroforestal en el pasado, aún persiste el mensaje técnico en contra de los árboles en los cultivos, pero al mismo tiempo los ganaderos empiezan a reconocer el papel positivo de los árboles en su sistema productivo.

Para contribuir a la conservación de la biodiversidad en un paisaje fragmentado con menos de 20 % de su cobertura forestal original es importante incorporar especies amenazadas o regionalmente vulnerables

en la matriz productiva en vez de enfocarse exclusivamente en especies exóticas o domesticadas (Méndez *et al.* 2007). Sin embargo, el cambio de uso de la tierra que ocurrió como resultado de la intensificación de la caficultura aún se manifiesta como una resistencia de los agricultores contra los árboles en los cultivos. Un primer paso para vencer esta resistencia es identificar y propagar las especies preferidas por los productores.

Alavalapati *et al.* (2004) advierten que los intentos para fomentar prácticas productivas amigables con el entorno natural tales como la agrosilvicultura tienen mínima probabilidad de éxito si apuntan exclusivamente a la generación de servicios ambientales sin considerar los beneficios socio-económicos directos que los productores puedan obtener de estos sistemas. Los resultados de nuestro estudio apoyan de alguna manera este concepto dado que la lista de las especies que serían sembradas por la mayoría de personas incluye árboles multi-propósito como *Senna alata*, *Cedrela odorata*, *Inga densiflora*, *I. edulis*, *Erythrina poeppigiana* y *Tecoma stans*, que pueden ofrecer beneficios económicos directos al productor aparte de los servicios ambientales (Cordero y Boshier 2003).

Brandt *et al.* (2012) sugieren que las iniciativas de conservación, restauración y agroforestería pueden tener más éxito si se centran inicialmente en especies con valores socioculturales sobresalientes o *especies culturalmente claves*, definidas por Garibaldi y Turner (2004) como “las especies que dan forma a la identidad cultural de las personas, reflejada en sus papeles fundamentales en la dieta, los materiales, la medicina o las prácticas espirituales”.

Finalmente, es importante resaltar que en las regiones de alta biodiversidad y escaso conocimiento científico las actividades de restauración no pueden darse el lujo de esperar a que se consolide un conocimiento formal basado en ensayos y experimentos. Las observaciones empíricas sobre los árboles nativos y bosques, acumuladas durante décadas, pueden proporcionar información útil, aunque incompleta. Los retos de la restauración ecológica en contextos ambientales y sociales dinámicos exigen ver el conocimiento local como parte de un complejo sistema de información.

Agradecimientos

Este estudio se llevó a cabo en el marco del proyecto Valoración de Bienes y Servicios de la Biodiversidad del CIEBREG (Centro de Investigaciones y Estudios en Biodiversidad y Recursos Genéticos) y con apoyo de un acuerdo SENA-Colciencias (contrato 204-2007). El trabajo previo se enmarcó en el proyecto regional Enfoques Silvopastoriles Integrados para el Manejo de Ecosistemas (Banco Mundial, GEF, FAO, CIPAV en Colombia, CATIE en Costa Rica y Nitlapán en Nicaragua). Agradecemos especialmente a la gente local que pacientemente respondió a nuestras entrevistas, y a Enrique Murgueitio y Julián Chará de CIPAV por su asesoría durante todo el proceso de investigación.

Bibliografía

- Alavalapati, J. R. R., R. K. Shrestha y G. A. Stainback, J. R. Matta. 2004. Agroforestry development: an environmental economic perspective. *Agroforestry Systems* 61: 299–310.
- Aronson, A., J. N. Blignaut, S. J. Milton, D. Le Maitre, K. J. Esler, A. Limouzin, C. Fontaine, M. P. De Eit. W. Mugido, P. Prinsloo, L. van der Elst y N. Laderer. 2010. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in restoration ecology and 12 other scientific journals. *Restoration Ecology* 18 (2): 143–154.
- Brandt, R., H. Zimmermann, I. Hensen, J. C. Mariscal Castro y S. Rist. 2012. Agroforestry species of the Bolivian Andes: an integrated assessment of ecological, economic and socio-cultural plant values. *Agroforestry Systems* 86: 1–16.
- Brook, R. K. y S. M. McLachlan. 2008. Trends and prospects for local knowledge in ecological and conservation research and monitoring. *Biodiversity Conservation* 17 (14): 3501–3512.
- Calle, A. 2008. What makes an early adopter? Transforming landscapes one farmer at a time. *Tropical Resources Bulletin* 27: 7–14.
- Calle, A., F. Montagnini y A. F. Zuluaga. 2009. Farmer's perceptions of silvopastoral system promotion in Quindío, Colombia. *Bois et Forêts des Tropiques* 300 (2): 79–94.
- Calle-D., Z., E. Murgueitio y J. Chará. 2013. Integrating forestry, sustainable cattle-ranching and landscape restoration. *Unasylva* 239 (63): 31–40.
- Calle-D., Z. y L. E. Méndez. 2009. Estructura y composición de la vegetación arbórea en el agropaisaje del río La Vieja. Pp. 171–184. *En: Rodríguez, J. M., J. C. Camargo, J. Niño, A. M. Pineda, L. M. Arias, M. A. Echeverri y C. L. Miranda (Eds.). Valoración de la biodiversidad en la Ecorregión del Eje Cafetero. CIEBREG. Pereira, Colombia.*
- Calle-D., Z. y L. Piedrahita. 2007. ¿Cómo diseñar estrategias para el manejo de plantas de interés para la conservación en paisajes ganaderos? *Agroforestería en las Américas* 45: 117–122.
- Cordero, J., D. H. Boshier (Eds.). 2003. Árboles de Centroamérica. Oxford Forestry Institute CATIE. 1080 pp.
- FAO. 2004. Building on gender, agrobiodiversity and local knowledge: a training manual. FAO Gender and Development Service - Sustainable Development Department. Roma, Italia. <http://www.fao.org/3/a-y5956e.pdf>
- Garibaldi, A. y N. Turner. 2004. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society* 9 (3): 1. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art1/>
- Guhl, A. 2004. Café y cambio de paisaje en la zona cafetera colombiana entre 1970 y 1997. *Cenicafé* 55 (1): 29–44.
- Huntington, H. P. 2000. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecological Applications* 10 (5): 1270–1274.
- Méndez, E. V., S. R. Gliessman, G. S. Gilbert. 2007. Tree biodiversity in farmer cooperatives of a shade coffee landscape in western El Salvador. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 119:145–159.
- Méndez, L. E. y Z. Calle-D. 2007. Árboles y arbustos de la cuenca media del río La Vieja, guía de campo. CIPAV-CIEBREG. Cali, Colombia.
- Méndez, L. E. y Z. Calle-D. 2010. Plantas de la cuenca media del río La Vieja. CIPAV y CIEBREG. Cali, Colombia. 236 pp.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. 13 pp.
- Souza, H. N., I. M. Cardoso, J. M. Fernandes, F. C. P. Garcia, V. R. Bonfim, A. C. Santos, A. F. Carvalho y E. S. Mendonça. 2010. Selection of native trees for intercropping with coffee in the Atlantic Rainforest biome. *Agroforestry Systems* 80: 1–16.
- Suárez, A., G. Williams-Linera, C. Trejo, J. I. Valdez-Hernández, V. M. Cetina-Alcalá y H. Vibrans. 2012. Local knowledge helps select species for forest restoration in a tropical dry forest of central Veracruz, Mexico. *Agroforestry Systems* 85 (1): 35–55.

Anexo 1. Especies de árboles y arbustos de la cuenca media del río La Vieja evaluadas en este estudio.

Familia	Especie	Nombre local
Anacardiaceae	<i>Anacardium excelsum</i> (Bert & Balb) Skeels	Caracolí
Annonaceae	<i>Annona quinduensis</i> Kunth	Anón de monte
Araliaceae	<i>Oreopanax cecropifolius</i> Cuatrec	Mano de oso, pata de gallina
Arecaceae	<i>Aiphanes horrida</i> (Jacq.) Burret	Palma corozo
Arecaceae	<i>Syagrus sancona</i> Karsten	Palma zancona
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Flor amarillo, chirlobirlo
Boraginaceae	<i>Cordia hebeclada</i> I. M. Johnston	Ubrevacó
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Zurrumbo
Euphorbiaceae	<i>Croton gossypifolius</i> Vahl.	Sangregao, drago, sangre de cristo
Euphorbiaceae	<i>Croton magdalenensis</i> Muell. Arg.	Guacamayo
Euphorbiaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	Arenillo
Fabaceae	<i>Albizia caribaea</i> (Urb.) Britton <i>et</i> Rose	Carbonero blanco
Fabaceae	<i>Erythrina poeppigiana</i> (Walp.) O. F. Cook	Písamo
Fabaceae	<i>Erythrina rubrinervia</i> Kunth	Chocho
Fabaceae	<i>Inga densiflora</i> Benth.	Guamo macheto
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	Guamo cola de mico, guamo santafereño
Fabaceae	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Martín Galvis, dorancé
Fabaceae	<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H. S. Irwin & Barneby	Vainillo, flor amarillo, velero
Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i> (Berg.) Rusby	Cafeto de monte
Lamiaceae	<i>Aegiphila mollis</i> Kunth	Mantequillo
Lamiaceae	<i>Aegiphila truncata</i> Moldenke	Tabaquillo, mantequillo
Lauraceae	<i>Aniba</i> sp.	Laurel
Lauraceae	<i>Beilschmiedia towarensis</i> (Klotzsch & H. Karst. ex Meisn.) Sach. Nishida	Aguacatillo
Lauraceae	<i>Nectandra purpurea</i> (R & P) Mez.	Aguacatillo
Lauraceae	<i>Nectandra turbacensis</i> (Kunth) Nees	Aguacatillo, laurel canaleta
Lauraceae	<i>Ocotea helicterifolia</i> (Meissn.) Hemsl.	Aguacatillo, laurel
Lauraceae	<i>Ocotea macropoda</i> (Kunth) Mez.	Jigua negra
Lauraceae	<i>Ocotea veraguensis</i> (Meissner) Mez.	Laurel
Malpighiaceae	<i>Bunchosia cornifolia</i> Kunth	Ciruelo de monte, cerezo de monte
Malvaceae	<i>Heliocharpus americanus</i> L.	Balso blanco
Malvaceae	<i>Luehea seemannii</i> Tr. & Pl.	Guácimo colorado, malagano
Malvaceae	<i>Ochroma lagopus</i> Sw.	Balso tambor
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro blanco

Cont. **Anexo 1.** Especies de árboles y arbustos de la Cuenca media del río La Vieja evaluadas en este estudio.

Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Caucano, cartagueño, cedrillo
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Swartz	Cedrillo
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i> Sw.	Guáimaro tocino, higuérón
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	Caucho
Moraceae	<i>Ficus killipii</i> Standl.	Caucho, Higuérón
Moraceae	<i>Ficus obtusifolia</i> Kunth.	Caucho, Higuérón, Matapalos
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Steudel	Dinde
Moraceae	<i>Poulsenia armata</i> (Miq.) Standley	Corbón
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	Cordoncillo
Piperaceae	<i>Piper anisatum</i> Kunth	Anicillo
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Jagua
Rubiaceae	<i>Hamelia patens</i> Jacq.	Coralito
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Doncel tachuelo.
Salicaceae	<i>Hasseltia floribunda</i> Kunth	Nigüito de monte
Sapindaceae	<i>Cupania americana</i> L.	Mestizo
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i> L.	Jaboncillo, chambimbe
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum argenteum</i> Jacq.	Caimo breve, caimo, media caro.
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (R. & P.) Radlkofer	Caimo amarillo, media caro.
Sapotaceae	<i>Pouteria multiflora</i> (A.DC.) Eyma	Mediacaro, lengua de vaca
Sapotaceae	<i>Pouteria torta</i> subsp. <i>pilosa</i> (Sleumer) Pennington	Mediacaro, caimo peludo.
Solanaceae	<i>Cestrum microcalix</i> Francey	Chucho
Solanaceae	<i>Solanum aphyodendron</i> S. Knapp	Frutillo
Solanaceae	<i>Solanum ochraceo-ferrugineum</i> (Dunal) Fern.	Frutillo
Ulmaceae	<i>Ampelocera albertiae</i> Todzia	Costillo
Urticaceae	<i>Cecropia angustifolia</i> Trecul.	Yarumo negro
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Ortiga
Urticaceae	<i>Urera caracasana</i> (Jacq.) Griseb	Ortigo
Verbenaceae	<i>Citharexylum kunthianum</i> Moldenke	Cascarillo

Anexo 2. Reconocimiento de las especies: % de personas entrevistadas que identificaron cada especie correctamente.

Especie	Identificación correcta (%)	Especie	Identificación correcta (%)
<i>Inga densiflora</i>	95,1	<i>Hamelia patens</i>	44,4
<i>Aiphanes aculeata</i>	92,5	<i>Nectandra turbacensis</i>	42,0
<i>Inga edulis</i>	88,9	<i>Heliocarpus americanus</i>	42,0
<i>Solanum ochraceo-ferrugineum</i>	87,7	<i>Lacistema agregatum</i>	41,3
<i>Piper aduncum</i>	81,5	<i>Ocotea helicterifolia</i>	40,7
<i>Urera caracasana</i>	78,8	<i>Oreopanax cecropifolius</i>	40,0
<i>Cecropia angustifolia</i>	75,0	<i>Beilschmiedia towarensis</i>	40,0
<i>Syagrus sancona</i>	73,8	<i>Chrysophyllum argenteum</i>	40,0
<i>Piper anisatum</i>	73,8	<i>Luehea seemanii</i>	40,0
<i>Urera baccifera</i>	71,6	<i>Genipa americana</i>	38,8
<i>Erythrina poeppigiana</i>	70,4	<i>Bunchosia cornifolia</i>	35,8
<i>Albizia caribaea</i>	69,1	<i>Sapindus saponaria</i>	35,8
<i>Anacardium excelsum</i>	67,5	<i>Croton magdalenensis</i>	35,0
<i>Ficus insipida</i>	66,3	<i>Aegiphila truncata</i>	34,6
<i>Senna alata</i>	65,4	<i>Tecoma stans</i>	33,3
<i>Pouteria caimito</i>	65,0	<i>Pouteria multiflora</i>	32,1
<i>Erythrina rubrinervia</i>	62,5	<i>Ocotea veraguensis</i>	29,6
<i>Ochroma lagopus</i>	60,5	<i>Brosimum alicatrum</i>	28,8
<i>Senna spectabilis</i>	60,5	<i>Cordia hebeclada</i>	28,4
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	60,0	<i>Citharexylum kunthianum</i>	28,4
<i>Ficus obtusifolia</i>	59,3	<i>Ocotea macropoda</i>	27,2
<i>Cupania americana</i>	57,5	<i>Hasseltia floribunda</i>	26,3
<i>Aniba sp.</i>	56,8	<i>Ampelocera albertiae</i>	26,3
<i>Cedrela odorata</i>	55,6	<i>Poulsenia armata</i>	25,0
<i>Maclura tinctoria</i>	55,0	<i>Tetrochidium rubrivenium</i>	23,8
<i>Annona quinduensis</i>	53,8	<i>Ficus killipii</i>	23,8
<i>Cestrum microcalix</i>	49,4	<i>Guarea guidonia</i>	22,5
<i>Nectandra purpurea</i>	47,5	<i>Trichilia pallida</i>	16,3
<i>Croton gossypifolius</i>	46,9	<i>Aegiphila mollis</i>	13,8
<i>Trema micrantha</i>	46,9	<i>Pouteria torta</i> subsp. <i>pilosa</i>	11,3
<i>Solanum aphyodendron</i>	45,7		

Anexo 3. Percepción colectiva sobre la tasa de crecimiento de cada especie: % de entrevistados que consideran la especie como de rápido o lento crecimiento; % de personas que no tienen conocimiento sobre la tasa de crecimiento de la especie.

Especie	Rápido (%)	Lento (%)	No sabe (%)	Especie	Rápido (%)	Lento (%)	No sabe (%)
<i>Solanum ochraceo-ferrugineum</i>	80,2	4,9	14,8	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	18,8	40,0	41,3
<i>Piper aduncum</i>	74,1	6,2	19,8	<i>Nectandra turbacensis</i>	18,5	22,2	59,3
<i>Piper anisatum</i>	68,8	5,0	26,3	<i>Sapindus saponaria</i>	18,5	16,0	65,4
<i>Urera caracasana</i>	68,8	8,8	22,5	<i>Ocotea helicterifolia</i>	17,3	18,5	64,2
<i>Urera baccifera</i>	64,2	4,9	30,9	<i>Erythrina rubrinervia</i>	16,3	46,3	37,5
<i>Senna alata</i>	53,1	7,4	39,5	<i>Aegiphila truncata</i>	16,0	11,1	72,8
<i>Cecropia angustifolia</i>	52,5	20,0	27,5	<i>Hasseltia floribunda</i>	15,0	11,3	73,8
<i>Inga edulis</i>	48,1	38,3	13,6	<i>Ficus killipii</i>	15,0	7,5	77,5
<i>Inga densiflora</i>	45,7	48,1	6,2	<i>Ocotea veraguensis</i>	14,8	12,3	72,8
<i>Ochroma lagopus</i>	44,4	12,3	43,2	<i>Bunchosia cornifolia</i>	13,6	14,8	71,6
<i>Cestrum microcalix</i>	39,5	7,4	53,1	<i>Lacistema aggregatum</i>	11,3	27,5	61,3
<i>Solanum aphodendron</i>	38,3	4,9	56,8	<i>Beilschmiedia tovarensis</i>	11,3	28,8	61,3
<i>Senna spectabilis</i>	35,8	19,8	44,4	<i>Pouteria caimito</i>	11,3	52,5	36,3
<i>Ficus obtusifolia</i>	34,6	19,8	45,7	<i>Cordia hebeclada</i>	11,1	14,8	74,1
<i>Hamelia patens</i>	34,6	9,9	55,6	<i>Ocotea macropoda</i>	11,1	16,0	72,8
<i>Erythrina poeppigiana</i>	33,3	35,8	30,9	<i>Syagrus sancona</i>	8,8	63,8	27,5
<i>Trema micrantha</i>	32,1	13,6	54,3	<i>Tetrochidium rubrivenium</i>	8,8	15,0	76,3
<i>Oreopanax cecropifolius</i>	31,3	8,8	60,0	<i>Guarea guidonia</i>	8,8	13,8	77,5
<i>Croton gossypifolius</i>	29,6	13,6	56,8	<i>Luehea seemannii</i>	8,8	30,0	61,3
<i>Cedrela odorata</i>	29,6	18,5	51,9	<i>Pouteria multiflora</i>	8,6	22,2	69,1
<i>Tecoma stans</i>	27,2	3,7	69,1	<i>Brosimum alicatrum</i>	7,5	20,0	72,5
<i>Albizia caribaea</i>	27,2	37,0	35,8	<i>Genipa americana</i>	7,5	27,5	65,0
<i>Heliocarpus americanus</i>	27,2	9,9	63,0	<i>Ampelocera albertiae</i>	7,5	17,5	75,0
<i>Ficus insípida</i>	26,3	38,8	35,0	<i>Aiphanes aculeata</i>	6,3	83,8	10,0
<i>Anacardium excelsum</i>	25,0	40,0	35,0	<i>Maclura tinctoria</i>	5,0	50,0	45,0
<i>Croton magdalenensis</i>	23,8	11,3	65,0	<i>Aegiphila mollis</i>	5,0	8,8	86,3
<i>Annona quinduensis</i>	22,5	25,0	52,5	<i>Trichilia pallida</i>	3,8	12,5	83,8
<i>Aniba sp.</i>	22,2	29,6	48,1	<i>Poulsenia armata</i>	3,8	20,0	76,3
<i>Citharexylum kunthianum</i>	21,0	4,9	74,1	<i>Chrysophyllum argenteum</i>	3,8	35,0	61,3
<i>Nectandra purpurea</i>	20,0	26,3	53,8	<i>Pouteria torta</i> subsp. <i>pilosa</i>	0,0	11,3	88,8
<i>Cupania americana</i>	20,0	37,5	42,5				

Anexo 4. Disposición de las personas entrevistadas (%) a sembrar 60 especies nativas y preferencias sobre los sitios de siembra (**Nac:** nacimientos. **BR:** bosque ribereño. **SV:** sucesión vegetal o rastrojo. **Pot:** potrero. **CV:** cerca viva. **Cul:** cultivo de café, plátano o yuca. **Ot:** otros, tales como jardín).

Especie	Familia	¿Lo sembraría en su finca? ¿Dónde?									
		No	Si	Nac	BR	SV	Pot	CV	Cul	Ot	
<i>Anacardium excelsum</i>	Anacardiaceae	6	88	11	0	0	0	0	0	0	
<i>Annona quinduensis</i>	Annonaceae	15	74	16	0	0	0	0	0	0	
<i>Oreopanax cecropifolius</i>	Araliaceae	10	79	25	0	0	0	0	0	0	
<i>Aiphanes aculeata</i>	Arecaceae	14	83	6	0	0	1	0	0	0	
<i>Syagrus sancona</i>	Arecaceae	8	86	3	0	0	0	0	0	0	
<i>Tecoma stans</i>	Bignoniaceae	6	94	15	16	1	20	25	1	52	
<i>Ochroma lagopus</i>	Bombacaceae	12	88	21	43	6	40	19	4	4	
<i>Cordia hebeclada</i>	Boraginaceae	11	89	19	17	4	56	17	1	5	
<i>Senna alata</i>	Caesalpinaceae	10	90	12	19	2	35	33	5	23	
<i>Senna spectabilis</i>	Caesalpinaceae	9	91	11	20	5	64	28	5	1	
<i>Cecropia angustifolia</i>	Cecropiaceae	11	81	24	0	0	0	0	0	0	
<i>Croton gossypifolius</i>	Euphorbiaceae	17	83	28	57	6	16	9	0	9	
<i>Croton magdalenensis</i>	Euphorbiaceae	6	80	6	0	0	0	0	0	0	
<i>Tetrochidium rubrivenium</i>	Euphorbiaceae	10	75	10	0	0	0	0	0	0	
<i>Hasseltia floribunda</i>	Flacourtiaceae	9	74	9	0	0	0	0	0	0	
<i>Lacistema agregatum</i>	Lacistemataceae	11	75	13	0	0	0	0	0	0	
<i>Aniba</i> sp.	Lauraceae	7	93	10	22	1	60	22	4	2	
<i>Beilschmiedia towarensis</i>	Lauraceae	9	75	19	0	0	0	0	0	0	
<i>Nectandra purpurea</i>	Lauraceae	10	75	18	0	0	0	0	0	0	
<i>Nectandra turbacensis</i>	Lauraceae	7	93	23	32	1	51	15	5	2	
<i>Ocotea helicterifolia</i>	Lauraceae	9	91	21	47	2	31	17	6	7	
<i>Ocotea macropoda</i>	Lauraceae	7	93	25	43	2	33	20	6	2	
<i>Ocotea veraguensis</i>	Lauraceae	10	90	25	43	4	33	17	6	4	
<i>Bunchosia cornifolia</i>	Malpighiaceae	10	89	20	36	1	38	15	4	5	
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	6	90	19	40	4	48	15	10	1	
<i>Guarea guidonia</i>	Meliaceae	8	78	13	0	0	0	0	0	0	
<i>Trichilia pallida</i>	Meliaceae	9	74	11	0	0	0	0	0	0	
<i>Albizia caribaea</i>	Mimosaceae	10	89	4	10	0	62	21	2	4	
<i>Inga densiflora</i>	Mimosaceae	2	98	2	4	1	59	16	52	10	
<i>Inga edulis</i>	Mimosaceae	5	95	2	5	2	63	16	49	5	
<i>Brosimum alicatrum</i>	Moraceae	6	79	13	0	0	0	0	0	0	
<i>Ficus insipida</i>	Moraceae	8	88	14	0	0	0	0	0	0	
<i>Ficus killipii</i>	Moraceae	9	76	8	0	0	0	0	0	0	

Cont. **Anexo 4.** Disposición de las personas entrevistadas (%) a sembrar 60 especies nativas y preferencias sobre los sitios de siembra (**Nac:** nacimientos. **BR:** bosque ribereño. **SV:** sucesión vegetal o rastrojo. **Pot:** potrero. **CV:** cerca viva. **Cul:** cultivo de café, plátano o yuca. **Ot:** otros, tales como jardín).

Especie	Familia	¿Lo sembraría en su finca? ¿Dónde?									
		No	Si	Nac	BR	SV	Pot	CV	Cul	Ot	
<i>Ficus obtusifolia</i>	Moraceae	11	89	20	27	1	42	36	1	4	
<i>Maclura tinctoria</i>	Moraceae	9	83	11	0	0	0	0	0	0	
<i>Poulsenia armata</i>	Moraceae	6	76	11	0	0	0	0	0	0	
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Papilionaceae	6	94	25	33	2	41	25	2	11	
<i>Erythrina rubrinervia</i>	Papilionaceae	5	80	5	0	0	0	0	0	0	
<i>Piper aduncum</i>	Piperaceae	28	72	38	35	16	12	4	1	7	
<i>Piper anisatum</i>	Piperaceae	11	81	54	0	0	0	0	0	0	
<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae	11	80	4	0	0	0	0	0	0	
<i>Hamelia patens</i>	Rubiaceae	12	88	21	41	11	7	10	2	17	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	9	88	8	0	0	0	0	0	0	
<i>Cupania americana</i>	Sapindaceae	9	83	8	0	0	0	0	0	0	
<i>Sapindus saponaria</i>	Sapindaceae	14	86	20	26	2	42	22	6	5	
<i>Chrysophyllum argenteum</i>	Sapotaceae	6	78	6	0	0	0	0	0	0	
<i>Pouteria caimito</i>	Sapotaceae	8	84	6	0	0	0	0	0	0	
<i>Pouteria multiflora</i>	Sapotaceae	17	83	26	46	6	23	19	4	2	
<i>Pouteria torta</i> subsp. <i>pilosa</i>	Sapotaceae	5	78	10	0	0	0	0	0	0	
<i>Cestrum microcalix</i>	Solanaceae	23	77	21	36	22	5	4	0	14	
<i>Solanum aphyodendron</i>	Solanaceae	32	68	19	36	22	10	2	0	9	
<i>Solanum ochraceo-ferrugineum</i>	Solanaceae	41	59	14	27	21	11	4	0	12	
<i>Heliocarpus americanus</i>	Tiliaceae	14	85	28	43	1	28	14	9	6	
<i>Luehea seemannii</i>	Tiliaceae	8	81	4	0	0	0	0	0	0	
<i>Ampelocera albertiae</i>	Ulmaceae	5	81	13	0	0	1	0	0	0	
<i>Trema micrantha</i>	Ulmaceae	22	77	26	43	5	25	21	2	5	
<i>Urera baccifera</i>	Urticaceae	27	74	60	23	1	0	4	1	9	
<i>Urera caracasana</i>	Urticaceae	13	78	59	0	0	0	0	0	0	
<i>Aegiphila truncata</i>	Verbenaceae	14	86	22	33	1	26	19	1	6	
<i>Aegiphila mollis</i>	Verbenaceae	6	73	19	3	0	0	0	0	0	
<i>Citharexylum kunthianum</i>	Verbenaceae	26	74	23	38	19	7	2	0	11	

Anexo 5. Usos y valores de las especies identificadas por las personas entrevistadas (%): 1) **Med.** (medicinal). 2) **Mad.** (maderable). 3) **Orn.** (ornamental). 4) **Pos.** (postes), 5) **Leñ.** (leña). 6) **Car.** (carbón). 7) **C. V.** (cerca viva). 8) **Som.** (sombrió). 9) **R. F.** (recursos para la fauna). 10) **Ot.** (otro).

Especie	Familia	1 Med.	2 Mad.	3 Orn.	4 Pos.	5 Leñ.	6 Car.	7 C. V.	8 Som	9 R. F.	10 Ot.	No sabe
<i>Anacardium excelsum</i>	Anacardiaceae	2,5	45,0	0,0	3,8	3,8	0,0	0,0	16,3	3,8	3,8	35,0
<i>Anonna quinduensis</i>	Annonaceae	0,0	1,3	0,0	1,3	5,0	0,0	1,3	1,3	30,0	27,5	53,8
<i>Oreopanax cecropifolius</i>	Araliaceae	3,8	1,3	0,0	2,5	6,3	0,0	0,0	6,3	7,5	13,8	63,8
<i>Aiphanes aculeata</i>	Arecaceae	2,5	3,8	3,8	1,3	0,0	0,0	1,3	1,3	22,5	80,0	6,3
<i>Syagrus sancona</i>	Arecaceae	0,0	15,0	17,5	1,3	0,0	0,0	3,8	2,5	37,5	11,3	27,5
<i>Tecoma stans</i>	Bignoniaceae	1,2	0,0	16,0	1,2	1,2	0,0	1,2	2,5	1,2	4,9	69,1
<i>Cordia hebeclada</i>	Boraginaceae	1,2	4,9	0,0	6,2	11,1	0,0	2,5	13,6	0,0	2,5	75,3
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	0,0	0,0	0,0	9,9	25,9	0,0	1,2	7,4	3,7	11,1	56,8
<i>Croton gossypifolius</i>	Euphorbiaceae	16,0	4,9	1,2	6,2	6,2	0,0	0,0	7,4	1,2	2,5	63,0
<i>Croton magdalenensis</i>	Euphorbiaceae	0,0	18,8	0,0	7,5	11,3	2,5	2,5	8,8	5,0	2,5	63,8
<i>Tetrochidium rubrivenium</i>	Euphorbiaceae	1,3	10,0	0,0	6,3	3,8	0,0	7,5	11,3	2,5	0,0	77,5
<i>Albizia caribaea</i>	Fabaceae	1,2	6,2	0,0	6,2	22,2	3,7	7,4	37,0	2,5	3,7	38,3
<i>Erythrina poeppigiana</i>	Fabaceae	1,2	14,8	11,1	7,4	11,1	0,0	8,6	24,7	1,2	8,6	32,1
<i>Erythrina rubrinervia</i>	Fabaceae	10,0	3,8	3,8	5,0	10,0	0,0	8,8	13,8	0,0	26,3	38,8
<i>Inga densiflora</i>	Fabaceae	2,5	1,2	0,0	9,9	45,7	9,9	3,7	58,0	11,1	69,1	3,7
<i>Inga edulis</i>	Fabaceae	1,2	0,0	0,0	7,4	42,0	6,2	2,5	58,0	8,6	59,3	9,9
<i>Senna alata</i>	Fabaceae	25,9	0,0	16,0	0,0	2,5	0,0	3,7	3,7	3,7	4,9	42,0
<i>Senna spectabilis</i>	Fabaceae	2,5	1,2	4,9	9,9	12,3	0,0	14,8	37,0	7,4	1,2	45,7
<i>Lacistema aggregatum</i>	Lacistemataceae	1,3	5,0	1,3	11,3	12,5	0,0	2,5	5,0	15,0	5,0	65,0
<i>Aegiphilla mollis</i>	Lamiaceae	2,5	1,3	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	6,3	1,3	86,3
<i>Aegiphilla truncata</i>	Lamiaceae	0,0	4,9	0,0	3,7	6,2	0,0	0,0	7,4	0,0	2,5	77,8
<i>Aniba</i> sp.	Lauraceae	1,2	29,6	0,0	11,1	16,0	0,0	4,9	12,3	2,5	2,5	45,7
<i>Beilschmiedia towarensis</i>	Lauraceae	1,3	21,3	0,0	3,8	10,0	0,0	1,3	6,3	6,3	6,3	61,3
<i>Nectandra purpurea</i>	Lauraceae	2,5	22,5	0,0	10,0	16,3	1,3	2,5	5,0	7,5	3,8	53,8
<i>Nectandra turbacensis</i>	Lauraceae	1,2	16,0	0,0	9,9	11,1	0,0	4,9	11,1	1,2	4,9	56,8
<i>Ocotea helicterifolia</i>	Lauraceae	2,5	18,5	0,0	8,6	16,0	0,0	1,2	3,7	1,2	3,7	60,5
<i>Ocotea macropoda</i>	Lauraceae	1,2	12,3	0,0	8,6	8,6	0,0	0,0	2,5	2,5	3,7	70,4
<i>Ocotea veraguensis</i>	Lauraceae	2,5	17,3	0,0	9,9	7,4	0,0	0,0	3,7	2,5	1,2	67,9
<i>Bunchosia cornifolia</i>	Malpighiaceae	0,0	3,7	1,2	4,9	9,9	0,0	1,2	4,9	11,1	3,7	65,4
<i>Heliocarpus americanus</i>	Malvaceae	0,0	7,4	0,0	0,0	1,2	0,0	4,9	12,3	1,2	25,9	55,6
<i>Luehea seemanii</i>	Malvaceae	2,5	15,0	0,0	5,0	10,0	1,3	1,3	7,5	1,3	12,5	61,3

Cont. **Anexo 5.** Usos y valores de las especies identificadas por las personas entrevistadas (%): 1) **Med.** (medicinal). 2) **Mad.** (maderable). 3) **Orn.** (ornamental). 4) **Pos.** (postes), 5) **Leñ.** (leña). 6) **Car.** (carbón). 7) **C. V.** (cerca viva). 8) **Som.** (sombbrero). 9) **R. F.** (recursos para la fauna). 10) **Ot.** (otro).

Especie	Familia	1 Med.	2 Mad.	3 Orn.	4 Pos.	5 Leñ.	6 Car.	7 C. V.	8 Som	9 R. F.	10 Ot.	No sabe
<i>Bunchosia cornifolia</i>	Malpighiaceae	0,0	3,7	1,2	4,9	9,9	0,0	1,2	4,9	11,1	3,7	65,4
<i>Heliocarpus americanus</i>	Malvaceae	0,0	7,4	0,0	0,0	1,2	0,0	4,9	12,3	1,2	25,9	55,6
<i>Luehea seemannii</i>	Malvaceae	2,5	15,0	0,0	5,0	10,0	1,3	1,3	7,5	1,3	12,5	61,3
<i>Ochroma lagopus</i>	Malvaceae	1,2	11,1	1,2	2,5	8,6	0,0	2,5	14,8	3,7	28,4	45,7
<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae	0,0	34,6	0,0	11,1	12,3	1,2	0,0	9,9	1,2	1,2	43,2
<i>Guarea guidonia</i>	Meliaceae	0,0	7,5	0,0	2,5	2,5	0,0	2,5	5,0	6,3	1,3	78,8
<i>Trichilia pallida</i>	Meliaceae	0,0	5,0	0,0	3,8	5,0	0,0	2,5	5,0	2,5	0,0	85,0
<i>Brosimum alicatrum</i>	Moraceae	0,0	17,5	0,0	3,8	6,3	1,3	2,5	3,8	7,5	2,5	73,8
<i>Ficus insipida</i>	Moraceae	6,3	15,0	1,3	3,8	5,0	1,3	5,0	28,8	7,5	11,3	38,8
<i>Ficus killipii</i>	Moraceae	0,0	2,5	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	16,3	1,3	3,8	78,8
<i>Ficus obtusifolia</i>	Moraceae	7,4	4,9	2,5	2,5	1,2	0,0	11,1	21,0	2,5	9,9	50,6
<i>Maclura tinctoria</i>	Moraceae	3,8	36,3	0,0	21,3	13,8	0,0	2,5	6,3	2,5	1,3	47,5
<i>Poulsenia armata</i>	Moraceae	1,3	10,0	0,0	2,5	2,5	1,3	1,3	6,3	0,0	1,3	77,5
<i>Piper aduncum</i>	Piperaceae	24,7	0,0	0,0	1,2	2,5	0,0	2,5	1,2	18,5	23,5	30,9
<i>Piper anisatum</i>	Piperaceae	46,3	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	1,3	2,5	16,3	31,3
<i>Genipa americana</i>	Rubiaceae	0,0	6,3	2,5	5,0	7,5	0,0	2,5	8,8	1,3	16,3	62,5
<i>Hamelia patens</i>	Rubiaceae	18,5	0,0	6,2	1,2	1,2	0,0	0,0	3,7	6,2	6,2	59,3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	2,5	17,5	3,8	22,5	23,8	2,5	20,0	12,5	5,0	6,3	43,8
<i>Hasseltia floribunda</i>	Salicaceae	0,0	3,8	1,3	0,0	2,5	0,0	5,0	7,5	8,8	3,8	73,8
<i>Cupania americana</i>	Sapindaceae	0,0	6,3	1,3	13,8	28,8	6,3	3,8	13,8	10,0	7,5	46,3
<i>Sapindus saponaria</i>	Sapindaceae	2,5	2,5	0,0	4,9	9,9	0,0	2,5	6,2	4,9	19,8	64,2
<i>Chrysophyllum argenteum</i>	Sapotaceae	0,0	11,3	0,0	8,8	11,3	0,0	2,5	5,0	10,0	25,0	61,3
<i>Pouteria caimito</i>	Sapotaceae	0,0	6,3	1,3	6,3	7,5	1,3	2,5	12,5	10,0	47,5	35,0
<i>Pouteria multiflora</i>	Sapotaceae	2,5	8,6	0,0	8,6	8,6	0,0	4,9	7,4	4,9	4,9	70,4
<i>Pouteria torta</i> subsp. <i>pilosa</i>	Sapotaceae	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	2,5	3,8	6,3	90,0
<i>Cestrum microcalix</i>	Solanaceae	0,0	1,2	0,0	1,2	12,3	0,0	0,0	3,7	12,3	8,6	58,0
<i>Solanum aphyodendron</i>	Solanaceae	27,2	1,2	0,0	1,2	2,5	0,0	0,0	0,0	3,7	9,9	59,3
<i>Solanum ochraceo-ferrugineum</i>	Solanaceae	61,7	0,0	1,2	0,0	2,5	0,0	0,0	2,5	3,7	9,9	21,0
<i>Ampelocera albertiae</i>	Ulmaceae	1,3	12,5	0,0	5,0	11,3	1,3	1,3	3,8	1,3	1,3	76,3
<i>Cecropia angustifolia</i>	Urticaceae	3,8	8,8	0,0	0,0	7,5	0,0	2,5	5,0	20,0	18,8	43,8

Zoraida Calle-D.

Área de Restauración Ecológica
Centro para la Investigación en Sistemas
Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV)
Cali, Colombia
zoraida@fun.cipav.org.co

Eudaly Giraldo-S.

Área de Restauración Ecológica
Centro para la Investigación en Sistemas
Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV)
Cali, Colombia
eudaly@fun.cipav.org.co

Adriana Giraldo-S.

Centro para la Investigación en Sistemas
Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV)
Cali, Colombia
adrimagi@fun.cipav.org.co

Oscar Tafur

Centro para la Investigación en Sistemas
Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV)
Cali, Colombia
otafur@fun.cipav.org.co

José A. Bolívar

Centro para la Investigación en Sistemas
Sostenibles de Producción Agropecuaria (CIPAV)
Cali, Colombia
alirio@fun.cipav.org.co

Gustos, percepciones y conocimiento local de los habitantes rurales de la cuenca media del río La Vieja (cuenca del río Cauca, Colombia), sobre 60 especies nativas de árboles, arbustos y palmas

Cítese como: Calle-D., Z., E. Giraldo-S., A. Giraldo-S., O. Tafur y J. A. Bolívar. 2014. Gustos, percepciones y conocimiento local de los habitantes rurales de la cuenca media del río La Vieja (cuenca del río Cauca, Colombia), sobre 60 especies nativas de árboles, arbustos y palmas. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 39-57.

Recibido: 26 de Agosto de 2014

Aprobado: 16 de marzo de 2015

Construcción participativa de estrategias de restauración ecológica en humedales del Magdalena Medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial

Participative construction of ecological restoration strategies for wetlands of the middle Magdalena River drainage: a tool for environmental land management

Natasha V. Garzón, Mireya P. Córdoba y Juan C. Gutiérrez

Resumen

La importancia socio-ecológica de los humedales del Magdalena Medio (Colombia) y su dinámica de degradación, ponen de manifiesto la necesidad de desarrollar procesos de restauración que garanticen la sostenibilidad de los territorios, como herramienta de transformación de las realidades sociales. A partir de una iniciativa conjunta con pescadores artesanales, se definieron dos ventanas de estudio para el desarrollo de experiencias participativas de restauración ecológica en bosques secos, húmedos y humedales del Magdalena Medio, mediante la implementación de estrategias que combinan técnicas como nucleación, enriquecimiento y facilitación sucesional. A la fecha las experiencias han permitido identificar 32 especies con potencial para la restauración, destacándose *Tabebuia rosea*, *Hura crepitans*, *Phyllanthus elsiae* y *Spondias mombin* como fuertes dinamizadoras de los procesos de sucesión ecológica. La recuperación y generación de conocimiento ecológico propios, así como la materialización de las decisiones de ordenamiento y protección ambiental de los territorios, han permitido dar un nuevo significado al papel de los pescadores artesanales en la conservación y gobernanza de los humedales de la región.

Palabras clave. Planos inundables. Rehabilitación ecológica. Especies dinamizadoras. Gobernanza ambiental. Cuenca del río Magdalena.

Abstract

The socioecological relevance of the Magdalena Medio (Colombia) region wetlands and the dynamics of their degradation reveal the need to develop restoration processes that guarantee the land's sustainability as a tool for the transformation of social realities. The study presents two examples for the development of ecological restoration participative experiences in dry and wet tropical forests and aquatic habitats of the region through the implementation of strategies that combine techniques such as nucleation, enrichment and succession facilitation. To date these experiences have allowed the identification of 32 species with potential for restoration, standing out among these *Tabebuia rosea*, *Hura crepitans*, *Phyllanthus elsiae* and *Spondia mombin* as strong agents for ecological succession processes in order to recover and generate local ecological knowledge, materialize decisions related to planning and environmental protection, and revamp the role of the artisanal fishermen in the conservation and governance of the region's wetlands.

Key words. Floodplains. Ecological restoration. Dynamization species. Environmental governance. Magdalena river basin.

Introducción

A nivel mundial los humedales han sido catalogados ecosistemas de importancia para la humanidad, producto de la gran diversidad biológica asociada, la cual sustenta una amplia variedad de funciones y servicios ecosistémicos, esenciales para la vida (Ramsar 2006; Russi *et al.* 2013). Colombia cuenta con cerca de 20 millones de hectáreas de humedales (Andrade *et al.* 2002) en donde sobresalen por su extensión, aquellos localizados sobre tierras bajas, como los más de 200 complejos cenagosos que hacen parte de los 8.891 km² de planicie inundable de la cuenca media del río Magdalena (Garzón y Gutiérrez 2013).

En la actualidad, la confluencia de una amplia variedad de perturbaciones de origen antrópico han venido dinamizando la degradación ecosistémica y pérdida de funciones ecológicas de los humedales de esta región, dando como resultado una altísima tasa de sedimentación que alcanza 54,3 millones de toneladas al año (Restrepo 2005), una reducción promedio anual en la captura de la pesca de 533 toneladas al año (Restrepo 2011), que pone en riesgo la sostenibilidad sociocultural de más de 15.000 familias de pescadores artesanales que habitan la región (MADR y CCI 2011). Un incremento en la vulnerabilidad territorial en relación a las condiciones de variabilidad climática imperantes, ejemplo de lo cual es la grave crisis ocasionada por la Ola Invernal derivada del fenómeno de “La Niña” 2010–2011, que dejó tras su paso más de 40 mil personas damnificadas y cerca de 887 mil hectáreas inundadas en la región (Garzón y Gutiérrez 2013).

En este contexto de inminente deterioro y pérdida ecosistémica, la restauración ecológica introduce y determina un rol clave en la búsqueda de soluciones, en la medida en que facilite el restablecimiento de los procesos ecológicos autógenos, permitiendo que poblaciones biológicas puedan auto – organizarse en comunidades funcionales y resistentes, que se adaptan a las condiciones cambiantes (SER 2004). Asimismo, de recuperar la función ecológica de los ecosistemas

degradados, la restauración ecológica fomenta el restablecimiento de una relación equilibrada entre los seres humanos y su entorno natural, reforzando el vínculo indisoluble que existe entre la naturaleza y la cultura, con un importante énfasis sobre los beneficios que proporcionan los ecosistemas a las sociedades (Browcutt 1999, SCBD 2011).

Es por esto, que la participación comunitaria se constituye en una herramienta clave para el éxito de los proyectos de restauración ecológica, en la medida en que facilita el auto – conocimiento de los individuos, de las causas y consecuencias generadoras por la degradación de los ecosistemas y el desarrollo de responsabilidades individuales y colectivas sobre el estado de los territorios (OIMT y UICN 2005). Además, potencializa la organización social en pro de la defensa de los ecosistemas (Muiños 2008, Stone *et al.* 2008), mediante el desarrollo de procesos tendientes a generar conciencia colectiva, manifestada en representaciones y prácticas ambientales de gobernanza social de los ecosistemas (Hernández y Flores 2010).

En este sentido, las iniciativas desarrolladas entre la Fundación Alma y las comunidades de pescadores artesanales de la cuenca media del río Magdalena, en el marco del proyecto Acciones piloto de restauración ecológica participativa con comunidades de pescadores artesanales como aporte a la conservación de la biodiversidad y al ordenamiento ambiental territorial de la llanura aluvial del Magdalena Medio, llevado a cabo en convenio con Ecopetrol, Igac, Ideam y Corpocesar, entre otros, buscan consolidar herramientas técnicas que permitan el restablecimiento de los ecosistemas degradados en la planicie inundable de la cuenca media del río Magdalena, a través de un diagnóstico participativo del estado actual de los ecosistemas para así diseñar e implementar, de manera concertada, estrategias de restauración ecológica que integren conocimientos técnicos y saberes locales, como aporte fundamental para el ordenamiento ambiental del territorio.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio comprende el complejo cenagoso Juncal – Baquero (Figura 1a), localizado al costado oriental del municipio de Gamarra (Cesar) entre 8°19' N - 73°40'O, con una extensión total de 3204 ha y la ciénaga El Llanito (Figura 1b) ubicada al noroccidente del departamento de Santander en jurisdicción del municipio de Barrancabermeja, entre los 7°100'N - 73°53'O, sobre un área aproximada de 19029,8 ha (Figura 2).

Se caracteriza por presentar una temperatura promedio anual de 28 °C y precipitaciones medias que varían entre 1300 a 7000 mm anuales (Rangel 2007, Garzón *et al.* 2014). El paisaje corresponde a formaciones geológicas que han evolucionado desde el Cuaternario temprano hasta el día de hoy, en donde se destacan antiguas terrazas del Magdalena y depósitos cuaternarios aluviales resistentes asociados a la llanura de inundación actual, dando lugar a geoformas típicas de la llanura aluvial como colinas y planicies inundables, con altitudes entre 100 - 450 m, sobre relieves ligeramente inclinados (Bermúdez 2010, Vargas 2011).

Predominan suelos moderadamente profundos a superficiales, con variaciones en el drenaje y en algunos casos sujetos a inundaciones prolongadas (Alfaro y Torres 2001, Carvajal y Rangel 2007). La dinámica hidrológica está determinada por la

influencia que ejerce el río Magdalena, que para el caso de la ciénaga El Llanito, es complementada con los aportes hídricos del río Sogamoso (Jaramillo *et al.* 2012, Fundación Alma 2013).

Prioridades de restauración y selección de escenarios de intervención

Tomando como referente la propuesta de Evaluación Rápida para la Restauración Ecológica – ERRE (Camargo 2007) y los pasos para el diagnóstico territorial desarrolladas por Barrera *et al.* (2010), se establecieron cuatro fases a fin de determinar las prioridades de restauración: 1) selección de criterios y variables de evaluación, 2) recopilación y análisis de información, 3) zonificación territorial, y 4) identificación participativa de los sitios de interés para la implementación de las experiencias piloto.

1) Para la selección de variables se estableció como criterios de mayor ponderación, la facilidad en la generación de información y la solidez de los indicadores, es decir, variables bióticas, abióticas y socioculturales que permitieran la recopilación de datos claves sobre el funcionamiento de los ecosistemas, en corto tiempo.

2) Recopilación de información mediante: a) fuentes secundarias, b) tres talleres de cartografía social que



Figura 1. a) Ciénaga Juncal, Gamarra (Cesar). b) Pesca artesanal ciénaga El Llanito, Barrancabermeja (Santander). Fotos: N. V. Garzón.

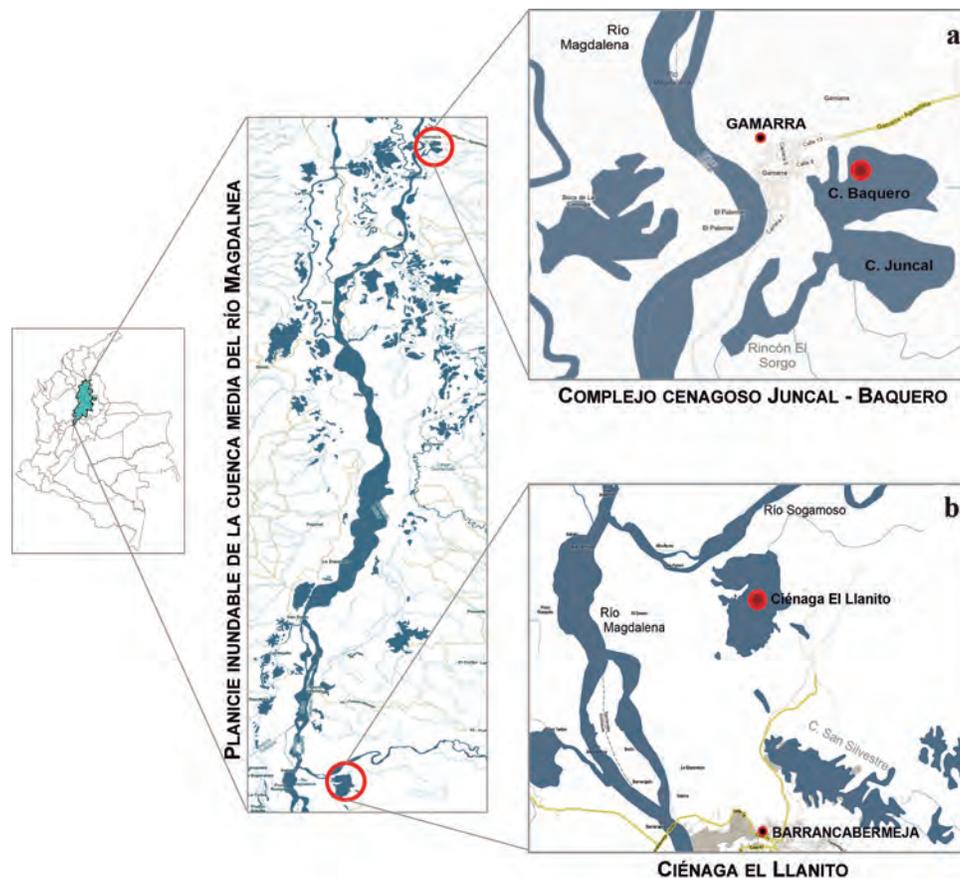


Figura 2. Localización de las áreas de estudio. a) Complejo cenagoso Juncal – Baqueo, Gamarra - Cesar. b) Ciénaga El Llanito, Barrancabermeja (Santander).

contaron con la participación de pescadores artesanales y otros actores sociales, y c) inventarios rápidos para el levantamiento de vegetación, de acuerdo a cada una de las coberturas identificadas para el área de estudio (pastizales, bosques secundarios, matorrales, rondas hídricas y vegetación acuática), a partir del mapa de coberturas de la tierra para Colombia Corine Land Cover

A través de análisis multicausales basados en metodologías para la gestión de sistemas complejos adaptativos (Ford 2009, Jorgensen y Bendorricchio 2001), la integración de la información suministrada en los talleres de cartografía social y los recorridos de campo, se identificaron los procesos de alteración ecosistémica, así como los factores tensionantes, limitantes y potenciadores del proceso de restauración ecológica, empleando el software de modelación

Vensim®PLE que posibilitó la representación de las interrelaciones existentes entre las variables que componen los sistemas y los elementos que modifican su comportamiento (Ventana System 2007).

3) La zonificación de las prioridades de restauración se desarrolló por medio de un modelo espacial de vulnerabilidad ecosistémica, entendida como el grado de daño o alteración que pueden experimentar los ecosistemas, producto de las perturbaciones externas al sistema que afectan su funcionamiento (Turner *et al.* 2003), expresado en función de exposición a las perturbaciones, fragmentación ecosistémica y pérdida de conectividad. Para lo cual se cruzó la información recopilada con las bases de datos espaciales de aspectos bióticos (coberturas de la tierra a escala 1:25.000) y abióticos (unidades fisiográficas escala 1:25.000), que permitió la discusión colectiva con

los pobladores locales de las causas y consecuencias de los procesos de degradación ecosistémica y la consolidación de mapas de unidades de manejo y prioridades de restauración ecológica, para cada una de las ventanas de estudio (Figura 3).

4) Las zonas identificadas con prioridades altas de restauración, se constituyeron en la base de selección de sitios de interés para la implementación de las experiencias piloto, mediante un proceso de concertación social que planteó como criterio fundamental, la selección de áreas en donde se garantice la sostenibilidad de los procesos, mediante la firma de compromisos entre instituciones como la alcaldía de Gamarra, las organizaciones de pescadores y los propietarios de los predios, a fin de llevar un manejo y seguimiento colectivo de las experiencias.

Estrategias de restauración

Definidas las prioridades de restauración e identificados los factores limitantes, tensionantes y potenciadores de la regeneración natural de los ecosistemas de estudio, se establecieron las metas y objetivos de restauración para cada escenario seleccionado. Igualmente, se desarrollaron levantamientos detallados de vegetación en cada una de las ventanas de estudio (Tabla 1), cuyo objetivo fue establecer el estado de las comunidades vegetales en pastizales, matorrales y bosques secundarios, los



Figura 3. Cartografía social, complejos cenagosos de Gamarra, Cesar. Fotos: N. V. Garzón.

cuales fueron seleccionados como ecosistemas de referencia a partir del conocimiento del territorio aportado por los sabedores locales sobre las áreas con menor grado de intervención. Así mismo, el resultado de los levantamientos y el saber ecológico tradicional de los pescadores permitieron seleccionar las especies florísticas con potencial para la restauración ecológica de las áreas seleccionadas para la intervención. Los ejemplares colectados fueron determinados en las instalaciones del herbario Federico Medem, del Instituto Humboldt en la ciudad de Villa de Leyva (FMB), bajo la numeración 7659 a 8050 de M. Córdoba (Mireya P. Córdoba).

Tabla 1. Puntos de muestreo de vegetación.

Localización	Tipo de comunidad vegetal	Coordenadas		Altitud (m s.n.m.)
		N	W	
César (Gamarra) Complejo cenagoso Juncal - Baquero - Marisonga - Palenquillo	Matorral denso	8°19'557"	73°44'600"	22
	Pastizales	8°18'759"	73°43'410"	36
	Inventarios generales	8°21'467"	73°44'170"	41
Santander (Barrancabermeja) Ciénaga El Llanito	Pastizales	7°09'263"	73°52'428"	78
	Ecotono borde ciénaga	7°09'256"	73°52'414"	81
	Borde ciénaga	7°09'177"	73°51'336"	72
	Vegetación acuática	7°09'180"	73°51'335"	81
	Borde caño Llanito	7°10'793"	73°52'741"	68
	Quebrada El Llanito	7°09'530"	73°50'058"	72

La información obtenida se constituyó en la base para el diseño de las estrategias de restauración, cuyo enfoque se soporta en la técnica de nucleación que busca, mediante la inclusión de cualquier elemento biótico o abiótico, dinamizar la formación de nichos de regeneración o núcleos, los cuales se constituyen en facilitadores para la colonización de nuevas especies, es decir, facilitadores de la sucesión natural (Bechara *et al.* 2007, Reis *et al.* 2010).

La selección de las especies a implementar dentro de los núcleos florísticos se llevó a cabo mediante talleres participativos y de concertación comunitaria, en donde se discutieron las características ecológicas de las especies requeridas para acelerar los procesos de sucesión natural como crecimiento rápido, tolerancia a estacionalidad climática (sequías e inundaciones) y funcionalidad como facilitadoras de procesos de colonización. También estos espacios permitieron la construcción del plan de implementación, evaluación y seguimiento, que determinó: 1) el número de núcleos a establecer por experiencia; 2) la cantidad de material vegetal requerido; 3) los mecanismos de propagación, para lo cual se estableció un vivero comunitario en el municipio de Gamarra y se seleccionaron una serie de lugares estratégicos en donde fue posible encontrar semillas, plántulas y otros materiales reproductivos como estacas; 4) los trabajos operativos como marcación, plantación y cerramiento del área donde se establecieron las experiencias; 5) mantenimiento y 6) frecuencias del seguimiento y evaluación.

Finalmente, seis meses después de la implementación de las estrategias, se llevó a cabo el primer registro de datos para la evaluación de las experiencias, que tomó en cuenta el porcentaje de supervivencia de las especies, altura, cobertura de los individuos y vegetación asociada a los núcleos, a partir de un inventario de las especies colonizadoras.

Resultados

Complejo cenagoso Juncal – Baquero (Gamarra – Cesar): experiencias de restauración

Los procesos de alteración ecosistémica que enfrenta el complejo cenagoso Juncal – Baquero, son el resultado de la sinergia ejercida por perturbaciones

de tipo antrópico como la construcción de obras de infraestructura (puentes, murallas y caños artificiales), que en su planificación no tuvieron en cuenta la dinámica de los ecosistemas acuáticos, generando así pérdida de la conectividad natural del complejo cenagoso; alterando significativamente los flujos hidrobiológicos y la estabilidad de los ecosistemas. Otra importante perturbación ha sido la expansión pecuaria sobre las áreas de bosques inundables y de bosque de galería de las rondas de ciénagas, caños y quebradas; incrementando de este modo los procesos de erosión, que sumado con las técnicas de adecuación de tierras mediante el desecamiento intencional de humedales para la expansión de la frontera agropecuaria, dinamizan la tasa sedimentación y colmatación de los espejos de agua (Figura 4).

El resultado de toda esta dinámica de perturbación ha sido la pérdida en la profundidad del vaso de agua de la ciénaga Baquero (pasando de 6,1 a 1,76 metros entre los años 1960 – 2011, lo cual ha traído consigo una reducción significativa en la diversidad ictiológica local, con la presencia de tan sólo 27 especies de las 53 registradas en los humedales de la cuenca media del río Magdalena (Jiménez *et al.* 2011). Sumado a esto, la dinámica de transformación ha generado cambios en la composición de las comunidades florísticas de los ecosistemas de estudio. De acuerdo con los resultados de la caracterización florística realizada en las coberturas existentes en el complejo cenagoso, de las 116 especies registradas, el 9 % componen los bosques secundarios, el 11 % la vegetación riparia, el 13 % playones y rondas hídricas de las ciénagas, 30 % en pastizales y 37 % especies determinadas en rastrojos y matorrales sucesionales (Anexo 1).

Por su parte, la información base para el análisis de vulnerabilidad ecosistémica del complejo cenagoso Juncal - Baquero, indicó que en términos de unidades fisiográficas el 47 % de la extensión territorial del complejo cenagoso (1515,4 ha) lo constituyen planicies aluviales (Figura 5a), en donde los suelos presentan un nivel friático alto, manifestándose fenómenos de erosión laminar, inundaciones y encharcamiento. De igual modo, se encontró que los pastizales son la cobertura dominante con 1978 ha, que representan el 62 % respecto al total (Figura

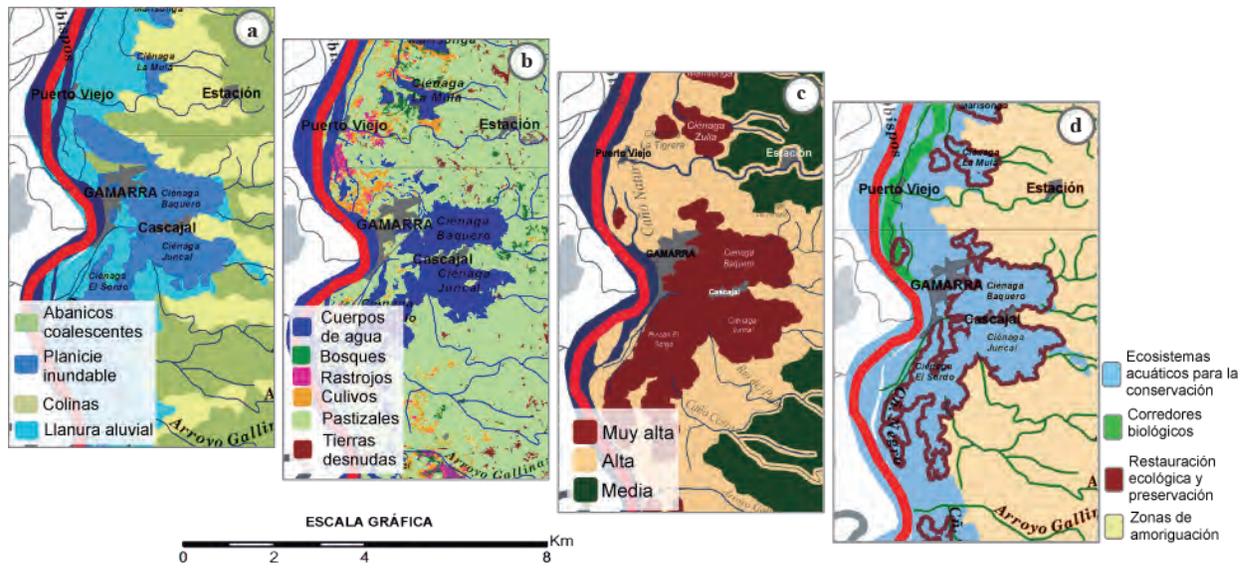


Figura 5. Análisis del paisaje para el complejo cenagoso Juncal – Baquero (Gamarra, Cesar). a) Mapa de unidades fisiográficas. b) Coberturas de la tierra y usos del suelo. c) Análisis de vulnerabilidad ecosistémica. d) Mapa de unidades de manejo y prioridades de restauración.

amortiguación de crecientes, hábitat y fuente de recursos para la fauna.

3) Corredores biológicos para la conectividad que cubren 310 ha del complejo, determinados a partir de la delimitación de los 30 m de rondas hídricas de caños y quebradas, junto con 100 m de ronda del río Magdalena, en tierra firme; donde se hace necesario desarrollar procesos de rehabilitación de bosques riparios que permitan mantener la integridad del paisaje, posibilitando el flujo de energía y materia entre ecosistemas, así como la migración y colonización de especies nativas que fomenten la regeneración natural.

4) Zona de amortiguación, extendida por 1345 ha que ocupan el 42 % del área del paisaje y es concebida como el soporte de la estructura ecológica del complejo cenagoso, que busca brindar espacios para el desarrollo de actividades productivas acordes con las limitaciones ecológicas de los ecosistemas y que contribuyan a la preservación de los humedales, para lo cual se hacen necesario el desarrollo de acciones de recuperación ecológica de algunas funciones que garanticen la sostenibilidad productiva de los sistemas ecológicos existentes.

Establecidas las prioridades de restauración, a través de un proceso de concertación social se seleccionó como escenario de intervención la ronda hídrica del caño Rabón, afluente responsable de mantener la conectividad entre el complejo cenagoso y el río Magdalena, el cual ha perdido gran parte de su vegetación natural, incrementando la escorrentía superficial y los procesos de erosión laminar (Figura 6).

Para ello se estableció como meta la rehabilitación de cinco hectáreas de bosque de galería, mediante



Figura 6. Ronda hídrica caño Rabón (Gamarra, Cesar). Foto: N. V. Garzón.

la consolidación de dos corredores riparios de 25 x 1000 m en donde se establecieron 16 núcleos florísticos de 625 m² (25 x 25 m), compuestos cada uno por 85 individuos de las especies *Coccoloba caracasana*, *Crateva tapia*, *Hura crepitans*, *Licania arborea*, *Maclura tinctoria*, *Phyllanthus elsiae*, *Albizia guachapele*, *Albizia saman*, *Sterculia apetala* y *Tabebuia rosea* (Tabla 2), plantados a una distancia de 3,6 x 1,8 m, al interior de cada núcleo, y cuya altura promedio alcanzaba los 15 cm (Figura 7).

Seis meses después de la plantación se llevó a cabo el seguimiento de la experiencia mediante la evaluación de cinco núcleos seleccionados al azar (Figura 8).

Como se observa en la tabla 3, la tasa de supervivencia es del 69% para todos los individuos establecidos, en donde se destacan *Hura crepitans*, *Phyllanthus elsiae* y *Tabebuia rosea* como las especies con mayor tasa de supervivencia.

La altura promedio de las plántulas es de 27 cm, destacándose *Maclura tinctoria* y *Albizia saman*; el diámetro alcanza una media de 0,8 cm³, en donde sobresalen los individuos de *Albizia saman* con 1,7 cm³ en promedio. La cobertura total de los individuos fue de 40,5 cm² (6,5 %) y un promedio de 4,1 cm², y las especies con mayores valores son *Albizia guachapele*, *Albizia saman* y *Coccoloba caracasana*. Adicionalmente, se destaca la presencia

de las especies pioneras *Senna obtusifolia*, *Senna reticulata*, *Mimosa pudica* y *Ambrosia peruviana*, con importantes grupos de población asociada a procesos de colonización.

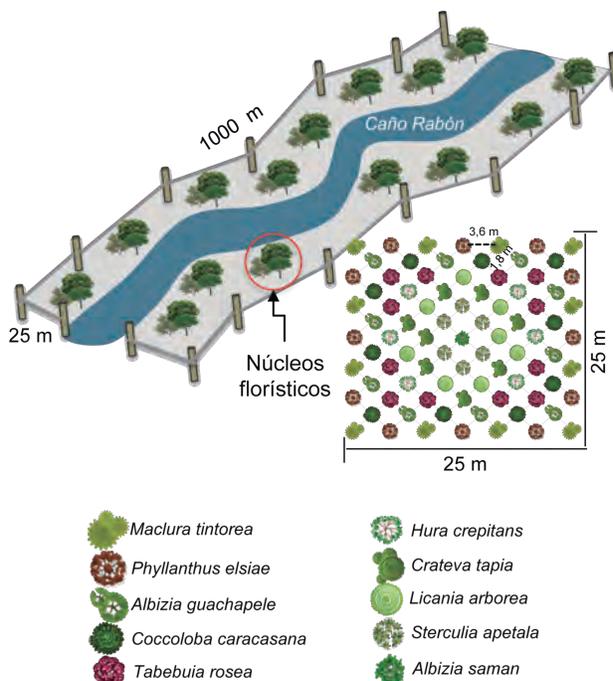


Figura 7. Estrategia de restauración establecida en la ronda del caño Rabón (Gamarra, Cesar).

Tabla 2. Composición de los núcleos florísticos establecidos en la experiencia del caño Rabón.

Especies	Individuos por núcleo	Total (5 ha)
<i>Coccoloba caracasana</i>	10	160
<i>Crateva tapia</i>	8	128
<i>Hura crepitans</i>	6	96
<i>Licania arborea</i>	8	128
<i>Maclura tinctoria</i>	12	192
<i>Phyllanthus elsiae</i>	12	192
<i>Albizia guachapele</i>	10	160
<i>Albizia saman</i>	1	16
<i>Sterculia apetala</i>	6	96
<i>Tabebuia rosea</i>	12	192
Total	85	1360



Figura 8. Desarrollo de la experiencia de restauración ecológica de la ronda hídrica del caño Rabón (Gamarra, Cesar), seis meses después de su implementación. Foto: R. Montenegro.

Tabla 3. Desarrollo de las especies establecidas en la ronda hídrica del Caño Rabón (complejo cenagoso – Juncal – Baquero), seis meses después de la implementación de la experiencia.

Especies	Tasa de supervivencia (%)	DAP (cm ³)	Altura promedio (cm)	Cobertura relativa (cm ²)
<i>Coccoloba caracasana</i>	70,8	0,6	21,1	5,4
<i>Crateva tapia</i>	50,0	0,5	17,5	3,9
<i>Hura crepitans</i>	90,0	0,9	28,2	1,9
<i>Licania arborea</i>	31,3	0,6	23,7	2,1
<i>Maclura tinctoria</i>	47,9	0,6	39,2	3,5
<i>Phyllanthus elsiae</i>	89,6	0,6	17,0	4,4
<i>Albizia guachapele</i>	65,0	0,6	35,2	6,2
<i>Albizia saman</i>	75,0	1,7	39,0	6,1
<i>Sterculia apetala</i>	83,3	0,9	20,6	2,6
<i>Tabebuia rosea</i>	85,4	1,0	26,2	4,3
Total	69,1	0,8	26,8	40,5

El segundo escenario de intervención corresponde a la denominada fase anfibia o ronda hídrica de los humedales. Dicho sistema ecológico presenta altos niveles de degradación en el complejo cenagoso Juncal - Baquero, producto de la deforestación de los bosques inundables para el establecimiento de pasturas, alterando los suelos y dinamizando los procesos de erosión. La pérdida de bosques inundables se traduce en una menor capacidad del sistema para retener los sedimentos y menor oferta de hábitat para la fauna local. En este sentido se definió como meta la rehabilitación ecológica de una hectárea de bosque inundable sobre el sector denominado Punta Cotorra (Figura 9), en donde se establecieron cinco núcleos florísticos de 25 x 25 m (625 m²), compuestos por 61 individuos de las especies *Coccoloba caracasana*, *Crateva tapia*, *Hura crepitans*, *Licania arborea*, *Maclura tinctoria*, *Phyllanthus elsiae*, *Albizia guachapele*, *Sterculia apetala* y *Tabebuia rosea*, para un total de 305 individuos en una hectárea intervenida (Tabla 4), los cuales fueron plantados a una distancia de 4 m x 1,8 m, con una altura promedio de 12 cm (Figura 10).

Como se exhibe en la tabla 5, los resultados del proceso de seguimiento a dos de los cinco núcleos

implementados, indican que la supervivencia del total de los individuos que componen los arreglos florísticos es del 42 %, en donde se destacan *Hura crepitans* y *Tabebuia rosea* las especies con mayor porcentaje de supervivencia, frente a *Sterculia apetala* y *Crateva tapia* que ostentaron la mayor mortalidad en sus individuos. La altura promedio de las plántulas es de 32 cm, en donde *Licania arborea* presenta el mayor valor, frente a *Coccoloba caracasana* que registró el menor crecimiento.

**Figura 9.** Sector Punta Cotorra, en la ronda hídrica de la ciénaga Baquero (Gamarra, Cesar). Foto: N. V. Garzón.

En cuanto al diámetro, se encontró que en promedio las plántulas alcanzan los 0,9 cm³ con valores que van desde los 0,4 cm³ para *Crateva tapia* a 2,6 cm³ en *Albizia guachapele*. La cobertura total de las plántulas por núcleo es de 28 cm² (0,6 %) y una media por especie de 2,9 cm²; la especie con mayor cobertura relativa fue *Albizia guachapele* con 7,4

cm², seguida por *Tabebuia rosea* con 4,4 cm². Como vegetación asociada se reporta la colonización de especies pioneras como *Ambrosia peruviana*, *Bactris guineensis*, *Caesalpinia coriaria*, *Pithecellobium hymenaeifolium*, *Senna obtusifolia*, *Senna reticulata* y *Solanum campechiense* (Figura 11).

Tabla 4. Composición de los núcleos florísticos establecidos en la ronda de la ciénaga Baquero (Gamara, Cesar).

Especies	Individuos por núcleo	Total (1 ha)
<i>Coccoloba caracasana</i>	5	25
<i>Crateva tapia</i>	3	15
<i>Hura crepitans</i>	14	70
<i>Licania arborea</i>	4	20
<i>Maclura tinctoria</i>	11	55
<i>Phyllanthus elsiae</i>	6	30
<i>Albizia guachapele</i>	3	15
<i>Sterculia apetala</i>	2	10
<i>Tabebuia rosea</i>	5	25
Total	53	265

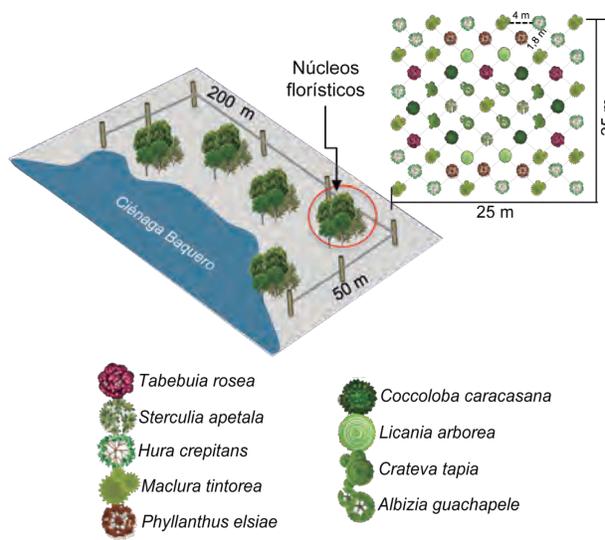


Figura 10. Estrategia de restauración establecida en la ronda del caño Rabón (Gamarra, Cesar).

Tabla 5. Desarrollo de las especies establecidas en la ronda hídrica de la ciénaga Baquero (Gamarra, Cesar), seis meses después de la implementación de la experiencia.

Especies	Supervivencia (%)	DAP (cm ³)	Altura (cm)	Cobertura (m ²)
<i>Coccoloba caracasana</i>	31,3	0,6	9,7	1,8
<i>Crateva tapia</i>	25,0	0,4	15,7	1,1
<i>Hura crepitans</i>	70,0	1,3	55,3	2,4
<i>Licania arborea</i>	50,0	0,7	40,3	3,5
<i>Maclura tinctoria</i>	55,0	0,7	42,0	2,7
<i>Phyllanthus elsiae</i>	37,5	0,7	30,2	2,7
<i>Albizia guachapele</i>	25,0	2,6	32,3	7,4
<i>Sterculia apetala</i>	20,0	1,0	25,5	2,0
<i>Tabebuia rosea</i>	62,5	0,6	34,8	4,4
Total	41,8	0,9	31,8	28,0



Figura 11. Desarrollo de la experiencia de restauración en el sector Punta Cotorra en la ronda de la ciénaga Baquero (Gamarra, Cesar), seis meses después de la implementación. Foto: Raúl Montenegro.

Ciénaga El Llanito: prioridades y experiencias de restauración ecológica

Actualmente la sedimentación de la ciénaga El Llanito es la principal manifestación del proceso de degradación que sufre el ecosistema, con una pérdida

efectiva del 50 % de la profundidad del vaso del humedal y valores promedio de 2,59 m de profundidad (Jiménez *et al.* 2011, Castellanos *et al.* 2011), además de un incremento exponencial del área inundable que pasó de 721 a 2641 hectáreas entre los años 1960 – 2009 (Contreras *et al.* 2007, Castellanos *et al.* 2011, Fundación Alma 2013). Esto es el resultado de la dinámica de transformación ecosistémica ocasionada por las perturbaciones antrópicas como las obras de infraestructura, la ganadería extensiva, la explotación de hidrocarburos y la expansión urbana, alterando la conectividad natural entre la ciénaga y el río Sogamoso, contaminando el recurso hídrico y reemplazando bosques inundables y coberturas naturales por pastizales (Figura 12).

El taponamiento del caño San Silvestre, que funcionaba como el principal afluente conector entre la ciénaga y el río Sogamoso, y la apertura de una serie de canales artificiales, son los responsables de incrementar la sedimentación del vaso de la ciénaga. Sumado a esto, en el año 2011 el río Sogamoso se desbordó a través del caño Jeringa, afluente que conecta directamente con la ciénaga, lo cual disparó la carga hídrica y sedimentaria del cuerpo de agua.

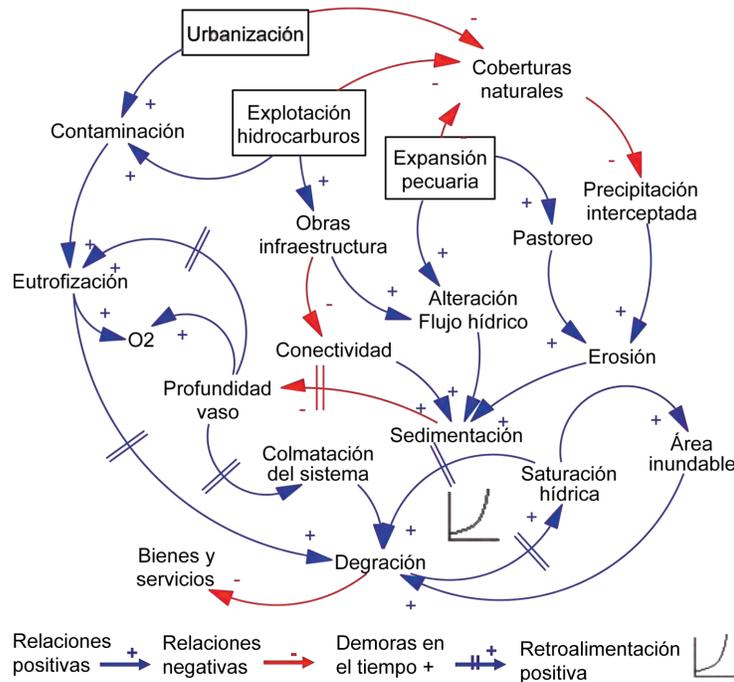


Figura 12. Dinámicas de alteración ecosistémica en la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander).

Dentro de los principales indicadores de los procesos de transformación se destaca la disminución en la calidad de servicios ecosistémicos de importancia local, como son la provisión de fuentes de alimento y bienes económicos derivados de la pesca, de la cual dependen cerca de 400 pescadores del corregimiento El Llanito. Así mismo se evidencia una importante pérdida en la composición y estructura de las comunidades florísticas del área de estudio; los resultados de la caracterización indican que de las 104 especies registradas, el 34 % componen los matorrales o rastrojos persistentes en el paisaje, el 21 % corresponde a especies registradas en pastizales y 12 % en playones y rondas hídricas del espejo de agua, y el 33 % para los remanentes de vegetación riparia y bosques secundarios (Anexo 2).

La caracterización fisiográfica del paisaje de la ciénaga El Llanito, permitió establecer una dominancia de la geofoma planicie aluvial con el 60 % del total de la extensión territorial (11.354 ha), cuyo origen es el resultado de la acumulación de sedimentos provenientes de los aportes que realizan los ríos Sogamoso y Magdalena (Figura 13a). Los

pastizales ocupan el mayor porcentaje del territorio con el 26 % (4.972 ha) respecto al total, seguidos por las zonas pantanosas con el 17 % (3.247 ha), 16 % para la vegetación boscosa (3.127 ha) y los lagos, lagunas y ciénagas ocupando 2641 ha (14 %); es importante destacar la presencia de 728 ha de tierras degradadas, lo que indica importantes procesos de deterioro ecosistémico (Figura 13b).

Como se muestra en la figura 13c, el análisis de la vulnerabilidad ecosistémica indica que el 41 % del paisaje de la ciénaga el Llanito (7933,2 ha) presentan muy alta sensibilidad y/o exposición perturbaciones constantes que modifican la dinámica del sistema y su capacidad de autorregulación; 5.387,4 ha (28 %) fueron identificadas como de alta vulnerabilidad, y el restante 24 % corresponde a zonas con vulnerabilidad media. Con el análisis de vulnerabilidad y el criterio de ponderación basado en la conectividad y estabilidad ecosistémica necesaria para garantizar la conservación de la ciénaga El Llanito, se llevó a cabo la zonificación de unidades de manejo y definición de prioridades de restauración (Figura 13d). La unidad con mayor extensión territorial corresponde

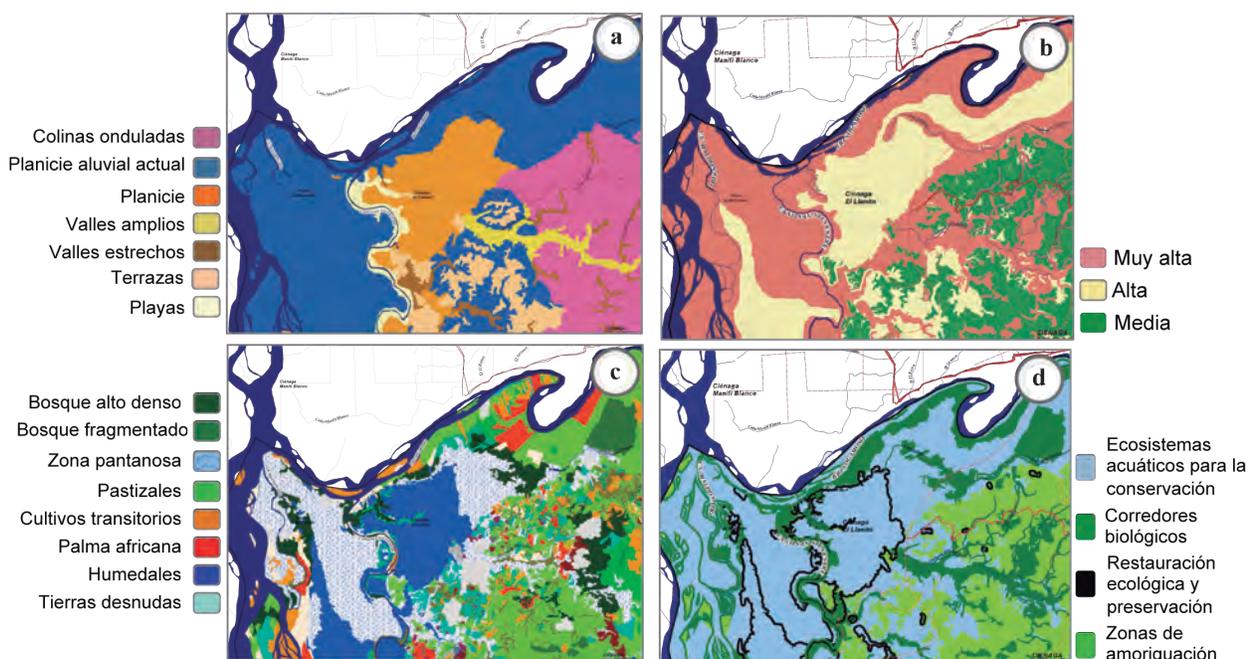


Figura 13. Análisis del paisaje de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander). a) Mapa de unidades fisiográficas. b) Coberturas de la tierra y usos del suelo. c) Análisis de vulnerabilidad ecosistémica. d) Mapa de unidades de manejo y prioridades de restauración.

a ecosistemas acuáticos para la conservación localizados sobre 8.024 ha (42 %), cuyo objetivo es garantizar la protección de la diversidad biológica y el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales.

Los corredores biológicos para la conectividad ecológica, fueron determinados a partir de la delimitación de los 30 m de ronda hídrica de los afluentes menores y 100 m de ronda para los grandes ríos (Magdalena y Sogamoso). Se extienden por 4.218,7 ha (22 % del territorio) y buscan que mediante el desarrollo de acciones de manejo se rehabilite la función ecológica de estos ecosistemas riparios, como protectores y reguladores hídricos, además de garantizar una red de espacios de intercambio de energía y materia en el paisaje. Las áreas prioritarias de restauración ecológica para la preservación cubren 1.198 ha (6,2 %), y fueron establecidas a partir de la identificación de los relictos de bosques y coberturas naturales localizados en inmediaciones a los espejos de agua, que mediante el desarrollo de estrategias de restauración ecológica permita la consolidación de una barrera para la protección, regulación, amortiguación y control del flujo hídrico; así como la retención de sedimentos que ingresan a la ciénaga, contribuyendo a la regulación de los procesos de deterioro del paisaje. Por último, la zona de amortiguación comprende el 24 % del área de estudio, cuya función es dar soporte estructural en la dinámica ecológica del paisaje, a través de acciones de manejo y uso que permitan garantizar funciones regulación hídrica, control de erosión, oferta de hábitat, entre otros; para lo cual es necesario adelantar procesos de recuperación y rehabilitación ecológica que mejoren la integridad de los ecosistemas allí existentes.

El escenario seleccionado para la implementación de la experiencias de restauración en esta ventana de estudio corresponde a la ronda hídrica del espejo de la ciénaga, situada sobre la unidad de restauración ecológica para la preservación, en donde se manifiestan continuos procesos de erosión, producto del uso pecuario y la disminución de la capacidad del sistema para interceptar las precipitaciones; así como de retención y control de sedimentos, entre otras funciones (Figura 14). Se definió como meta la restauración ecológica de una hectárea de bosque inundable, a través de la implementación de cinco

núcleos florísticos de 25 x 25 m (625 m²), compuestos por 85 estacones de las especies *Spondias mombin*, *Phyllanthus elsiae*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Ceiba pentandra* y *Albizia saman* plantados a una densidad de 1,8 x 3,6 m, para un total de 425 individuos, acompañados de cinco perchas artificiales instaladas sobre las áreas no cubiertas por los núcleos (Figura 15, Tabla 6).

El seguimiento al desarrollo de la estrategia de restauración se efectuó mediante la evaluación de dos núcleos seis meses después de su establecimiento (Figura 16), en donde se determinó que la supervivencia promedio de los individuos fue del 57%; *Phyllanthus elsiae* es la especie con mayor tasa de supervivencia con el total de los individuos vivos (Anexo 2).

La altura promedio de los estacones es de 1,9 m, siendo *Spondias mombin* la especie cuyos individuos ostentan mayor altura con una media de 2,3 m. El diámetro promedio alcanza los 6,3 cm³, y se destaca *Ceiba pentandra* con el mayor valor promedio (6,5 cm³). En cuanto a la cobertura se determinó que la especie *Spondias mombin* presenta la mayor cobertura promedio con 26,6 cm², seguida por *Enterolobium cyclocarpum* con 17,5 cm² (Tabla 7). Finalmente, es importante mencionar que la especie *Panicum repens* cubre un gran porcentaje del área total de intervención, y se presentan como especies asociadas por colonización *Cecropia peltata*, *Chrysobalanus icaco* y *Heliconia* sp.



Figura 14. Uso pecuario, en la ronda hídrica de la ciénaga El Llanito, (Barrancabermeja, Santander). Foto: Natasha V. Garzón.

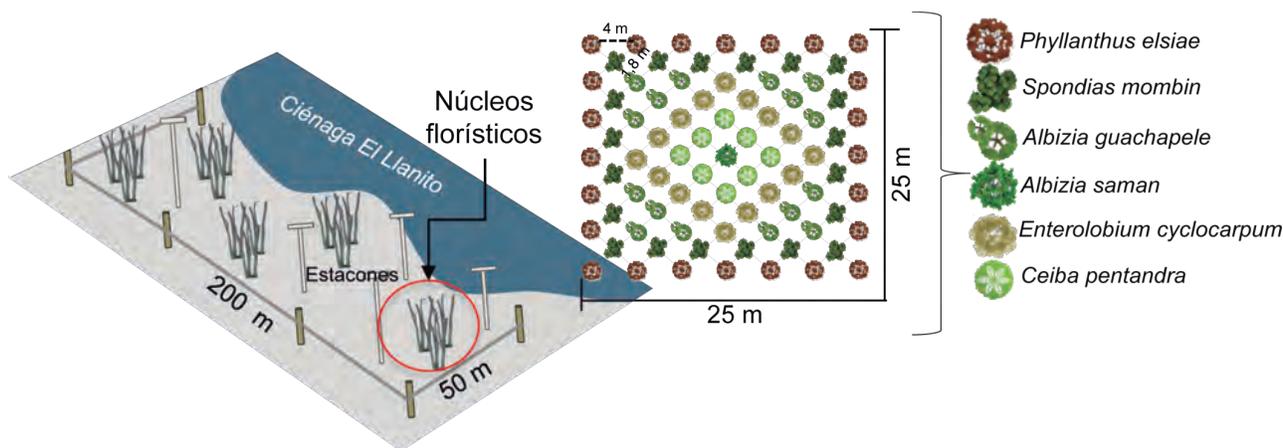


Figura 15. Diseño de la estrategia de restauración implementada en la ronda hídrica de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander).

Tabla 6. Composición de los núcleos florísticos establecidos en la ronda de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander).

Especies	Individuos por núcleo	Total (1 ha)
<i>Ceiba pentandra</i>	8	40
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	16	80
<i>Phyllanthus elsiae</i>	24	120
<i>Albizia guachapele</i>	16	80
<i>Albizia saman</i>	1	5
<i>Spondias mombin</i>	20	100
Total	85	425



Figura 16. Desarrollo de la estrategia de restauración en la ronda hídrica de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander), seis meses después de la implementación. Foto: Raúl Montenegro.

Tabla 7. Desarrollo de las especies en los núcleos florísticos establecidos en la ronda hídrica de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander).

Especies	Supervivencia (%)	DAP (cm ³)	Altura (m)	Cobertura (cm ²)
<i>Ceiba pentandra</i>	12,5	6,5	1,8	4,0
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	68,8	5,7	1,7	17,5
<i>Phyllanthus elsiae</i>	100,0	5,9	2,0	3,9
<i>Albizia guachapele</i>	25,0	6,0	1,9	5,9
<i>Spondias mombin</i>	80,0	7,6	2,3	20,6
Total	57,3	6,3	1,9	52,0

Discusión

La restauración ecológica de los humedales, es considerada una actividad prioritaria para la conservación y manejo de los planos inundables de la cuenca media del río Magdalena y su diversidad asociada, para lo cual se han venido desarrollando diversas iniciativas que parten del interés de las comunidades locales y otros agentes institucionales a fin de recuperar los servicios ecosistémicos deteriorados (Gutiérrez *et al.* 2012). La continuidad de los procesos y el éxito de los mismos, depende de una adecuada planificación de los proyectos que involucre tanto la parte operativa y financiera, así como el reconocimiento de las necesidades de manejo integral del territorio (Orsi y Geneletti 2010).

En este sentido, el reconocimiento de los humedales como ecosistemas anfibios, cuya dinámica depende de las interrelaciones existentes entre los sistemas terrestres y los sistemas acuáticos, así como de los procesos socioeconómicos y culturales que se desarrollan en el territorio, se constituyó en el principio fundamental para el desarrollo del proyecto de restauración, en donde la participación de las comunidades de pescadores artesanales fue el eje central para el aprendizaje social en la búsqueda de una transición hacia la gestión adaptativa de los planos inundables, que requiere de la restauración para la sostenibilidad de los paisajes aluviales multifuncionales (PaPahl-Wostl 2006).

La reconstrucción colectiva de la historia del disturbio o la historia de transformación de los sistemas, fue la base para la identificación de los factores tensionantes y limitantes que perturban el funcionamiento de los humedales y aceleran su dinámica de degradación, haciendo manifiesta la ausencia del conocimiento ecológico de estos sistemas, en la puesta en marcha de procesos de desarrollo económico como la construcción de vías e infraestructuras, la ampliación de la frontera agropecuaria y el aprovechamiento de hidrocarburos en la región; así como, el uso mismo que las comunidades de pescadores artesanales le han venido dado a los ecosistemas y su biodiversidad.

La conciencia colectiva alcanzada en un territorio que ha pasado de la abundancia natural a la escasez y

pérdida del sustento económico, y la responsabilidad de todos frente a esta realidad, fue el punto de partida para incentivar el interés comunitario hacia la necesidad de procesos de restauración ecológica como herramienta para el ordenamiento ambiental territorial. A su vez este factor se constituyó en la base para la construcción de nuevos paradigmas de gobierno que evidenciaron la necesidad de realizar una serie de ajustes institucionales, formales e informales, enmarcados en un cambio de normas culturales con énfasis en la recuperación de lo perdido, en la importancia de una adecuada planificación de los territorios y en una nueva forma de gobernanza de los ecosistemas, que contemple la participación de la comunidad de pescadores artesanales en la toma de decisiones de todo asunto que afecte sus intereses y bienestar.

Es por esto que las propuestas de zonificación territorial involucran una serie de medidas de manejo identificadas a partir de la valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas, que además de asegurar la salud de los humedales, propenden por la sostenibilidad de las actividades económicas y la renovación de las prácticas culturales (Cecon 2013). De esta forma, las zonas identificadas para adelantar procesos de restauración ecológica propiamente dicha, como son los bosques riparios e inundables que cubrían las rondas de los cuerpos de agua, ponen de manifiesto el conocimiento que tienen los pescadores artesanales sobre el entorno, sustentado en el acervo social de creencias y valores de conservación, bajo la premisa que el restablecimiento de estos sistemas permitirá el funcionamiento de los mismos, para el suministro de servicios claves de regulación (control de sedimentos y amortiguación de crecientes) y de provisión (hábitat y fuente de recursos para la fauna).

Así mismo el diseño integral de las estrategias de restauración ecológica desarrolladas en lo que Wenger (1998) llamaría “comunidades de prácticas”, toma en cuenta la participación de las comunidades no sólo como los proveedores de información socioecológica, sino como agentes de transformación de las dinámicas de deterioro ecosistémico y las realidades locales, en la medida en que se consolidan metas a corto, mediano

y largo plazo, que involucra roles y responsabilidades entre los diferentes agentes que participan de su construcción.

La selección de las especies con potencial para la restauración ecológica se enmarca en la denominada restauración ecocultural (Rogers – Martínez, 1992), que identifica aquellas con características propias que permitan acelerar los procesos de sucesión vegetal, como aquellas dotadas de importancia cultural. Así, la consecución del material vegetal y la propagación en los viveros comunitarios, posibilitó una experiencia de recuperación social del capital natural local, que a su vez, permitió la generación de conocimiento sobre la ecología de las especies. Hoy por hoy esta práctica es vista como una posible alternativa económica en la región.

La toma de decisiones en cuanto a los diseños de restauración propuesta se basa en la eficiencia de la estrategia en cuanto a resultados óptimos en términos ecológicos y económicos, que viabilice el desarrollo de nuevas experiencias a nivel regional. En este sentido, se prioriza el control de factores tensionantes como es el pastoreo sobre las áreas seleccionadas para el establecimiento de las estrategias, a partir de un encerramiento con estacas de posible rebrote que con el paso del tiempo pueden consolidarse como barreras o cercas vivas. El establecimiento de núcleos de especies florísticas con potencial de restauración como herramienta implementada, se consolida como una estrategia de alta viabilidad para el desarrollo de proyectos en grandes extensiones territoriales ya que, a partir de pequeños parches de vegetación, se potencializa la sucesión natural de los ecosistemas desde la transformación de las condiciones de deterioro de los suelos y la facilitación para la colonización de nuevas especies (Corbin y Holl 2012).

Si bien la implementación de los núcleos es muy reciente, los resultados aún no son contundentes. Se destaca el potencial de las especies heliófilas y de crecimiento rápido como *Coccoloba caracasana*, *Crateva tapia*, *Maclura tinctoria*, *Albizia guachapele*, *Tabebuia rosea*, *Ceiba pentandra*, *Spondias mombin*; entre las heliófilas pero de crecimiento

lento, *Phyllanthus elsiae*, *Sterculia apetala* y *Hura crepitans*. Entre las especies de mayor sobrevivencia se reconocen *Tabebuia rosea* que es considerada un inductor tardiseral componente de bosque secundario maduro, *Hura crepitans* que es un precursor/inductor preclimático que conforma los matorrales y los rastrojos bajo a altos, y *Phyllanthus elsiae* y *Spondia mombin* que son inductores mesoserales que conforman el bosque secundario desde los matorrales, en los rastrojos bajos y altos hasta el bosque seco en climax; igualmente son consideradas especies tolerantes a las inundaciones (Gutiérrez *et al.* 2012 y Fundación Alma 2013).

Las especies mencionadas son principalmente maderables para la construcción y elaboración de embarcaciones, canaletas, entre otros, y muchas de ellas son fuente de alimento para las aves y mamíferos pequeños presentes en estos ambientes, lo que puede facilitar su dispersión.

La presencia de especies colonizadoras acompañantes de las especies plantadas en los núcleos establecidos tienen características de ser de rápido crecimiento como *Panicum repens* que llegan a cubrir un gran porcentaje del área total de intervención, asociada a especies como *Cecropia peltata*, *Chrysobalanus icaco*, *Heliconia* sp., *Ambrosia peruviana*, *Mimosa pudica*, *Bactris guineensis*, *Caesalpinia coriaria*, *Pithecellobium hymenaeifolium*, *Senna obtusifolia*, *Senna reticulata* y *Solanum campechiense* que son especies precursoras/inductoras de una vegetación más densa que conforman desde los herbazales, pasando por arbustales a matorrales, hasta conformar una vegetación más sólida con los rastrojos bajos y altos que conllevarán a un bosque, en primera instancia, secundario.

Conclusiones

Las dinámicas de deterioro de los humedales del Magdalena Medio, son el resultado del desconocimiento del funcionamiento ecológico de los sistemas que derivan en una mala gestión territorial de las prácticas de desarrollo económico de los municipios. Es así como la restauración ecológica

participativa adquiere un rol clave en la búsqueda de soluciones a la degradación ecosistémica y pérdida del capital natural, en la medida en que contribuye a la construcción de un modelo social basado en la comprensión, por parte de las comunidades locales, de sus ecosistemas y su propio comportamiento, y de esta forma, a la construcción de procesos basados en la gestión integral de las planicies inundables que contempla la sostenibilidad socioeconómica, ecológica y cultural del territorio, desde un principio fundamentado en el bienestar colectivo y el restablecimiento de relaciones armónicas entre la sociedad y sus ecosistemas.

Agradecimientos

A Raúl Montenegro por el registro de la información en campo para el seguimiento y Juan Carlos Rubiano por su colaboración especial en la construcción del Sistema de Información Geográfica del proyecto. A Calixto Rivera y Juan Tercero Gamarra de la Asociación de Pescadores y Acuicultores de la ciénaga El Llanito (APALL), María Benites, Mario Mayorga, Reynel Reyes, Bolmar Chavez, Haner Campo y Bibiano García de la Asociación para el desarrollo de la llanura aluvial del río Magdalena, sur Cesar y sur Bolívar (SUAN,) por su apoyo y contribución durante todo el proceso. Y por último a Ana María Moncaleano, interventora del proyecto por parte de Ecopetrol S. A.

Bibliografía

- Alfaro, A. y A. Torres. 2001. Microzonificación sísmica preliminar de Barrancabermeja. Convenio "Estudios de amenaza y microzonificación sísmica, vulnerabilidad estructural y evaluación de escenarios de daño". Instituto Geofísico Universidad Javeriana. 32 pp.
- Andrade, A., M. Rivera, D. Caicedo, F. Navarrete y L. Camargo. 2002. Política Nacional para humedales interiores de Colombia: estrategias para su conservación y uso sostenible. Ministerio de Medio Ambiente - Consejo Nacional Ambiental. 67 pp.
- Barrera-Cataño, J. I., S. M. Contreras-Rodríguez, N.V. Garzón-Yepes, A.C. Moreno-Cárdenas y S.P. Montoya-Villarreal. 2010. Manual para la restauración ecológica de los ecosistemas degradados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá, Colombia. 394 pp.
- Bermúdez, M. 2010. Dinámicas geomorfológicas del piedemonte y procesos de transformación de sitios arqueológicos en el Magdalena Medio Caldense. *Revista de Antropología y Sociología* 12: 253-271.
- Bechara, F.C., E. M. Campos, K. Duarte, V. de Araujo, A. Zamorano y A. Reis. 2007. Unidades demostrativas de restauración ecológica a través de técnicas nucleadoras de biodiversidad. *Revista Brasileira de Biociências Porto Alegre* 5 (1): 9-11.
- Browcutt, F. 1999. Brief comment: Ecological restoration and local communities: a case study from Sinkyone Wilderness State Park, Mendocino County, California. *Human Ecology* 27 (2): 359-368.
- Camargo, G. 2007. Guía técnica para proyectos piloto de restauración ecológica participativa. Metodología para el desarrollo de los proyectos piloto de la política de restauración ecológica participativa en el Sistema de Parques Nacionales Naturales y sus zonas amortiguadoras. 95 pp. En línea: http://www.guayacanal.org/wp-content/pdfs/guia_tecnica_REP.pdf [última consulta: julio de 2014]
- Carvajal, J. y J. O. Rangel. 2007. Suelos. Pp: 398-410. *En: Rangel, J. O. (Ed.). Estudio de inventario de fauna, flora, descripción biofísica y socioeconómica y línea base ambiental ciénaga de Zapatoza. Informe Final de Actividades. Convenio Instituto de Ciencias Naturales/ Universidad Nacional de Colombia-Corpopecesar.*
- Castellanos, C., N. Chamarravi, E. Castañeda, F. Galvis y E. Cepeda. 2011. Variación espacio - temporal de la cobertura vegetal de la microcuenca El Llanito, Santander, Colombia. *Boletín Científico del Centro de Museos de la Universidad de Caldas* 15 (2): 60-68.
- Ceccon, E. 2013. Restauración en bosques tropicales: Fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. Ediciones D. D. S. México. 288 pp.
- Contreras, P., P. Romero, S. Santana, I. Ramírez, R. Mendoza, R. Calderón, A. Serrano, D. Ramírez y A. Gómez. 2007. Manejo integrado de ciénagas y restauración de la oferta ictiológica en el medio Magdalena. Documento técnico. Instituto Universitario de la Paz (UNIPAZ). 363 pp.
- Corbin, J. y Holl, K. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265: 37-46
- Ford, A. 2009. Modeling the environmental. 2da edition. Island Press. 400 pp.
- Fundación Alma. 2013. Proyecto "Acciones piloto de restauración ecológica participativa con comunidades de pescadores artesanales como aporte a la conservación de la biodiversidad y al ordenamiento ambiental territorial de la llanura aluvial del río Magdalena". Informe

- técnico. Fundación Alma – Ecopetrol S.A. Bogotá, D. C. 261 pp.
- Garzón, N. V. y J. C. Gutiérrez. 2013. Deterioro de los humedales en el Magdalena Medio: un llamado para su conservación. Fundación Alma – Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. 145 pp.
- Garzón, N. V., R. C. Jaramillo, J. C. Gutiérrez, R. Páez, A. Castañeda, H. A. Bernal, P. E. Casallas, M. I. Galindo, J. C. Garzón, J. Hoyos, R. Montenegro, L. K. Ruiz, D. M. Serrano y R. Venegas. 2014. Informe final proyecto Identificación cartográfica y evaluación socioecológica rápida de humedales asociados a la llanura aluvial del río Magdalena: estudio de caso en complejos cenagosos de los municipios Simití, San Pablo y Cantagallo, Bolívar. Fundación Alma - Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Convenio de cooperación 13-12.092-198CE. 329 pp.
- Gutiérrez, J. C., A. Fonseca, G. Camargo, L. Chisacá, L. Bárcenas, E. Montenegro, J. Alemán y R. Montenegro. 2012. Protocolo de restauración ecológica participativa para los complejos de humedales del Magdalena Medio. Convenio de colaboración Ecopetrol, Fundación Alma, PDPMM, Cormagdalena, Ecodes, Asocars y Fundación Guayacanal. 233 pp.
- Hernández, A. y J. Flores. 2010. Gobernanza ambiental, trayectoria institucional, organizaciones sociales en Bogotá: 1991 - 2010. Universidad de los Andes - CIDER. 93 pp.
- Jaramillo, A., D. Ruiz y J. Calvo 2012. Análisis del territorio y del sistema de ciénagas Juncal - Baquero y Sordo, como línea base para el estudio de un dragado potencial del sistema lacustre. Sistema de ciénagas Baquero, Juncal y Sordo - Municipio de Gamarra y Aguachica, sur del Cesar. Instituto de Ciencias Naturales (ICN), Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 72 pp.
- Jiménez, L., C. Granados, A. Gulfo, D. Carvajal, A. Hernández, F. Álvarez, J. Palacio, J. Echeverry y A. Martínez. 2011. Uso tradicional de los recursos naturales pesqueros y conservación de la biodiversidad en regiones tropicales en desarrollo: hacia un modelo de ecología de la reconciliación. Informe final. Universidad de Antioquia, Universidad de Sevilla, Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo, Cormagdalena. 170 pp.
- Jorgensen, S. E. y G. Bendorrícchio. 2001. Fundamentals of ecological modelling. Third Edition. Elsevier Science Ltd. 530 pp.
- MADR-Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural y Corporación Colombia Internacional (CCI). 2011. Gestión, estrategias y situación actual de los humedales y la pesca artesanal del Magdalena Medio. Sistema de Información de Pesca y Acuicultura. Boletín mensual no. 59. Convenio Interadministrativo 063/11.
- Muiños, R. 2008. El diagnóstico participativo. Universidad Estatal a Distancia - EUNED (Editores). San José de Costa Rica. 164 pp.
- OIMT- Organización Internacional de Maderas Tropicales y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). 2005. Restaurando el paisaje forestal: introducción al arte y ciencia de la restauración de paisajes forestales. Serie Técnica OIMT No. 23. 160 pp.
- Orsi, F. y D. Geneletti. 2010. Identifying priority areas for forest landscape restoration in Chiapas (Mexico): An operational approach combining ecological and socioeconomic criteria. *Landscape and Urban Planning* 94: 20-30.
- PaPahl-Wostl, C. 2006. The importance of social learning in restoring the multifunctionality of rivers and floodplains. *Ecology and Society* 11(1): 10.
- Ramsar. 2006. Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 4a. edición. Gland (Suiza): Secretaría de la Convención de Ramsar. 121 pp.
- Rangel, J. O. (Ed.). 2007. Estudio de inventario de fauna, flora, descripción biofísica y socioeconómica y línea base ambiental ciénaga de Zapatosá. Informe Final de Actividades. Convenio Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia - Corpocesar. 690 pp.
- Reis, A., F. C. Bechara, D. R. Tres. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* (Piracicaba, Braz.) 67 (2): 244-250.
- Restrepo, J. R. (Ed.). 2005. Los sedimentos del río Magdalena: reflejo de la crisis ambiental. Fondo Editorial Universidad EAFIT. Colciencias. 267 pp.
- Restrepo, J. R. 2011. Ponencia “Erosión del río Magdalena (1970-2000), causas naturales y humanas e implicaciones en las inundaciones de la Depresión Momposina”. Pp. 49. *En: Memorias Alianza Colombo - Holandesa por el agua, paneles del 30 de junio de 2011.* Bogotá, D. C., Colombia.
- Rogers-Martínez D. 1992. The Sinkyone intertribal Park project. *Restoration and Management Notes* 10: 64-69
- Russi, D., P. ten Brink, A. Farmer, T. Badura, D. Coates, J. Förster, R. Kumar y N. Davidson. 2013. The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. IEEP, London and Brussels. Ramsar Secretariat, Gland. 77 pp.
- SCBD-Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2011. Contribution of ecosystem restoration to the objectives of the CBD and a healthy planet for all people. Abstracts of posters presented at the 15th Meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice of the Convention

- on Biological Diversity, 7-11 November 2011, Montreal, Canada. Technical Series No. 62. Montreal, SCBD. 116 pp.
- SER-Society for Ecological Restoration. 2004. Principios de SER Internacional sobre la restauración ecológica. Tucson: Society for Ecological Restoration International. 16 pp.
- Stone, K., M. Bhat, R. Bhatta y A. Mathews. 2008. Factors influencing community participation in mangroves restoration: a contingent valuation analysis. *Ocean y Coastal Management* 51:476-484.
- Turner, B., R. Kasperson, P. Matson, J. McCarthy, R. Corell, L. Christensen, N. Eckley, J. Kasperson, A. Luers, M. Martello, C. Polsky, A. Pulsipher y A. Schiller. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100 (14): 8074-8079.
- Vargas, C. A. 2011. Caracterización florística y fitogeográfica del sector sur de la Serranía de Perijá y áreas adyacentes de la cordillera Oriental colombiana. Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de Magister en Ciencias Biológicas. Línea de Investigación Biodiversidad y Conservación. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Instituto de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Colombia. 219 pp.
- Ventana System. 2007. Guía del usuario Vensim. En Línea: http://www.dinamica-de-sistemas.com/vensim/vensim_4.pdf [última consulta: junio de 2014].
- Wenger, E. 1998. Communities of practice: learning, meaning, and identity. Cambridge University Press, Cambridge, UK. 318 pp.

Anexo 1. Especies registradas en la caracterización del complejo cenagoso Juncal – Baquero (Gamarra – Cesar). **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

Familia / Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat					
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR
ACANTHACEAE								
<i>Teliostachya</i> sp. 1	M. Córdoba, 7768						x	
ALISMATACEAE								
<i>Echinodorus paniculatus</i> Micheli	M. Córdoba, 7771				x			
AMARANTHACEA								
<i>Amaranthus dubius</i> Mart. Ex Thell.	M. Córdoba, 7701	Bleo					x	
ANACARDIACEAE								
<i>Anacardium excelsum</i> (Kunth) Skeels	Observado	Caracolí					x	
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	M. Córdoba, 7682	Gusanero			x		x	
ANNONACEAE								
<i>Annona jahnii</i> Saff.	M. Córdoba, 7659	Guanabanito					x	
APOCYNACEAE								
<i>Mandevilla</i> sp. 1	M, Córdoba, 7838				x			
<i>Mateleia</i> sp. 1	M. Córdoba. 7754	Pescadito					x	
<i>Mesechites</i> sp. 1	M. Córdoba, 7781				x			
<i>Rauvolfia</i> sp. 1	M. Córdoba, 7704	Coralito						
<i>Telminostelma foetidum</i> (Cav.) Fontella & E.A. Schwarz	M. Córdoba, 7748				x		x	
ARACEAE								
<i>Pistia stratiotes</i> L.	M. Córdoba, 7749	Oreja de mula	x					

Cont. **Anexo 1.** Especies registradas en la caracterización del complejo cenagoso Juncal – Baquero (Gamarra – Cesar). **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

Familia / Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat					
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR
ARECACEAE								
<i>Bactris guineensis</i> (L.) H.E. Moore	Observado	Uva e` lata		x				
ASTERACEAE								
<i>Asteraceae</i> sp. 1	M. Córdoba, 7739				x			
<i>Ambrosia peruviana</i> Willd.	M. Córdoba, 7719	Artemisa, Altamisa				x		
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	M. Córdoba, 7960		x		x			
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	M. Córdoba, 7774						x	
BIGNONIACEAE								
<i>Handroanthus chrysanthus</i> (Jacq.) S. O. Grose	M. Córdoba, 7694	Cañaguat					x	
<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) A. DC.	M. Córdoba, 7791	Roble		x				
BORAGINACEAE								
<i>Cordia bicolor</i> A. DC.	M. Córdoba, 7662	Asauco					x	
<i>Heliotropium indicum</i> L.	M. Córdoba, 7678	Rabo alacrán			x	x		
<i>Heliotropium procumbens</i> Mill.	M. Córdoba, 7700				x	x		
BROMELIACEAE								
<i>Tillandsia flexuosa</i> Sw.	M. Córdoba, 7718			x				
CACTACEAE								
<i>Acanthocereus tetragonus</i> (L.) Hummelinck.	M. Córdoba, 7845	Pitaya					x	
CAPPARACEAE								
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl.	M. Córdoba, 7686	Laurel		x			x	
<i>Crateva tapia</i> L.	M. Córdoba, 7670	Naranjuelo		x				
CHRYSOBALANACEAE								
<i>Licania arborea</i> Seem.	M. Córdoba, 8032	Icaco de borde					x	
CLEOMACEAE								
<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	M. Córdoba, 7728	Barba e' civo			x			
COMBRETACEAE								
<i>Combretum fruticosum</i> (Loefl.) Stuntz	M. Córdoba, 7752	Bejuco blanco					x	
COMMELINACEAE								
<i>Commelina erecta</i> L.	M. Córdoba, 7673	Suelda con suelda					x	
CONVOLVULACEAE								
<i>Merremia</i> sp. 1	M. Córdoba, 7688	Bejuco de pita			x			
CUCURBITACEAE								
<i>Luffa cylindrica</i> (L.) Roem.	M. Córdoba, 7724	Esponjilla					x	
<i>Momordica charantia</i> L.	Observado	Balsamina					x	

Cont. **Anexo 1.** Especies registradas en la caracterización del complejo cenagoso Juncal – Baquero (Gamarra – Cesar). **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

Familia / Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat						
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR	
<i>Rytidostylis carthaginensis</i> (Jacq.) Kuntze	M. Córdoba, 7711	Esponjilla						x	
CYPERACEAE									
<i>Cyperaceae</i> sp. 1	M. Córdoba, 7863				x				
<i>Cyperaceae</i> sp. 2	M. Córdoba, 7863				x				
<i>Cyperus</i> sp. 1	M. Córdoba, 7869				x				
<i>Cyperus</i> sp. 2	M. Córdoba, 7875				x				
<i>Cyperus</i> sp. 3	M. Córdoba, 7738				x				
<i>Kyllinga pumila</i> Michx.	M. Córdoba, 7864				x	x			
EUPHORBIACEAE									
<i>Caperonia castaneifolia</i> (L.) A. St.-Hil.	M. Córdoba, 7751						x		
<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	M. Córdoba, 7939				x		x		
<i>Jatropha gossypifolia</i> L.	M. Córdoba, 7660	Túa - Túa						x	
<i>Cnidioscolus urens</i> (L.) Arthur.		Pringamoza					x		
<i>Sapium aff. glandulosum</i> (L.) Morong	M. Córdoba, 7832							x	
FABACEAE									
<i>Albizia guachapele</i> (Kunth) Dugand	M. Córdoba, 7794	Iguo amarillo			x				
<i>Albizia saman</i> (Jacq.) Merr.	M. Córdoba, 7793	Saman			x				
<i>Caesalpinia coriaria</i> (Jacq.) Willd.	M. Córdoba, 7669	Dividivi negro					x		
<i>Chamaecrista</i> sp. 1					x				
<i>Coursetia caribaea</i> (Jacq.) Lavin.	M. Córdoba, 7840						x		
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	M. Córdoba, 7859				x				
<i>Dalbergia aff. intermedia</i> A. M. de Car	M. Córdoba, 7693	Buche de gallina					x		
<i>Inga vera</i> Willd.	M. Córdoba, 7667	Guamo mico					x	x	
Indeterminada sp 1.	M. Córdoba, 7671						x		
Indeterminada sp 2.	M. Córdoba, 7692						x		
<i>Machaerium arboreum</i> (Jacq.) Vogel	M. Córdoba, 7698	Sangregado					x		
<i>Mimosa pigra</i> L.	M. Córdoba, 7680	Zarza							
<i>Mimosa pudica</i> L.	M. Córdoba, 7778				x				
<i>Neptunia oleracea</i> Lour.	M. Córdoba, 7759	Tripa de bavilla			x				
<i>Pithecellobium hymenaeifolium</i> (H.B.W.) Benth.	M. Córdoba, 7703	Payande			x				
<i>Pithecellobium lanceolatum</i> (Willd.) Benth.	M. Córdoba, 7760	Pinta canilla			x				
<i>Platymiscium aff. darienense</i> Dwyer	M. Córdoba, 7702	Trébol						x	

Cont. **Anexo 1.** Especies registradas en la caracterización del complejo cenagoso Juncal – Baquero (Gamarra – Cesar). **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

Familia / Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat					
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR
<i>Senna</i> sp. 1	M. Córdoba, 7665	Bicho hembra					x	
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin y Barneby	M. Córdoba, 7706	Bicho macho					x	
<i>Senna reticulata</i> (Willd.) H.S. Irwin y Barneby	M. Córdoba, 7712	Majaguillo					x	
JUNCACEAE								
<i>Juncus aff. breviculmis</i> Balselv	M. Córdoba, 7762	Junco					x	
LAMIACEAE								
<i>Hyptis brevipes</i> Poit.	M. Córdoba, 7684	Mastranto					x	
LAURACEAE								
<i>Cassytha filiformis</i> L.	M. Córdoba, 7755					x		
LECYTHIDACEAE								
<i>Gustavia longifolia</i> Poepp. ex O. Berg	M. Córdoba, 7941							x
<i>Lecythis minor</i> Jacq.	M. Córdoba, 7708	Ollita e' mono						x
LINDERNIACEAE								
<i>Lindernia crustacea</i> (L.) F. Muell.	M. Córdoba, 7866				x			
LOGANIACEAE								
<i>Spigelia anthelmia</i> L.	M. Córdoba, 7780					x		
LYTHRACEAE								
<i>Cuphea aff. Carthagenensis</i> (Jacq.) J. F. Macbr.	M. Córdoba, 7666				x		x	
MALVACEAE								
<i>Ceiba aff. insignis</i> Gibbis y semir.	M. Córdoba, 7829							x
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	M. Córdoba, 8000	Ceiba bruja		x				x
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	M. Córdoba, 7764	Guasimo					x	
<i>Melochia</i> sp. 1	M. Córdoba, 7805	Escobo			x			
<i>Sterculia apetala</i> (Jacq.) Karst.	M. Córdoba, 7715	Piñon					x	
MARANTACEAE								
<i>Thalia geniculata</i> L.	M. Córdoba, 7743	Bijagüillo	x					
MARSILEACEAE								
<i>Marsilea minuta</i> L.	M. Córdoba, 7744	Trebol	x					
MELIACEAE								
<i>Cedrela odorata</i> L.	M. Córdoba, 7995	Cedro						x
MORACEAE								
<i>Ficus trigona</i> L.f.	M. Córdoba, 7740	Suan						x
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud.	M. Córdoba, 7746	Mora		x				
MYRTACEAE								
<i>Psidium guajava</i> L.	Observado			x			x	

Cont. **Anexo 1.** Especies registradas en la caracterización del complejo cenagoso Juncal – Baquero (Gamarra – Cesar). **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

Familia / Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat						
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR	
<i>Psidium aff. acutangulum</i> DC.	M. Córdoba, 7683	Arrayan						x	
ONAGRACEAE									
<i>Ludwigia</i> sp. 1	M. Córdoba, 7948					x			
<i>Ludwigia helminthorrhiza</i> (Mart.) Hara	M. Córdoba, 7742	Arrocillo	x		x				
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	M. Córdoba, 7677	Hierba e' chavarry pequeña			x	x		x	
PHYLLANTHACEAE									
<i>Phyllanthus elisiae</i> Urb.	M. Córdoba, 7979	Pimiento		x				x	
<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. Thonn.	M. Córdoba, 7779	Tripa de pollo			x				
PIPERACEAE									
<i>Peperomia pellucida</i> (L.) Kunth	M. Córdoba, 7675	Hierba de vidrio						x	
<i>Piper</i> sp. 1	M. Córdoba, 7833							x	
POACEAE									
<i>Poaceae</i> sp. 1	M. Córdoba, 7720					x			
<i>Poaceae</i> sp. 2	M. Córdoba, 7729					x			
<i>Poaceae</i> sp. 3	M. Córdoba, 7736					x			
<i>Poaceae</i> sp. 4	M. Córdoba, 7765					x			
<i>Poaceae</i> sp. 5	M. Córdoba, 7766					x			
POLYGALACEAE									
<i>Polygala</i> sp. 1	M. Córdoba, 7769							x	
<i>Coccoloba acuminata</i> Kunth	M. Córdoba, 7685	Melcocho						x	
<i>Coccoloba aff. caracasana</i> Meissn.	M. Córdoba, 7716	Melcocho						x	
<i>Persicaria acuminata</i> (Kunth) M.Gómez.	M. Córdoba, 7797	Tabaquillo				x			
PONTEDERIACEAE									
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	M. Córdoba, 7707	Taruya o Tapón					x		
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	M. Córdoba, 7741	Taruya					x		
PORTULACACEAE									
<i>Portulaca oleracea</i> L.	M. Córdoba, 8014	Verdolaga				x			
PTERIDACEAE									
<i>Ceratopteris pteridioides</i> (Hook.) Hieron.	M. Córdoba, 7756		x						
RUBIACEAE									
<i>Borreria</i> sp. 1	M. Córdoba, 7858					x			
Indeterminada sp 3.	M. Córdoba, 7992							x	
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC	M. Córdoba, 7696	Espuela de gallo						x	
SALVINIACEAE									
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	M. Córdoba, 8004	Oreja de ratón	x						

Anexo 2. Especies registradas en la caracterización de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander) y en las ciénagas de Juncal- Baquero Gamarra-Cesar. **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

FAMILIA/Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat					
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR
ANACARDIACEAE								
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	M. Córdoba, 7898	Fresno			x			
ANNONACEAE								
<i>Annona muricata</i> L.	M. Córdoba, 7988	Guanabano de monte					x	
<i>Guatteria</i> sp. 1	M. Córdoba, 7914	Malagueto					x	
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	M. Córdoba, 7877	Pepa e' burro					x	
APOCYNACEAE								
<i>Tabernaemontana</i> sp. 1	M. Córdoba, 7964	Lechoso					x	
ARACEAE								
<i>Anthurium</i> aff. <i>fendleri</i> Schott	M. Córdoba, 8023	Anturio					x	
ASTERACEAE								
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	M. Córdoba, 7730		x		x			
Indeterminada sp. 1	M. Córdoba, 7739				x			
Indeterminada sp 2	M. Córdoba, 7721				x			
BIGNONIACEAE								
<i>Crescentia cujete</i> L.	M. Córdoba, 7966	Totumo cimarrón				x		
Indeterminada sp. 1	M. Córdoba, 7681				x			
<i>Dolichandra unguis-cati</i> (L.) L. G Lohmann	M. Córdoba, 7970	Bejuco murciélagos					x	
BIXACEAE								
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng	M. Córdoba, 7946	Bototo					x	
CANNABACEAE								
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	M. Córdoba, 7838	Barraco					x	
CHRYSOBALANACEAE								
<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	M. Córdoba, 8006	Icaco					x	
<i>Hirtella americana</i> L.	M. Córdoba, 7891	Garrapato					x	
COSTACEAE								
<i>Costus</i> sp. 1	M. Córdoba, 7945	Caña agria					x	
CYPERACEAE								
<i>Cyperus</i> sp. 1	M. Córdoba, 7869				x			
<i>Cyperus compressus</i> Jacq.	M. Córdoba, 7875				x			
<i>Eleocharis</i> sp. 1	M. Córdoba, 7998		x			x		
<i>Kyllinga pumila</i> Michx.	M. Córdoba, 7864				x	x		
<i>Rhynchospora</i> sp 1.	M. Córdoba, 7936				x			
DICHAPETALACEAE								
<i>Dichapetalum spruceanum</i> Baill.	M. Córdoba, 7909						x	

Cont. **Anexo 2.** Especies registradas en la caracterización de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander) y en las ciénagas de Juncal- Baquero Gamarra-Cesar. **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

FAMILIA/Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat					
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR
DILLENIACEAE								
<i>Davilla kunthii</i> A.St.-Hil.	M. Córdoba, 7883	Bejuco candela					x	
<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl	M. Córdoba, 7889						x	
ERYTHROXYLACEAE								
<i>Erythroxylum</i> aff. <i>havanense</i> Jacq.	M. Córdoba, 7975	Coca silvestre					x	
EUPHORBIACEAE								
<i>Alchornea castaneifolia</i> (Willd.) A. Juss.	M. Córdoba, 7973	Mangle de agua dulce				x	x	
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	M. Córdoba, 7915						x	
<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton	M. Córdoba, 7939				x	x		
<i>Croton</i> sp. 1	M. Córdoba, 7861				x			
<i>Croton hirtus</i> L'Hér	observado				x			
<i>Hura crepitans</i> L.	M. Córdoba, 7987	Ceiba amarilla				x	x	
<i>Mabea</i> cf. <i>montana</i> Müll. Arg	M. Córdoba, 8047	Leche e' perra					x	
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	M. Córdoba, 7899						x	
FABACEAE								
<i>Albizia guachapele</i> (Kunth) Dugand	M. Córdoba, 7794	Iguamarillo					x	
<i>Brownea</i> aff. <i>ariza</i> Benth	M. Córdoba, 8039	Arizá, Palo de cruz					x	
<i>Centrosema</i> sp 1.	M. Córdoba, 8008						x	
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	M. Córdoba, 7859				x			
<i>Erythrina fusca</i> Lour.	M. Córdoba, 7981	Cantagallo				x	x	
<i>Inga vera</i> Willd.	M. Córdoba, 7667	Guamo mico					x	
<i>Machaerium capote</i> Dugand	M. Córdoba, 8022						x	
<i>Machaerium</i> aff. <i>glabratum</i> Pittie	M. Córdoba, 7984	Bejuco uña e' gallina					x	
<i>Mimosa pudica</i> L.	M. Córdoba, 7778	Tripa de bavilla			x			
<i>Senna bacillaris</i> (L. f.) H.S. Irwin y Barneby	M. Córdoba, 7920						x	
<i>Zornia diphylla</i> Sm.	M. Córdoba, 7860				x			
GENTIANACEAE								
<i>Chelonanthus alatus</i> (Aubl.) Maas	M. Córdoba, 7876				x			
GESNERIACEAE								
<i>Codonanthe crassifolia</i> (H. Focke) C.V. Morton	M. Córdoba, 8027	Cuartillo					x	
GNETACEAE								
<i>Gnetum leyboldii</i> Tul.	M. Córdoba, 8019						x	
HELICONIACEAE								
<i>Heliconia</i> sp. 2	M. Córdoba, 7962	Bijao lengua de vaca					1	

Cont. **Anexo 2.** Especies registradas en la caracterización de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander) y en las ciénagas de Juncal- Baquero Gamarra-Cesar. **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

FAMILIA/Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat					
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR
HYPERICACEAE								
<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana y Planch.	M. Córdoba, 7886	Manchador					x	
LAURACEAE								
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	M. Córdoba, 7880	Laurel					x	
LINDERNACEAE								
<i>Lindernia</i> sp. 1	M. Córdoba, 7862				x			
<i>Lindernia crustacea</i> (L.) F. Muell.	M. Córdoba, 7866				x			
LORANTHACEAE								
<i>Oryctanthus</i> sp. 1	M. Córdoba, 8035						x	
<i>Oryctanthus</i> sp. 2	M. Córdoba, 7902	Jucacomay					x	
<i>Phthirusa</i> sp. 1	M. Córdoba, 7930	Pajarito					x	
<i>Psittacanthus</i> sp. 1	M. Córdoba, 7911	Paja caney					x	
<i>Struthanthus</i> sp. 1	M. Córdoba, 8037						x	
MALPIGHIACEAE								
<i>Banisteriopsis</i> sp.1	M. Córdoba, 8025						x	
MALVACEAE								
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn .	M. Córdoba, 8000	Ceiba bruja		x			x	
<i>Malva alceifolia</i> Jacq.	M. Córdoba, 7959						x	
<i>Pachira quinata</i> (Jacq.) W.S. Alverson	M. Córdoba, 8001	Ceiba tolua					x	
MELASTOMATACEAE								
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	M. Córdoba, 7926	Guayabo e' pava					x	
<i>Clidemia rubra</i> (Aubl.) Mart.	M. Córdoba, 7890	Mortiño					x	
<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D. Don	M. Córdoba, 7893						x	
<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	M. Córdoba, 7892						x	
MELIACEAE								
<i>Trichilia</i> aff. <i>pallida</i> Sw.	M. Córdoba, 8026						x	
MORACEAE								
<i>Artocarpus altilis</i> (Parkinson) Fosberg.	M. Córdoba, 7985	Árbol del pan					x	
<i>Ficus</i> sp. 1	M. Córdoba, 7996	Copay						
MYRTACEAE								
<i>Calypttranthes</i> aff. <i>bipennis</i> Poepp. Ex Berg.	M. Córdoba, 7907	Guayabito					x	
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	M. Córdoba, 7918	Arrayán					x	
NYMPHAEACEAE								
<i>Nymphaea</i> aff. <i>lotus</i> (L.) Willd.	M. Córdoba, 8049			x				

Cont. **Anexo 2.** Especies registradas en la caracterización de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander) y en las ciénagas de Juncal- Baquero Gamarra-Cesar. **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

FAMILIA/Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat						
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR	
<i>Nymphaea novogranatensis</i> Wiersema	M. Córdoba, 8033	Hojita de ranita	x						
OCHNACEAE									
<i>Ouratea</i> sp. 1	M. Córdoba, 7906	Teta de vaca						x	
ONAGRACEAE									
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	M. Córdoba, 7677	Hierba e' chavarry pequeña			x	x		x	
PHYLLANTHACEAE									
<i>Phyllanthus elsiae</i> Urb.	M. Córdoba, 7979	Pimiento		x				x	
PIPERACEAE									
<i>Piper</i> sp. 2	M. Córdoba, 7927	Rodilla de viejo						x	
POACEAE									
<i>Brachiaria</i> sp. 1	M. Córdoba, 7772				x				
<i>Poaceae</i> sp. 6	M. Córdoba, 7784				x				
<i>Poaceae</i> sp. 7	M. Córdoba, 7802				x				
<i>Poaceae</i> sp. 8	M. Córdoba, 8040				x				
<i>Digitaria compacta</i> (Roth ex Roem. & Schult.) Veldkamp	M. Córdoba, 7814	Gramalote					x		
POLYGALACEAE									
<i>Polygala</i> sp. 1	M. Córdoba, 7769						x		
POLYGONACEAE									
<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	M. Córdoba, 7710	Tabaquillo						x	
PORTULACACEAE									
<i>Portulaca oleracea</i> L.	M. Córdoba, 8014	Verdolaga			x				
PRIMULACEAE									
<i>Ardisia</i> aff. <i>weberbaueri</i> Mez	M. Córdoba, 7969							x	
RUBIACEA									
<i>Amaioua corymbosa</i> Kunth	M. Córdoba, 7895							x	
<i>Borreria</i> sp. 1	M. Córdoba, 7858				x				
<i>Genipa americana</i> L.	M. Córdoba, 7975	Jagua						x	
<i>Isertia haenkeana</i> DC.	M. Córdoba, 7925							x	
<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Schult.	M. Córdoba, 7910						x		
<i>Psychotria</i> sp. 1	M. Córdoba, 7992							x	
SALICACEAE									
<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	M. Córdoba, 7968	Limoncillo				x		x	
<i>Casearia commersoniana</i> Camb.	M. Córdoba, 7897	Oreja e' venado					x	x	
SAPINDACEAE									
<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	M. Córdoba, 7717	Mamón						x	

Cont. **Anexo 2.** Especies registradas en la caracterización de la ciénaga El Llanito (Barrancabermeja, Santander) y en las ciénagas de Juncal- Baquero Gamarra-Cesar. **E:** espejo de agua. **BS:** Bosque secundario. **P:** Pastizales. **P-BC:** Playones y borde de ciénaga. **R-M:** Rastrojos o matorrales. **VR:** Vegetación riparia.

FAMILIA/Especie	N. Colección	Nombre común	Hábitat					
			E	BS	P	P-BC	R-M	VR
SCHIZAEACEAE								
<i>Lygodium venustum</i> Sw.	M. Córdoba, 7903						x	
SELAGINELLACEAE								
<i>Selaginella</i> sp. 1	M. Córdoba, 7888						x	
SIPARUNACEAE								
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl	M. Córdoba, 7881	Cafeto					x	
SMILACACEAE								
<i>Smilax spinosa</i> Mill.	M. Córdoba, 7882	Bejuco de clavo					x	
URTICACEAE								
<i>Cecropia peltata</i> L.	M. Córdoba, 7983	Guarumo					x x	
VERBENACEAE								
<i>Lantana camara</i> L.	M. Córdoba, 7929	Venturosa					x	
VITACEAE								
<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson y C.E. Jarvis	M. Córdoba, 7664	Hiedra					x	

Natasha V. Garzón
Fundación ALMA
cavendishia@gmail.com

Mireya P. Córdoba
Fundación ALMA
mpcordobas@gmail.com

Juan C. Gutiérrez
Fundación ALMA
elcarlosjuan@yahoo.com

Construcción participativa de estrategias de restauración ecológica en humedales del Magdalena Medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial

Cítese como: Garzón, N. V., M. P. Córdoba y J. C. Gutiérrez. 2014. Construcción participativa de estrategias de restauración ecológica en humedales del Magdalena Medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 58-86.

Recibido: 2 de septiembre de 2014
Aprobado: 24 de abril de 2015

Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape

Dispersión de semillas por murciélagos a través de cuatro estados sucesionales de un paisaje subandino

Mauricio Aguilar-Garavito, Luis Miguel Renjifo & Jairo Pérez-Torres

Abstract

The mutual relationships between bats and vegetation, in addition to the individual benefits, are significant contributors to the tropical forest regeneration through seed dispersal. As the bats eat the fruits of pioneer plants they provide secondary succession dispersing the ingested seeds into the forest as well as in the degraded areas. This study compared the structure and composition of the fruit bats and the seeds dispersed in different successional habitats (mature forest, secondary growth with seven years of regeneration, secondary growth with one year of regeneration and pasture) in the Forest Reserve Bremen-La Popa (Filandia-Quindío, Colombia). Mist nets were used to capture the bats and samples of their feces were also obtained. Abundance, richness and equity of the fruit bats and the seeds dispersed were higher in those habitats with older regeneration. The bats *Artibeus lituratus* and *Sturnira lilium* were more abundant in the pasture and in the early successional stages of one and seven years. The seeds most dispersed by bats were *Cecropia telealba*, *Solanum undullata*, *Solanum aphydendron* and *Solanum acerifolium*.

Key words. Frugivorous bats. Forest regeneration. Pioneer species. Secondary succession. Colombia.

Resumen

La relación mutualista entre murciélago-vegetación, además de los beneficios individuales, contribuye de manera importante a la regeneración de los bosques tropicales a través de la dispersión de semillas. Los murciélagos al consumir los frutos de plantas pioneras facilitan la sucesión secundaria, dispersando las semillas que ingieren tanto en bosques como en áreas degradadas. En este estudio se comparó la estructura y composición del conjunto de murciélagos frugívoros y las semillas que dispersaron en hábitats con diferente estado sucesional (bosque maduro, crecimiento secundario con siete años de regeneración, crecimiento secundario con un año de regeneración y pastizal) en la Reserva Forestal Bremen-La Popa (Filandia, Quindío). Se utilizaron redes de niebla para la captura de los murciélagos y se obtuvo muestras de materia fecal. La abundancia, riqueza y equidad del conjunto de murciélagos frugívoros y de las semillas que dispersaron fue superior en los hábitats con mayor edad de regeneración. *Artibeus lituratus* y *Sturnira lilium* fueron los murciélagos más abundantes en pastizales y en los estados sucesionales tempranos de uno y siete años. Las semillas más dispersadas por los murciélagos fueron de *Cecropia telealba*, *Solanum undullata*, *S. aphydendron* y *S. acerifolium*.

Palabras clave. Murciélagos frugívoros. Regeneración de bosques. Especies pioneras. Sucesión secundaria. Colombia.

Introduction

The destruction of tropical forests for logging and the establishment of productive systems has resulted in the destruction or degradation of many tropical ecosystems. Degraded tropical landscapes are expanding in area as forests are converted to pastures or plantations and then abandoned (Brown & Lugo 1994, Etter & van Wyngaarden 2000). Human disturbance in these areas often depletes the biotic and abiotic resources needed for natural regeneration (Da Silva *et al.* 1996), generates local changes in microclimatic conditions, causes the total or partial loss of soil and seed banks, decreases the recruitment of seedlings and the detriment of species diversity and population size, and becomes an important barrier to the natural regeneration of the forests (White & Pickett 1985, Aide & Cavellier 1994, Holl 1999, Wijdeven & Kuzee 2000, Cubiña & Aide 2001). In northern South America, ecosystem degradation has been concentrated in the Andean region, mainly affecting the subandean forest regions located between 1500 and 2500 meters above sea level (Etter & Villa 2000, Rengifo 2001, Pérez-Torres & Cortés-Delgado 2009). At present the landscape in this region is composed of a mosaic: pastures, crops, severely degraded areas, seminatural shrublands and a few forest relicts of different ages and degrees of conservation (Etter & van Wyngaarden 2000, Etter *et al.* 2006).

Natural forest regeneration on these human-disturbed-lands is often slow because the resources necessary for succession are depleted and because of constant anthropic disturbance (Howe & Smallwood 1982, Wunderle 1997). In such landscapes, forest succession may be dependent on the arrival of the seed rain generated by the wind and a number of fruit-eating animals (Shupp & Fuentes 1995, Dalling *et al.* 1998). As such, seed dispersal mechanisms are key to the regeneration and reestablishment of vegetation and contribute to succession of disturbed areas (Duncan & Chapman 1999, Zimmerman *et al.* 2000).

Many trees and shrubs in the tropics have adaptations that favor animal dispersal of their seeds, particularly by birds and bats (Howe & Smallwood 1982, Gorchov *et al.* 1993, Wunderle 1997, Cubiña & Aide 2001).

Moreover, in many tropical regions frugivorous bats and birds are the predominant dispersers of pioneer species, playing an important role in their early establishment (Vieira *et al.* 1994, Da Silva *et al.* 1996, Willig *et al.* 2007, Melo *et al.* 2009).

Frugivorous bats are effective and biologically diverse seed dispersers both within and outside tropical forests (Galindo-González *et al.* 2000, Lobova *et al.* 2009). This service is favored by specific biological and ecological characteristics of bats, including their ability to fly, travel across large distances, foraging over a wide range of habitats and sites in a single night, the rapid passage of seeds through their gut and their diet that includes the fruits of pioneer and advanced successional species (Fleming 1988, Charles-Dominique & Cockle 2001, Estrada & Coates-Estrada 2002, Bernard & Fenton 2003, Lovoba *et al.* 2009, Vleut *et al.* 2015). Moreover, the passage of seeds through the bat intestine often improves their probability of germination, whereas consumption of the fruit pulp reduces the incidence of seed mortality from opportunistic fungi (Wunderle 1997, Galindo-González 1998, Naranjo *et al.* 2003, Lovoba *et al.* 2009, de Carvalho-Ricardo *et al.* 2014). Thus, fruit consumption and seed dispersal by bats are influential in the reproductive success of the consumed plants and the natural regeneration of degraded tropical forests (Medellín & Gaona 1999, Galindo-González *et al.* 2000, Charles-Dominique & Cockle 2001, Ingle 2003, Willig *et al.* 2007, Melo *et al.* 2009, Lovoba *et al.* 2009, Vleut *et al.* 2015).

Habitat degradation often alters the composition of fruit bat communities usually resulting in an increase in the prevalence of generalist bats and a reduction or disappearance of specialist species (Fenton *et al.* 1992, Cosson *et al.* 1999, Melo *et al.* 2009). Another effect is the decrease in seed dispersal in disturbed areas (Chapman *et al.* 2003, Lopez & Vaughan 2004).

To address the issue of bat-mediated restoration of degraded ecosystems it is necessary to estimate how the ensemble of these species interacts with pioneer plants and how these relationships impact on plant succession. Although bats are clearly important

seed dispersal agents in tropical regions (Galindo-González *et al.* 2000, Medellín *et al.* 2000, Estrada & Coates-Estrada 2002, Willig *et al.* 2007, Melo *et al.* 2009) their impact on forest restoration in transformed habitats, in habitats undergoing regeneration is unclear. The purpose of this study was to characterize the ensemble of fruit bat species and the seeds that they disperse across four successional stages of a subandean landscape, ranging from mature forest to pasture land.

Methods

Study area

Our study took place in the Bremen-La Popa Forest Reserve (BLPFR), and the recently established corridors between that reserve and the Barbas River Canyon in the municipality of Filandia-Quindío, Colombia (4° 40' 25. 24" N, 75° 36' 54.33 W). We selected four areas that were characteristic of distinct successional stages: mature subandean forest, secondary growth with seven years of regeneration, secondary growth with one year of regeneration and pasture within the forest reserve.

The reserve is located on the western slopes of the Central Cordillera of the Colombian Andes, between

2000 and 2200 m; the average annual temperature is 18 °C and average annual rainfall is 3144 mm with a bimodal pattern regime (CRQ 2003). This reserve is one of the largest fragments of subandean forest (747.2 ha) in the region; the landscape comprises a mosaic of vegetation of different ages and states of conservation, from mature forest remnants, riparian corridors, plantation forests, areas with natural and assisted regeneration and pastures. This landscape is the product of a long history of human exploitation, which has resulted in the deforestation of the native forest that was transformed into grazing pastures approximately 80 years ago and subsequently reforested with fast growing exotic species (*Pinus patula* and *Cupressus lusitanica*) (Rengifo 1999).

Areas of secondary growth were old pine plantations that were harvested from seven years to six months ago. The areas of secondary growth with seven years of regeneration had high scrub with discontinuous shrub canopy that did not exceed 5 m in height, that lacked a clearly defined stratification and that had some adult trees present. The areas of secondary growth of one year had open scrub with shrub and grassland and some areas of bare soil. These last ones were located in the newly established corridors linking Bremen and the forest in the Barbas River Canyon.

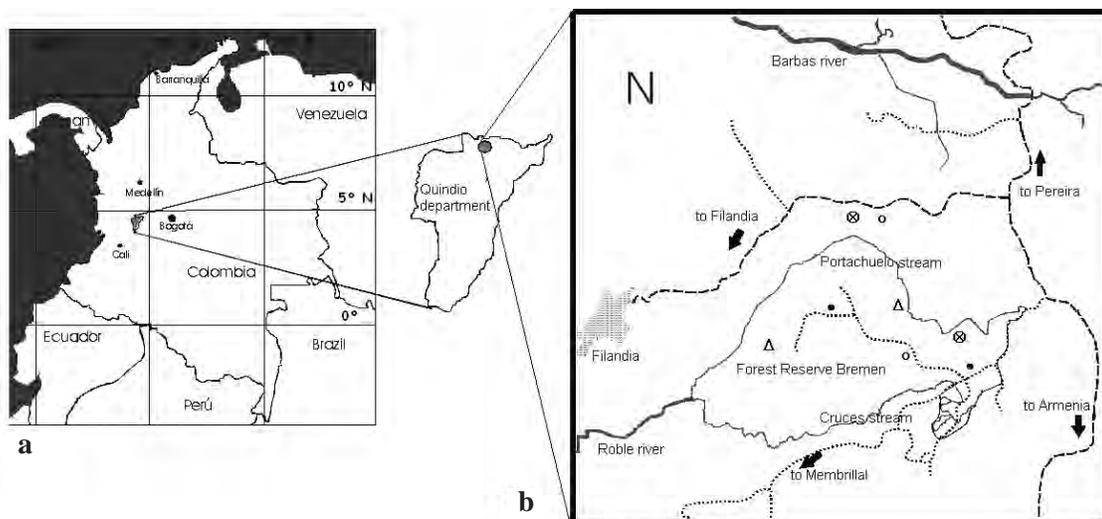


Figure 1. a) Location of Quindío Department within Colombia. b) Location of study area within Quindío. Sampling sites are represented by triangles (mature forest), black circles (seven years old secondary growth), circles with X (one year old secondary growth) and white circles (pastures).

Bat captures

Bats were sampled between August 2004 and February 2005 during a period that included one dry and one rainy season. Each successional stage was sampled at two different sites each night (88 nights for all study and 22 by each successional stage) using five mist nets 6 X 2.5 m placed at ground level, which were open from 18.00 hrs and checked every hour until 24.00 hrs. Captured frugivorous bats were measured and identified using field guides and taxonomic keys (Medellín *et al.* 1997, Muñoz 2001). A reference collection of 10 individuals was deposited in the mammal collection of the Research Institute of Biological Resources Alexander von Humboldt, Bogota, Colombia (specimen numbers IAvH-M 7880 to 7889).

Seed collection

Seeds were collected from bat feces. Under each mist net we installed a plastic sheet (6 X 1.2 m) in order to collect feces that fell to the ground while the bats were entangled in the net; bats were subsequently removed and stored in individual cloth bags. After forty minutes, which is the average intestinal transit time of the seeds in the bat gut, these bats were released and fecal samples were collected from each of the cloth bags (Stashko & Dinerstein 1988, Galindo-González *et al.* 2000).

In the laboratory, each fecal sample was dissected in a Petri dish with distilled water. Seeds were collected for each sample and the morphotypes were identified and compared with a reference collection prepared in advance on previous field collections of botanical samples with fruit from plants known to employ bat-mediated dispersal of seeds (Stashko & Dinerstein 1988). We also used seed and fruits catalogs of Niembro (1989), Ríos *et al.* (2004) and Lobova *et al.* (2009) for seed identification.

Data Analysis

Tampling efficiency was evaluated by mean of a species accumulation curve using the software EstimateS 7.0 (Colwell 1997) and the species richness estimators ACE and Chao1 were calculated (Moreno & Halffter 2002).

The richness and abundance of all fruit bats and the seeds dispersed by them in each of the successional stages were compared using one-way analysis of variance (ANOVA). Species richness and abundance of individuals was transformed by the square root ($\sqrt{n + 0.5}$) to correct deviations from normality. Significant analyses of variance (significance level of 0.05) were followed by a Tukey test (HSD). Variables that could not be normalized by transformation or those with non-homogeneous variances were subjected to Kruskal-Wallis test. All statistical procedures were performed using Statistix, version 6.0 (Analytical Software 1996).

The diversity of fruit bats and seed species in fecal samples was calculated using the Shannon index (H'). Species affinity was estimated using the Jaccard similarity coefficient and single-linkage dendrograms of similarity (Moreno & Halffter 2000, Moreno 2001).

To evaluate the importance of each frugivorous bat species as seed-dispersers in each successional stage, we calculated the dispersion index ($DII = (s \times B) / 1000$) (Galindo-González *et al.* 2000). This index evaluates the percentage of seeds in a fecal sample of each bat species (s) and the relative abundance of the captured bat species (B). Samples with a least one seed were considered as one event; samples with two seed species were considered as two, and so on. Dispersal index values range from zero to ten, where zero represents no seeds found in feces of a particular species and ten represents a unique bat species that disperses all seeds of a particular plant (Galindo-González *et al.* 2000).

Results

Composition of fruit bat assemblage

Composition of fruit bat assemblage.- A total of 389 bats were caught. These animals represented two families, six genera and eleven species (Table 1) with a total capture effort of 1484 mist net hours and a capture success of 0.26 individuals/mist net hour. Fruit bats accounted for 95.4% of the total captures and comprised nine species of the Phyllostomidae

Table 1. Total captures for each bat species according to successional stage. Guilds: Ai = aerial insectivores. Fg = foliage gleaners. Nf = nomad frugivorous. Sf = sedentary frugivorous.

Bat species	Guilds	Successional stage								Total
		Mature Forest		Seven years old secondary growth		One year old secondary growth		Pasture		
		n	% captures	n	% captures	n	% captures	n	% captures	
<i>Artibeus jamaicensis</i>	Nf	12	8.6	5	4.5	13	11	0	0	30
<i>Artibeus lituratus</i>	Nf	12	8.6	36	32.1	46	39	17	89.5	111
<i>Carollia brevicauda</i>	Sf	32	22.9	12	10.7	0	0	0	0	44
<i>Enchisthenes hartii</i>	Nf	7	5	9	8	1	0.8	0	0	17
<i>Glossophaga longirostris</i>	Fg	12	8.6	0	0	0	0	0	0	12
<i>Myotis oxyotus</i>	Ai	4	2.9	0	0	0	0	2	10.5	6
<i>Platyrrhinus dorsalis</i>	Nf	7	5	2	1.8	0	0	0	0	9
<i>Sturnira bogotensis</i>	Sf	5	3.6	0	0	0	0	0	0	5
<i>Sturnira bidens</i>	Sf	7	5	2	1.8	0	0	0	0	9
<i>Sturnira lilium</i>	Sf	31	22.1	39	34.8	58	49.2	0	0	128
<i>Sturnira ludovici</i>	Sf	11	7.9	7	6.3	0	0	0	0	18
Total		140	100	112	100	118	100	19	100	389

family. Among fruit bats, four species accounted for 84.4% of the captures: *Sturnira lilium* (34.5%), *Artibeus lituratus* (29.9%), *Carollia brevicauda* (11.9%) and *Artibeus jamaicensis* (8.1%). Nectar feeding bats represented 3.1% of total captures, while insectivorous species accounted for 1.5%. Nomad fruit bats (Linares 1998, Soriano 2000) constituted 38.6% of the captures, whereas sedentary fruit bat species comprised 56.8% of captures.

Species accumulation curves reached an asymptote in all successional stages indicating that the sampling program resulted in a representative number of the bat species present in each landscape (Figures 2 and 3).

Bat richness differed significantly between successional stages (ANOVA, $F = 28.64$, $df = 3$, $P < 0.05$). Bat richness in the mature forest (5.5 ± 1.84) and in the area of seven-year secondary growth (4.0 ± 1.63) was significantly greater than the richness in the one-year secondary growth (2.4 ± 0.84), that in turn was significantly richer in bat species than pasture land (0.6 ± 0.84). Similarly, we observed significant differences between the species richness of these two successional stages.

Bat diversity, as indicated by H' values, showed a tendency to increase with succession stage, reflecting a high value in mature forests (forest one 2.1; forest two 1.98), followed by the seven-year secondary successional growth area (area one 1.64; area two 1.58), one-year secondary successional growth area (area one 0.99; area two 0.78) and finally the pasture (pasture one 0.34; pasture two 0); however, this trend was not significant.

Similarity in the composition of fruit bats in the sampled successional stages, indicated by the Jaccard similarity coefficient (I_j), revealed clear associations between bat assemblages in mature forest and secondary successional growths of one and seven years (Figure 4a).

Fruit bat abundances

Fruit bats were significantly more abundant in mature forest as measured by the average number of individuals captured per night (or cumulative number of individuals captured (13.9 ± 8.2), in the seven-year secondary growth (11.2 ± 8.91), and in one-year secondary growth (11.9 ± 8.39) than in pastures (1.9 ± 2.73) (ANOVA, $F = 8.58$, $df = 3$, $P < 0.05$).

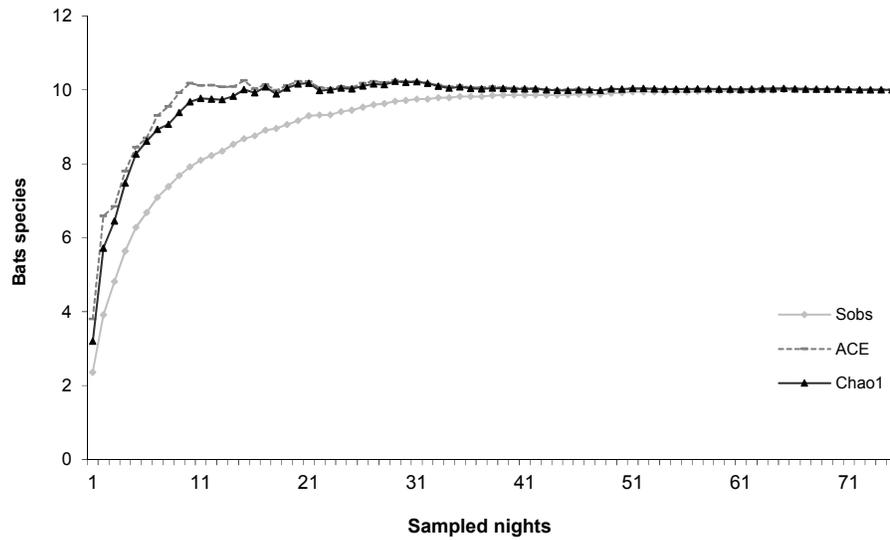


Figure 2. Bat species accumulation curve and sampling effort for all successional stages. Sobs: Observed species. ACE: number of estimated species, based in abundance and sample effort. Chao1: based in the number of rare species.

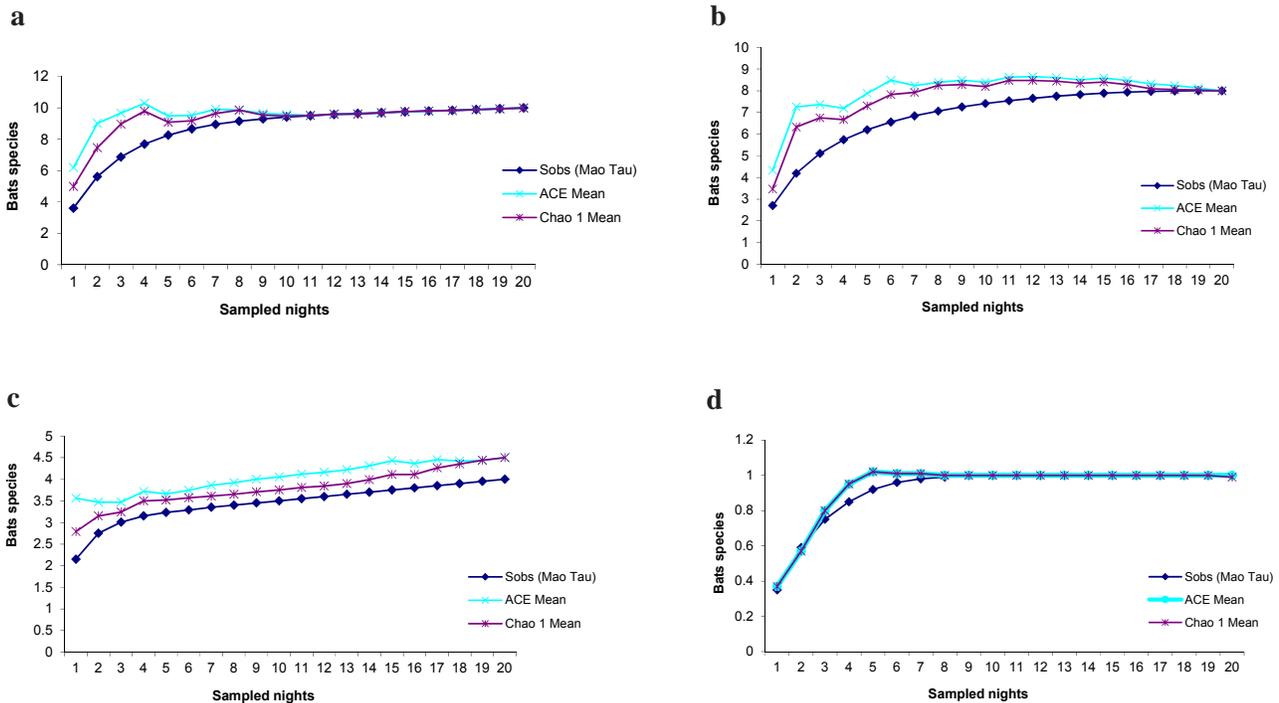


Figure 3. Bat species accumulation curve and sample effort by successional stage. Sobs (Mao Tau): Observed species. ACE: number of estimated species, based in abundance and sample effort. Chao1: based in the number of rare species. a) Mature forest. b) Secondary growth with seven years of regeneration. c) Secondary growth with one year of regeneration. d) Pastures.

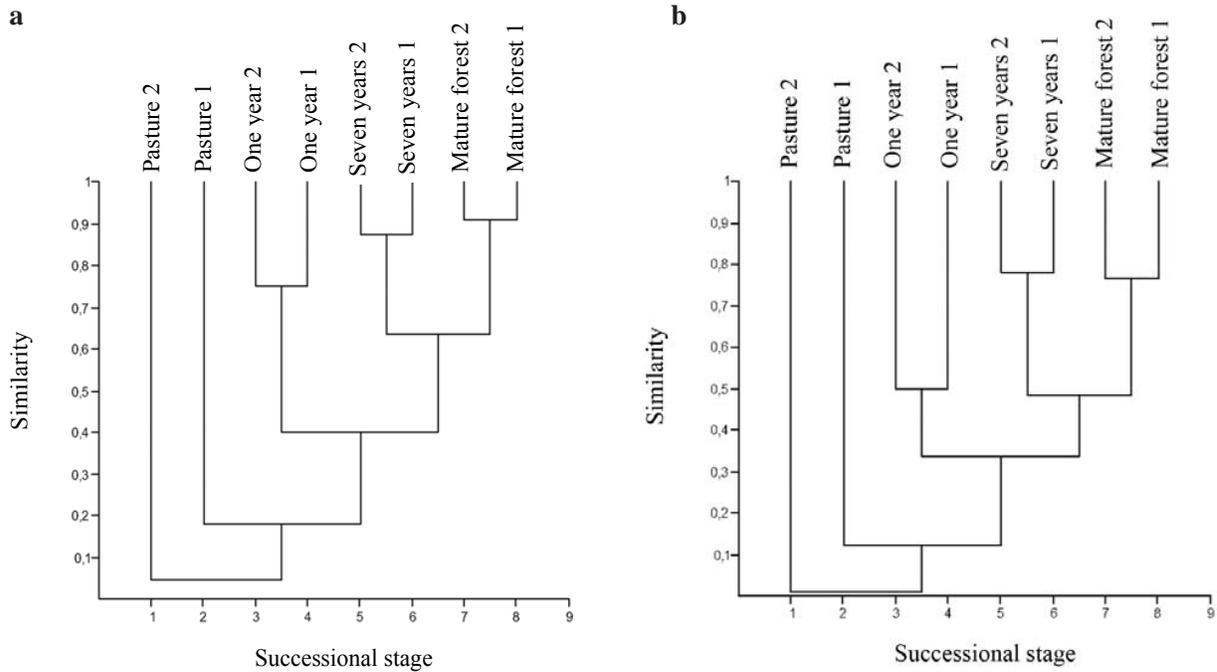


Figure 4. Cluster analysis of study areas based on: a) bat species similarity and b) seed species similarity.

Of the nine species of fruit bats caught, three of them (*A. lituratus*, *P. dorsalis* and *S. bidens*) showed no statistically significant differences in abundance between successional stages (Table 2), the remaining six species showed significant differences in relative abundance between successional stages (ANOVA, $P < 0.05$). The remaining six species showed significant differences in relative abundance between successional stages as shown below.

The most abundant species in the landscape were *S. lilium* and *A. lituratus*. The former species was not captured in pastures, and its abundance decreased from young secondary growth to mature forest. The latter species was the only one captured in pastures and its abundance did not vary significantly between successional stages.

Carollia brevicauda and *S. ludovici* were most abundant in mature forest and in the seven-year secondary growth area, but were absent in the pasture and in the one-year secondary growth area. The abundances of *E. hartii* in the mature forest and in the seven-year secondary growth area were significantly higher than the abundances of this species in the one-

year secondary growth or pastures. The abundance of *E. hartii* and *A. jamaicensis* decreased as the structural complexity of vegetation diminished. Finally, *S. bogotensis* was only captured in mature forest.

Seeds dispersed by bats

A total of 353 bat fecal samples with seeds were processed resulting in a total of 362 seed records which contained individuals from 18 plant species belonging to eleven different families (Table 3). Only nine fecal samples (2.5%) contained two or more species of plants. Piperaceae and Solanaceae were the most diverse families with four species each (22.2% of occurrence, presence-absence), Araceae, was represented by two species (11.1%), and Urticaceae, Clusiaceae, Moraceae, Myrtaceae, and Arcaceae were only represented by one species each (5.6%); there were also three unidentified families, each with one species (5.6%). The most common species in the fecal samples was *Cecropia telealba* (40.6% of fecal samples) followed by *Solanum undullata* (12%) and *S. aphyodendron* (11.3%). Seeds of *C. telealba* were found in fecal samples collected in all successional stages.

Table 2. Frugivorous bat abundance at each successional stage. Mean number of captures per night by mist net (mean \pm standard deviation) *Kruskall-Wallis F and P values.

Bats species	Mature forest	Seven years	One year	Pastures	df	F*	P*
<i>Artibeus jamaicensis</i>	0,11 \pm 0,12	0,05 \pm 0,12	0,12 \pm 0,15	0	3	4,4	0,0102
<i>Artibeus lituratus</i>	0,11 \pm 0,16	0,33 \pm 0,30	0,44 \pm 0,40	0,15 \pm 0,23	3	2,23	0,1011
<i>Carollia brevicauda</i>	0,30 \pm 0,28	0,12 \pm 0,09	0	0	3	31,91	<0.0001
<i>Enchisthenes hartii</i>	0,07 \pm 0,10	0,08 \pm 0,09	0,01 \pm 0,04	0	3	4,4	0,0097
<i>Platyrrhinus dorsalis</i>	0,08 \pm 0,25	0,02 \pm 0,04	0	0	3	1,27	0,3
<i>Sturnira lilium</i>	0,29 \pm 0,20	0,35 \pm 0,40	0,54 \pm 0,62	0	3	10,29	<0.0001
<i>Sturnira ludovici</i>	0,10 \pm 0,17	0,07 \pm 0,07	0	0	3	6,09	0,0018
<i>Sturnira bogotensis</i>	0,05 \pm 0,06	0	0	0	3	5,98	0,002
<i>Sturnira bidens</i>	0,06 \pm 0,11	0,02 \pm 0,04	0	0	3	2,26	0,0978

Species richness and relative abundance of seeds dispersed among successional stages

The richness of seeds dispersed in forest (5.9 ± 2.72), in seven-year secondary growth sites (5.3 ± 2.67) and in one-year secondary growth sites (4.1 ± 2.92) were significantly higher than richness of seeds dispersed in pastures (0.70 ± 0.94) (ANOVA, $F = 14.39$, $df = 3$, $P < 0.05$). Moreover, the abundance of seeds dispersed in forest (12.6 ± 7.76), in seven-year secondary growth (10.4 ± 8.26) and in one-year secondary growth sites (11.4 ± 8.80) were significantly higher than for seeds dispersed in the pastures (1.80 ± 2.74) (ANOVA, $F = 8.09$, $df = 3$, $P < 0.05$).

The diversity of plant species dispersed by bats followed the same pattern of diversity of bats, with a higher value for the mature forest (forest one 2.14 bat diversity index, forest two 2.41 bat diversity index), followed by seven-year secondary growth (area one 1.81 bat diversity index, area two 1.71 bat diversity index), one-year secondary growth (area one 1.21 bat diversity index, area two 1.5 bat diversity index) and finally pasture (pasture one 0 bat diversity index, pasture two 0 bat diversity index).

Similarity among study sites

Grouping of study sites based on dispersed seed similarity followed the exact same pattern as that of

bat similarity, with each successional stage forming a distinct group. The mature forest clusters with the secondary growth of seven years site and these then groups with the one year site. Pastures were not pooled because no bats were captured at one site (Figure 4b).

Abundance of seeds dispersed by successional stage

Of the 18 species of seeds eaten by fruit bats, seven species did not differ in abundance between habitats: *Cecropia telealba* (Urticaceae), *Psidium guajava* (Myrtaceae), *Aiphanes lindeniana* (Arecaceae), *Piper* sp.1, *Piper* sp.2 (Piperaceae), morphospecies 1 and morphospecies 2 (Table 3). By contrast, eleven species showed significant differences in their abundance between successional stages; *Anthurium sanguineum* (Araceae), *Anthurium* sp., *Vismia guianensis* (Clusiaceae), *Ficus andicola* (Moraceae), *Piper aduncum*, *P. crassinervium* (Piperaceae) *Solanum acerifolium*, *S. aphyodendron*, *S. undullata*, *S. ovalifolium* (Solanaceae) and morphospecies 3 (Table 4). *Cecropia telealba* was dispersed in all successional stages, although in lower abundance in the pasture.

Table 3. Number of fecal samples with seeds for each plant species in each successional stage. Successional category: Pioneer species (P) and late succession species (S).

Family of plant	Plant species	Life form	Successional stage												
			Mature Forest			Seven years old secondary growth			One year old secondary growth			Pasture			
			Samples with seeds	%	Samples with seeds	%	Samples with seeds	%	Samples with seeds	%	Samples with seeds	%	Samples with seeds	%	Total
Araceae (S)	<i>Anthurium sanguineum</i>	Herb	5	4.0	6	5.7	0	0	0	0	0	0	0	0	11
	<i>Anthurium</i> sp.	Herb	6	4.8	4	3.8	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Urticaceae (P)	<i>Cecropia telealba</i>	Tree	44	34.9	34	32.4	54	46.6	15	100	147				
Clusiaceae (S)	<i>Vismia guianensis</i>	Tree	7	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	
Moraceae (S)	<i>Ficus andicola</i>	Tree	8	6.3	3	2.9	0	0	0	0	0	0	0	11	
Myrtaceae (S)	<i>Psidium guajava</i>	Tree	0	0.0	0	0	1	0.9	0	0	0	0	0	1	
Arecaceae (S)	<i>Aiphanes lindeniana</i>	Palm tree	1	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
	<i>Piper aduncum</i>	Shrub	4	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	
Piperaceae (P)	<i>Piper crassinervium</i>	Shrub	8	6.3	15	13.2	0	0	0	0	0	0	0	23	
	<i>Piper</i> sp. 1	Shrub	3	2.4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
	<i>Piper</i> sp. 2	Shrub	5	4.0	0	0	2	1.7	0	0	0	0	0	7	
Solanaceae (P)	<i>Solanum acerifolium</i>	Shrub	6	4.8	1	1.0	23	19.8	0	0	0	0	0	30	
	<i>Solanum aphyodendron</i>	Shrub	8	6.3	26	24.8	7	6.0	0	0	0	0	0	41	
	<i>Solanum ovalifolium</i>	Shrub	4	3.2	0	0	2	1.7	0	0	0	0	0	6	
	<i>Solanum undulata</i>	Shrub	5	4.0	14	13.3	26	22.4	0	0	0	0	0	45	
Undetermined	Morphospecies 1	-	3	2.4	0	0	1	0.9	0	0	0	0	0	4	
	Morphospecies 2	-	2	1.6	2	1.9	0	0	0	0	0	0	0	4	
	Morphospecies 3	-	7	5.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	
Total			126	100	105	100	116	100	15	100	116	100	15	100	362

Table 4. Seed species dispersed by bats in each successional stage. The data shows the occurrence means of plants species per night for mist net (mean \pm standard deviation) with values F and P of Kruskal-Wallis non parametric analysis.

Plants species	Mature forest	Seven years	One year	Pastures	df	F	P
<i>Anthurium sanguineum</i>	0.05 \pm 0.05	0.06 \pm 0.08	0	0	3	4.87	0.006
<i>Anthurium</i> sp.	0.06 \pm 0.08	0.04 \pm 0.07	0	0	3	3.37	0.029
<i>Cecropia telealba</i>	0.42 \pm 0.35	0.32 \pm 0.44	0.51 \pm 0.40	0.14 \pm 0.15	3	2.59	0.068
<i>Vismia guianensis</i>	0.07 \pm 0.08	0	0	0	3	8.92	<0.0001
<i>Ficus andicola</i>	0.07 \pm 0.12	0.03 \pm 0.06	0	0	3	3.34	0.030
<i>Psidium guajava</i>	0	0	0.01 \pm 0.04	0	3	1.00	0.404
<i>Aiphanes lindeniana</i>	0.01 \pm 0.03	0	0	0	3	1.00	0.404
<i>Piper aduncum</i>	0.04 \pm 0.05	0	0	0	3	5.98	0.002
<i>Piper crassinervium</i>	0.07 \pm 0.14	0.14 \pm 0.30	0	0	3	3.93	0.016
<i>Piper</i> sp. 1	0.03 \pm 0.06	0	0	0	3	2.25	0.099
<i>Piper</i> sp. 2	0.05 \pm 0.08	0	0.02 \pm 0.04	0	3	2.24	0.101
<i>Solanum acerifolium</i>	0.05 \pm 0.06	0.01 \pm 0.03	0.22 \pm 0.24	0	3	8.56	0.0002
<i>Solanum aphydendron</i>	0.08 \pm 0.10	0.24 \pm 0.16	0.06 \pm 0.11	0	3	11.52	<0.0001
<i>Solanum ovalifolium</i>	0.04 \pm 0.05	0	0.02 \pm 0.04	0	3	3.14	0.037
<i>Solanum undullata</i>	0.05 \pm 0.05	0.13 \pm 0.11	0.24 \pm 0.25	0	3	10.8	<0.0001
Morfospecie 1	0.03 \pm 0.05	0.02 \pm 0.06	0.01 \pm 0.03	0	3	1.39	0.261
Morfospecie 2	0.02 \pm 0.04	0	0	0	3	2.25	0.099
Morfospecie 3	0.06 \pm 0.14	0	0	0	3	3.85	0.017

Dispersion index (DII)

Sturnira lilium was the most important seed disperser for the entire study area (DII = 1.21), followed by *A. lituratus* (DII = 0.84) and *C. brevicauda* (DII = 0.14). *C. brevicauda* was the most important disperser in the mature forest (DII = 0.66), followed by *S. lilium* (DII = 0.62) and *A. jamaicensis* (DII = 0.09). *S. lilium* presented the highest DII value in the seven-year secondary growth sites (DII = 1.16). Other important species of bats based on their seed dispersal in this successional stage were *A. lituratus* (DII = 1.07) and *C. brevicauda* (DII = 0.11). *Sturnira lilium* was the most important disperser in the one-year secondary growth sites (DII = 2.59) followed by *A. lituratus* (DII = 1.38). *Artibeus lituratus* was the only species

captured in the pasture, therefore this species was the most important as a dispersing agent (Annex 1).

Discussion

In this study, fruit bats assemblages showed significant differences in their structure and composition depending on the successional stages. Bat assemblages increased in complexity as succession progressed. These differences occur because habitats with greater structural development offer more niches for bats (Kalko 1998, Law *et al.* 1999, Clarke *et al.* 2005, Vleut *et al.* 2015). Similarly, the structure and composition of flora are important factors in shaping the structure fruit bat assemblages (Rex *et al.* 2008, Estrada-Villegas *et*

al. 2007, Vleut *et al.* 2015). In addition, the richness of dispersed seeds increases with complexity of bat assemblages, probably because bats are involved in a greater proportion of ecological interaction in areas with an increased diversity of fruit resources - (Laurence & Bierregard 1997, Duncan & Chapman 1999, Chapman *et al.* 2003, Lopez & Vaughan 2004, Klem *et al.* 2008, Vleut *et al.* 2015).

The nomad fruit bats were the first to use the pasture and the one and seven year regeneration areas as foraging habitats. In contrast, sedentary fruit bats were common in the mature forest and sometimes foraged in the habitats with seven-year regeneration. However, in the mature forest it is common to find nomad and sedentary bat populations in similar proportions, possibly because the mature forest and the advanced secondary growth areas offer greater amounts of resources for foraging fruit bats (Kalko 1998, Clarke *et al.* 2005, Castro-Luna *et al.* 2007, Willig *et al.* 2007, Melo *et al.* 2009, Estrada-Villegas *et al.* 2010), as opposed to the other two habitats where the bats captured were exclusively generalist species (Fenton *et al.* 1992, Cosson *et al.* 1999).

Sturnira lilium was the most important disperser (Annex 1), which likely reflects the wide variety of plant species it consumed (12 species). *Artibeus lituratus* was equally important because it was the second species with the highest DII value in this study and across different successional stages. As such, *S. lilium* and *A. lituratus* appear to represent the most important species in aiding the establishment and regeneration of vegetation during the initial stages of succession.

The results of this study are in line with those of other authors that reported lower levels of seed dispersal in less complex habitats (Medellín & Gaona 1999, Cubiñá & Aide 2001, Estrada-Villegas *et al.* 2007, 2010, Vleut *et al.* 2015). Differences in the richness of the dispersed seeds in each successional stage were consistent with the results obtained for the fruit bats assemblages given that both variables tend to assume greater complexity as the abundance and richness of the vegetation increases. This may occur because

vegetation structure influences the activity of seed dispersers and because the richness and abundance of zoochorous seeds depends on the abundance and richness of zoochorous plants at each location (Barbosa & Pizo 2006). Indeed, the mature forest had a higher proportion of dispersed seeds compared to less vegetationally-complex sites. We found that bats dispersed seeds of two herbaceous species, eight shrub species, and three palm trees in the mature forest sites. In the seven-year secondary growth sites seeds belonging to two herbaceous species, five shrubs and two trees were bat-dispersed, whereas at the one-year secondary growth sites, five species of shrubs and two trees were dispersed by bats. In pasture sites, bats were implicated in the dispersal of only tree species (Table 3). It was clear that *C. telealba* was the plant species with the highest degree of bat-mediated dispersal across all successional stages. Given the broad distribution of this food source in the study area, all bats captured (with the exception of *S. bidens*) included it in their diets.

This study supports the idea that bats play a key role as primary seed dispersers in areas that have been cleared of forest. For this reason, maintaining a healthy fruit bat population is crucial to natural forest regeneration in the tropics. Future restoration ecology experiments should examine the effect of planting chiropterochoric species in pastures and in areas undergoing early succession to evaluate the impact of fruit bat assemblages on the rate of regenerational processes. In this respect, we predict that planting of *C. telealba*, *F. aduncum*, *S. acerifolium*, *S. aphyodendron*, *S. undulata* and *P. crassinervium* in this region is likely to promote forest regeneration and favor greater diversity in fruit bat populations. These plant species and bats can facilitate the progression of secondary forest sites toward later successional stages.

Acknowledgments

We thank the Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, for partial funding (Paisajes Rurales beca. 12/04), the Corporación Autónoma Regional del Quindío,

for research permits and access to Bremen Forest Reserve, to W. Vargas for help in determining seeds, D. Patiño and X. Zuluaga for assistance in field and laboratory work. To J. Daniel J. and T. Williams for editing the manuscript.

Bibliography

- Aide, T. M. & J. Cavelier. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2: 219-229.
- Analytical software. 1996. Statistix for windows, version 1.0. Analytical Software, Tallahassee, Florida, USA.
- Barbosa, K. C. & M. A. Pizo. 2006. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. *Restoration Ecology* 14: 504-515.
- Bernard, E. & M. B. Fenton. 2003. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. *Biotropica* 35: 262-277.
- Brown, S. & A. E. Lugo. 1994. Rehabilitation of tropical forest lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology* 2: 97-111.
- Castro-Luna, A. A., V. J. Sousa y G. Castillo-Campos. 2007. Bat diversity and abundance associated with the degree of secondary succession in a tropical forest mosaic in south-eastern Mexico. *Animal Conservation* 10: 219-228.
- Chapman, C. A., L. J. Chapman, K. Vulinec, A. Zanne & M. J. Lawes. 2003. Fragmentation and alteration of seed dispersal processes: an initial evaluation of dune beetles, seed fate and seedling diversity. *Biotropica* 35: 382-393.
- Charles-Dominique, P. & A. Cockle. 2001. Frugivory and seed dispersal by bats. Pp. 207-215. *In*: Bongor, F., P. Charles-Dominique, P.-M. Forget and M. Théy (Eds), *Nouragues: dynamics and plant-animal interactions in a neotropical rainforest*. Kluwer Academia Publishers, Boston, USA.
- Clarke, F. M., L. V. Rostant & P. A. Racey. 2005. Life after logging: post recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology* 42: 409-420.
- Colwell, R. K. 1997. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from simples. Version 7.0. Department of ecology and evolutionary biology. University of Connecticut. New York, USA.
- Corporación Autónoma Regional del Quindío (CRQ). 2003. Boletín meteorológico 2002. Corporación Autónoma Regional del Quindío. Armenia, Quindío. 126 pp.
- Cosson, J. F., J. M. Pons & D. Masson. 1999. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15: 515-534.
- Cubiña, A. & M. Aide. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33: 260-267.
- Dalling, J. W., S. P. Hubell & K. Silvera. 1998. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. *Journal of Ecology* 86: 674-689.
- Da Silva, J. M., C. Uhl & G. Murray. 1996. Plant successions, landscape management and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* 10: 491-503.
- Duncan, S. R. & C. A. Chapman. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agricultural in tropical Africa. *Ecological Applications* 9 (3): 988-1008.
- Estrada, A. & R. Coates-Estrada. 2002. Bats in continuous forests?, forest fragments and in a agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation* 103: 237-245.
- Estrada-Villegas, S., J. Pérez-Torres & P. R. Stevenson. 2007. Dispersión de semillas por murciélagos en un borde de bosque montano. *Ecotrópicos* 20: 1-14.
- Estrada-Villegas, S., J. Pérez-Torres & P. R. Stevenson. 2010. Ensamblaje de murciélagos en un bosque subandino colombiano y análisis sobre la dieta de algunas especies. *Mastozoología Neotropical* 17: 31-41.
- Etter, A. & W. van Wyngaarden. 2000. Patterns of landscape transformations in Colombia, with emphasis in the Andean region. *Ambio* 29: 432-439.
- Etter, A. y A. Villa. 2000. Andean forest and farming systems in part of the Easter Cordillera (Colombia). *Mountain Research and Development* 20: 236-245.
- Etter, A., C. Mc Alpine, D. Pullar & H. Possingham. 2006. Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: driver, patterns and rates. *Journal of Environmental Management* 79: 74-87.
- Fenton, M. B., L. Acharya, D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Merriman, M. K. Obirist & D. M. Syme. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica* 24: 440-446.
- Fleming, T. H. 1988. The short-tailed fruit bat: a study in plant-animal interactions. University of Chicago Press, Chicago, USA. 365 pp.
- Galindo-González, J. 1998. Dispersión de semillas por murciélagos: su importancia en la conservación y regeneración del bosque tropical. *Acta Zoológica Mexicana* 73: 57-74.

- Galindo-González, J. S. Guevara & V. Sosa. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14: 1693-1702.
- Gorchov, D. L., F. Cornejo, C. Ascorra & M. Jaramillo. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetation* 107/108: 339-349.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31: 229-242.
- Howe, H. F. & J. Smallwood. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.
- Ingle, N. R. 2003. Seed dispersal by wind, birds and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia* 134: 251-261.
- Kalko, E. K. V. 1998. Organisation and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology* 101: 281-297.
- Kelm, D. H., K. R. Wiesner & O. von Helversen. 2008. Effects of artificial roosts for frugivorous bats on seed dispersal in a neotropical forest pasture mosaic. *Conservation Biology* 22: 733-741.
- Laurence, W. F. & R. O. Bierregaard. 1997. Introduction. Edge effects in forest fragments. Pp. 29-31. *In*: Laurence W. F. & R. O. Bierregaard. Tropical forest remnants. Ecology, management and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press. Chicago. EU.
- Law, B. S., J. Anderson y M. Chidel. 1999. Bat communities in a fragmented forest landscape on the south-west slopes of New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 88: 333-345.
- Linares, O. J. 1998. Mamíferos de Venezuela. Sociedad Conservacionista Audubon de Venezuela. Caracas, Venezuela. 691 pp.
- Lobova, T. A., C.K. Geiselman & S.A. Mori. 2009. Seed dispersal by bats in the neotropics. The New York Botanical Garden Press. 471 pp.
- López, J. E. & C. Vaughan. 2004. Observations on the role of frugivorous bats as seed dispersers in Costa Rican secondary humid forests. *Acta Chiropterologica* 6: 111-119.
- Medellín, R., E. Equihua & M. A. Amin. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforest. *Conservation Biology* 14: 1966-1975.
- Medellín, R., H. Arita & O. Sánchez. 1997. Identificación de los murciélagos de México. Asociación mexicana de mastozoología. México D.F., México. 83 pp.
- Medellín, R. & O. Gaona. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica* 31: 478-485.
- Melo, F. P., B. Rodríguez-Herrera, R. L. Chazdon, R. A. Medellín & G. G. Ceballos. 2009. Small tend-roosting bats promote dispersal of large-seeded plants in a neotropical forest. *Biotropica* 41: 737-743.
- Moreno, C. E. 2001. Manual de métodos para medir diversidad. 86 pp.
- Moreno, C. E. & G. Halffter. 2002. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.
- Muñoz, J. 2001. Los murciélagos de Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia. 391 pp.
- Naranjo, M., C. Rengifo & P. Soriano. 2003. Effect of ingestion by bats and birds on seed germination of *Stenocereus griseus* and *Subpilocereus repandus* (Cactaceae). *Journal of Tropical Ecology* 19: 19-25.
- Niembro, A. 1989. Semillas de las plantas leñosas, morfología comparada. Editorial Limusa, S. A. México D. F., México. 224pp.
- Pérez-Torres, J. & N. Cortés-Delgado. 2009. Murciélagos de la reserva natural La Montaña del Ocaso (Quindío, Colombia). *Chiroptera Neotropical* 15: 456-460.
- Renjifo, L. M. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13: 1124-1139.
- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11: 14-31.
- Rex, K., D. H. Klem, K. Wiesner, T. Kunz & C. C. Voigt. 2008. Species richness and structure of three neotropical bat assemblages. *Biological Journal of the Linnean Society* 94: 617-629.
- Ríos, M., P. Giraldo & D. Correa. 2004. Guía de frutos y semillas de la cuenca media del río Otún. Fundación Eco andina, WCS-Colombia. Santiago de Cali, Colombia. 248 pp.
- Schupp, E. W. & M. Fuentes. 1995. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology. *Ecoscience* 2: 267-275.
- Soriano, P. J. 2000. Functional structure of bat communities in tropical rainforests and Andean cloud forests. *Ecotrópicos* 13 (1): 1-20.
- Stashko, E. & E. Dinerstein. 1988. Methods of estimating fruit availability to frugivorous bats. Pp. 221-231. *In*: Kunz T. (Ed.). Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats.
- Vieira, I. C. G., C. Uhl & D. C. Nepstad. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a "succession

- facilitator” in an abandoned pasture. Paragominas, Amazonia. *Vegetatio* 115: 91-99.
- White, P. S. & S. T. A. Pickett. 1985. Natural disturbance and path dynamics: an introduction. Pp. 3-13. *In*: Pickett S. T. A. & White, P. S. (Eds.). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando.
- Wijdeven, S. M., & M. E. Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8: 414-424.
- Willig, M. R., S. J. Presley, C. P. Bloch, C. L. Hice, S. P. Yanoviak, M. M. Díaz, L. Arias C., V. Pacheco & S. C. Weaver. 2007. Phyllostomid bats of lowland Amazonia: Effects of habitat alteration on abundance. *Biotropica* 39: 737-746.
- Wunderle, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99: 223-235.
- Zimmerman, J. K., J. B. Pascarella & T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8: 350-360.

Annex 1. Dispersion index (DII). Plants species dispersed by bats, showing seed percentage in bat fecal samples taken from: mature forest (feces with seeds; n=126), secondary growth with seven years of regeneration (feces with seeds; n = 105), secondary growth with one year of regeneration (feces with seeds; n=116), pastures (feces with seeds; n=15) and for all study (feces with seeds; n = 362). a) C. br.= *Carollia brevicauda*. E. ha.= *Enchisthenes hartii*. A. ja.= *Artibeus jamaicensis*. A. li = *Artibeus lituratus*. S.bi.= *Sturnira bidens*. S. li. = *Sturnira lilium*. S. lu.= *Sturnira ludovici*. S. bo.= *Sturnira bogotensis*. P. do.= *Platyrrhinus dorsalis*. b) Importance disperser species bats index.

Plant species	Successional stage												
	Mature forest (n=126)						Seven years old secondary growth (n=105)			One year old secondary growth (n=116)			
	Bat species ^a						Bat species ^a			Bat species ^a			
	C. br.	E. ha.	A. ja.	A. li.	S. li.	S. lu.	C. br.	E. ha.	A. li.	S. li.	A. ja.	E. li.	S. li.
<i>Cecropia telealba</i>	11.11	1.59	3.97	3.17	3.97	3.97	0	2.86	26.67	0.95	6.9	31.03	7.76
<i>Vismia guianensis</i>	1.59	0.79	0.79	0	0.79	0.79	0	0	2.86	0	0	0	0
<i>Ficus andicola</i>	0	0.79	0	2.38	2.38	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piper aduncum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piper crassinervium</i>	2.38	0	0	0.79	0.79	2.38	0	0	0.95	13.33	0	0	0
<i>Piper sp. 1</i>	0	0	0	0	2.38	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piper sp. 2</i>	1.59	0	0	0	2.38	0	0	0	0	0	0	0	1.72
<i>Solanum acerifolium</i>	0.79	0	0	0	1.59	0	0	0	0	0	0	0.86	18.97
<i>Solanum aphyodendron</i>	0.79	0	2.38	0	2.38	0	4.76	3.81	0	14.29	0	0	6.03
<i>Solanum ovalifolium</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.72
<i>Solanum undulata</i>	0	0	0	0.79	1.59	1.59	0	1.9	0.95	4.76	2.59	3.45	16.38
Total %	25.4	5.56	9.52	8.73	24.6	10.32	10.48	8.57	33.33	33.33	11.21	35.34	52.59
Bat abundance	25.81	5.65	9.68	9.68	25	8.87	10.7	8	32.1	34.8	11	39	49.2
DII ^b (0-10)	0.66	0.03	0.09	0.08	0.62	0.09	0.11	0.07	1.07	1.16	0.12	1.38	2.59

Cont. Annex 1. Dispersion index (DII). Plants species dispersed by bats, showing seed percentage in bat fecal samples taken from: mature forest (feces with seeds; n=126), secondary growth with seven years of regeneration (feces with seeds; n = 105), secondary growth with one year of regeneration (feces with seeds; n=116), pastures (feces with seeds; n=15) and for all study (feces with seeds; n = 362). a) C. br.= *Carollia brevicauda*. E. ha.= *Enchisthenes hartii*. A. ja.= *Artibeus jamaicensis*. A. li = *Artibeus lituratus*. S.bi.= *Sturnira bidens*. S. li. = *Sturnira lilium*. S. lu.= *Sturnira ludovici*. S. bo.= *Sturnira bogotensis*. P. do.= *Platyrrhinus dorsalis*. b) Importance disperser species bats index.

Plant species	Successional stage										Total
	Pasture (n=15)				All successional stages (n=362)						
	Bat species ^a				Bat species ^a						
	A. li.	C. br.	E. ha.	A. ja.	A. li.	S. bi.	S. li.	S. lu.	S. bo.	P. do.	
<i>Cecropia telealba</i>	100	3.87	1.66	3.59	22.93	0	4.14	1.38	1.1	1.93	40.61
<i>Vismia guianensis</i>	0	0.55	0.28	0.28	0	0	0.28	0.28	0	0.28	1.93
<i>Ficus andicola</i>	0	0	0.28	0	1.66	0.28	0.83	0	0	0.28	3.31
<i>Piper aduncum</i>	0	1.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1.1
<i>Piper crassinervium</i>	0	0.83	0	0	0.55	0	4.14	0.83	0	0	6.35
<i>Piper sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0.83	0	0	0	0.83
<i>Piper sp. 2</i>	0	0.55	0	0	0	1.1	1.38	0	0	0	3.04
<i>Solanum acerifolium</i>	0	0.28	0	0	0.28	0	6.63	0	0	0	7.18
<i>Solanum aphyodendron</i>	0	1.66	1.1	1.38	0	1.1	6.91	0	0.28	0	12.43
<i>Solanum ovalifolium</i>	0	0	0	0	0	0.28	0.55	0	0	0	0.83
<i>Solanum undulata</i>	0	0	0.55	1.66	1.66	0	7.18	1.1	0	0	12.15
Total %	100	11.88	4.7	8.29	28.18	2.76	35.08	5.25	1.38	2.49	100
Bat abundance	100	11.86	4.58	8.09	29.92	2.43	34.5	4.85	1.35	2.43	100
DII ^b (0-10)	10	0.14	0.02	0.07	0.84	0.01	1.21	0.03	0.01	0.01	10

Mauricio Aguilar-Garavito
 Instituto de Investigación de Recursos Biológicos
 Alexander von Humboldt
 Bogotá, Colombia.
 maguilar@humboldt.org.co
 mauricioaguil@gmail.com

Luis Miguel Renjifo
 Pontificia Universidad Javeriana
 Facultad de Estudios Ambientales y Rurales
 Departamento de Ecología y Territorio
 Bogotá D.C, Colombia.
 lmrenjifo@javeriana.edu.co

Jairo Pérez-Torres
 Pontificia Universidad Javeriana
 Unidad de Ecología y Sistemática (UNESIS)
 Laboratorio de Ecología Funcional
 Bogotá D.C, Colombia
 jaiperez@javeriana.edu.co

Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape

Cítese como: Aguilar-Garavito, M., L. M. Renjifo & J. Pérez-Torres. 2014. Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 87-101.

Recibido: 16 de octubre de 2014
 Aprobado: 25 de abril de 2015

Ensayo preliminar de crecimiento de fragmentos del coral amenazado *Acropora cervicornis* en una guardería colgante y experiencia piloto de trasplante en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano

Preliminary trial on the growth of fragments of the endangered coral *Acropora cervicornis* in a hanging nursery and pilot project experience with transplantation to the Corales del Rosario and San Bernardo National Parks in Caribbean Colombia

Esteban Zarza, Ameth Vargas, Luis Londoño, Alejandro Pacheco y Diego Duque

Resumen

Entre el 10 y 13 de marzo del 2011 se realizó el montaje de una guardería para la propagación y crecimiento del coral cacho de venado (*Acropora cervicornis*) en cercanías de isla Tesoro (PNN Corales del Rosario y de San Bernardo, Mar Caribe, Colombia), en la cual se montaron 48 fragmentos de *A. cervicornis* que se obtuvieron de cuatro fragmentos de oportunidad. El porcentaje de supervivencia a la fase de guardería fue del 100 %, y su crecimiento fue constante en el tiempo con un comportamiento exponencial. En agosto de 2012 se trasplantaron 30 colonias individuales provenientes de la guardería con una longitud media de $21,8 \pm 9,8$ cm., las cuales fueron fijadas a sustrato coralino muerto por medio de cemento en dos áreas coralinas cercanas (zonas A y B); igualmente, en octubre de 2012 se trasplantaron dos líneas completas de la guardería con 24 colonias cada una y promedio de longitud de $43,2 \pm 12,5$ cm. A seis meses del trasplante al medio natural las colonias individuales presentaron porcentajes de supervivencia del 92,31 % en la zona A, del 82,35 % en la zona B y en el trasplante en hilera del 100 %.

Palabras clave. Restauración coralina. Guarderías de coral. Archipiélago del Rosario. Mar Caribe, Colombia.

Abstract

Between 10 and 13 March 2011 a nursery for the propagation and growth of Staghorn coral (*Acropora cervicornis*) was built in the vicinity of Tesoro Island (Corales del Rosario and San Bernardo National Natural Park, Caribbean Sea, Colombia), in which 48 fragments of *A. cervicornis* obtained from four opportunity fragments were hung up. The coral survival percentage at nursery phase was 100 %, and growth was constant over time with exponential behavior. In August 2012, 30 colonies from the coral nursery (average length of 21.8 ± 9.8 cm) were transplanted over dead coral substrate using cement in two nearby coral areas (zones A and B); also, in October 2012 two complete lines with 24 colonies each, and average length of 43.2 ± 12.5 cm were transplanted. Six months after transplantation to the natural environment, loose colonies showed survival rates of 92.31 % in zone A and 82.35 % in zone B, and row transplantation showed 100 % survival.

Key words. Coral restoration. Coral nurseries. Rosario's archipelago. Caribbean Sea. Colombia.

Introducción

En los últimos años se ha evidenciado a nivel mundial un deterioro progresivo de los arrecifes coralinos, debido a mortandades masivas de las principales especies formadoras de la estructura arrecifal (corales duros) y otras especies clave, ocasionadas tanto por causas naturales como antrópicas. Entre las causas de deterioro se encuentran el incremento en la temperatura y acidez del mar (como consecuencia del cambio climático), fenómenos meteorológicos como “El Niño”, contaminación por aguas servidas y descargas de ríos con el consecuente incremento en nutrientes, sedimentación y turbidez del agua, la sobrepesca (que trae consigo la disminución de herbívoros y la proliferación de algas), y la incidencia de algunas enfermedades epidémicas como la banda blanca, la banda amarilla y los lunares oscuros (Díaz *et al.* 2000), entre otras.

Los arrecifes coralinos están sometidos a tan altas presiones que, a no ser que el ser humano actúe ahora, se predice que más de la mitad de ellos estarán severamente degradados en el transcurso de los próximos 50 años (Wilkinson 2002). Comparado con el estado global de los arrecifes en otras partes del mundo, en el Caribe su degradación ha sido mucho mayor y más acelerada: dos de las principales especies constructoras del andamiaje de los arrecifes someros (*Acropora palmata* y *A. cervicornis*), han experimentado reducciones poblacionales de hasta 97 % en algunos sitios (p. ej. Florida Keys, Dry Tortugas, Belice, Jamaica, Puerto Rico y las U.S. Islas Vírgenes) en la mayoría de los cuales se ha observado poca recuperación después de casi 30 años, mientras que en otros han desaparecido completamente (ver Carpenter *et al.* 2008).

A una escala nacional, en las décadas de los 60 y 70, muchos arrecifes coralinos en el Caribe colombiano presentaban zonas exclusivas de especies como *Acropora palmata* y *A. cervicornis*, que se extendían por amplias áreas entre la superficie y los 15 m de profundidad. Las reducciones de estas especies a principios de la década de los 80's fueron generalizadas en el Caribe colombiano (Garzón-Ferreira y Kielman 1994); en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNN Corales) la mortandad

coralina masiva ocurrida hace 25-30 años afectó en particular las crestas arrecifales de las formaciones coralinas ubicadas al norte, así como los parches coralinos de los arrecifes en sectores protegidos al sur de las islas, constituidas principalmente por especies del género *Acropora*, debido a lo cual en la actualidad los sectores someros de los arrecifes (hasta 10 m) se encuentran ampliamente recubiertos por algas e invertebrados sésiles (Cendales *et al.* 2002).

El proceso de recuperación natural de estos ecosistemas es muy lento y difícil, especialmente en las condiciones ambientales y de estrés a los que están sometidos actualmente. Las macroalgas y esponjas incrustantes han recubierto casi todos los sectores muertos de los arrecifes, haciendo que el asentamiento de nuevas colonias de coral sea más difícil (Díaz-Pulido *et al.* 2004). Ante esta situación, la propagación y el trasplante de corales han sido propuestos como una metodología viable para acelerar el proceso de recuperación de arrecifes degradados. Con relación a esto, el género *Acropora* presenta varias características ventajosas para la realización de un proyecto de este tipo, tales como su adaptación a la fragmentación, la rápida tasa de crecimiento de algunas especies y su capacidad para la colonización de sustratos inestables (Alcalá *et al.* 1982, Bowden-Kerby 2008, Griffin *et al.* 2012).

El procedimiento para el montaje de guarderías de coral se encuentra bien documentado en la literatura científica, y son varias las experiencias que se han adelantado en el Caribe para la propagación y repoblamiento con especies del género *Acropora* (Johnson *et al.* 2011, Young *et al.* 2012); no obstante, la totalidad de estos proyectos se desarrollaron en otras localidades y, seguramente, bajo condiciones ambientales diferentes a aquellas presentes a la zona en evaluación, por lo que se desconoce su viabilidad en esta región del Caribe colombiano. Debido a lo anterior, el PNN Corales del Rosario y de San Bernardo, en el marco del proceso general de conservación de arrecifes coralinos de la Dirección Territorial Caribe de Parques Nacionales Naturales de Colombia, adelantó el montaje de una guardería piloto de *Acropora cervicornis* con el fin de evaluar el

crecimiento de los corales, así como su supervivencia a esta fase y al trasplante al medio natural, para definir si esta actividad puede ser una alternativa de repoblamiento a desarrollar a futuro con miras a la recuperación de las poblaciones de esta especie en los arrecifes del PNN Corales, y contribuir, de esta forma, a la restauración de los arrecifes coralinos de esta importante área protegida.

Material y métodos

Ubicación del área de estudio

El presente ensayo se llevó a cabo en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNN Corales), que comprende un área protegida del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Este parque presenta un área de 120.000 ha, casi en su totalidad marinas, y se encuentra ubicado en el Caribe colombiano a 45 km al suroeste de la ciudad de Cartagena de Indias y 30 km al noroccidente de la localidad de Santiago de Tolú, entre los departamentos de Bolívar y Sucre (Figura 1).

Montaje de la guardería

La guardería se instaló entre el 10 y el 13 de marzo del 2011, y se ubicó sobre fondo arenoso en la zona sur de la isla Tesoro en el archipiélago de Nuestra Señora del Rosario (Figura 1). El ensayo se llevó a cabo en una guardería colgante tipo “tendedero”, que consta de dos cuerdas verticales de polipropileno multifilamento de ½ pulgada de calibre y 5 m de longitud, sujetas al sustrato con pequeñas anclas de penetración (Duckbill) y con boyas en la parte superior para darle flotabilidad; a estas cuerdas se sujetaron cuatro líneas horizontales de nylon monofilamento de 40 lb y 4 m. de longitud, con nudos distanciados entre ellos poco menos de 20 cm para el amarre de las colonias de coral (Figura 2).

El ensayo se realizó con la especie *Acropora cervicornis* a partir de cuatro (4) fragmentos de oportunidad encontrados en el medio natural y que provenían de una misma colonia, de los cuales se obtuvieron 48 segmentos iniciales de esta especie para el montaje en la guardería en un tamaño de 28,31



Figura 1. Ubicación del PNN Corales del Rosario y de San Bernardo (el recuadro señala la posición de isla Tesoro donde se realizó el montaje de la guardería).

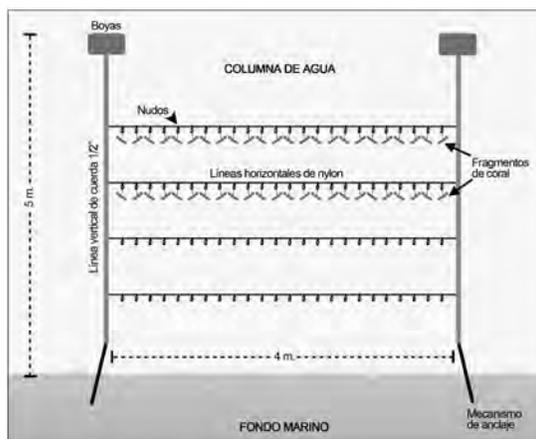


Figura 2. Representación esquemática de la guardería colgante tipo “tendedero” montada en isla Tesoro.

mm ($\pm 7,22$ mm). Toda la actividad se realizó con ayuda de equipo de buceo autónomo (Figura 3).



Figura 3. Montaje de los fragmentos en la guardería con ayuda de equipo de buceo autónomo. Foto: autores.

Actividades de limpieza y registro de datos de crecimiento

Se llevaron a cabo actividades mensuales de mantenimiento de la guardería, que consistían en retirar con ayuda de cepillos y esponjillas la acumulación de sedimento sobre la estructura y evitar, a través de la remoción manual, el sobrecrecimiento de epibiontes. Por su parte, se desarrollaron muestreos de crecimiento cada dos meses por espacio de 17 meses (período que duró la fase de guardería), y se tomó como medida de longitud el largo máximo del eje principal de crecimiento del fragmento original y se contó el número de ramificaciones en cada muestreo. Las medidas de longitud se tomaron con un calibrador plástico (0,1 mm de precisión), para fragmentos de menos de 10 cm, y con una regla convencional adherida a una tabla acrílica (± 1 mm) para fragmentos de mayor tamaño.

Los datos de incremento de la talla de los fragmentos de coral en guardería, la tasa de crecimiento temporal (estimada como el incremento en milímetros de la talla por mes) y el incremento temporal en el número de ramificaciones en el tiempo, se registraron en gráficas de regresión simple con intervalos de confianza del 95 %, en las cuales se estimó el modelo de mayor ajuste a la curva, y se obtuvo la fórmula que describe el comportamiento de las variables y el coeficiente

de determinación (r^2). Estos análisis se realizaron con ayuda del programa Statgraphics Plus 5.1.

Trasplante para el repoblamiento de los arrecifes coralinos

Se realizaron actividades de repoblamiento de los arrecifes con colonias provenientes de la guardería a través de dos métodos: a) trasplante de colonias individuales, y b) en hilera. La selección de los sitios prioritarios para el repoblamiento se realizó por observación submarina (con ayuda de equipo de buceo autónomo), en cercanía de las áreas en las cuales se obtuvieron los fragmentos y en donde aún se observaban algunas colonias vivas de la especie.

Para el trasplante individual fue requerido que las colonias en la guardería fueran cortadas debido a que su tamaño dificultaba su manipulación; de acuerdo a lo anterior se obtuvieron 30 fragmentos de cerca de 20 cm de longitud a partir de las colonias colgadas en las líneas, los cuales fueron marcados con fichas plásticas numeradas que se sujetaron por medio de cables con cobertura plástica; el resto de cada colonia fragmentada se mantuvo en la línea para su recuperación y posterior trasplante en hilera. Los fragmentos para repoblamiento fueron guardados en cajas plásticas con escotaduras para el paso del agua y trasladados subacuáticamente a los sitios designados para el repoblamiento, donde fueron adheridos a sustrato coralino muerto por medio de cemento convencional (Figura 4). Esta actividad se llevó a cabo en agosto de 2012.

El trasplante en hilera consistió en el transporte subacuático de las líneas horizontales de nylon de la guardería, con 24 colonias cada una, hacia el sitio de repoblamiento. Previo al traslado, en fondo arenoso con restos coralinos se clavaron dos líneas con cuatro varillas metálicas de $\frac{1}{2}$ pulgada y 80 cm de longitud, las cuales se enterraron hasta la mitad y a intervalos de 1 m. Cada línea con corales se sujetó a las cuatro varillas metálicas por medio de alambre recubierto de plástico, y se dejó un espacio de aproximadamente 10 cm. entre las colonias de coral y el sustrato. La actividad de trasplante en hilera se llevó a cabo en el mes de octubre de 2012, debido a que se estimó un tiempo prudente de dos meses para permitir la total

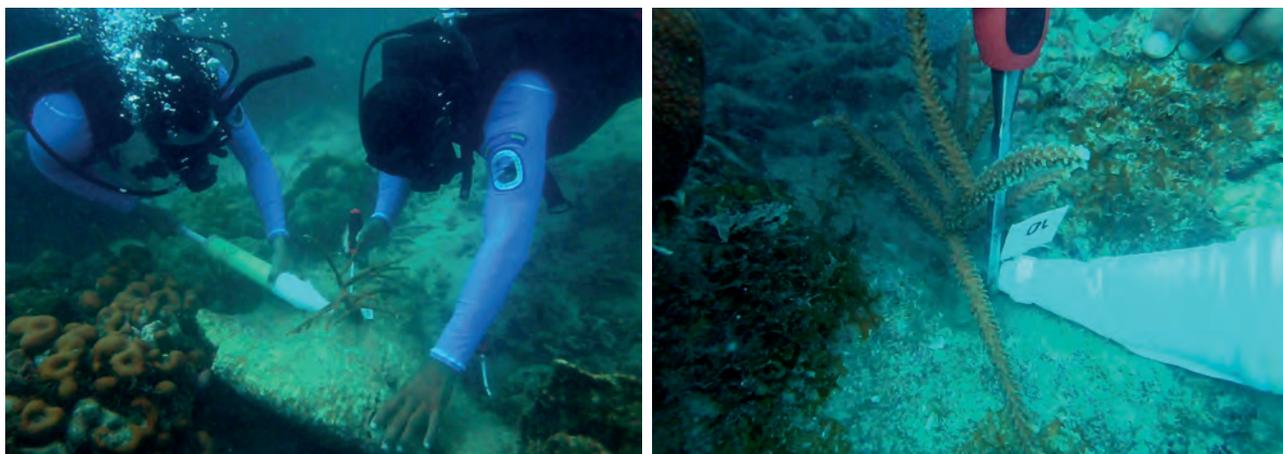


Figura 4. Fijado de colonias individuales a sustrato coralino muerto por medio de cemento. Foto: autores.

recuperación de las colonias fragmentadas para el trasplante individual.

La fragmentación de los corales para el trasplante individual significó un incremento en el número de colonias trasplantadas (78), con relación al número de fragmentos colgados originalmente en la guardería (48), ya que las colonias de las cuales se extrajeron fragmentos para trasplante individual permanecieron en las líneas para su posterior trasplante en hilera.

A todas las colonias de coral trasplantadas al medio natural se les realizó seguimiento a los tres y seis meses, en los cuales se constató la supervivencia, se registró el estado de salud general (presencia de enfermedades, blanqueamiento, depredación y/o fragmentación) y crecimiento; esta última variable se registró únicamente en colonias individuales, ya que en el trasplante en hilera los corales se fusionaron lo que no permitió diferenciar las colonias entre sí, y los extremos inferiores de la totalidad de éstas se han enterrado algunos centímetros en el sustrato, fijándose de esta forma en el fondo e imposibilitando la medida de su longitud total.

Resultados

Fase de guardería

La supervivencia de los fragmentos a la manipulación (corte, marcaje, transporte e instalación) y a las condiciones de crecimiento en guardería después de un año y cinco meses de crecimiento fue del 100 %.

En algunas ocasiones, principalmente en la época de lluvias, se evidenció un sobrecrecimiento de algas filamentosas y algunas especies de bivalvos sobre los fragmentos en la guardería, aunque en un porcentaje muy bajo del tejido vivo (menos del 5 %). Esta afectación fue poco incidente ya que únicamente se evidenció en un solo muestreo (octubre de 2011) y sobre tres fragmentos, los cuales para diciembre del mismo año mostraban una recuperación total del tejido afectado, gracias a la oportuna limpieza y remoción de los epibiontes por parte del grupo de trabajo.

La talla promedio de los fragmentos al momento de su montaje en la guardería fue de 28,31 mm ($\pm 7,22$ mm), con una talla máxima de 41,7 mm y un mínimo de 12,6 mm, donde estos pequeños representan fragmentos residuales después del corte. Al final del período de crecimiento, la talla promedio fue de 367,63 mm. ($\pm 92,7$ mm), con un máximo de 531 mm y un mínimo de 170 mm. El incremento en longitud de los fragmentos en la guardería fue constante a lo largo del período de muestreo (Figura 5), y se evidenció un comportamiento de tipo exponencial ($P < 0,01$; $\alpha = 0,01$) y un gran ajuste de los datos a la curva ($r^2 = 0,8379$), lo que demuestra un incremento más pronunciado en la talla de los fragmentos cuando mayor es su tamaño. La ecuación resultante de la relación de estas dos variables es de la forma:

$$\text{Longitud del fragmento} = 30,2169 * \exp(0,155467 * \text{meses})$$

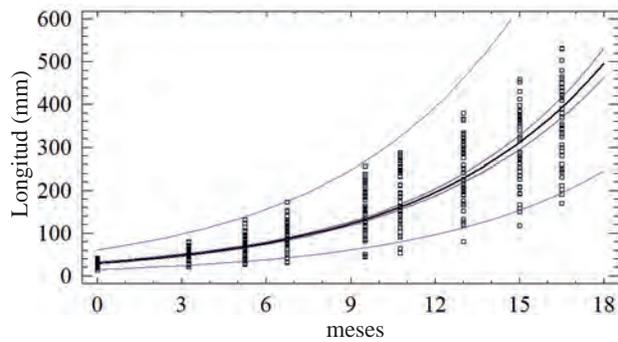


Figura 5. Incremento temporal en el tamaño de los fragmentos de *A. cervicornis* en la guardería durante el tiempo de evaluación (n=48), con intervalos de confianza al 95 %.

El crecimiento mensual promedio de los fragmentos de coral abarcó desde un mínimo de $6,72 (\pm 3,25)$ mm.mes⁻¹ en el primer muestreo, hasta $30,88 (\pm 6,3)$ mm.mes⁻¹ en el último. Esta variable, si bien también mostró un incremento constante, se ajustó más a un modelo logarítmico (Figura 6), y aun cuando la relación entre las variables no fue muy alta ($r^2 = 0,4737$) fue significativa estadísticamente ($P < 0,01$; $\alpha = 0,01$). Lo anterior sugiere que, aunque los fragmentos de mayor tamaño crecen más, la tasa de incremento en el tiempo de los pequeños es mucho mayor, lo que se evidencia en una pendiente más pronunciada al inicio de la curva mientras que al final se tiende a estabilizar, y podría evidenciar una tendencia asintótica en el tiempo en la medida que las colonias se hacen más grandes. La ecuación resultante entre estas dos variables es:

$$\text{Tasa de crecimiento} = -13,6037 + 16,0822 * \ln(\text{meses})$$

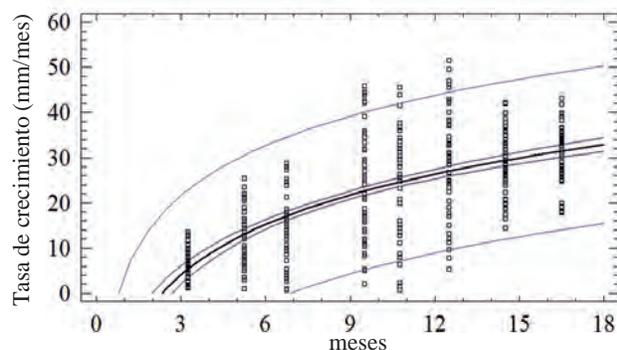


Figura 6. Tasa de crecimiento de los fragmentos de *A. cervicornis* en la guardería durante el tiempo de evaluación (n=48), con intervalos de confianza al 95 %.

Las primeras ramificaciones en los corales se empezaron a registrar a partir del segundo mes en guardería, y al finalizar esta fase se logró contabilizar un mínimo de cinco derivaciones y un máximo de 20 en una sola colonia. El proceso de ramificación de las colonias de coral en la guardería evidenció una magnificación pronunciada a lo largo del desarrollo del proyecto, en la medida que con el paso del tiempo cada nueva rama que se generaba también adquiría la posibilidad de ramificarse a su vez incrementando esta variable de manera exponencial (Figura 7), por lo cual se presentó un mayor ajuste a este modelo ($P < 0,01$; $\alpha = 0,01$), con una relación moderada entre las variables ($r^2 = 0,5214$). La fórmula resultante fue:

$$n \text{ ramificaciones} = 1,0728 * \exp(0,144027 * \text{meses})$$

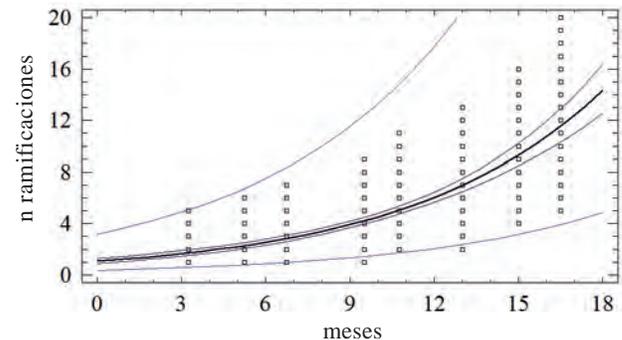


Figura 7. Incremento temporal en el número de ramificaciones en los fragmentos de *A. cervicornis* en la guardería durante el tiempo de evaluación (n=48), con intervalos de confianza al 95 %.

Actividades de repoblamiento

En total se trasplantaron 78 colonias de *Acropora cervicornis*: 30 de manera individual y 48 en hilera, demostrando este último método una mayor facilidad para el desarrollo de la actividad, principalmente en lo relativo a la fijación a sustratos poco consolidados. En la figura 8 se presenta un registro visual de los dos métodos.

Trasplante de colonias individuales

Los sitios en los cuales se realizó el repoblamiento con colonias individuales de *A. cervicornis* se encuentran en cercanías de la ubicación de la guardería de coral, en el borde interno de una depresión cárstica



Figura 8. Corales provenientes de la guardería trasplantados por diferentes métodos: a) colonia individual; b) trasplante en hilera. Foto: autores.

en donde se hallaron los fragmentos de oportunidad con los cuales se empezó el proyecto. Para fines de comparación, se repoblaron dos áreas distintas: una primera zona con presencia de unas pocas colonias vivas de *A. cervicornis*, ubicada al oriente de la posición de la guardería (zona A), y una segunda zona al suroccidente de la guardería con características ecológicas similares (zona B), pero en la cual prácticamente ya no se evidenciaban colonias vivas de esta especie de coral; en el primer sitio se colocaron 13 colonias y en el segundo 17, las cuales presentaron una longitud promedio de $21,8 \pm 5,8$ cm. al momento del repoblamiento, y entre 4 y 13 ramificaciones por colonia.

A los tres meses del trasplante las colonias presentaron una longitud media de $24,3 \pm 7,7$ cm., con un porcentaje de supervivencia del 100 % en la zona A y del 94,12 % en la zona B; sin embargo, en la primera se presentó un 7,69 % de colonias con porciones blancas inicialmente atribuidas a enfermedad de la banda blanca, y 30,77 % fragmentadas, mientras que en la segunda se registró un 41,18 % de coral con

evidencias de depredación por gusanos de fuego o, presumiblemente en algunos casos, con enfermedad de la banda blanca.

El segundo monitoreo (a los seis meses del trasplante) mostró una longitud media en las colonias de coral de $29,61 \pm 9,39$ cm, con un incremento medio de 5,31 cm. a partir del último muestreo. El porcentaje de supervivencia en la zona A fue del 92,31 % y del 82,35 % en la zona B, y se constató el buen estado de salud de las colonias ya que ninguna mostró evidencias de enfermedad de la banda blanca ni otro tipo de afectaciones.

Por su parte, con referencia a las colonias que se habían reportado con alguna afectación (enfermedad, depredación o fragmentación), se registró una recuperación del 83,33 % de las colonias en la zona A (se recuperaron tres colonias fragmentadas, una con evidencias de depredación en la base y una enferma) y del 42,86 % en la zona B, en donde se había evidenciado mayor incidencia de lo que se asumió en su momento que era enfermedad de la banda blanca.

Trasplante de colonias en hilera

La longitud promedio de los corales en las hileras fue de $43,2 \pm 12,5$ cm. ($n=48$), y presentaron una supervivencia del 100 % a la experiencia de trasplante; el registro de mortalidad por colonias individuales en los muestreos posteriores se dificultó dada la imposibilidad para discriminar el ámbito espacial de cada colonia, pero se ha registrado mortalidad parcial ocasionada por depredación por gusanos de fuego y, aparentemente, advenimiento de enfermedad de la banda blanca aunque en una baja magnitud y con alta recuperación.

Es pertinente aclarar que inicialmente se registró como enfermedad de la banda blanca a cualquier blanqueamiento pronunciado que presentara un borde muy definido, que se atribuía al avance de este padecimiento, pero en salidas de campo se ha logrado constatar que muchas de estas afectaciones se deben a depredación por gusanos de fuego (*Hermodice carunculata*). En el tiempo de estudio se encontraron numerosos ejemplares pequeños de esta especie alimentándose en la base de las colonias, mientras que los adultos se observaron tanto en la base como en los ápices de las colonias engullendo completamente los extremos de *A. cervicornis* para digerir internamente los pólipos del coral (Figura 9), dejando al final unas características puntas blancas. Esta situación permitió reconsiderar el efecto de mortalidad parcial evidenciado tanto en colonias individuales como en las hileras, que se asumía ocasionado por una enfermedad y que probablemente se debía a depredación.

El muestreo a los tres meses mostró alta fusión entre las distintas colonias en las hileras, sobrecrecimiento de los corales sobre la cuerda, colonización de algunos extremos de las varillas por parte del coral y fijación al fondo por medio del enterramiento de las puntas inferiores de las colonias en el sustrato. A los seis meses se logró constatar la supervivencia de las colonias trasplantadas a los efectos de un mar de leva que ocasionó volcamiento de colonias masivas y fragmentación de corales ramificados en cercanías al sitio de trasplante de *A. cervicornis*, lo que demostró una gran facilidad de este método de trasplante para la fijación de las colonias a sustratos poco consolidados (arena y cascajo).

Discusión

La selección de la guardería colgante o “tendedero” implementada en el presente ensayo se considera bastante acertada para el desarrollo de proyectos piloto, ya que aunada a su facilidad en montaje y mantenimiento, se registró un elevado porcentaje de supervivencia y una alta tasa de crecimiento, lo cual también ha sido reportado por distintos autores para *Acropora cervicornis* y otras especies de coral (Johnson *et al.* 2011, Griffin *et al.* 2012).

En la literatura no ha sido posible encontrar referencias de crecimiento de *A. cervicornis* en guarderías, a fin de comparar con relación a las medidas registradas en la presente investigación; no obstante, las tasas de crecimiento de esta especie en la guardería exceden notablemente a aquellas reportadas

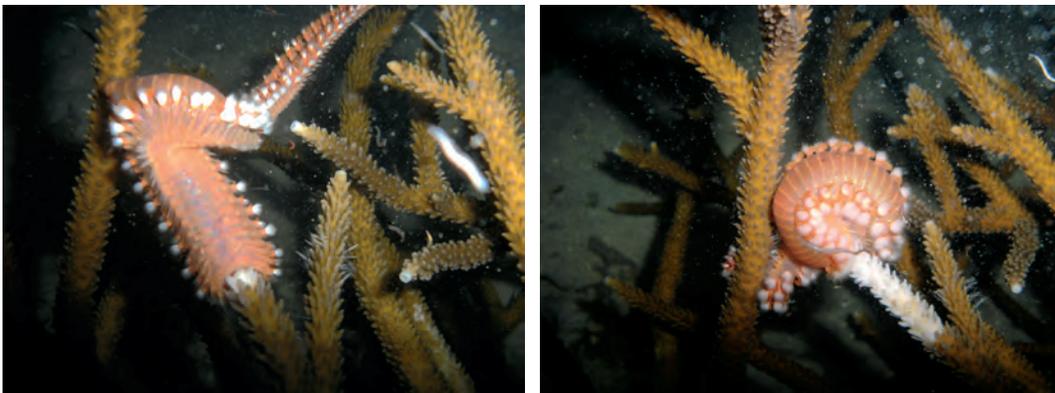


Figura 9. Depredación de *Acropora cervicornis* por parte del gusano de fuego (*Hermodice carunculata*).

Foto: autores.

por Gladfelter *et al.* (1978) y Gladfelter (1984) para colonias adultas de esta especie desarrollándose en el medio natural en otras localidades del Caribe (7,1 y 10-15 cm.año⁻¹, respectivamente), así como aquellas obtenidas en el PNN Corales del Rosario y de San Bernardo por Sanjuan-Muñoz (1995) y Molina y Galvis (2006), quienes obtuvieron valores de 7 y 0,61 ± 0,04 cm.año⁻¹, respectivamente. El mayor crecimiento evidenciado en la guardería puede estar relacionado con la realización programada de actividades de mantenimiento para evitar la acumulación de sedimento, la competencia con algas y el sobrecrecimiento de epibiontes, entre otros, lo cual demuestra que fragmentos de esta especie pueden alcanzar altas tasas de crecimiento a través de la remoción periódica de algunas de las fuentes de presión que se presentan en el medio natural.

La supervivencia de los fragmentos del coral *A. cervicornis* en guardería durante este trabajo fue muy alta (100 %) comparado con otras experiencias en el Caribe (Johnson *et al.* 2011, Griffin *et al.* 2012, Young *et al.* 2012), resultado esperado en una experiencia a tan baja escala, y más si se tiene en cuenta que la metodología de guarderías colgantes (o tendaderos) presenta una mayor supervivencia de los corales en comparación con métodos de fondo, como los moldes sobre bloques de cemento o mallas metálicas fijas, ya que aísla considerablemente a los fragmentos del sustrato marino disminuyendo la posibilidad de depredación por organismos bentónicos como caracoles o gusanos de fuego (Young *et al.* 2012).

Otras ventajas comparativas de la guardería colgante con referencia a métodos de fondo, es que en estos últimos se presenta una mayor mortalidad del coral durante los primeros meses después de su fragmentación aún en ausencia de disturbios mayores, la cual generalmente se encuentra asociada a la fijación del coral al sustrato y a su crecimiento inicial (Clark y Edwards 1995, Bowden-Kerby 2008). Igualmente, la fijación de los fragmentos a distintos sustratos para el montaje en las guarderías representa una mortalidad significativa de tejido coralino vivo que retrasa el crecimiento, principalmente en fragmentos pequeños (Herlan y Lirman 2008). En este sentido, la gran ventaja que presenta el mecanismo colgante es que el fragmento de coral se encuentra suspendido

por medio de un alambre delgado, por lo que su área de incidencia sobre tejido vivo es mínima, con poca competencia con otros organismos, presenta grandes facilidades de mantenimiento y al cabo de un período menor a un mes en guardería se encuentra totalmente recubierto por tejido coralino vivo.

Por su parte, el mecanismo de colgado del coral en guarderías tipo tendadero ofrece un mayor rendimiento, ya que los fragmentos presentan dos extremos de crecimiento; acorde a lo anterior, Herlan y Lirman (2008) reportan un mayor incremento en la talla de los corales cuando fueron adheridos a las placas en posición horizontal que verticalmente, aunque sostienen que estas diferencias fueron leves y que el tamaño inicial de los fragmentos es una variable mucho más determinante en el crecimiento coralino en las guarderías. En este sentido, se ha reportado que el crecimiento de los fragmentos en guardería depende de la longitud inicial de los mismos, por lo que algunos autores recomiendan utilizar fragmentos relativamente grandes de cerca de 50 mm de longitud (Bowden-Kerby 2008, Griffin *et al.* 2012).

Uno de los inconvenientes que enfrentan los investigadores en este tipo de trabajos es que el registro de datos de crecimiento se hace más complicado en la medida que los corales crecen y se ramifican más (Herlan y Lirman 2008), por lo cual es difícil encontrar en la literatura una forma estandarizada y de fácil aplicación para el registro de estos datos, situación que dificultó encontrar información en la literatura que fuera comparativa con aquella generada en el presente estudio. A pesar de lo anterior, y reconociendo que la medida de longitud registrada subestima el crecimiento de los corales al no contemplar las ramificaciones ni el grosor del coral, se considera que las colonias alcanzaron tamaños medios elevados (376,63 mm) durante la fase de guardería, con una tasa media de crecimiento mensual (21,31 mm.mes⁻¹) equiparable a aquellas observadas en otros estudios que contemplaron las ramificaciones de las colonias dentro de sus medidas (i.e. 17 mm.mes⁻¹ en Herlan y Lirman 2008; y 14 mm.mes⁻¹ en Griffin *et al.* 2012). Adicionalmente, el tamaño inicial de los fragmentos en el presente ensayo (28,31 mm en promedio) se encuentra comprendido en el menor rango de tallas evaluado en el estudio de Herlan y Lirman (2008), que

fue el que presentó menores tasas de crecimiento en comparación con fragmentos más grandes (>50 mm). Esta misma tendencia con relación a la talla inicial de montaje de los fragmentos en la guardería se presentó en este estudio, donde se pudo observar que aquellos más grandes (cerca de 40 mm de longitud) crecieron más rápidamente que los fragmentos residuales que se generaron por fraccionamiento accidental de las colonias y que generalmente presentaron una longitud media cercana a 10 mm.

El comportamiento logarítmico en la tasa de crecimiento muestra un mayor incremento relativo en esta variable en los primeros meses después de su montaje y sugiere una tendencia asintótica en el tiempo, lo cual entra a demostrar la importancia de una fase de guardería en un proyecto de repoblamiento con esta especie de coral, en la medida que el crecimiento coralino se incentiva teniendo muchos fragmentos de tallas pequeñas, que se encuentran en una etapa de crecimiento rápido.

Por su parte, en experiencias previas de fragmentación y trasplante de *A. cervicornis* se documentan datos de mortalidad de colonias entre 22 % y 27 % tres meses después de la fragmentación (Quinn y Kojis 2006), mientras que Herlan y Lirman (2008) reportan una mortalidad del 17,3 % después de dos meses del trasplante. En el presente ensayo los resultados fueron muy favorables, si se tiene en cuenta que durante los 17 meses que duró la fase de guardería no se presentó mortalidad de ningún fragmento, y que seis meses después del trasplante la mortalidad en colonias individuales trasplantadas en los arrecifes fue de 13,33 % (valor total incluyendo las dos zonas), mientras que en los trasplantes en hilera todas sobrevivieron. Es probable que la mayor mortalidad observada en las colonias trasplantadas individualmente se deba al mismo procedimiento de corte, ya que Herlan y Lirman (2008) afirman que uno de los factores que induce la mortalidad temprana es el estrés debido a la fragmentación; sin embargo, es de tener en cuenta que los datos de mortalidad se pueden encontrar influenciados por el bajo número de colonias en el presente ensayo, por lo que se espera que la continuación y ampliación de este proyecto en el área protegida muestre nuevos resultados que permitan evaluar más concretamente los distintos métodos de trasplante.

Durante el presente ensayo se pudo evidenciar la gran dificultad para reconocer las causas de una afectación que genera mortalidad parcial en una colonia de *A. cervicornis*, situación que llevó a registrar como enfermedad de la banda blanca efectos que probablemente se derivaron de la depredación por gusanos de fuego u otras causas. En este sentido, Williams y Miller (2005) señalan que las descripciones publicadas sobre esta enfermedad son poco detalladas y altamente variables, y que típicamente se mencionan como “bandas blancas de esqueleto que se presenta en medio de ramas vivas”. Esta descripción mantiene la polémica del reconocimiento de la enfermedad en virtud de que en el presente ensayo se documentaron pequeños ejemplares del gusano de fuego depredando espacios entre ramas vivas, y que Williams y Miller (op. cit.) registraron un comportamiento similar por parte del caracol depredador *Coralliophila abbreviata*.

Finalmente, los altos porcentajes de recuperación ante afectaciones posteriores al trasplante muestran la gran resistencia y adaptabilidad que presenta esta especie de coral, ya que un porcentaje alto de las colonias logra reponerse de la mortalidad ocasionada por la depredación u otras causas de deterioro, y se evidencia como en estas especies de coral ramificados la fragmentación no es un limitante al crecimiento sino que comprende una forma exitosa de reproducción asexual y expansión de su ámbito espacial, por lo que la totalidad de las colonias afectadas se recuperan fácilmente y evidencian una continuidad en su crecimiento en un corto lapso de tiempo.

Conclusiones

La técnica de propagación asexual y crecimiento del coral *Acropora cervicornis* en guarderías colgantes brinda resultados muy satisfactorios bajo las condiciones ambientales de isla Tesoro (archipiélago de Nuestra Señora del Rosario). En esta experiencia se lograron alcanzar altas supervivencias y elevadas tasas de crecimiento, lo que en conjunto muestra una gran viabilidad de la técnica para el repoblamiento de los arrecifes coralinos del parque con esta especie y, eventualmente, para desarrollar actividades de restauración con otras especies con las cuales se deben ir adelantando este tipo de ensayos piloto.

Los métodos de trasplante de las colonias de *A. cervicornis* provenientes de la guardería probaron ser muy exitosos, lo cual se fundamenta en la facilidad de transporte y fijación al sustrato tanto para colonias individuales como en hilera, en sus bajos costos y, principalmente, por los bajos porcentajes de mortalidad que se presentaron después de los distintos procedimientos. No obstante, la actividad de repoblamiento en hilera presentó menores afectaciones sobre los corales, ya que la acción de corte de las colonias originales para el trasplante individual genera, ocasionalmente, el fraccionamiento accidental de las colonias y posibles afectaciones por debilitamiento de la estructura calcárea.

Si bien los resultados muestran unas altas supervivencias en las dos zonas de repoblamiento con colonias individuales (zona A y zona B), es evidente que en la zona A, donde persisten algunas colonias aisladas de *A. cervicornis*, se presentaron menores afectaciones y menor mortalidad, por lo que se recomienda que en futuras jornadas de trasplante se tenga en cuenta la presencia de colonias vivas de esta especie en la zona como un criterio de selección.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Directora Territorial Caribe Luz Elvira Angarita Jiménez, a Rebeca Franke y a los jefes de área protegida que han brindado apoyo a este proyecto: Capitán de Corbeta Mario Cabezas, Capitán de Corbeta Juan José Sierra y Capitán de Corbeta Carlos Andrés Martínez. A Rafael Vieira y Jaime Rojas por toda su contribución dentro del convenio CEINER, y a la Fundación CORECOL (Conservación y Recuperación de Ecosistemas Estratégicos de Colombia), por su apoyo logístico y técnico. A Coral Restoration Foundation y la Fundación Corales Vivos por las capacitaciones.

Bibliografía

Alcalá, A. C., E. D. Gómez y L. C. Alcalá. 1982. Survival and growth of coral transplants in Central Philippines. *Kalikasan* 11 (1): 136-147.

Bowden-Kerby, A. 2008. Restoration of threatened *Acropora cervicornis* corals: intraspecific variation as a factor in mortality, growth, and self-attachment. Proceedings of the 11th International Coral Reef

Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008. Session number 24: 1194-1198.

Carpenter, K. E., M. Abrar, G. Aeby, R. B. Aronson, S. Banks, A. Bruckner, A. Chiriboga, J. Cortés, J. C. Delbeek, L. DeVantier, G. J. Edgar, A. J. Edwards, D. Fenner, H. M. Guzmán, B. W. Hoeksema, G. Hodgson, O. Johan, W. Y. Licuanan, S. R. Livingstone, E. R. Lovell, J. A. Moore, D. O. Obura, D. Ochavillo, B. A. Polidoro, W. F. Precht, M. C. Quibilan, C. Reboton, Z. T. Richards, A. D. Rogers, J. Sanciangco, A. Sheppard, C. Sheppard, J. Smith, S. Stuart, E. Turak, J. E. N. Veron, C. Wallace, E. Weil y E. Wood. 2008. One-Third of Reef-Building Corals Face Elevated Extinction Risk from Climate Change and Local Impacts. *Science* 321 (5888): 560-563.

Cendales, M., S. Zea y J. Díaz. 2002. Geomorfología y unidades ecológicas del complejo arrecifal de las Islas del Rosario e Isla Barú (Mar Caribe, Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 26 (101): 497-510.

Díaz, J., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Invemar. Serie de Publicaciones Especiales No. 5. 176 pp.

Díaz-Pulido, G., J. Sánchez, S. Zea, J. Díaz y J. Garzón-Ferreira. 2004. Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y oceánicos del Caribe colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias* 28 (108): 337-347.

Edwards, A. J. (Ed.). 2010. Reef rehabilitation manual. Coral reef targeted research & Capacity building for management program: St Lucia, Australia. 166 pp.

Edwards, A. J. y E. D. Gómez. 2007. Reef restoration concepts and guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. Coral reef targeted research & Capacity building for management program: St. Lucia, Australia. 38 pp.

Galvis, I. y B. Molina. 2006. Sobrevivencia, crecimiento, salud y reclutamiento de *Acropora palmata* (Lamarck 1816) y *Acropora cervicornis* (Lamarck 1816) en el Parque Nacional Natural Tayrona (PNNT) y en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB). Trabajo de Grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Facultad de Biología Marina. Santa Marta, Colombia. 85 pp.

Garzón-Ferreira, J. y J. M. Kielman. 1994. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. Proceedings of the Colloquium on Global Aspects of Coral Reefs. Miami. 8 pp.

Gladfelter, E. H., R. K. Monahan y W. B. Gladfelter. 1978. Growth rates of five reef-building corals in the northeastern Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 28 (4): 728-734.

- Gladfelter, E. H. 1984. Skeletal development in *Acropora cervicornis* III. A comparison of monthly rates of linear extension and calcium carbonate accretion measured over a year. *Coral Reefs* 3: 51-57.
- Griffin, S., H. Spathias, T. D. Moore, I. Baums y B. A. Griffin. 2012. Scaling up *Acropora* nurseries in the Caribbean and improving techniques. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9-13 July 2012. 20A Restoration of Coral Reefs: 1-5.
- Hallock, P. 2005. Global change and modern Coral Reefs: New opportunities to understand shallow-water carbonate depositional processes. *Sedimentary Geology* 175 (1-4): 19-33.
- Herlan, J. y D. Lirman. 2008. Development of a coral nursery program for the threatened coral *Acropora cervicornis* in Florida. Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008. Session number 24: 1244-1247.
- Johnson, M. E., D. S. Gillian, M. W. Miller, C. Lusic, L. Larson, K. Nedimyer, E. Bartels, D. Lirman, S. Schopmeyer y I. B. Baums. 2011. Caribbean *Acropora* Restoration Guide: Best Practices for Propagation and Population Enhancement. The Nature Conservancy, Arlington, VA. 54 pp.
- Quinn, N. J. y B. L. Kojis. 2006. Evaluating the potential of natural reproduction and artificial techniques to increase *Acropora cervicornis* populations at Discovery Bay, Jamaica. *Revista de Biología Tropical* 54 (3): 105-116.
- Sanjuan-Muñoz, A. 1995. Crecimiento, regeneración, sobrevivencia y reproducción del coral *Acropora cervicornis* (Scleractinea: Acroporidae) en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario, Cartagena Colombia. Trabajo de Grado. Universidad Jorge Tadeo Lozano. Cartagena, Colombia. 190 pp.
- Wilkinson, C. 2002 (Ed.). Status of Coral Reefs of the World: 2002. Global Coral Reef Monitoring Network – Australian Institute of Marine Sciences. 378 pp.
- Williams, D. E. y M. W. Miller. 2005. Coral disease outbreak: pattern, prevalence and transmission in *Acropora cervicornis*. *Marine Ecology Progress Series* 301: 119-128.
- Young, C. N., S. A. Schopmeyer y D. Lirman. 2012. A review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the Caribbean and Western Atlantic. *Bulletin of Marine Science* 88 (4): 1075-1098.

Esteban Zarza

Subprograma de Investigación y Monitoreo
del PNN Corales del Rosario y de San Bernardo
Cartagena de Indias, Colombia
esteban.zarza@gmail.com

Ameth Vargas

Subprograma de Investigación y Monitoreo
del PNN Corales del Rosario y de San Bernardo
Cartagena de Indias, Colombia
diploria@gmail.com

Luis Londoño

Subprograma de Investigación y Monitoreo
del PNN Corales del Rosario y de San Bernardo
Cartagena de Indias, Colombia
luislondonbarr@hotmail.com

Alejandro Pacheco

Subprograma de Investigación y Monitoreo
del PNN Corales del Rosario y de San Bernardo
Cartagena de Indias, Colombia
lucholuisp@hotmail.com

Diego Duque

Subprograma de Investigación y Monitoreo
del PNN Corales del Rosario y de San Bernardo
Cartagena de Indias, Colombia
ditero32@hotmail.com

Ensayo preliminar de crecimiento de fragmentos del coral amenazado *Acropora cervicornis* en una guardería colgante y experiencia piloto de trasplante en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano

Cítese como: Zarza, E., A. Vargas, L. Londoño, A. Pacheco y D. Duque. 2014. Ensayo preliminar de crecimiento de fragmentos del coral amenazado *Acropora cervicornis* en una guardería colgante y experiencia piloto de trasplante en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 102-113.

Recibido: 20 de agosto de 2014

Aprobado: 11 de marzo de 2015

Aportes a la consolidación de un proceso regional para la conservación de arrecifes coralinos: ensayos para la estandarización de metodologías para el repoblamiento de especies amenazadas del género *Acropora* en tres Parques Nacionales Naturales del Caribe colombiano

Contributions to the consolidation of a regional process for the conservation of coral reefs: trials for the standardization of methodologies for the repopulation of endangered species of the genus *Acropora* in three National Parks in Caribbean Colombia

Rebeca Franke-Ante, Esteban Zarza, Marcela Cano-Correa, Juan A. Wong-Lubo y Elkin Hernández

Resumen

Un porcentaje relativamente alto de los arrecifes coralinos de Colombia se encuentran en áreas protegidas, pero a pesar de la figura administrativa de protección su condición general no es la ideal. En consecuencia, la posibilidad de realizar acciones de restauración es actualmente una tendencia en desarrollo que atrae a investigadores y al público en general. Por su parte Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC), en cumplimiento de su misión, integra a la gestión de manejo de las áreas protegidas el tema de restauración, articulado a los procesos de conservación de los Parques Tayrona, Old Providence y Corales del Rosario. Como parte de las estrategias para mejorar el estado de los arrecifes coralinos, se realizan ensayos de repoblamiento a través de guarderías de coral, utilizando métodos propuestos por investigadores nacionales e internacionales, con el fin de evaluar su viabilidad como estrategia de manejo. A continuación se presentan los avances en las tres áreas protegidas y un análisis de cómo asumir el proceso para que sea sostenible en el largo plazo.

Palabras clave. Conservación. Manejo de áreas protegidas. Repoblamiento. Corales. Colombia. Caribe.

Abstract

A relatively high percentage of Colombia's coral reefs are in protected areas, but despite the administrative form of protection, overall condition is not ideal. Consequently, the possibility of restoration actions is currently a developing trend that attracts researchers and the general public. For its part, the National Parks of Colombia in fulfilling its mission, integrates management of the issue of restoration to the Park conservation processes of Tayrona, Corales del Rosario and Old Providence protected areas. As part of strategies to improve the status of coral reefs, repopulation assays are performed by using coral nurseries proposed by national and international researchers, in order to evaluate its viability as a management strategy method. Below we present advances in all three protected areas, and an analysis of how to take the process to be sustainable in the long term.

Keywords. Conservation. Protected areas management. Repopulation. Coral reefs. Colombia. Caribe.

Introducción

Las formaciones coralinas constituyen uno de los ecosistemas tropicales más diversos, complejos y productivos del planeta y también los más frágiles. Están constituidos por una estructura construida por organismos vivos, en su mayoría corales pétreos o duros, verdaderos o hermatípicos, aunque existen otros organismos que también pueden dominar el paisaje y el sustrato, como son las algas, los octocorales y las esponjas. Además pueden encontrarse allí representantes de casi todos los grupos mayores de organismos (peces, moluscos, crustáceos).

Estas formaciones son reconocidas a nivel mundial por el gran número de beneficios biológicos y económicos que brindan a la sociedad. La importancia de los ecosistemas arrecifales se observa en las numerosas funciones ecológicas, estéticas, económicas y culturales que sustentan y que a su vez contribuyen significativamente al bienestar local, nacional y global. Algunos beneficios que se pueden mencionar son: funcionan como áreas de desove, cría, refugio y alimentación de una gran variedad de organismos; permiten el desarrollo de actividades turísticas; benefician el stock pesquero, al ser zonas de protección para peces juveniles; proveen especies para el comercio; contribuyen a la protección costera; son responsables de la formación y mantenimiento de miles de islas y barreras para playas; contribuyen con sustancias naturales bioactivas de gran valor presentes en organismos encontrados en los arrecifes de coral, entre otras.

De acuerdo con Jackson *et al.* (2014), los arrecifes coralinos del Caribe han sufrido una destrucción masiva de corales desde principios de los años 80 debido a una extensa variedad de impactos humanos que incluyen el crecimiento explosivo de la población humana, la sobrepesca, la contaminación de las zonas costeras, el calentamiento global y las especies invasoras. Las consecuencias de estos impactos incluyen en general el colapso de las poblaciones coralinas, el incremento de cobertura de macroalgas, eventos de blanqueamiento y brotes de enfermedades, así como la incapacidad de recuperación de los corales frente a fenómenos naturales como los huracanes.

Como una consecuencia, dos de las especies que un día estuvieron entre las especies más abundantes, el coral cuerno de alce (*Acropora palmata*) y el coral cacho de venado (*Acropora cervicornis*), son hoy tan escasas que han sido inscritas en la lista de especies en peligro de extinción por la UICN. Así mismo para Colombia estas especies han sido incluidas como amenazadas en el Libro Rojo de Invertebrados Marinos de Colombia (Ardila *et al.* 2002).

Los Parques Nacionales Naturales de Colombia Old Providence McBean Lagoon (PNN Old Providence), Tayrona (PNN Tayrona) y Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNN Corales), albergan en su interior extensas formaciones coralinas. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos realizados para su conservación a través de diferentes estrategias de manejo dirigidas a la disminución de las presiones, amplias zonas que antiguamente presentaban altas coberturas de colonias vivas de diferentes especies de coral, en la actualidad están cubiertas por escombros coralinos y macroalgas.

Aunque no se cuenta con datos históricos sobre temperatura, calidad del agua, efecto de huracanes o efectos de la sobrepesca sobre las formaciones coralinas en los tres Parques Nacionales Naturales, se conoce que su degradación se ha venido dando paulatinamente, como se ha evidenciado en todo el Caribe. Desde mediados de los años 70 han aparecido eventos masivos que han contribuido a su deterioro, tales como la mortandad masiva del erizo (*Diadema antillarum*) y del abanico de mar (*Gorgonia ventalina*) y los grandes eventos de blanqueamiento. Si bien la causa exacta de la degradación no se conoce, se presume que es el resultado de cambios en varios factores al mismo tiempo, tanto naturales como antrópicos (Appeldoorn *et al.* 2009).

En vista de lo anterior, la Dirección Territorial Caribe (DTCA) de Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNNC), a la cual están adscritos los tres parques anteriormente mencionados, se encuentra desarrollando una estrategia integral para la restauración de los ecosistemas coralinos, la cual

incluye experiencias piloto de restauración activa de acropóridos y la formulación de una propuesta articulada a la Estrategia Nacional de Restauración Ecológica del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (Puentes *et al.* 2013), que incorporará componentes de investigación, monitoreo, restauración y educación ambiental que servirá, entre otros, para la gestión de recursos financieros.

Material y métodos

Necesidades de vinculación de proyectos de restauración en la conservación de los arrecifes coralinos en áreas protegidas del Caribe colombiano

Las actividades de conservación de arrecifes coralinos en la DTCA se han centrado tradicionalmente en componentes como la educación ambiental, el ordenamiento ecoturístico, el control de ilegalidades, la investigación, el monitoreo y la planeación estratégica. Sin embargo, dada la magnitud de las presiones, así como el estado actual de las formaciones coralinas, además de las acciones de manejo al interior de las áreas protegidas, se requiere de una mayor intervención que ayude al sistema a fortalecer su resiliencia.

Áreas protegidas seleccionadas

Ante distintas eventualidades que han generado la degradación de los arrecifes coralinos, tanto de origen natural (tormentas, incremento en la temperatura media del agua, etc.) como antrópico (encallamientos, extracción coralina para construcción o artesanías, etc.), se ha identificado la necesidad de adelantar acciones directas que eviten una mayor mortalidad coralina frente a afectaciones directas, así como desarrollar actividades orientadas a incrementar la cobertura de coral vivo en los arrecifes. Estas necesidades son evidentes en los parques del Caribe colombiano, PNN Old Providence, PNN Tayrona y PNN Corales, que priorizaron a los arrecifes coralinos como valores objeto de conservación (VOC) (Figura 1).

El PNN Old Providence, declarado en 1995, se encuentra ubicado en el departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina y cuenta con una extensión aproximada de 1000 ha, de las cuales 900 ha son marinas, donde se presenta un complejo coralino conformado por una laguna somera salpicada por parches de coral, una barrera arrecifal continua, una barrera arrecifal discontinua, con pináculos coralinos y la terraza pre-arrecifal.

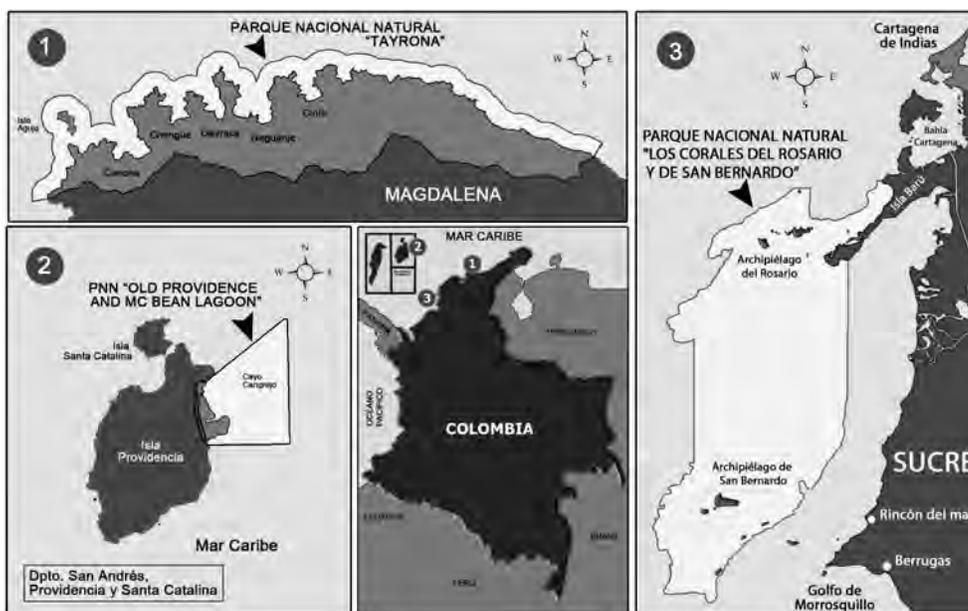


Figura 1. Áreas protegidas de Parques Nacionales de Colombia con presencia de arrecifes coralinos en el Caribe.

El PNN Tayrona, declarado en 1964, se encuentra ubicado en el departamento del Magdalena y cuenta con una extensión aproximada de 15000 ha, de las cuales 3000 ha son marinas. Los arrecifes allí presentes son de dos tipos: los primeros se localizan colonizando bloques de rocas que se desprenden de los acantilados y los segundos caracterizados por ser más compactos y desarrollados y localizados sobre sustrato rocoso más estabilizado y en zonas menos expuestas al oleaje (Garzón-Ferreira *et al.* 2004). Esta área protegida se encuentra bajo la influencia de la surgencia costera, que se presenta entre los meses de diciembre y abril, coincidiendo con la época de mayor intensidad de los vientos y la época seca (Ramírez 1987).

El PNN Corales, se localiza en la zona marina frente a las costas de los departamentos de Bolívar y Sucre, a 25 km de la ciudad de Cartagena de Indias y a 23 km de Santiago de Tolú. Fue declarado en 1977 y ampliado para incluir el archipiélago de San Bernardo en 1996. Presenta un área de 1200 km², casi exclusivamente comprendidos por espacio marino, salvo el terreno emergido de las islas Rosario, Tesoro, Maravilla y Mangle, y comprende un área coralina reciente de 219,5 km², (Díaz *et al.* 2000).

En el Caribe colombiano se han presentado diversos eventos que han generado afectaciones sobre los arrecifes de coral, inicialmente originadas por actividades humanas y sobreexplotación de recursos y posteriormente debido a sucesivos eventos de blanqueamiento coralino en diversas especies y con mortalidad variable, dependiendo de la especie en cuestión y la magnitud del evento (Friedlander *et al.* 2014). Entre los eventos a resaltar se encuentran la mortalidad de las especies del género *Acropora* y el evento de blanqueamiento coralino del 2005, que fue el más severo en la región en los últimos 25 años.

Si bien la mayoría de estos eventos se han reportado en las tres áreas protegidas incluidas en este documento, se han presentado notables variaciones en cuanto a las especies afectadas, magnitud de los efectos, grados de deterioro y otras variables que se encuentran influenciadas por las distintas condiciones ambientales en cada uno de los parques, reflejo de sus

condiciones ecológicas particulares y de su ubicación en provincias biogeográficas diferentes.

En el PNN Old Providence Rodríguez *et al.* (2007) encontraron, de una parte, promedios de cobertura de corales vivos de 9,3 %, reflejando el dominio generalizado de algas; y de otra, que la cobertura de coral varía ampliamente de 0 % a 40 %, mencionando que la terraza prearrecifal presenta las áreas de mayor cobertura coralina viva. Según Vega-Sequeda *et al.* (2008), en el PNN Tayrona se pueden observar coberturas superiores al promedio de 29,5 %, sin embargo la mortalidad coralina de los años 80 condujo a la reducción de las coberturas de *A. palmata*, produciendo cambios significativos en el ecosistema, evidenciado por el aumento algal y pérdida de hábitat (Weil *et al.* 2002).

En el PNN Corales las descargas continuas del Canal del Dique han influenciado mucho el estado de las formaciones coralinas (Restrepo-Ángel y Alvarado 2011), por lo cual se encuentran mucho más vulnerables a los efectos de los eventos de blanqueamiento. En un recuento realizado por Alvarado *et al.* (2011), se describe la evolución de las formaciones arrecifales del PNN Corales. En la actualidad los reportes muestran una cobertura de algas de más del 65 % y una cobertura de coral vivo de menos del 25 %. Es importante resaltar que las mayores afectaciones sobre los ecosistemas coralinos se presentaron en fechas coincidentes con la rectificación y dragado del Canal del Dique entre los años 1980 y 1990, cuando se eliminaron 43 de las 90 curvas que previamente tenía (Aguilera 2006, Restrepo-Ángel y Alvarado 2011).

Revisando la tendencia de los arrecifes de coral en las distintas áreas protegidas se evidencia que las mayores amenazas se encuentran relacionadas con eventos naturales asociados al cambio climático, principalmente al incremento de la temperatura media del agua que origina el blanqueamiento, y para el caso específico del PNN Corales, por actividades humanas como la modificación del cauce y el incremento en la magnitud de las descargas del Canal del Dique, que han elevado los aportes de agua dulce, sedimentos, nutrientes y contaminantes por encima del umbral esperado en arrecifes de coral.

Un evento común y de gran trascendencia en la evolución de las formaciones coralinas de los tres parques fue la mortandad de las dos especies del género *Acropora*, las cuales en todos los casos presentaban un predominio en cuanto a cobertura en los arrecifes.

Los corales del género *Acropora* son constructores arrecifales que históricamente han dominado la parte somera de los arrecifes del Caribe. Su alta tasa de crecimiento ha permitido la acumulación de sus esqueletos a través del tiempo, favoreciendo la acreción de la estructura geológica, de modo que estos ambientes han logrado permanecer a pesar del incremento en el nivel del mar que ha ocurrido desde el Holoceno (Gladfelter *et al.* 1978). Consecuentemente, en torno a estos sitios se forman intrincadas interacciones entre especies y se establecen flujos de energía complejos. Un ejemplo claro de lo anterior es la fuerte asociación que presentan los acropóridos con los peces de arrecife (Lirman 1999), por ende, la pérdida o alteración de sus poblaciones podrían resultar en una reducción significativa de la función y estructura del arrecife (*Acropora* Biological Review Team 2005, Bruckner 2002). Por esta razón los corales del género *Acropora* se consideraron “especies claves” para su conservación, y se priorizaron para adelantar las acciones piloto de repoblamiento en ecosistemas coralinos.

El proceso inició con el establecimiento de guarderías de coral, actividad que contempla la propagación de manera asexual (por fragmentación) de una serie de colonias de coral que presentan condiciones fenotípicas deseables y una marcada resistencia a las presiones que actualmente inciden en las formaciones coralinas-evidente en su supervivencia frente a los eventos extremos del pasado-, para mantenerlas en condiciones de crecimiento semi-controlado en dispositivos sumergidos. Estas colonias se desarrollan en la guardería por un tiempo definido para después ser trasplantadas en áreas coralinas degradadas.

Las guarderías de coral implican la fragmentación de un número limitado de colonias de coral, por lo que se promueve la propagación selectiva de un mismo genotipo, razón por la cual han surgido interrogantes relacionados con temáticas como la variabilidad

genética actual de las poblaciones de *Acropora*, la incidencia del trasplante de genotipos selectos mantenidos en guarderías sobre la diversidad genética de la población; igualmente, las condiciones de competitividad de estas especies y su papel ecológico en los arrecifes generan vacíos de conocimiento sobre el efecto del trasplante de *Acropora* sobre otras especies de coral que están colonizando los sustratos disponibles en los arrecifes, la evolución de las comunidades de peces e invertebrados vágiles asociados a los corales con las actividades de trasplante, entre otra serie de incógnitas. Estos interrogantes se están priorizando en los Planes de Investigación de los parques involucrados en esta iniciativa, con lo que se espera obtener información de primera mano que permita reevaluar las acciones llevadas a cabo dentro de los distintos proyectos de guarderías y poder formular los pasos a seguir de manera más acertada.

Definición de pautas y formulación de una propuesta regional para el desarrollo de proyectos de repoblamiento coralino en la DTCA

Desde PNNC la evolución en los procesos de manejo de las áreas protegidas ha llevado a realizar mayores análisis de la información disponible en la elaboración de los planes de manejo. Es así como en el 2004 se asume el reto de construir los documentos para la mayoría de las áreas del Sistema de Parques Nacionales; los tres parques coinciden en ubicar en sus propuestas de zonificación los arrecifes como zonas de “recuperación natural”, y como objetivos estratégicos la necesidad de reducir la presión antrópica, la profundización en el conocimiento y el inicio de procesos de restauración.

Paralelamente, el Sistema Nacional de Monitoreo de Arrecifes Coralinos (SIMAC) ha continuado el monitoreo del estado de los arrecifes, y sus resultados han venido mostrando las tendencias de reducción de la cobertura de corales duros en los tres parques, situación que se torna cada vez más preocupante dados los eventos de blanqueamiento, y en particular, la baja recuperación de los corales del género *Acropora* luego de su casi extinción en el Caribe durante los años ochenta a consecuencia de la enfermedad de la banda blanca (Navas-Camacho *et al.* 2010).

De otra parte, la publicación del “Manual de rehabilitación arrecifes” (Edwards 2010), y su amplia difusión, favoreció el accionar simultáneo en las tres áreas protegidas. En consecuencia se conformó un grupo para analizar la información disponible (Baums *et al.* 2005, Edwards y Gómez 2007, Baums 2008, Edwards 2010), con énfasis en responder las preguntas de los árboles de decisiones planteadas en los dos manuales (Edwards y Gómez 2007 y Edwards 2010).

Trabajar coordinadamente entre las tres áreas protegidas se concibió como la oportunidad de tener ensayos y aprendizajes simultáneos que favorecieran la retroalimentación del proceso, a la vez que se estableciera entre todos la manera de hacer comparables los resultados, a pesar de las diferencias oceanográficas y ecológicas entre las áreas. Además, al considerar que el lento crecimiento del coral hasta llegar a recuperar el ecosistema se convierte en un proceso que requerirá recursos permanentes y a largo plazo, se vio la necesidad de ser medidos y empezar con ejercicios piloto en cada área. De tal manera, se verificaría la viabilidad de la metodología en las diferentes condiciones de las áreas, se reconocerían las capacidades de los equipos de trabajo y las dificultades de campo y se tendría la oportunidad de cometer menos errores.

Otro aspecto que llevó a reflexión fue el identificar la necesidad de asegurar que no se reducirá la diversidad genética del arrecife, de manera que las especies tengan oportunidades de responder a diferentes condiciones y cambios en el ambiente. Debido a que no se contaba con la información genética, se resaltó la necesidad de trabajar ensayos a baja escala y mantener la zonificación original de los trasplante con relación a la colonia donante, pero se considera a futuro fomentar la reproducción sexual por incremento en la probabilidad de entrecruzamiento debido al aumento en la densidad de colonias de genotipos selectos en un área dada.

Pensar en la sostenibilidad del proceso obligó a plantear la realización de un proyecto en el que se estableció que el montaje de las guarderías, como metodología de propagación para el trasplante, era una herramienta inicial de un proceso sobre pocas

especies, pero que ante el interés de conservar los arrecifes coralinos, se integraban varias estrategias de PNNC, como son manejo de vida silvestre, restauración, investigación, monitoreo, educación, comunicaciones, prevención-control y vigilancia, así como intervenciones articuladas al ordenamiento pesquero de la región. El ejercicio de definir los elementos del proyecto se elaboró mediante un taller con la participación de representantes de las tres áreas protegidas y de personal de apoyo de la oficina regional de Parques (Territorial Caribe).

Igualmente importante será que las áreas fortalezcan estas acciones y posicionen el proceso en sus planes de manejo, identificando los mecanismos mediante los cuales se integraría la participación de diversos actores sociales e institucionales, de manera coordinada, pero bajo el control del área protegida a la que le compete la responsabilidad de la conservación de los arrecifes coralinos. Por tanto, identificar aliados potenciales se constituye en la oportunidad de construir conjuntamente un sueño común en beneficio de la diversidad en los arrecifes, la generación de conocimiento y la disponibilidad de información oportuna para las decisiones a que haya lugar por parte del personal de PNNC.

Evaluación de requerimientos de restauración: preguntas

La disponibilidad del espacio para revisar los manuales (Edwards y Gómez 2007, Edwards 2010) y contestar las preguntas de los árboles de decisiones permitió analizar inicialmente la factibilidad de tener una propuesta de restauración activa como una opción adecuada para las condiciones de las áreas protegidas (Figuras 2 y 3). Posteriormente se indagó sobre la información que se requiere sobre el sitio que se va a rehabilitar y sobre los sitios que proveerán el material necesario (colonias donantes).

Si bien algunas de las respuestas a las preguntas requerían contar con una mayor información científica específica para cada una de las áreas protegidas, se tuvo en claro, por un lado, que la restauración no debe ser la única estrategia de manejo y, por el otro, que en Colombia el tema de restauración coralina solo

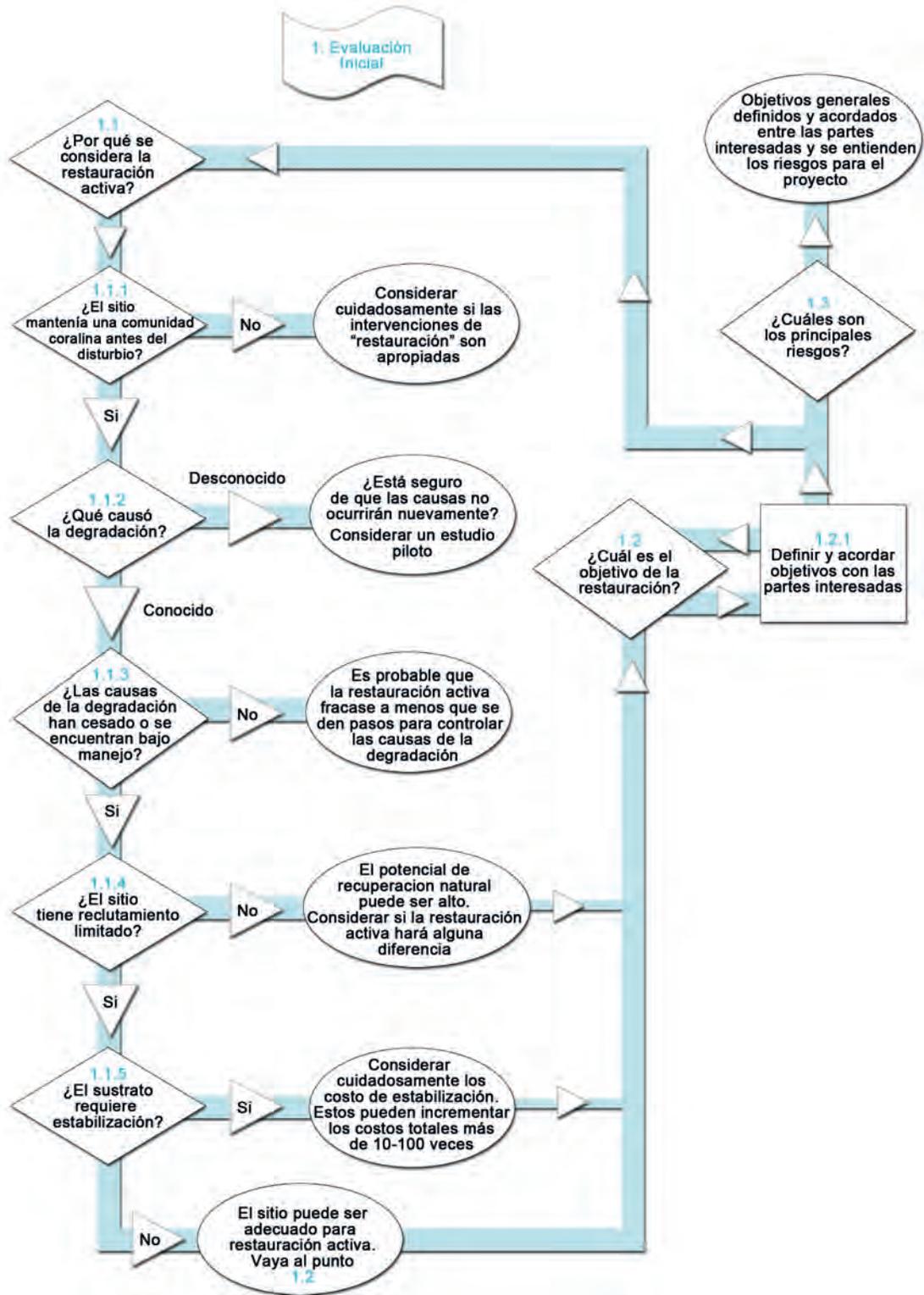


Figura 2. Árbol de decisiones para evaluar la alternativa de restauración activa como solución a la degradación de los arrecifes. Traducido de Edwards (2010).

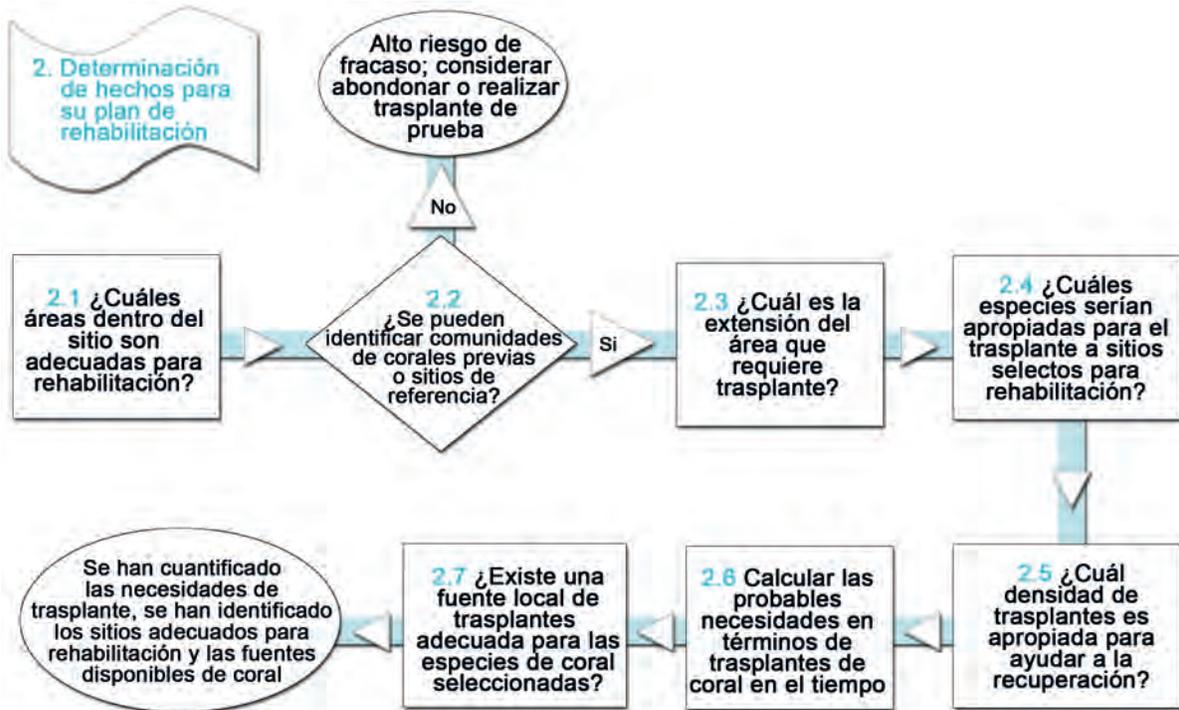


Figura 3. Pasos para guiar la evaluación de la factibilidad del proyecto y cuantificar los recursos requeridos. Traducido de Edwards, 2010.

tenía pocos avances. Por tanto, se definió el inicio de experiencias piloto en las áreas protegidas, que permitieran unificar conceptos y metodologías para avanzar en este tema.

Resultados

Requerimientos considerados

La información generada por las tres áreas protegidas al trabajar tanto el árbol de decisiones como los pasos para guiar la evaluación de la factibilidad del proyecto y cuantificar los recursos requeridos permitió dar viabilidad a la implementación de proyectos de repoblamiento de los arrecifes de coral en las tres áreas protegidas con las especies amenazadas del género *Acropora*, y brindó la base para la consolidación de una propuesta regional para el Caribe colombiano.

Ensayos piloto para ajuste metodológico

Han sido numerosas las experiencias de repoblamiento

de coralino a través de guarderías de coral en diversas partes del mundo, razón por la cual se cuenta con una base bibliográfica bastante extensa. Sin embargo, en Colombia este tipo de actividades aún no eran muy conocidas, y las experiencias llevadas a cabo en otros países generalmente se enfocaban en otras especies, salvo algunos ensayos con *Acropora* en el Caribe, o se desarrollaban en condiciones ambientales ligeramente diferentes, razón por la cual se decidió a desarrollar los primeros ensayos a baja escala para ajustar estas metodologías.

Las guarderías implementadas en los ensayos piloto fueron de dos sistemas diferentes: a) tipo “bandejas a media agua”, implementadas en el PNN Tayrona, y b) tipo “tendedero” en los PNN Old Providence, Tayrona y Corales; posteriormente, en el PNN Corales se instalaron dispositivos tipo “arbolito”, pero no se evaluaron en los ensayos iniciales. Las guarderías tipo “tendedero” consisten en dos líneas verticales de cabo, en las cuales se colocan entre 3 y 4 líneas horizontales de nylon monofilamento,

que son las que soportan los corales (Figura 4a); la guardería de “bandejas a media agua” construida en el PNN Tayrona fue una modificación del diseño de Shafir *et al.* (2006), y consta de un dispositivo flotante con marcos en PVC en los que se colocan las bandejas con malla en las cuales se insertan los corales adheridos a estructuras como placas de cemento o chazos, entre otros (Figura 4b); por último, los arbolitos comprenden un diseño original de Coral Restoration Foundation traído a Colombia por Ken Nedimyer y la Fundación Corales Vivos, como apoyo a la guardería de coral que se desarrolla dentro del Convenio PNNC-CEINER, y consisten en tubos verticales de PVC que son atravesados por diez (10) varas de fibra de vidrio con orificios para el colgado de los corales (Figura 4c). Todos estos dispositivos se encuentran anclados al sustrato sea por bloques de cemento o por distintos tipos de anclas, y con boyas en su extremo superior para mantenerlos extendidos.

Uno de los primeros aspectos a evaluar en estos ensayos fue el desarrollo de los fragmentos en las guarderías (supervivencia y crecimiento) ante las distintas condiciones ambientales en los tres parques ya que estas áreas protegidas son representativas de tres de las ecorregiones naturales marinas y costeras definidas por el Invemar (Díaz-M. y Gómez-López 2000), en las cuales se pueden encontrar ambientes insulares oceánicos de aguas claras (PNN Old Providence en la Ecorregión Archipiélago de San Andrés y Providencia - SAN), arrecifes influenciados por surgencias costeras al norte de la pluma del río Magdalena (PNN Tayrona en la Ecorregión Tayrona

-TAY) o ambientes insulares sobre la plataforma continental con elevados aportes de aguas dulces y sedimentos provenientes del Canal del Dique (PNN Corales en la Ecorregión Archipiélagos Coralinos - ARCO). Diferencias biogeográficas entre estas áreas han sido identificadas en peces (Acero 1985), moluscos (Díaz 1995) y crustáceos decápodos (Cortés y Campos 1999).

La supervivencia se registró como el porcentaje de colonias que se encontraban vivas al finalizar la fase de guardería (un año o más para los ensayos piloto). La medida de crecimiento varió entre las distintas especies, y se tomó como la longitud en centímetros del eje principal de crecimiento para *Acropora cervicornis*, mientras que para *A. palmata* se registró el área (cm²) comprendida por el eje mayor multiplicado por el eje menor. Es evidente que las dos medidas presentan desviaciones considerables del valor real de crecimiento—en el primer caso subestimándolo, en la medida de que no se tienen en cuenta las ramificaciones, y en el segundo magnificándolo en virtud de que se asume una forma rectangular para cada colonia— pero permitieron dar una idea de la evolución de estas medidas para cada especie en el tiempo. En el PNN Tayrona, durante el tiempo en que participó Valeria Pizarro como investigadora de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, se adoptó la medida del volumen ecológico, que comprende una medida mucho más exacta del crecimiento; lamentablemente su registro genera mayores requerimientos de tiempo y gastos mayores, lo cual dificulta considerablemente su implementación en las áreas protegidas.

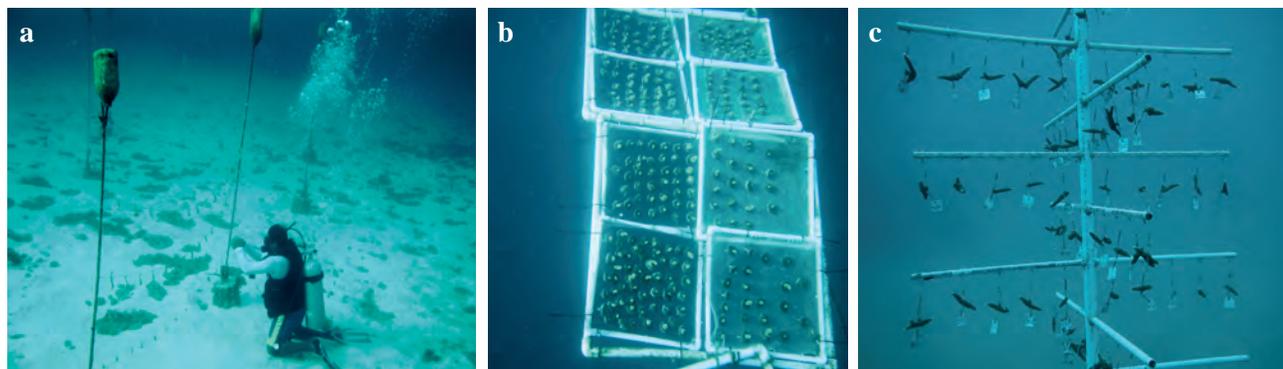


Figura 4. Tipos de guarderías implementadas en los distintos Parques Naturales del Caribe: a) Tipo tendadero. b) Bandejas a media agua. c) Arbolito. Foto: autores

Si bien en todas las áreas se obtuvieron resultados de crecimiento y supervivencia, esta información no se pudo correlacionar con variables ambientales debido a la falta de equipos adecuados para su registro. Por su parte, se incluye una descripción breve de métodos de trasplante y resultados de supervivencia.

PNN Old Providence McBean Lagoon

En junio de 2010, el PNN Old Providence inició la primera etapa de la experiencia piloto con dos guarderías tipo “tendedero”, una para cada especie de *Acropora*; estas guarderías se encuentran ubicadas en la laguna arrecifal frente a la punta Maracaibo. Para esta primera experiencia se montaron 50 fragmentos de *Acropora palmata* con tamaños medios de 2,4 cm², y el mismo número de *A. cervicornis* con 5 cm de longitud (en experiencias posteriores se incluyeron fragmentos de la especie *A. prolifera*). Estos fragmentos se mantuvieron en guardería durante nueve meses, hasta alcanzar una talla de 4,5 cm² para *A. palmata* y de seis meses para *A. cervicornis*, hasta alcanzar una talla de 13 cm, con un porcentaje de supervivencia del 98 % para *A. palmata* y 92 % para *A. cervicornis*.

La primera experiencia de trasplante de las colonias de *A. palmata* provenientes de las guarderías se realizó en abril de 2011, a través del pegado, con cemento, de colonias individuales de *A. palmata* sobre cabezas coralinas muertas. Para el caso de *A. cervicornis*, el primer trasplante se realizó en enero y febrero del 2011, en un área con un cubrimiento alto de macroalgas, sujetando las colonias vivas a colonias muertas de la misma especie, utilizando zunchos plásticos o masilla epóxica. La supervivencia de los trasplantes con estos métodos fue del 98 % para *A. palmata* y del 18 % para *A. cervicornis*. A partir de esa fecha se modificó el área de trasplante de *A. cervicornis*, a una zona cercana a la anterior, pero sin un cubrimiento alto de macroalgas y se utilizaron montículos de cemento sobre sustrato duro donde se pegaban las colonias individuales o sujetando con zunchos plásticos los fragmentos a tubos metálicos sobre sustrato arenoso, obteniendo porcentajes de supervivencia del 95 % y 88,5 %, respectivamente.

La supervivencia en las guarderías y el crecimiento en las mismas de las dos especies fue alta, sin embargo, el

área escogida para la primera experiencia de trasplante de *A. cervicornis* sobre escombros de esta especie, que presentaban una alta cobertura de macroalgas, no presentó los resultados esperados, mientras que las nuevas áreas escogidas, así como los nuevos métodos utilizados con posterioridad han demostrado una mayor facilidad de implementación y mayores supervivencias, al tiempo que presenta menores requerimientos económicos, como es el caso de los montículos de cemento o los tubos metálicos, por lo que se piensa que constituyen una buena alternativa para darle continuidad al proceso de repoblamiento con estas especies.

PNN Tayrona

En el PNN Tayrona se establecieron dos guarderías a finales del 2009, una en la bahía de Neganje con la participación de expertos en corales de la Universidad Jorge Tadeo Lozano, y la otra en la bahía de Gayraca, con la participación de la Fundación Calipso C-Force y el Centro de Buceo Calipso Dive para el apoyo logístico y de educación ambiental, y de la Universidad Jorge Tadeo Lozano. En este artículo solo se hará referencia a la guardería de Gayraca.

La guardería de Gayraca se instaló a una profundidad de 12 m, y consistió en cuatro redes plásticas rígidas de 1,20 m x 1,20 m, sumergidas entre 10 a 12 m, sobre las cuales se aseguraron botones plásticos convencionales. La actividad se realizó el 10 de junio cuando se adhirieron los fragmentos de coral mediante pegamento cola mágica a unas galletas de cemento sobre chasos plásticos para su fijación en la estructura de la guardería. Los fragmentos correspondían a las especies *A. palmata* y *A. cervicornis*, la mayoría entre 1,0 y 1,5 cm; fueron instalados 72 fragmentos de cada especie (total 144 fragmentos).

Las evaluaciones de los primeros ensayos arrojaron que la supervivencia de las especies de *A. cervicornis* y *A. palmata* fue del 90 %. En 2014 el PNN Tayrona realiza un trasplante de *A. palmata* en el sitio Piedra Ahogada al interior de la bahía Gayraca; en esta actividad se repobló la zona con 58 colonias de esta especie, las cuales fueron fijadas a sustrato coralino muerto por medio de cemento convencional, así como con puntillas de acero y zunchos plásticos para el amarre.

PNN Corales del Rosario y de San Bernardo

El ensayo piloto en el PNN Corales se inició con el montaje de una guardería tipo “tendedero” en marzo de 2011, en la cual se instalaron 48 fragmentos de *Acropora cervicornis* de una longitud media de 2,8 cm; en fases posteriores se implementaron dispositivos tipo “arbolito”, cuyos resultados no se incluyen por no hacer parte del ensayo piloto. La fase de guardería duró un año y cuatro meses, en el cual las colonias alcanzaron una longitud del eje principal de 36,8 cm, con una supervivencia del 100 %.

El trasplante se realizó por medio de dos métodos distintos: trasplante de colonias individuales y en hilera. Para el trasplante de colonias individuales se obtuvieron fragmentos de 25 cm (aproximadamente) a partir de las colonias en guardería, los cuales fueron fijados a sustrato coralino muerto con ayuda de cemento. El trasplante en hilera consistió en el traslado de hileras completas con todas las colonias de coral adheridas y fijadas a sustrato suelto (arena y escombros coralinos) por medio de varillas metálicas. Al final de la experiencia se trasplantaron 30 colonias individuales, con una supervivencia del 86,67 %, y dos hileras con 44 colonias, con supervivencia del 100 %.

Este ensayo mostró un rápido crecimiento de los fragmentos en guardería, con una alta supervivencia, aún en las condiciones de calidad de agua inadecuadas del PNN Corales; adicionalmente se presentó una alta supervivencia de los trasplantes por dos métodos distintos y utilizando materiales accesibles y económicos, por lo que el área protegida decidió adoptar esta metodología para continuar con las actividades de repoblamiento de los arrecifes coralinos con las especies de *Acropora*.

Evaluación de métodos (análisis comparativo de diseños de guarderías)

Los resultados preliminares de cada ensayo piloto permitieron conocer el desempeño de los corales bajo las condiciones ambientales y bajo el diseño de guardería seleccionado por cada parque. No obstante, el alcance de cada proyecto no permite que cada

área protegida evalúe en sí todas las metodologías disponibles para el desarrollo de este tipo de actividades, razón por la cual se realizó un análisis comparativo de distintos tipos de guarderías a través de una tabla que muestra de manera cuantitativa los resultados obtenidos para cada método. Estos resultados se registran de acuerdo a una escala numerada que relaciona ponderadamente los valores de las distintas variables, es decir, al valor cualitativo de cada variable se le adjudica una correspondencia numérica, como se presenta en la tabla 1.

La sumatoria final de los valores de cada variable permitió evidenciar cuál método presentó mayores ventajas para su implementación durante los ensayos piloto. Según el análisis de las distintas variables contempladas, los dispositivos sumergidos que hasta la fecha han presentado mayores ventajas para su implementación en proyectos de guarderías de coral en los Parques Nacionales han sido los de tipo “tendedero” y “arbolito” (Tabla 2). En particular el método de tendedero tiene una capacidad media en términos del número de fragmentos que puede contener, y permite a los equipos de trabajo de las áreas protegidas mayor agilidad y relación costo-beneficio para la realización de las jornadas de mantenimiento, en términos de tiempo, materiales y suministros requeridos.

Así mismo se compararon distintas formas de trasplante tanto para colonias individuales como para el trasplante grupal. En el primer caso se ensayaron los métodos de fijación con masilla epóxica, fijación con cemento, sujeción a clavos con zunchos y sujeción directa a sustrato coralino muerto con zunchos; en el segundo caso se probó con el trasplante en hilera y trasplante en montículos de cemento sobre sustrato duro. Las variables que se tuvieron en cuenta fueron la facilidad de implementación de la técnica, costos generados, disponibilidad de materiales, tiempo requerido para la actividad y fijación de las colonias en distintos sustratos.

La totalidad de métodos de trasplante implementados presentaron resultados favorables ya que son de fácil implementación. Los tiempos para el desarrollo de la actividad fueron relativamente cortos y la fijación de

las colonias fue adecuada según el tipo de sustrato en cuestión. Sin embargo, se identificaron algunos inconvenientes con los costos de la masilla epóxica, lo que condiciona su implementación para trasplantes masivos, y en cuanto a la facilidad de encontrar una masilla más maleable y de tiempo de secado más

apropiado, ya que el material disponible a nivel nacional es de consistencia más fuerte y con tiempos de secado o muy rápidos (10 minutos) o demasiado lentos (24 horas), en comparación con la masilla extranjera que presenta una consistencia de arcilla blanda, con posibilidad de mezcla bajo el agua, y un

Tabla 1. Variables a incluir en un análisis comparativo de distintos tipos de guarderías y su valoración con su correspondencia numérica.

Variables	Correspondencia numérica		
	Alto	Medio	Bajo
Número fragmentos/ dispositivo	3	2	1
Espacio requerido	Bajo	Medio	Alto
	3	2	1
Crecimiento	Alto	Medio	Bajo
	3	2	1
Mortalidad	Bajo	Medio	Alto
	3	2	1
Facilidad montaje	Alto	Medio	Bajo
	3	2	1
Facilidad mantenimiento	Alto	Medio	Bajo
	3	2	1
Costos mantenimiento	Bajo	Medio	Alto
	3	2	1

Tabla 2. Análisis comparativo de distintos tipos de dispositivos sumergidos para el montaje de las guarderías.

Variables	Tendedero	Bandejas a media agua	Arbolito
Número fragmentos / dispositivo	2	3	1
Espacio requerido	3	1	3
Crecimiento	3	2	3
Mortalidad	3	2	3
Facilidad montaje	3	2	3
Facilidad mantenimiento	3	1	3
Costos mantenimiento	3	1	3
TOTAL	20	12	19

tiempo de secado de 40 minutos. Ante la dificultad de conseguir la masilla extranjera y los costos que genera la utilización de este material, se considera que presenta menos ventajas para su implementación en comparación con los otros métodos.

Marco lógico de un proyecto regional de conservación y recuperación de ecosistemas coralinos y posible vinculación de actores clave

Con el interés de dar continuidad al proceso se elaboró un proyecto para abordar el tema de manera integral con un primer componente de investigación-acción para definir las necesidades de repoblamiento de cada área, protocolos y requerimientos para su desarrollarlo e implementación. También un portafolio de proyectos prioritarios de investigación que contemplen aspectos ecológicos y genéticos (composición, estructura y función) y de monitoreo requeridos, incluyendo aspectos de estado, presión por cada área protegida participante, para ser implementado a través de convenios o alianzas con institutos de investigación.

Con el fin de hacer los procesos más eficientes, se plantea capacitar y actualizar a funcionarios y contratistas de la DTCA y las áreas sobre restauración y repoblamiento de corales. Además, considerando que los ecosistemas coralinos están expuestos a situaciones fortuitas como derrames de hidrocarburos, encallamiento de embarcaciones o huracanes, desde este componente se espera ajustar los planes de contingencia existentes en las áreas protegidas, como aspectos de sus respectivos planes de manejo, propiciando la gestión de recursos para implementar dichos planes y poder desarrollar de manera pertinente la respectiva evaluación, atención y recuperación de ecosistemas coralinos afectados.

Un segundo componente contempla la necesidad de abordar procesos de ordenamiento ambiental con actores sociales e institucionales con el fin de disminuir las presiones sobre los ecosistemas coralinos. Debido a que muchas de las presiones sobre los ecosistemas coralinos se originan por fuera de las áreas protegidas y están relacionados con deficientes esquemas de ordenamiento ambiental que propician su deterioro, tales como sedimentación o contaminación, se requiere participar de los procesos de ordenamiento ambiental

regional, buscando incidir con políticas o acciones concretas para la conservación de los corales. Para esto se plantea, elaborar un diagnóstico de presiones sobre los ecosistemas coralinos definiendo las necesidades de ordenamiento que se requieran, buscando concertar y poner en marcha acciones de ordenamiento, restauración participativa y fortalecimiento de las pautas de manejo con comunidades e instituciones involucradas. Un aspecto central de este componente es la definición e implementación de alternativas productivas sostenibles dirigidas hacia la población local que acuerdan disminuir las presiones sobre los ecosistemas coralinos.

En concordancia con el componente anterior, pero con énfasis en el cambio de actitudes y comportamientos hacia una relación más armónica entre los habitantes de la región y los ecosistemas coralinos, se espera elaborar y concertar un plan de gestión social, según las características de cada área, que busque la apropiación comunitaria sobre los aspectos claves para la conservación de corales y que permita disminuir las presiones y aumentar la gestión hacia la conservación de los ecosistemas coralinos y sus bienes y servicios frente al cambio global. Esto implica diseñar e implementar actividades y herramientas de comunicación, divulgación y educación para lograr incidir en el público en general, de manera que contribuyan en el futuro a la conservación de los ecosistemas coralinos.

Aunque el proyecto no cubre todas las acciones que las tres áreas protegidas realizan en función de la conservación de los ecosistemas coralinos y demás valores identificados, las actividades del proceso de conservación se articulan en la planificación de PNNC desde el Plan de Acción Institucional (PNNC 2011). Esta es “una herramienta de orientación y direccionamiento que permitirá a la entidad articular su gestión en los tres niveles, local, regional y nacional, con el fin de proyectar su gestión a largo plazo, tomar adecuadas decisiones y optimizar los recursos disponibles”. Según lo anterior, todas las actividades que propongan las áreas protegidas dentro de su Plan de Manejo deberán verse contempladas o reflejadas en algún componente del PAI, el cual también es el caso de las actividades orientadas a la conservación de arrecifes coralinos.

Discusión

Tal y como resume Riegl y Tsounis (2014), los arrecifes de coral están sujetos a impactos de nivel local, regional y de gran escala. En consecuencia, acciones puntuales, podrían mostrar resultados positivos relativamente fácil, siempre y cuando se mantengan a largo plazo.

Para las tres áreas protegidas, su cercanía a ciudades de interés turístico se traduce en una constante presión directa en términos de pesquería. Esta presión normalmente subestimada (Pauly y Zeller 2014) también se realiza en el PNN Old Providence, aunque de manera restrictiva y atendiendo a acuerdos de uso y manejo con pescadores raizales de la Isla de Providencia. Sin embargo en los PNN Tayrona y Corales los volúmenes de captura ilegal son considerables (Martínez-Viloria *et al.* 2014), realizados por pescadores artesanales del Distrito de Santa Marta y el de Cartagena, respectivamente. Ambos polos de desarrollo turístico en el Caribe colombiano. Por tanto, la DTCA con la participación de las tres áreas protegidas y personal del nivel nacional de PNNC, trabaja en un proceso de construir equipo con las autoridades locales, regionales y nacionales, a quienes les compete el ordenamiento pesquero. Además, en ejercicios locales de trabajo con pescadores se buscan acuerdos que contribuyan al manejo sostenible del recurso a través de la pesquería responsable. Igualmente se pretende a nivel local mantener y garantizar la intangibilidad de sitios prioritarios identificados en los correspondientes planes de manejo, de manera que presiones locales por turismo, navegación o pesca autorizada, no afecten la mejor expresión de los ecosistemas en cada una de las ecorregiones a las que corresponden.

Como se mencionó anteriormente, los arrecifes de coral son afectados por la sedimentación proveniente de las descargas de la gran cuenca del río de la Magdalena, la cual recoge aportes de grandes ríos como el Cauca, el San Jorge, el Cesar y el mismo río Magdalena. Detener esta “bola de nieve” se constituye en una acción prioritaria de ordenamiento en el país a largo plazo, que no tendrá resultados en el corto plazo pero que debe ser visualizada para empezar a

revertir y mitigar. Para abordarla hay que considerar la conservación de los manglares del complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta y Canal del Dique, así como el mantenimiento de la funcionalidad de la Depresión Momposina. Dado que además el río Sinú es otra fuente de sedimentos, los manglares del Golfo de Morrosquillo juegan un papel de amortiguación igualmente importante, razón por la cual, la construcción de los Planes de Ordenamiento y Manejo de Unidades Ambientales Costeras, (POMIUAC), se constituyen en un escenario de trabajo importante considerado en la DTCA. Un aspecto que se pone a consideración en los procesos de acuerdos con los pobladores locales es que los acuerdos de conservación de reducción de presiones contemplen alternativas productivas sostenibles que se enfoquen en opciones diferentes a la pesquera en cercanías de las áreas arrecifales.

Ya que los corales en las tres áreas protegidas no están exentos de los efectos del cambio global ya evidenciados, es clara la necesidad de recuperar y fortalecer la resiliencia de las especies a través de diferentes mecanismos que ofrezcan opciones alternativas. Por tanto, se plantea abordar dentro del proceso acciones como las señaladas a continuación.

a) Salvamento de colonias grandes en peligro por sedimentación, o afectadas por actividades delictivas. Esto no solo para salvar al individuo por sí mismo sino por su significancia en términos genéticos de haber sobrevivido en el largo plazo a diferentes eventos extremos y poder transmitir su carga genética a futuras generaciones. En el procedimiento se tendrá en cuenta el manejo de aspectos como enfermedades y parásitos que pueda tener la colonia antes de llevar a su nueva ubicación, lo cual es una consideración dada por Rinkevich (2014). Igualmente se considera importante tener en cuenta el fenotipo y su adaptación a condiciones particulares según la zonación del arrecife, lo que implica desarrollar investigaciones que brinden el conocimiento requerido al momento de tomar decisiones.

b) Salvamento de mayor número de reclutas provenientes de la oferta larval con el fin de

favorecer la diversidad de los arrecifes. Esto implica tener conocimiento de las zonas fuente y de identificar las conectividades que operan en la región, lo que a su vez implica trabajar con otras organizaciones gubernamentales, institucionales, académicas e investigadores, así como con la comunidad en general, en procura de la conservación de los arrecifes “encadenados” en el Caribe. En el tema V. Pizarro y E. M. Alvarado (*com. pers.* 2014) han avanzado como docentes en la Universidad Jorge Tadeo Lozano, promoviendo la realización de tesis a partir de las cuales se recomienda la recolección de material reproductivo y favorecer su asentamiento *ex situ*, para favorecer la fertilización y supervivencia, ante la presencia de una masa de agua superficial no apta para la reproducción en el área de los arrecifes en el PNN Corales.

- c) Salvamento de las colonias supervivientes a eventos extremos de temperatura, sedimentación, oleaje u otra manifestación de cambio global. Es aquí en donde el proceso de guarderías y posterior trasplante juega un mayor papel. Sin embargo, se debe ser cuidadoso en no ampliar la clonación de fragmentos de oportunidad sin tener la claridad de la “historia” de cada uno, más aun si se considera que dichas colonias en el futuro liberarán más larvas que las colonias donadoras (Rinkevich 2014). Por ejemplo, revisar si la fragilidad de los fragmentos frente a la resiliencia y resistencia de las colonias en futuros eventos de corrientes u oleajes extremos en escenarios de cambio global.

Para las tres áreas protegidas el ejercicio de guarderías utilizando el método colgadero adquiere importancia en el comienzo del proceso de crecimiento. Esto no quiere decir que en el futuro no se puedan contemplar otras opciones que favorezcan el crecimiento de los individuos a la vez que facilita el trasplante posterior. Se inició el proceso con guarderías para corales del género *Acropora*, pero se evidencia la necesidad de trabajar en las especies *Montastrea faveolata*, *M. cavernosa* y *M. annularis*, así como en *Siderastrea siderea* y *Colpophyllia natans*, por ser las especies dominantes en muchas áreas coralinas del país y que además presentan una gran importancia estructural en los arrecifes ya que aportan considerablemente

a establecer su configuración tridimensional y, por ende, su funcionalidad. De todas maneras no se debe dejar de mantener guarderías de las dos especies de *Acropora*, ya que ellas siguen siendo las más susceptibles a eventos extremos de temperatura y se debe contribuir al mantenimiento permanente de estas poblaciones de crecimiento rápido, que a la vez ofrecen amplios espacios de refugio para la fauna íctica y macroinvertebrados en arrecifes someros.

Pensar en el producto futuro de un arrecife con sus características y su funcionalidad, requiere de contar con información específica de cada especie en cada área protegida. Por tanto se debe acopiar, a través de la investigación, conocimiento sobre genética y ecología que contribuyan a la definición de combinación de especies o asociaciones a escala de arrecife y paisaje que favorezcan la tridimensionalidad en el ecosistema. Dicho conocimiento deberá permitir priorizar en cada área protegida, cuáles, cuándo y cuánto de cada especie se debe trabajar dentro de los proyectos, según la velocidad de crecimiento y según la modelación de las variables en escenarios de cambio climático.

Dada la importancia para las áreas protegidas de este proceso, es relevante la articulación con los denominados en PNNC “verdaderos actores estratégicos” que, reconociendo las dificultades operativas en las áreas, estén dispuestos a:

- Determinar conjuntamente todos los aspectos a considerar y la estrategia de abordaje, para evitar fracasos masivos.
- Desarrollar de manera constante las actividades que se determinen.
- Discutir y analizar los resultados y dificultades.
- Compartir datos.
- Publicar, considerando el diálogo de saberes, los resultados y aprendizajes logrados.
- Elaborar nuevos proyectos.
- Apoyar decisiones de manejo en escenarios internos y públicos.
- Realizar monitoreos que brinden alertas tempranas diferenciadas de los efectos de los manejos

locales, regionales y globales sobre el estado de los ecosistemas coralinos.

La participación de diferentes actores en estos procesos debe convertirse en apoyos reales a lo que las entidades encargadas del manejo de estos recursos vienen adelantando. Además, deben existir reglas claras de acompañamiento y apoyo, ya que finalmente la responsabilidad del manejo de estos ecosistemas recae principalmente en las autoridades ambientales.

Para el logro de este reto y dadas las consideraciones de corto, medio y largo plazo a nivel local, regional y global, se plantea la importancia de la educación y la comunicación en los programas formales e informales. De tal manera, a medida que los corales crecen, se produce una nueva generación de jóvenes que contribuirán a hacer sostenible la conservación de los arrecifes.

Finalmente, ya que son procesos largos y costosos, se recomienda la inclusión en los planes de manejo actuales y futuros, de las necesidades de recursos y personal para abordar, mantener y crecer en el proceso de restauración, investigación, monitoreo, educación, divulgación y acciones de control en pro de la conservación de los ecosistemas coralinos y la generación de sus servicios ecosistémicos de cara al cambio global.

Agradecimientos

El PNN Corales agradece a todo el equipo de trabajo vinculado al proyecto de restauración coralina: Ameth Vargas, Luis Londoño, Alejandro Pacheco y Diego Duque; a los jefes de área protegida que han apoyado el proyecto: C. C. Carlos Andrés Martínez, C. C. Juan José Sierra y C. C. Mario Cabezas; a actores clave en el proceso: Rafael Vieira, Jaime Rojas y Ludovica Rodríguez (CEINER), Ken Nedimyer (Coral Restoration Foundation), Mauricio Duque y Mónica Herrera (Fundación Corales Vivos), y a la Fundación Corecol (Conservación y Recuperación de Ecosistemas Estratégicos de Colombia). Igualmente el PNN Tayrona reconoce el trabajo de su equipo y a Gustavo Sánchez, Marta Elena Jiménez, John Jairo Restrepo, jefes del área protegida entre 2009 y 2014, quienes han considerado en la planeación

la continuidad del proyecto. El entusiasmo e interés por la conservación de los corales por parte de investigadores de la Universidad Jorge Tadeo Lozano y estudiantes de la Universidad Nacional contribuyeron a generar conocimiento básico de referencia para el proceso. El PNN Old Providence agradece la colaboración del equipo operativo del Parque, en especial la contribución de Santiago Posada, técnico contratista quién ha sido vital para alcanzar los objetivos planteados; así mismo agradece a los pescadores que han venido acompañando el proceso y a la Ecohamlet Foundation por el apoyo administrativo. También, especiales agradecimientos a Valeria Pizarro por sus continuas y permanentes asesorías. Un agradecimiento especial a la Directora Territorial Caribe, Luz Elvira Angarita quien se ha constituido en un pilar para darle continuidad al proceso, el cual hubiera sucumbido en el maremagnum cotidiano sin su decidido apoyo. Igualmente valiosas han sido las contribuciones de Jairo M. García, Fernando de Jesús Orozco Quintero y en particular a los evaluadores y editores que tuvieron a su cargo la revisión del documento.

Bibliografía

- Acero, A. 1985. Zoogeographical implications of the distribution of selected families of Caribbean coral reef fishes. *Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress, Tahiti* 5: 433-438
- Acropora* Biological Review Team. 2005. Atlantic *Acropora* Status Review Document. Report to National Marine Fisheries Service, Southeast Regional Office. 152 pp.
- Aguilera, M. 2006. El Canal del Dique y su subregión: una economía basada en la riqueza hídrica. Documento de trabajo sobre economía sub regional. Banco de la República. Bogotá. 87 pp.
- Alvarado, E., V. Pizarro y A. Sarmiento-Segura. 2011. Formaciones arrecifales. Capítulo 9. Pp. 109-123. *En: Zarza, E. (Ed.). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Parques Nacionales Naturales del Colombia, Banco Mundial, Global Environment Facility (GEF), Patrimonio Natural. Cartagena de Indias, Colombia. 416 pp.*
- Appeldoorn, R. S., P. M. Yoshioka y D. L. Ballantine. 2009. Coral reef ecosystem studies: Integrating science and management in the Caribbean. *Caribbean Journal of Science* 45 (2-3): 134-137.

- Ardila, N., G. R. Navas y J. O. Reyes. 2002. Libro Rojo de invertebrados marinos de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 177 pp.
- Baums, I. B., M. W. Miller y M. E. Hellberg. 2005. Regionally isolated populations of an imperiled Caribbean coral *Acropora palmata*. *Molecular Ecology* 14: 1377–1390.
- Baums, I. B. 2008. A restoration genetics guide for coral reef conservation. *Molecular Ecology* 17: 2796–2811.
- Bruckner, A. W. 2002. Proceedings of the Caribbean *Acropora* workshop: potential application of the U. S. endangered species act as a conservation strategy. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD. 199 pp.
- Cortés, M. L. y N. H. Campos. 1999. Crustáceos decápodos de fondos blandos en la franja costera del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23 (89): 603-614.
- Díaz-M., J. M. y D. I. Gómez-López (Eds.). 2000. Programa Nacional de Investigación en Biodiversidad Marina y Costera PNIBM. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives De Andreis (Invemar), Fonade y Ministerio del Medio Ambiente. Santa Marta, Colombia. 80 pp.
- Díaz, J., L. Barrios, M. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Ángel, F. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Invemar. Serie de Publicaciones Especiales 5. Santa Marta, 176 pp.
- Díaz, J. M. 1995. Zoogeography of marine gastropod in the southern Caribbean: a new look at provinciality. *Caribbean Journal of Science* 31: 104-121.
- Edwards, A. J. (Ed.). 2010. Reef rehabilitation manual. Coral reef targeted research & capacity building for management program. St Lucia, Australia. 166 pp.
- Edwards A. J. y E. D. Gómez 2007. Restauración arrecifal. Conceptos y recomendaciones: tomando decisiones de gestión sensatas ante la incertidumbre. Versión en español de “Reef restoration concepts & guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty”. Coral ref. Targeted research & capacity building for management program. St. Lucia, Australia. 38 pp.
- Friedlander, A., R. Navas, M. Prada, A. Rodríguez-Ramírez, S. y S. E. Zea S. 2014. Colombia. Pp. 196-201. *En: Jackson J. B. C., M. K. Donovan, K. L. Cramer y V. V. Lam (Eds.). Status and Trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. Global coral reef monitoring network, IUCN. Gland, Switzerland.*
- Gladfelter, E. H., R. K. Monahan y W. B. Gladfelter. 1978. Growth rates of five reef-building corals in the northeastern Caribbean. *Bulletin of Marine Science* 28 (4): 728-734.
- Jackson J. B. C., M. K. Donovan, K. L. Cramer y V. V. Lam (Eds.). 2014. Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. Global coral reef monitoring network, IUCN, Gland, Switzerland. 304 pp.
- Lirman, D. 1999. Reef fish communities associated with *Acropora palmata*: relationships to benthic attributes. *Bulletin of Marine Science* 65 (1): 235-252.
- Martínez-Viloria, H., J. C. Narváez Barandica, P. Saldaña, L. E. Angarita, R. Franke, M. Cano, C. García, L. Martínez, C. López, A. Castro, S. Posada, C. Gómez, E. Bruges y E. Viloria-Maestre. 2014. Análisis sobre el uso y aprovechamiento de recursos hidrobiológicos en áreas protegidas de Parques Nacionales Naturales en el Caribe de Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 43 (2) (en prensa).
- Navas-Camacho, R., K. Gómez-Campo, J. C. Vega-Sequeda y T. López Londoño y D. L. Duque. A. Abril y N. Bolaños. 2010. Estado de los arrecifes coralinos. Pp. 75-100. *En: Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia. Año 2009. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, Colombia.*
- Pauly D. y D. Zeller. 2014. Accurate catches and the sustainability of coral reef fisheries. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 7: 44-51.
- PNNC- Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2011. Plan de Acción Institucional Parques Nacionales Naturales de Colombia 2011-2109. Bogotá, D. C. 57 pp.
- Puentes-Aguilar, J. M., A. Fentes-Baca y E. M. C. Jarro-Fajardo. 2013. Estrategia nacional de restauración ecológica de Parques Nacionales Naturales de Colombia. PNNC-Documento borrador. 55 pp.
- Ramírez, G. 1987. Características hidroquímicas y composición química de los sedimentos de la Bahía de Nenguange, Caribe colombiano. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta Betón* 17: 15-26.
- Restrepo-Ángel, J. D. y E. M. Alvarado. 2011. Capítulo 7. Los sedimentos del río Magdalena y su impacto sobre los arrecifes coralinos de las Islas del Rosario: una prioridad de investigación nacional. Pp. 78-94. *En: Zarza, E. (Ed.). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Parques Nacionales Naturales del Colombia, Banco Mundial, Global Environment Facility (GEF), Patrimonio Natural. Cartagena de Indias, Colombia. 416 pp.*
- Riegl, B. y G. Tsounis. 2014. Editorial overview: Environmental change issues: coral reefs sustainability and its challenges. *Current opinion in environmental sustainability* 7: 4-7

- Rinkevich, B. 2014. Rebuilding coral reefs: does active reef restoration lead to sustainable reefs? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 7: 28-36.
- Rodríguez, A., N. Santodomingo y P. Lozano. 2007. Línea base sobre las formaciones coralinas del Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon. Santa Marta. Informe final Convenio 001 UAESPNN – Invemar. 42 pp.
- Shafir, S., J. van Rijn y B. Rinkevich. 2006. A mid-water coral nursery. Pp. 1674-1679. *En: Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*. Okinawa, Japan.
- Vega-Sequeda, J., A. Rodríguez-Ramírez, M. C. Reyes-Nivia y R. Navas-Camacho. 2008. Formaciones coralinas del área de Santa Marta: estado y patrones de distribución espacial de la comunidad bentónica. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 37 (2): 87-105.
- Weil, E., E. A. Hernández-Delgado, A. W. Bruckner, A. L. Ortiz, M. Nemeth y H. Ruiz. 2002. Distribution and status of Acroporid coral (Scleractinia) populations in Puerto Rico. Pp. 71-98. *En: A. W. Bruckner (Ed.) Proceedings of the Caribbean Acropora workshop: potential application of US endangered species act as a conservation strategy NOAA. Technical Memorandum NMFS-OPR-24, Silver Spring, MD.*

Rebeca Franke-Ante
Parque Nacionales Naturales de Colombia
Dirección Territorial Caribe
rebeca.franke@parquesnacionales.gov.co

Esteban Zarza
Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo
esteban.zarza@gmail.com

Marcela Cano-Correa
Parque Nacional Natural Old Providence McBeanLagoon
marcela.cano@parquesnacionales.gov.co

Juan A. Wong-Lubo
Parque Nacional Natural Tayrona
wonglubo@gmail.com

Elkin Hernández
Parque Nacional Natural Tayrona
elkinhernandezrolon@gmail.com

Aportes a la consolidación de un proceso regional para la conservación de arrecifes coralinos: ensayos para la estandarización de metodologías para el repoblamiento de especies amenazadas del género *Acropora* en tres Parques Nacionales Naturales del Caribe colombiano

Cítese como: Franke-Ante, R., E. Zarza, M. Cano-Correa, J. A. Wong-Lubo y E. Hernández. 2014. Aportes a la consolidación de un proceso regional para la conservación de arrecifes coralinos: ensayos para la estandarización de metodologías para el repoblamiento de especies amenazadas del género *Acropora* en tres Parques Nacionales Naturales del Caribe colombiano. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 114-131.

Recibido: 6 de septiembre de 2014
Aprobado: 30 de abril de 2015

Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos

Review and state of the art for ecological restoration of coral reefs

Valeria Pizarro, Vanessa Carrillo y Adriana García-Rueda

Resumen

Los arrecifes coralinos son ecosistemas costeros de gran importancia para el hombre y especies marinas por la diversidad de servicios ecosistémicos que ofrecen. Desafortunadamente y a consecuencia de factores antropogénicos y naturales están perdiéndose rápidamente. Para frenar su degradación y potencial pérdida, se han diseñado e implementado estrategias de conservación pasivas y activas. En estas últimas, que implican la intervención directa del hombre sobre el ecosistema, se ubica la restauración ecológica (RE), la cual lleva pocos años implementándose en ecosistemas marinos. Sin embargo, desde comienzo de la década de 1980 se vienen implementando diferentes métodos con el fin de mitigar amenazas y recuperar los arrecifes degradados. En la actualidad, aunque aún están en etapas experimentales, los métodos de RE en arrecifes coralinos más utilizados son la cría de corales mediante propagación asexual y sexual, y la restauración doble. En este artículo se presenta una descripción general sobre la RE en arrecifes coralinos, comenzando con características de los corales constructores de arrecifes, pasando por los métodos que más se están aplicando y haciendo un recorrido por las experiencias que se han y están desarrollando en todo el mundo. Se finaliza con unas recomendaciones para los interesados implementar procesos de RE en arrecifes coralinos.

Palabras clave. Corales escleractíneos. Tensores arrecifales. Deterioro arrecifal. Propagación asexual y sexual. Restauración doble.

Abstract

Coral reefs are important coastal ecosystems for both humans and marine species due to the diversity of ecosystem services they provide. Unfortunately, and as a consequence of anthropogenic and natural factors these ecosystems are disappearing. To mitigate coral reef degradation and potential loss, several active and passive conservation strategies have been implemented. Active strategies imply the direct intervention of humans in the ecosystem. Ecological restoration (ER) is an active strategy recently used in marine ecosystems. However, since the 1980s, different methodologies have been designed and implemented to mitigate threats and recover degraded coral reefs. Currently, although still under development, the most used ER methodologies on coral reefs are coral rearing through asexual and sexual propagation, and double restoration. This paper presents a general description of coral reef ER. It begins with characteristics of reef building corals ER methods and experiences, and ends with recommendations for those who want to develop and implement ER processes on coral reefs.

Key words. Scleractinian corals. Reef threats. Reef deterioration. Asexual propagation. Sexual propagation. Double restoration.

Introducción

A lo largo de muchas de las costas tropicales y subtropicales se encuentra uno de los ecosistemas más biodiversos del mundo: los arrecifes coralinos (Figura 1). En estos ecosistemas, que no cubren más del 0,1 % de la superficie de la tierra, se encuentra cerca del 35 % de la biodiversidad marina y el 25 % de las especies de peces marinos (Knowlton *et al.* 2010). Adicionalmente, los arrecifes coralinos proveen una gran cantidad de servicios ecosistémicos tales como recursos pesqueros, protección de la línea de costa y atractivo turístico (Moberg y Folke 1999), los cuales tienen implicaciones sociales, económicas y ambientales. Estudios recientes afirman que alrededor de 850 millones de personas dependen directamente de estos ecosistemas (Burke *et al.* 2011), y que los servicios que prestan tienen un valor anual cercano a los 30 billones de dólares americanos (Conservación Internacional 2008). Desafortunadamente, como consecuencia de factores antropogénicos y naturales, los arrecifes coralinos están deteriorándose rápidamente. Entre los primeros, en escala local y regional, se encuentran la sobrepesca (incluyendo la

pesca destructiva con dinamita y redes de arrastre), el desarrollo costero, la entrada de sedimentos, aguas negras y grises, y el daño directo debido a encallamientos o dragados entre otros (Halpern *et al.* 2007). El calentamiento global y la acidificación de los océanos, procesos que ocurren naturalmente, están siendo potenciados por las actividades humanas y son los factores ambientales que más amenazan el futuro de los arrecifes coralinos (Hughes *et al.* 2003).

Aunque el deterioro de los arrecifes varía dependiendo de su localización, la última evaluación realizada a nivel mundial señala que hasta el momento el 19 % de los arrecifes se encuentran degradados, el 15 % está en estado crítico y el 20 % podría desaparecer en las próximas décadas (Wilkinson 2008). Particularmente para el Caribe, la degradación de estos ecosistemas comenzó a registrarse entre las décadas de 1970 y 1980 con eventos de mortalidad masiva del erizo negro (*Diadema antillarum*) y de los corales acropóridos (*Acropora palmata* y *A. cervicornis*) (Lessios 1984, Bythell y Sheppard 1993).



Figura 1. Arrecife coralino del Caribe colombiano, en el sector de Barú, en buen estado. Se caracteriza por tener una alta cobertura coralina viva y diversidad de especies. Un arrecife en buenas condiciones ofrece múltiples servicios ecosistémicos. Foto: autores.

Esta degradación ha continuado de manera tal que en la mayoría de las áreas arrecifales ha ocurrido lo que se conoce como un cambio de fase en las especies dominantes, pasando de corales constructores de arrecifes coralinos a macroalgas (Hughes *et al.* 2010) (Figura 2). La última evaluación sobre el futuro de los arrecifes del Caribe establece que si no se reducen las presiones locales sobre estos ecosistemas (recuperación de poblaciones de peces loro y reducción en la presión por pesca y entrada de contaminantes), ellos desaparecerán en las próximas dos décadas (Jackson *et al.* 2014).

Los arrecifes del Pacífico están en mejores condiciones que los del Caribe, en especial aquellos que se encuentran aislados de centros urbanos y con poca entrada de aguas contaminadas (Chin *et al.* 2011). Los principales factores que afectan los arrecifes del Pacífico, son los mismos que afectan los del Caribe: actividades extractivas de pesca y minería, malas prácticas de turismo y de desarrollo costero, entrada de aguas eutrofizadas y con alta carga sedimentaria, dragados y cambio global (aumento de la temperatura

y acidificación de los océanos). Hasta el momento, en esta región se ha perdido el 4 % de estos ecosistemas, el 7 % está en estado crítico, 16 % están amenazados y el 72 % en buen estado (Burke *et al.* 2011).

En Colombia, los arrecifes coralinos se encuentran en las costas Caribe y Pacífico. En la primera se han descrito 21 áreas discretas, cuya magnitud, complejidad, diversidad de especies y condiciones ambientales son muy variadas y contienen aproximadamente el 70 % de la biodiversidad marina que se ha descrito para el Caribe, y más de 50 % de la pesca artesanal proviene de estos ecosistemas (Díaz *et al.* 2005). Dos terceras partes de la extensión ocupada por los arrecifes colombianos se localizan en los atolones, bancos e islas oceánicas del Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina, en el Caribe suroccidental, a más de 700 km de distancia de la costa continental colombiana. Las otras 14 áreas se distribuyen a lo largo de la costa continental y corresponden a bancos, islas o archipiélagos coralinos situados a cierta distancia de la costa (Díaz *et al.* 2000). El estado de los arrecifes en el Caribe

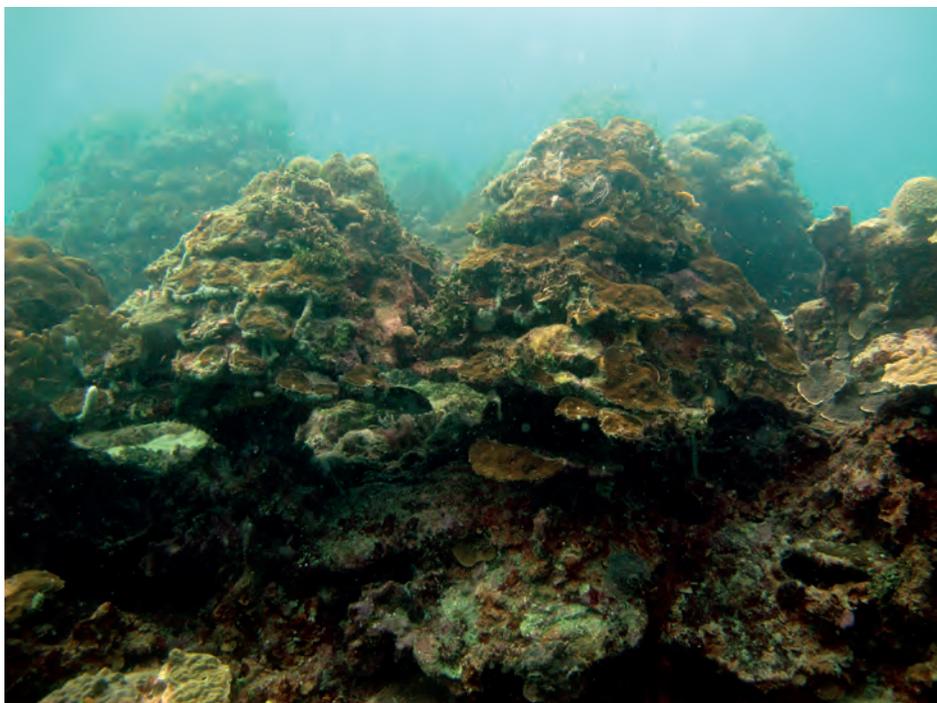


Figura 2. Un arrecife coralino degradado se distingue por la baja cobertura de coral vivo. El bentos es dominado usualmente por macroalgas y otros organismos, lo que se conoce como un cambio de fase (foto arrecife del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y San Bernardo - Isla Grande). Foto: autores.

colombiano es similar al reportado para otras áreas del Caribe, presentando el cambio de fase de corales a macroalgas mencionado anteriormente (Navas *et al.* 2010). Para el 2010 se reportó que la cobertura coralina viva variaba entre 5,4% en el área de Santa Marta a 67,2 % en Urabá, mientras que la cobertura de macroalgas está entre 23,2 % en Urabá y 81,8 % en la isla de San Andrés (Rodríguez-Ramírez *et al.* 2010), con un promedio nacional de 32 % y particulares para algunas zonas de 20,5 % para Providencia y Santa Catalina, 12,6 para San Andrés y 31,1 para Santa Marta (Jackson *et al.* 2014).

Los arrecifes de la costa Pacífica colombiana son relativamente pequeños y se restringen a cuatro áreas: Ensenada de Utría, Punta Tebada, Isla Malpelo e Isla Gorgona. En esta última está el mayor desarrollo arrecifal (Díaz *et al.* 2005). Respecto a los arrecifes del Caribe, los del Pacífico se encuentran en mejor estado con coberturas promedio de 55 % (55,1 – 65,7 %), siendo los arrecifes someros los que mayores pérdidas de cobertura de coral han tenido (Zapata *et al.* 2010). Lo anterior responde principalmente a amenazas de origen natural (blanqueamiento coralino, eventos ENSO y mareas bajas extremas) puesto que estos arrecifes coralinos están lejos de grandes centros urbanos (Rodríguez-Ramírez *et al.* 2008, Zapata *op. cit.*).

La pérdida de los ecosistemas arrecifales ha motivado el diseño e implementación de medidas de mitigación, control y conservación, en especial en aquellas áreas altamente deterioradas. Dentro de las estrategias que se han desarrollado a escala mundial están tratados y convenciones (p. e. Convención de Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, Agenda 21, Convención de Diversidad Biológica, etc.) que aportan elementos importantes para la conservación de estos ecosistemas (Pretch 2006). A escala regional y local se han implementado medidas pasivas y activas: las primeras promueven la recuperación natural de los arrecifes mediante medidas de manejo donde no hay una manipulación del arrecife y las segundas implican la intervención directa en el ecosistema para su recuperación (Rinkevich 2006, Edwards 2010).

Las medidas pasivas más utilizadas son las reservas marinas y/o las Áreas Marinas Protegidas (AMP), las

cuales, además de tener importantes objetivos como reducir la presión de factores antrópicos directos sobre los ecosistemas marinos (Mora *et al.* 2006), han demostrado que pueden contribuir a incrementar la resiliencia de los ecosistemas (p. e. Hughes *et al.* 2003, Mumby *et al.* 2006, McCook *et al.* 2010). Sin embargo, su efectividad varía ampliamente debido a que no protegen de la contaminación o de los impactos del cambio global (Mascia 2003, Hughes *et al.* 2010), y a que solo en unos pocos casos su implementación se ha hecho apropiadamente (Rinkevich 2005, 2008). Desafortunadamente en áreas degradadas, donde los ecosistemas no han podido recuperarse naturalmente, la implementación de medidas pasivas no han logrado sus objetivos (Rinkevich 2008).

Por otra parte, las medidas activas implican la rehabilitación mediante la intervención del hombre en el ecosistema que esté deteriorado mediante medidas de restauración, rehabilitación, remediación y mitigación (Young *et al.* 2002, Edwards 2010). Estos cuatro términos están relacionados y en muchos casos los términos restauración y rehabilitación se usan indistintamente (Edwards 2010). La restauración es el acto de llevar un ecosistema degradado, lo más cercano posible, a la condición original. La rehabilitación es el acto de reemplazar parcial o totalmente las características estructurales o funcionales de un ecosistema, o la sustitución de estas características o cualidades a unas que tengan mayor valor social, ecológico o económico. La remediación es el acto o proceso de reparar el daño que haya sufrido el ecosistema, y la mitigación es la reducción o control de los efectos deletéreos que tenga un proyecto en el ambiente. En esta revisión se hará uso indistintamente de los términos rehabilitación y restauración, con el mismo fin que plantea Edwards (2010) el cual se relaciona con que la expectativa final de la intervención activa se realice mediante la rehabilitación ya que la restauración total es poco probable a la luz del cambio global actual. El objetivo de la restauración ecológica es asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido en cuanto a su composición de especies, estructura de la comunidad, función ecológica y conectividad con ecosistemas adyacentes (Clewell y Aronson 2007). A pesar que la restauración ecológica lleva varias décadas desarrollándose en ecosistemas

terrestres, en ecosistemas marinos, especialmente en arrecifes coralinos, aún está en experimentación (Rinkevich 2008). Al mismo tiempo que se desarrolla el componente técnico, se están definiendo las bases conceptuales de la restauración de dichos ecosistemas (Jaap 2000, Rinkevich 2000, Epstein *et al.* 2001, Schuhmacher 2002, Epstein *et al.* 2003, Rinkevich 2005). En ese sentido, la recomendación de muchos investigadores es combinar estrategias pasivas y activas con el fin de incrementar la resiliencia, productividad y funcionalidad de los arrecifes coralinos, para así aumentar la sobrevivencia de estos ecosistemas a los cambios globales actuales (p. e. Rinkevich 2008, Edwards 2010).

Teniendo en cuenta la degradación de los arrecifes coralinos y el desarrollo que ha tenido en los últimos años la restauración ecológica en estos ecosistemas, se presenta esta revisión. A continuación se hace una descripción de las características de los corales escleractíneos que permiten que sean usados en los procesos de restauración, los diferentes métodos que están siendo utilizados, una descripción de procesos de restauración ecológica que se están desarrollando en diferentes áreas del mundo, con énfasis en los procesos de restauración en el Caribe, incluyendo descripciones generales de lo que se está haciendo en Colombia (cuyas descripciones detalladas se hacen en otro artículo de este número especial). Finalmente, se hacen recomendaciones para tener en cuenta al plantear proyectos de restauración ecológica. La revisión de literatura de los proyectos de restauración de arrecifes coralinos se realizó usando los buscadores de Google, Google académico y Web of Science en una ventana de tiempo de 1980 – 2014, se buscaron todos los artículos publicados y literatura gris (resúmenes de conferencias, reportes técnicos, artículos de divulgación, etc.) que estuvieran relacionados con los términos arrecifes coralinos, restauración, rehabilitación y remediación.

De corales a arrecifes

Los corales escleractíneos son los principales bioconstructores de los arrecifes coralinos (Goreau, 1963), los cuales mediante la secreción y deposición de carbonato de calcio proveen la estructura tridimensional característica de estos ecosistemas

(Hoegh-Gulberg 2011). Aunque no todos los corales escleractíneos construyen arrecifes coralinos, los que lo hacen se caracterizan por ser organismos clonales (Jackson 1997). Esta característica les permite reproducirse asexualmente y en algunos casos dispersarse localmente mediante la fragmentación (Highsmith 1982, Hughes 1984). Durante la reproducción asexual los pólipos (unidad del coral) producen uno o más pólipos genéticamente iguales mediante mecanismos como gemación partenogénesis, mortalidad parcial o fisión de tejido (fragmentación) (Lasker y Coffroth 1999, Fautin 2002). Este último favorece la propagación local de las especies en los arrecifes (Foster *et al.* 2007) y contribuye al mantenimiento de las poblaciones (Cairns 1988, Lasker y Coffroth 1999).

Así mismo, estos organismos tienen la capacidad de reproducirse sexualmente, lo que incrementa la variabilidad genética y las posibilidades de permanencia de las especies y poblaciones en el ecosistema (Harrison 2011). Los corales escleractíneos presentan cuatro patrones básicos de reproducción sexual definidos por el modo (hermafroditas y gonocóricos) y el tipo de reproducción (liberadores de gametos o incubadores de larvas) (Harrison 2011). Los incubadores de larvas se caracterizan por tener fertilización interna (liberación de larvas a la columna de agua) y los liberadores de gametos por tener fertilización externa (liberación de gametos a la columna de agua). En general, la fertilización externa es el modo reproductivo dominante entre los corales escleractíneos, y se ha sugerido que está relacionado con una mayor dispersión potencial de las larvas (Miller y Mundy 2003).

El ciclo de vida consta de una fase planctónica y una fase bentónica (Figura 3) (Harrison y Wallace 1990). Para los corales hermafroditas liberadores de gametos, la fase planctónica involucra la liberación a la columna de agua de bolsas gaméticas (huevos y esperma) (Pizarro 2006, Alvarado 2008), su posterior fertilización (Harrison y Wallace 1990) y desarrollo embrionario hasta el estadio de larva (Pizarro y Thomason 2008). Una vez la larva está completamente desarrollada, tiene la capacidad de nadar y explorar un sustrato donde fijarse (Pizarro y Thomason 2008). La fase bentónica inicia cuando

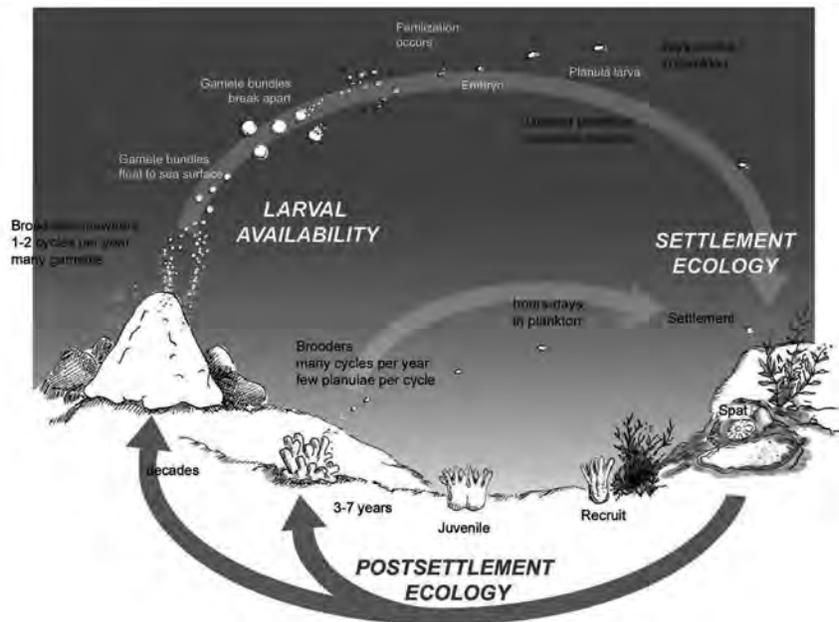


Figura 3. Ciclo de vida de los corales liberadores de gametos e incubadores de larvas (modificado de www.carmabi.org).

la larva se asienta (se adhiere al sustrato, Pizarro 2006) y sufre el proceso de metamorfosis, en el cual se forma un exoesqueleto rudimentario y aparecen tentáculos con células engrosadas alrededor de la boca y empieza a crecer hasta que alcanza su madurez sexual (Richmond 1997, Pizarro 2006). En este punto el ciclo inicia de nuevo.

La restauración ecológica es considerada la estrategia del futuro para la conservación y rehabilitación arrecifal a largo plazo (Jaap 2000, Rinkevich 2000, Epstein *et al.* 2001, Schuhmacher 2002, Young *et al.* 2002, Epstein *et al.* 2003, Rinkevich 2005). La propagación coralina vía reproducción sexual y asexual es parte fundamental de este proceso (Omori y Fujiwara 2004, Abelson 2006, Precht 2006, Rinkevich 2006, Petersen *et al.* 2007).

Métodos de restauración

Usando fragmentos: propagación asexual de corales escleractíneos

Hasta hace poco la propagación asexual como método de restauración constaba del trasplante de colonias o fragmentos de arrecifes sanos a degradados (p. e.

Bouchon *et al.* 1981, Yap y Gómez 1985, Yap *et al.* 1992, Clark y Edwards 1995, Bowden 1997, van Treec y Schuhmacher 1997). Sin embargo, diversos estudios han demostrado que esta estrategia es ecológicamente errónea ya que perjudica las colonias donadoras y los fragmentos trasplantados (p. e. Clark y Edwards 1995, Rinkevich 2000, 2005, Edwards y Gomez 2007). Por esta razón y con el fin de reducir los costos ecológicos asociados a dicho trasplante, se planteó el concepto de jardinería (Rinkevich 1995). Bajo este concepto se ha desarrollado un protocolo en dos pasos, el primero de los cuales se centra en la cría de pequeños fragmentos de coral (también llamados *spats*, *nubbins* o fragmentos) en guarderías *in situ* o *ex situ* (Figura 4). El segundo paso consta del posterior trasplante de los fragmentos que han alcanzado un tamaño necesario para su supervivencia a áreas arrecifales degradadas (Shafir *et al.* 2006, Amar y Rinkevich 2007).

El método de obtención de fragmentos consta de la búsqueda de fragmentos de oportunidad (fragmentos desprendidos naturalmente por rompimiento mecánico como resultado de algún evento externo como tormentas, mar de leva o encallamientos; Shafir y Rinkevich 2010) o por remoción de fragmentos de



Figura 4. Guardería *in situ* flotante construida para la cría de corales en la bahía de Gayraca (Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe colombiano). Foto: autores.

colonias donadoras (Precht 2006). Estos fragmentos son transportados a la guardería para permitir su aclimatación a las condiciones oceanográficas en la misma. Posteriormente, de los fragmentos colectados se obtienen fragmentos más pequeños, los cuales se fijan a un sustrato y se instalan en la guardería para su crecimiento (Rinkevich 2006).

Se ha demostrado que las guarderías *in situ* son las que mejor cumplen con las metas de la restauración coralina (Amar y Rinkevich 2007). Existen dos modelos de guarderías *in situ*, fijas o flotantes, las cuales presentan características asociadas a su uso (Rinkevich 2006) (Tabla 1). Las primeras son instaladas cerca al arrecife y pueden ser de dos tipos: modulares o colgantes (en cuerda, nylon, etc.). El uso de estas guarderías reduce la depredación y los efectos de la sedimentación. Por su parte las guarderías flotantes, que permiten cultivar masivamente colonias de coral a un bajo costo (Rinkevich 2006), son instaladas aproximadamente a 200 metros del arrecife más cercano y pueden ser

de tres tipos, verticales, a media agua o colgantes (Rinkevich 2006). Estas guarderías, en especial aquellas instaladas a media agua, han presentado resultados exitosos en diferentes áreas arrecifales (e.g. Oren y Benayahu 1997, Bowden, 1997, Soong y Chen 2003, Forsman *et al.* 2006, Shafir *et al.* 2006, Amar y Rinkevich 2007, Shafir y Rinkevich 2008, Shaish *et al.* 2008), ya que además de disminuir la depredación y la sedimentación se ha observado una menor presencia de enfermedades (Edwards 2010), incrementando la tasa de supervivencia de los fragmentos (Rinkevich 2006).

La propagación coralina vía reproducción asexual en guarderías *in situ* ha demostrado ser una técnica que promueve una mayor supervivencia y crecimiento de los fragmentos en comparación con el medio natural, generando una producción masiva de corales de un tamaño adecuado para sobrevivir y crecer exitosamente en el arrecife a restaurar (Rinkevich 2006, Shafir *et al.* 2006, Edwards 2010). Sin embargo, su problema radica en que los fragmentos que son criados y posteriormente trasplantados al arrecife a restaurar, pueden tener una baja variabilidad genética (Omori 2001, Rinkevich 2005, Edwards y Gomez 2007).

Usando gametos: propagación sexual de corales escleractíneos

Teniendo en cuenta que la reproducción sexual incrementa la variabilidad genética (Harrison 2011) y así la resiliencia de una especie, implementar proyectos de restauración que involucren el uso de productos sexuales es de gran importancia (Guest *et al.* 2010). La propagación sexual como método de restauración ofrece varias ventajas: beneficia a especies cuya diversidad genética está disminuyendo (Edwards 2010, Roik 2012, Vaughan 2012); permite seleccionar especies con fecundidad alta, lo que se ve reflejado en una mayor cantidad de larvas y por ende un mayor potencial de producir un alto número de juveniles; causa poco daño al arrecife existente porque al ser los gametos colectados directamente del medio marino, el impacto generado sobre la colonia donadora es casi nulo; y maximiza el reclutamiento (Edwards 2010).

Tabla 1. Características asociadas a las guarderías fijas y flotantes. Modificado de Edwards (2010).

Características	Guarderías fijas	Guarderías flotantes
Sedimentación	Mayor cantidad de sedimentos resuspendidos	Menor cantidad de sedimentos resuspendidos
Régimen de luz	Mínimo régimen de luz	Variable. La profundidad se puede ajustar de acuerdo a la estación para optimizar las condiciones de crecimiento y evitar irradiación excesiva
Flujo de agua	Bajo intercambio de agua	Mayor flujo de agua que provee mayor circulación de nutrientes e intercambio de gases lo que incrementa el crecimiento
Proximidad al arrecife	Cercana al arrecife. Mayor efecto de depredadores, enfermedades y sedimentos resuspendidos sobre los fragmentos de coral	Alejada del arrecife. Reducción efectos negativos de predadores naturales, enfermedades y sedimentación
Mantenimiento	Alto	Bajo si hay buena calidad y circulación del agua
Depredación	Alta	Baja
Capacidad de reubicación	Si, pero difícil	Si
Crecimiento de los fragmentos	Menor	Mayor
Duración a largo plazo	Si	Si

Actualmente, el método de restauración coralina basado en la propagación sexual que se está implementado de forma más exitosa alrededor del mundo es la cría de larvas (Guest *et al.* 2010) (Figura 5). Dicho método puede llevarse a cabo de dos formas, la primera, introduciendo grandes cantidades de larvas a un arrecife degradado para que recluten naturalmente, y la segunda, criando embriones y larvas en acuarios *ex situ* para que estas recluten sobre sustratos artificiales, y una vez hayan alcanzado tallas de juveniles sean trasplantados al medio natural (Petersen y Tollrian 2001, Edwards 2010). La obtención de las larvas incluye la colecta de gametos/larvas *in situ* (Edwards 2010).

Los resultados obtenidos hasta el momento (p. e. Omori y Fujiwara 2004, Banaszak 2012, Chavanich 2012, Guest 2012, Okamoto 2012, Roik 2012, Toh 2012, Vaughan 2012) demuestran que en el futuro la principal técnica de restauración coralina

será la cría de larvas y posterior trasplante de los juveniles a arrecifes degradados. Esto se debe al incremento de la variabilidad genética y al potencial de obtener genotipos más resistentes al cambio global, enfermedades coralinas y blanqueamiento (Edwards 2010). Lo anterior resultará en poblaciones y arrecifes potencialmente más resilientes, así como en la formación de comunidades coralinas en lugares donde la recuperación natural es limitada (Omori y Fujiwara 2004).

Aun cuando los métodos de restauración coralina, como lo son la propagación vía reproducción sexual y asexual de las especies, contribuyen a la recuperación de los arrecifes coralinos, se recomienda con el fin de alcanzar un mayor éxito en la restauración de estos ecosistemas, combinar los métodos de propagación sexual y asexual (Roik 2012, Vaughan 2012). La primera fase consta de la cría *ex situ* de larvas y reclutas hasta que alcancen un tamaño adecuado.

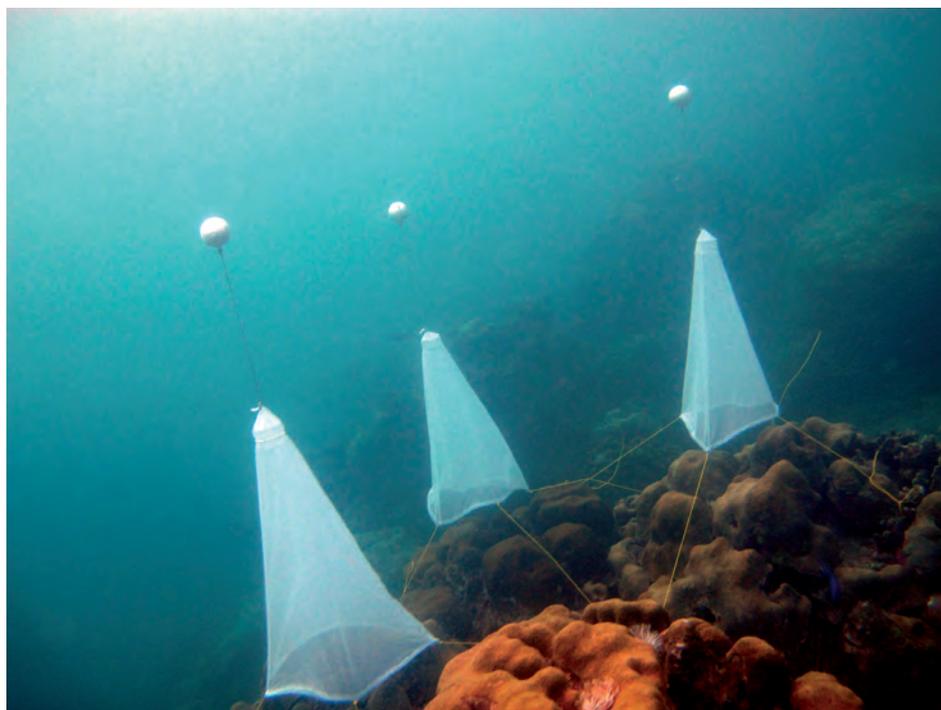


Figura 5. Dispositivos utilizados para la colecta de gametos de coral en la bahía de Gayraca (Parque Nacional Natural Tayrona) en el marco de un proyecto de cría de larvas de coral con fines de restauración. Foto: autores.

Seguidamente estos corales son trasladados a una guardería *in situ*, para posteriormente ser trasplantados al arrecife seleccionado (Vaughan 2012). De esta forma, se maximiza la supervivencia de los embriones y reclutas durante los meses más críticos y se incrementan las probabilidades de obtener un alto número de fragmentos con una alta heterogeneidad genética (Roik 2012, Vaughan 2012).

Restauración doble

Otra estrategia de restauración arrecifal activa, que ha ido tomando fuerza durante los últimos años es la restauración doble, la cual combina las técnicas utilizadas en la restauración física (restauración del medio arrecifal con un enfoque de ingeniería proporcionando disponibilidad de sustratos y diversidad topográfica (Edward y Gomez 2007), con técnicas usadas en la restauración biológica (trasplante de organismos vivos) (Goreau y Hilbertz 2005). El método de restauración doble más utilizado es la acreción mineral (electrodeposición mineral o ERCORN) (Goreau y Hilbertz 2005). Su objetivo

es generar arrecifes semi-artificiales mediante la aplicación de una corriente eléctrica continua sobre una estructura metálica embebida en agua de mar a un bajo voltaje y amperaje entre dos terminales conductivos (Hilbertz y Goreau 1996). Dicha corriente promueve la precipitación y cementación de minerales, lo cual resulta en la creación de un sustrato de carbonato de calcio que mejora y acelera el crecimiento y reproducción de organismos calcificadores (Hilbertz y Goreau 1996). Los arrecifes semi-artificiales generados son estables en el tiempo y permiten el desarrollo de comunidades coralinas y la recuperación de los bienes y servicios de arrecifes degradados (Goreau y Hilbertz 2005, Edwards y Gomez 2007).

En la actualidad, éste método se emplea con éxito para restaurar arrecifes degradados (Goreau y Hilbertz 1996, Sabater y Yap 2002). Esto responde a que la creación de sustratos propende al aumento de las tasas de reclutamiento, el crecimiento y la supervivencia de las especies de coral, además de favorecer la ejecución de trasplantes. (Schuhmacher

et al. 2000). La restauración doble es recomendada para ser utilizada junto con el cultivo de fragmentos de coral en guarderías *ex situ* e *in situ*, ya que puede asegurar el crecimiento y supervivencia de los mismos (Goreau y Hilbertz 1996).

Aun cuando los métodos de restauración mencionados contribuyen a la recuperación de los arrecifes coralinos, la restauración completa de estos ecosistemas tomará años o inclusive décadas (Clewell y Aronson 2007, Morrison 2009). Es así como para alcanzar un proceso de restauración adecuado, es necesario que dichos métodos estén acompañados de medidas de conservación pasiva exitosas (Epstein *et al.* 2005, Rinkevich, 2005, Cowen *et al.* 2006, Rinkevich 2008, Sale 2008, Young *et al.* 2012). Young *et al.* (2012) sugieren, como complemento a lo mencionado, implementar actividades de restauración arrecifal dentro de las áreas marinas protegidas, ya que esto resultaría en un sinergismo positivo entre las estrategias de restauración pasiva y activa.

Experiencias de restauración ecológica en arrecifes coralinos con énfasis en la región Caribe

En la revisión de literatura se encontraron 202 proyectos, en 53 países, que involucran los términos de restauración, rehabilitación y remediación en relación con los arrecifes coralinos. Los métodos más usados son trasplante de colonias o fragmentos de coral, seguido por arrecifes artificiales (Figura 6). Los métodos de propagación asexual, propagación sexual y restauración doble están en un intermedio, pero su aplicación está aumentando en todas las áreas arrecifales del mundo.

La mayor cantidad de los proyectos de restauración arrecifal se han desarrollado en Latinoamérica ($n = 65$), seguido por el océano Índico ($n = 60$), Indopacífico ($n = 45$) y el océano Pacífico ($n = 32$). El mayor número de proyectos en las tres primeras regiones se debe posiblemente a que son las que presentan un nivel más alto de degradación de los ecosistemas arrecifales (Wilkinson 2008).

En sus inicios, la estrategia de restauración ecológica en arrecifes coralinos se enfocó en los aspectos estructurales y de ingeniería que posibilitaran la

reparación de barreras naturales, cuya función primordial era la protección de las costas más importantes de los eventos de erosión. Así mismo, se perseguía el fin de recuperar la integridad topográfica de los arrecifes perturbados por factores antropogénicos como la actividad de embarcaciones (Precht 2006). A nivel mundial, esto solía llevarse a cabo mediante el trasplante directo de fragmentos o colonias de coral de arrecifes sanos a arrecifes degradados (Edwards 2010). Desafortunadamente este método puede generar impactos negativos tanto en las colonias donadoras como en los arrecifes receptores. Por esta razón, en las décadas de 1970 y 1980 los esfuerzos de restauración, además de apuntar a la restauración física de los ecosistemas coralinos, comenzaron a involucrar metodologías que minimizan estos efectos potenciales al considerar las diversas funciones biológicas y ecológicas de los corales (restauración biológica) (Harriott y Fisk 1988).

Los primeros y más ambiciosos proyectos que utilizaron métodos de restauración biológica por propagación asexual (uso de guarderías de coral),

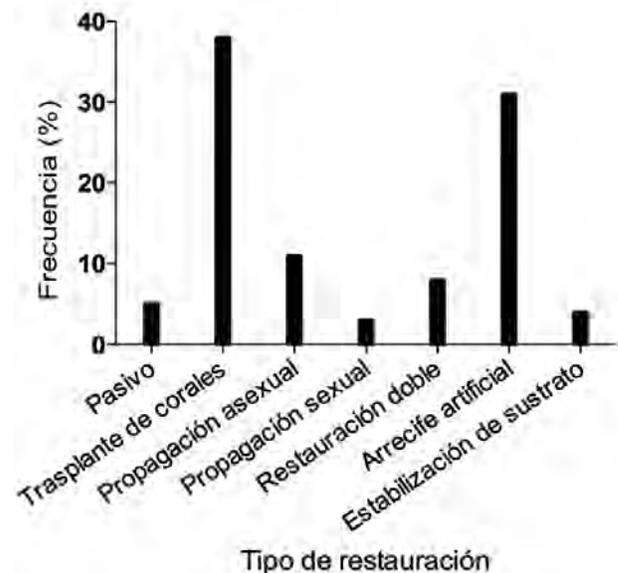


Figura 6. Frecuencia (%) de aplicación de diferentes métodos en proyectos de restauración en todo el mundo entre 1980 y la primera mitad de 2014 ($n = 202$). Modificado de Young *et al.* (2012).

tuvieron lugar en el Indo-Pacífico durante la década de 1990 (Rinkevich 1995, Epstein *et al.* 2001, Soong y Chen 2003). No obstante, en los últimos años la implementación de estos métodos a lo largo del Gran Caribe se ha incrementado sustancialmente. En esta región, las experiencias realizadas se han enfocado en el género *Acropora* que, como se mencionó, solía ser el principal género bioconstructor de arrecifes coralinos someros. La disminución de la abundancia coralina reportada para el Caribe es representada fundamentalmente por la pérdida de colonias de las especies *A. cervicornis* y *A. palmata*, hecho que se traduce en amenazas a la estructura y función arrecifal (Jackson 1992).

De acuerdo con Young *et al.* (2012), se han desarrollado alrededor de 60 proyectos de restauración de especies acropóridas en 14 países del Caribe (Figura 7). Entre ellos, la jardinería de coral a partir de la instalación de guarderías, se posiciona como el método más común, representando el 63 % de los proyectos de propagación de este género (Rinkevich 2000, Shafir *et al.* 2006). En términos generales, hasta la fecha cerca de 12,5 % de las experiencias realizadas se

centraron en el trasplante de corales desde arrecifes coralinos en buen estado hacia aquellos que sufrieron alguna clase de impacto natural o antropogénico, mientras que casi 60 % se basaron en el trasplante de fragmentos previamente cultivados en guarderías (Johnson *et al.* 2011).

Dentro de los países del Caribe que han ejecutado proyectos hacia la restauración de la especie *A. cervicornis* tras la cría de fragmentos en guarderías *in situ* se encuentra Estados Unidos. Allí, puntualmente en el cayo Tavernier (Florida), se emplearon 95 colonias donantes para generar un sistema de cultivo en guarderías en el año 2000 y se logró el trasplante de 1500 fragmentos en 2007, los cuales fueron observados desovando en 2009 (Nedimyer *et al.* 2011). Sumado a esto, se destaca el cultivo de fragmentos de dicha especie en República Dominicana, puntualmente en Punta Cana, donde en 2005 se instaló una serie de guarderías que contenían 25 fragmentos provenientes de cuatro colonias (Bowden-Kerby *et al.* 2005). A partir de los corales en cultivo se produjeron más de 1000 nuevos fragmentos, que fueron trasplantados en 2011.

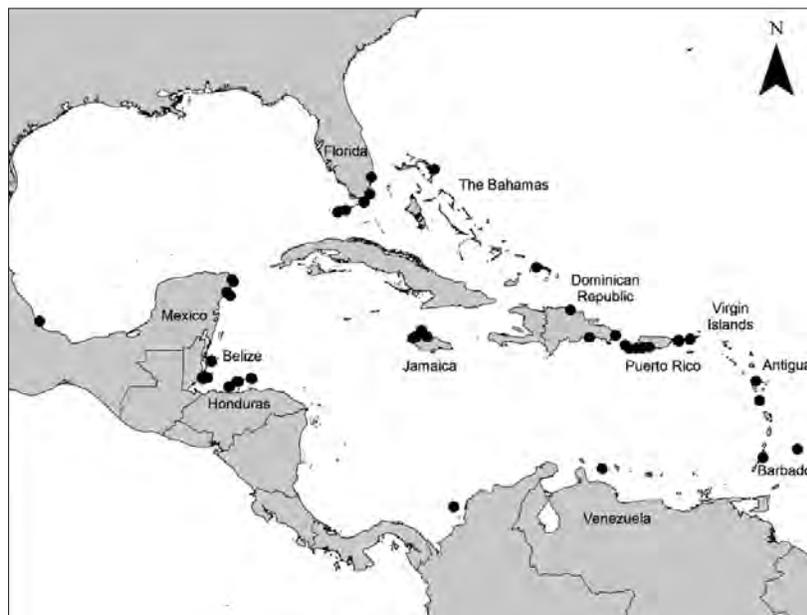


Figura 7. Mapa del Caribe, Atlántico occidental y el Golfo de México con la localización de los sitios donde se identificó la restauración y propagación del género *Acropora*. Young *et al.* (2012). Foto: autores.

En cuanto a *A. palmata*, algunas de las experiencias de restauración corresponden a la cría de fragmentos desde 2005 en la bahía de Oracabess (Jamaica) y desde 2008 en guarderías de coral en Veracruz (México). En la primera se trasplantaron 200 corales de 40 a 100 cm de longitud en 2011. Mientras tanto, en la segunda, una vez finalizado el periodo de cultivo, se trasplantaron 3600 fragmentos usando cemento, reportándose un porcentaje de supervivencia del 85 % luego de tres años. Por otro lado, en lugares como Ruskin (Florida) se han implementado guarderías de coral *ex situ* para cubrir una primera fase de levantamiento de cierto número de fragmentos de *A. cervicornis* bajo condiciones controladas, la cual posteriormente estaría seguida por el cultivo en sistemas *in situ* (Johnson 2011).

Otros países como Belice, Honduras, Puerto Rico y Colombia, se consolidan progresivamente como escenario de la cría de corales acropóridos con tasas de supervivencia mayores al 70 % (Hernández-Delgado *et al.* 2001). A una escala nacional, la reducción generalizada en la cobertura coralina de *A. cervicornis* y *A. palmata* en el Caribe colombiano hacia la década de 1980, fue determinante en el deterioro de ambas especies. De hecho, actualmente los métodos de conservación tradicionales son insuficientes para contrarrestar la pérdida de cobertura de tejido vivo. Por esta razón, en AMPs como son los Parques Nacionales Naturales (PNN)

Old Providence Mc Bean Lagoon, Tayrona, y Corales del Rosario y San Bernardo (CRYBS), se adelantan ensayos preliminares de crecimiento de fragmentos de corales en guardería para su posterior trasplante al medio natural (Cano y Posada 2010, Cano y Posada 2011, Carrillo *et al.* 2012, Zarza 2012). Así, en el año 2009, se puso en marcha un proyecto piloto en el Parque Nacional Natural Tayrona para ensayar dos metodologías propuestas para guarderías. Un año después, el PNN Old Providence decidió incursionar en este campo, seguido por el PNN CRYBS a través de la instalación de guarderías colgantes en 2011 (Tabla 2).

Con respecto al proceso de trasplante de los corales al arrecife cuya restauración se quiere asistir, se han empleado de manera típica diferentes plataformas de adhesión como el cemento, masilla epoxy resistente al agua, cuerdas plásticas, cables metálicos o los fragmentos han sido simplemente incrustados en el sustrato. Hasta el momento, la mayoría de estudios encontró que el uso de cuerdas plásticas fue uno de los métodos de fijación más económico, práctico y efectivo (Bruckner *et al.* 2009, Johnson *et al.* 2011). En la mayor parte de estudios se utilizaron no sólo varios métodos de cultivo, sino también múltiples medios de fijación al sustrato con base en las características ambientales locales (Quinn *et al.* 2005, Johnson *et al.* 2011).

Tabla 2. Información general de los dispositivos utilizados en las guarderías instaladas en los tres Parques Nacionales. Modificado de Cano *et al.* (2014). Ac: *Acropora vicornis*. Ap: *Acropora palmata*.

Parque Nacional Natural	Fecha de instalación	Diseño de guardería	Número de fragmentos	
			Ac	Ap
Tayrona	Abril, 2010	Colgante	40	34
	Julio, 2010	Flotante-media agua	300	
Old Providence McBean Lagoon	Junio, 2010	Colgante	50	50
	Abril, 2012		86	102
Corales del Rosario y de San Bernardo	Marzo, 2011	Colgante	48	0
	Septiembre, 2012		79	0
	Marzo, 2013		90	70
		Árbol	80	60

Sobre los factores que afectan la supervivencia de los corales durante y después de la fase de cría, las experiencias revelan que los daños producidos por tormentas y las anomalías en la temperatura, además de la depredación y una baja calidad de agua, son los más importantes. En ese sentido, los proyectos ejecutados a partir de la construcción e implementación de guarderías colgantes a media agua, que limitan el acceso a depredadores bentónicos y el espacio libre para la colonización de organismos oportunistas, sugirieron que este es el tipo de guardería más eficiente (Johnson 2011). No obstante lo anterior, la restauración coralina a través de fragmentos generados asexualmente no ha sido la única estrategia desarrollada en el Caribe. También se han adelantado estudios basados en la introducción de reclutas al medio natural, donde nuevamente el género *Acropora* se ha constituido como el más evaluado. Este fue por ejemplo el caso de Curaçao en el año 2010 (Lang *et al.* 2013).

Es importante resaltar que además del género *Acropora*, otros géneros formaron parte de los estudios de restauración coralina llevados a cabo a la fecha en el Gran Caribe pero, dadas las propiedades de los corales acropóridos, su proporción respecto a los demás taxones fue mayor. Adicionalmente, se evidenció que pese al aumento en el desarrollo de esta área de la restauración a lo largo de la región, aún es necesario socializar la información obtenida pues, mientras existen varios manuales que se basan en los resultados recopilados para el Pacífico (p. e. Rinkevich 2005, Edward 2010), sólo se cuenta con un manual para el Caribe (Johnson 2011).

Restauración ecológica de arrecifes coralinos: una herramienta de manejo

La restauración ecológica no es por si sola la clave para recuperar y salvar todos los ecosistemas arrecifales del mundo, es una herramienta que puede darle el primer empujón para que se recuperen naturalmente. Debe ir acompañada de estrategias enfocadas en reducir o mitigar los factores que están afectando a los ecosistemas a escala local, como lo son las medidas pasivas. Es claro que los procesos de restauración ecológica aún están en etapa experimental y que existe la necesidad de continuar

con estos esfuerzos (Edwards 2010), por lo que para asegurar el éxito debe tenerse en cuenta varios componentes: primero, los objetivos del proyecto o programa deben tener en cuenta necesidades económicas o sociales y tener, desde un comienzo, criterios bien definidos para evaluar la efectividad del proceso. No todos los proyectos de restauración tienen los mismos objetivos, algunos estarán enfocados a recuperar la biodiversidad y otros algún otro servicio ecosistémico (Hobbs y Harris 2001). Adicionalmente, todos los procesos y/o proyectos de restauración deben involucrar lo más que se pueda a los usuarios de los ecosistemas y a la comunidad en general (Choi 2007).

Segundo, cada localidad o área a restaurar tiene características particulares por lo que cada proyecto es único, aun cuando se utilicen las mismas metodologías y especies (Hildebrand *et al.* 2005). Por esta particularidad, los que desarrollen los proyectos y en especial las entidades encargadas del manejo y la conservación de los ecosistemas arrecifales, deben plantear medidas de manejo adaptativo (Choi *et al.* 2008), ya que es importante reconocer que los ecosistemas son dinámicos.

Tercero, los proyectos deben contar con apoyo financiero para hacer un monitoreo continuo del proceso, lo que permitirá evaluar el progreso y el éxito y hacer cambios que se consideren necesarios durante el desarrollo del proyecto (Hobbs y Norton 1996, Thom 2000).

Recomendaciones para el desarrollo de proyectos de restauración ecológica

En Colombia los proyectos con fines de restauración ecológica están iniciando como resultado del evidente deterioro de los arrecifes coralinos y de la necesidad a nivel nacional de desarrollar estrategias de conservación activas. A la fecha el país cuenta con una serie de herramientas e instrumentos de planificación que orientan la protección, manejo y uso de los ecosistemas y su biodiversidad. Dentro de estas herramientas e instrumentos están la Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE) y el Plan Nacional de Restauración (que se encuentran actualmente

en revisión). En la PNGIBSE la restauración es un componente integral de la conservación de la biodiversidad conjuntamente con la preservación, uso sostenible y generación de conocimiento. Así mismo, tanto el Sistema de Parques Nacionales Naturales como las autoridades ambientales regionales tienen como parte de sus actividades y requerimientos el desarrollo de programas de restauración.

En la actualidad, desarrollar proyectos de restauración ecológica está de boga, sin embargo, es importante conocer bien los principios de la ciencia, así como el funcionamiento de los ecosistemas en donde se desarrollen los proyectos. Este entendimiento resultará en la implementación de proyectos efectivos en términos ecológicos y económicos. Adicionalmente, permitirá comprender la posibilidad de no poder regresar a la condición histórica de un ecosistema, lo que está estrechamente relacionado con la dinámica natural de los mismos (Hobbs 2007). Sumado a lo anterior, está la capacidad de identificar los cambios que está causando y que causará el cambio climático en ecosistemas sensibles a este fenómeno (Choi 2007). Este investigador recomienda identificar especies resistentes a los cambios ambientales asociados al cambio global para mantener y recuperar los servicios ecosistémicos.

Por último, dentro de los documentos que se han elaborado como herramientas orientadoras para el desarrollo de proyectos de restauración/rehabilitación de los arrecifes coralinos están los manuales de Edwards y Gomez (2007) y Edwards (2010). En estos documentos se encuentran los diferentes componentes que se deben tener en cuenta antes, durante y después de un proceso de restauración ecológica de arrecifes coralinos.

Bibliografía

- Abelson, A. 2006. Artificial reefs vs coral transplantation as restoration tools for mitigating coral reef deterioration: benefits, concerns and proposed guidelines. *Bulletin of Marine Science* 78 (1): 151-159.
- Alvarado, E. 2008. Estado de las lesiones naturales sobre la fecundidad: implicaciones en la estructura de talla de una población del coral *Montastraea annularis* en un arrecife degradado del caribe colombiano. Tesis de Doctorado. Universidad del Valle, Departamento de Biología. Bogotá D. C. 146 pp.
- Amar, K. y B. Rinkevick. 2007. A floating mid-water coral nursery as larval dispersion hub: testing an idea. *Marine Biology* 151: 713-718.
- Banaszak, A. 2012. Propagation of sexually-derived coral recruits for active coral reef restoration. Pp. 1-175. *En: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*. Cairns, Australia.
- Bouchon, C., J. Jaubert y Y. Bouchon-Navarro. 1981. Evolution of a semi-artificial reef built by transplanting coral heads. *Tethys* 10: 173-176.
- Bowden, A. 1997. Coral transplantation in sheltered habitats using unattached fragments and cultured colonies. Pp. 2063-2068. *En: Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*. Panamá.
- Bowden-Kerby, A., N. Quinn, M. Stennet y A. Mejia. 2005. *Acropora cervicornis* restoration to support coral reef conservation in the Caribbean. NOAA Coastal Zone 05. New Orleans, Louisiana. 8 pp.
- Bruckner, A., R. Bruckner y R. Hill. 2009. Improving restoration approaches for *Acropora palmata*: lessons from the Fortuna Reefer grounding in Puerto Rico. Pp. 1199-1203. *En: Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*. Fort Lauderdale.
- Burke, L., K. Reytar, M. Spalding y A. Perry. 2011. Reefs at risk revisited. World Resource Institute. Washington, D.C. 130 pp.
- Bythell, J. y C. Sheppard. 1993. Mass mortality of Caribbean shallow corals. *Marine Pollution Bulletin* 26: 296-297.
- Cairns, S. D. 1988. Asexual reproduction in solitary scleractinia. Pp. 641-646. *En: Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*. Townsville, Australia.
- Cano, M. y S. Posada. 2010. Experiencia piloto de restauración de corales Acroporidos en el PNN Old Providence McBeanLagoon. Informe de Avance, Diciembre - 2010. Parques Nacionales Naturales. Isla de Providencia y Santa Catalina. 35 pp.
- Cano, M. y S. Posada. 2011. Experiencia piloto de restauración de corales Acroporidos en el PNN Old Providence McBeanLagoon. Segundo Informe de Avance, Septiembre - 2011. Parques Nacionales Naturales. Isla de Providencia y Santa Catalina.
- Cano, M., E. Zarza, J. Wong, R. Fanke, L. E. Angarita y S. Posada. 2014. Establecimiento de guarderías de coral, fase inicial para un proceso de restauración de ecosistemas marinos: caso Parque Nacional Natural Tayrona, Parque Nacional Natural Old Providence McBean Lagoon y Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo. *In situ*: 84-99.

- Carrillo, V., R. Castaño, N. Charuvi, C. García y V. Pizarro. 2012. Proyectos piloto de cría de fragmentos de coral con fines de restauración realizados en el Parque Nacional Natural Tayrona. Informe de avance II. Santa Marta. 46 pp.
- Chavanich, S. 2012. Successful mass culture of corals using sexual reproduction technique in Thailand. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium. Cairns, Australia.
- Chin, A., T. Lison de Loma, K. Reykar, S. Planes, K. Gerhardt, E. Clua, L. Burke y C. Wilkinson. 2011. Status of coral reefs of the Pacific and Outlook: 2011. Global Coral Reef Monitoring Network.
- Choi, Y. D. 2007. Restoration ecology to the future: A call for new paradigm. *Restoration Ecology* 15: 351-353.
- Choi, Y. D., V. M. Temperton, E. B. Allen, A. P. Grootjans, M. Halassy, R. J. Hobbs, M. A. Naeth y K. Torok. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience* 15: 53-64.
- Clark, S. y A. Edwards. 1995. Coral transplantation as an aid to reef rehabilitation: evaluation of a case study in the Maldive Islands. *Coral Reefs* 14: 201-213
- Clewell, A. y J. Aronson. 2007. Ecological Restoration: Principles, values and structure of an emerging profession. Island Press. Washington. 216 pp.
- Conservation International. 2008. Economic values of coral reefs, mangroves and sea grasses: a global compilation. Center for Applied Biodiversity Science, Arlington. 35 pp.
- Cowen, R., C. Paris y A. Srinivasan. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. *Science* 311: 522-527.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. A. Zapata y S. Zea. 2000. Áreas coralinas de Colombia. Invemar, Serie de Publicaciones Especiales No.5, Santa Marta, Colombia. 176 pp.
- Díaz, J. M., L. M. Barrios, M. H. Cendales, J. Garzón-Ferreira, J. Geister, M. López-Victoria, G. H. Ospina, F. Parra-Velandia, J. Pinzón, B. Vargas-Angel, F. A. Zapata y S. Zea. 2005. Informe del estado de los ambientes marinos y costeros en Colombia. Serie de Publicaciones Especiales 8, Invemar, Santa Marta. 360 pp.
- Edwards, A. y E. Gómez. 2007. Reef restoration: concepts and guidelines. Coral reef targeted research and capacity building for management program. Santa Lucia, Australia. 38 pp.
- Edwards, A. 2010. Reef Rehabilitation Manual. Coral reef targeted research and capacity building for management program. Santa Lucia, Australia. 166 pp.
- Epstein, N., R. Bak y B. Rinkevich. 2001. Strategies for gardening denuded reef areas: the applicability of using different types of coral material for reef restoration. *Restoration Ecology* 9: 432-442.
- Epstein, N., R. Bak, B. Rinkevich. 2003. Applying forest restoration principles to coral reef rehabilitation. *Aquatic Conservation* 13: 387-395.
- Epstein, N., M. Vermeij, R. Bak y B. Rinkevich. 2005. Alleviating impacts of anthropogenic activities by traditional conservation measures: can a small reef reserve be sustainably managed?. *Biological Conservation* 121: 243-255.
- Fautin, D. 2002. Beyond Darwin: Coral reef research in the twentieth century. Pp. 446-449. *En: Proceedings of the 5th International Congress on the History of Oceanography*. La Joya, United States.
- Forsman, Z., B. Rinkevich y C. Hunter. 2006. Investigating fragment size for culturing reef-building corals (*Porites lobata* and *P. compressa*) in ex situ nurseries. *Aquaculture* 261: 89-97.
- Foster, N., I. Baums y P. Mumby. 2007. Sexual vs asexual reproduction in an ecosystem engineer: the massive coral *Montastraea annularis*. *Journal of Animal Ecology* 76: 384-391.
- Goreau, T. 1963. Calcium carbonate deposition by coralline algae and corals in relation to their roles as reef-builders. *Annals of the New York Academy of Sciences* 109: 127-167.
- Goreau, T. y W. Hilbertz. 2005. Marine ecosystem restoration: costs and benefits for coral reefs. *World resource review* 17: 375-409.
- Guest, J., A. Heyward, M. Otori, K. Iwao, A. Morse y C. Boch. 2010. Rearing coral larvae for reef rehabilitation. Pp. 73-98. *En: Edwards, A. (Ed.). Reef Rehabilitation Manual. Coral reef targeted research and capacity building for management program*. Santa Lucia, Australia.
- Guest, J. 2012. Closing the circle: rearing corals from eggs to adults for reef rehabilitation. *En: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*. Cairns, Australia.
- Halpern, B. S., K. A. Selkoe, F. Michelli y C. V. Kappel. 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology* 21: 1301-1315.
- Harriott, V. y D. A. Fisk. 1988. Coral transplantation as a reef management option. Pp. 375-379. *En: Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*. Twonville, Australia.
- Harrison, P. L. 2011. Sexual reproduction of scleractinian corals. Pp: 59-85. *En: Dubinsky, Z y N. Stambler. Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer. 552 pp.
- Harrison, P. L. y Wallace, C. C. 1990. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. Pp. 133-207. *En: Dubinsky, Z. (Ed.) Coral Reefs. Ecosystems of the World*. Elsevier, Amsterdam.

- Hernandez-Delgado, E. A., B. J. Rosado y A. M. Sabat. 2001. Restauración del hábitat esencial de peces juveniles mediante le replantación de corales fragmentados en la Reserva Pesquera Marina del Canal de Luis Pena, Culebra. Pp. 77-97. *En: Memorias del XXIV Simposio de Restauración Natural.*
- Highsmith, R. 1982. Reproduction by fragmentation in corals. *Marine Ecology Progress. Series 7*: 207-226.
- Hilbertz, W. 1984. Repair of reinforced concrete structures by mineral accretion. United States. Patente 4,440,605.
- Hilbertz, W. y T. Goreau. 1996. Method of enhancing the growth of aquatic organisms, and structures created thereby. United States. Patente 5,543,034.
- Hilderbrand, R. H., A. C. Watts y A. M. Randle. 2005. The myths of restoration ecology. *Ecology and Society* 10: 19-29.
- Hobb, R. J. 2007. Setting effective and realística restoration goals: key directions for research. *Restoration Ecology* 15: 354-357.
- Hobbs, R. J. y D. A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration ecology* 4: 93-110.
- Hobbs, R. J. y J. A. Harris. 2001. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology* 9: 239-246.
- Hoegh-Guldberg, O. 2011. The impact of climate change on coral reef ecosystems. Pp. 391-404. *En: Dubinsky, Z. (Ed.). Ecosystems of the world: Coral Reefs.* Elsevier Science, Ámsterdam.
- Hughes, T. 1984. Population dynamics based on individual size rather than age: a general model with a reef coral example. *The American Naturalist* 123: 277-293.
- Hughes, T. P., A. H. Baird, D. R. Bellwood, M. Card, S. R. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J. B. C. Jackson, J. M. Kleypas, J. M. Lough, P. Marshall, M. Nyström, S. R. Palumbi, J. M. Pandolfi, B. Rosen y J. Roughgarden. 2003. Climate change, human impact, and the resilience of coral reefs. *Science* 301: 929-933.
- Hughes, T. P., N. A. J. Graham, J. C. B. Jackson, P. J. Mumby y R. S. Steneck. 2010. Rising to the Challenger of sustaining coral reef resilience. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 633-642.
- Jaap, W. 2000. Coral reef restoration. *Ecological Engineering* 15: 345-364.
- Jackson, J. B. 1992. Pleistocene perspectives on coral reef community structure. *American Zoology* 32: 719-31.
- Jackson, J. B. C. 1997. Reefs since Columbus. *Coral reefs* 16: S23-S32.
- Jackson, J. B. C., M. K. Donovan, K. L. Cramer y V. V. Lam. 2014. Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012. Global Reef Monitoring Network, IUCN. Gland, Switzerland. 306 pp.
- Johnson, M. E., C. Lustic, E. Bartels, I. B. Baums, D. S. Gilliam, L. Larson, D. Lirman, M. W. Miller, K. Nedimyer y S. Schopmeyer. 2011. Caribbean *Acropora* restoration guide: best practices for propagation and population enhancement. The Nature Conservancy, Arlington, VA. 64 pp.
- Knowlton, N. K., R. E. Brainard, R. Fisher, M. Moews, L. Plaisance y M. J. Caley. 2010. Coral Reef Biodiversity. Pp. 65-77. *En: McIntyre, A. D. (Ed.). Life in the world's oceans.* Blackwell Publishing, United States of America.
- Lang, M. A. y M. D. J. Sayer. 2013. Proceedings of the 2013 AAUS/ESDP Curaçao Joint International Scientific Diving Symposium. American Academy of Underwater Sciences. Curaçao. 353 pp.
- Lasker, H. y M. Coffroth. 1999. Responses of clonal reef taxa to environmental change. *American Zoologist* 39: 92-103.
- Lessios, H. A., D. R. Robertson y J. D. Cubit. 1984. Spread of *Diadema* mass mortality through the Caribbean. *Science* 226: 335-337.
- Lewis, R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering* 24: 403-418.
- Mascia, M. 2003. The human dimension of coral reef marine protected areas: recent social science research. *Conservation Biology* 17: 630-632.
- McCook, L. J., T. Ayling, M. Cappel, J. H. Choat, R. D. Evans, D. M. De Freitas, M. Heupel, T. P. Hughes, G. P. Jones, B. Mapstone, H. Marsh, M. Mills, F. J. Molloy, C. R. Pitcherh, R. L. Pressey, G. R. Russ, S. Sutton, H. Sweatman, R. Tobin, D. R. Wachenfeld y D. H. Williamson. 2010. Adaptive management of the Great Barrier Reef: A globally significant demonstration of the benefits of networks of marine reserves. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 107: 18278-18285.
- Miller, K. y C. Mundy. 2003. Rapid settlement in broadcast spawning corals: implications for larval dispersal. *Coral reefs* 22: 99-106.
- Moberg, F. y Folke, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29: 215-233.
- Mora, C., S. Andrefouet, M. Costello, C. Kranenburg, A. Rollo, J. Veron, K. Gaston y R. Myers. 2006. Coral reefs and the global network of marine protected areas. *Science* 312: 1750-1751.
- Morrison, M. 2009. Restoring Wildlife: ecological concepts and practical applications. Society for ecological restoration international. Island Press, Washington. 351 pp.
- Mumby, P., C. Dahlgren, A. Harborne y C. Kappel. 2006. Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311: 98-101.

- Navas-Camacho, R., D. L. Gil-Agudelo, A. Rodríguez-Ramírez, M. C. Reyes-Nivia y J. Garzón-Ferreira. 2010. Coral diseases and bleaching on Colombian Caribbean coral reefs. *Revista de Biología Tropical* 58: 95-106.
- Nedimyer, K., K. Gaines y S. Roach. 2011. Coral tree nursery: An innovative approach to growing corals in an ocean-based field nursery. *AAFL Bioflux* 4: 442-446.
- Okamoto, M. 2012. Experimental transplantation of corals using sexual reproduction in Mando, Indonesia. *En: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*. Cairns, Australia.
- Omori, M. 2001. Degradation and restoration of coral reefs: Experience in Okinawa, Japan. *Marine Biology Research* 7: 3-12.
- Omori, M. y S. Fujiwara. 2004. Manual for restoration and remediation of coral reefs. Nature Conservation Bureau. Japan. 90 pp.
- Oren, U. y Y. Benayahu. 1997. Transplantation of juvenile corals: a new approach for enhancing colonization of artificial reefs. *Marine Biology* 127: 499-505.
- Petersen, D. y R. Tollrian. 2001. Methods to enhance sexual recruitment for restoration of damaged reefs. *Bulletin of Marine Science* 69: 1000-2001.
- Petersen, D., M. Laterveer y G. Visser. 2007. Sexual Recruitment of the Corals *Favia fragum* and *Agaricia humilis* in a 30 m³ exhibit aquarium: Species- Specific limitations and implications on reproductive ecology. *Zoo Biology* 26: 75-91.
- Pizarro, V. 2006. The importance of connectivity between coral populations for the management of the Seaflower Biosphere Reserve. Tesis de Doctorado. Newcastle University, School of Biology. Newcastle upon Tyne, Reino Unido. 178 pp.
- Pizarro, V. y J. Thomason. 2008. How do swimming ability and behavior affect the dispersal of coral larvae. Pp. 454-458. *En: Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium*. Okinawa, Japan.
- Precht, W. F. 2006. Coral reef restoration handbook. CRC Press. United States of America. 366 pp.
- Quinn, N. J., B. L. Kojis y A. Bowden-Kerby. 2005. Assessing the potential for natural recovery and coral restoration techniques for enhancing coral habitat in Jamaica. *Oceans* 3: 2752-2759.
- Richmond, R. 1997. Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of reefs. Pp. 175-197. *En: Bikeland, C. (Ed.). Life and death of coral reefs*. Chapman and Hall, New York.
- Rinkevich, B. 1995. Restoration strategies for coral reefs damaged by recreational activities: the use of sexual and asexual recruits. *Restoration Ecology* 3: 241-251.
- Rinkevich, B. 2000. Steps towards the evaluation of coral reef restoration by using small branch fragments. *Marine Biology* 136: 807-812.
- Rinkevich, B. 2005. Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and las decade progress. *Environmental Science and Technology* 39: 4333-4342
- Rinkevich, B. 2006. The coral gardening concept and the use of underwater nurseries: lessons learned from silvics and silviculture. Pp. 291-301. *En: Precht, W. (Ed.). Coral reef restoration handbook*. CRC Press, United States of America.
- Rinkevich, B. 2008. Management of coral reefs: we have gone wrong when neglecting active reef restoration. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1821-1824.
- Rodríguez-Ramírez, A., C. Bastidas, J. Cortés, H. M. Guzmán, Z. Leão, J. Garzón-Ferreira, R. Kikuchi, B. P. Ferreira, J. J. Alvarado, C. Jiménez, A. Fonseca, E. Salas, J. Nivia, C. Fernández, S. Rodríguez, D. Debrot, A. Cróquer, D. L. Gil-Agudelo, D. I. Gómez, R. Navas-Camacho, M. C. Reyes-Nivia, A. Acosta, E. M. Alvarado, V. Pizarro, A. M. Sanjuan, P. Herrón, F. A. Zapata, S. Zea, M. López-Victoria, J. A. Sánchez. 2008. Status of coral reefs and associated ecosystems in Southern Tropical America: Brazil, Colombia, Costa Rica, Panamá and Venezuela. Pp. 173-186. *En: C. Wilkinson (Ed.). Status of Coral Reefs of the World: 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Center, Townsville, Australia.
- Rodríguez-Ramírez, A., M. C. Reyes-Nivia, S. Zea, R. Navas-Camacho, J. Garzón-Ferreira, S. Bejarano, P. Herrón y C. Orozco. 2010. Recent dynamics and condition of coral reefs in the Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical* 58: 107-131.
- Roik, A. 2012. Coral reef restoration based on sexual coral reproduction. Pp. 524. *En: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium*. Cairns, Australia.
- Sabater, M. y H. Yap. 2002. Growth and survival of coral transplants with an without electrochemical deposition of CaCO₃. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 272: 131-146.
- Sale, P. 2008. Management of coral reefs: Where we have gone wrong and what we can do about it. *Marine Pollution Bulletin* 56: 805-809.
- Schuhmacher, H. 2002. Use of artificial reefs with special reference to the rehabilitation of coral reefs. *Booner Zoo Monography* 50: 81-108.
- Schuhmacher, H., P. van Treeck, M. Eisinger y M. Pater. 2000. Transplantation of coral fragments from ship groundings on electrochemically formed reef structures. *En: Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium*. Bali, 983-990.
- Shafir, S., J. van Rijn y B. Rinkevich. 2006. Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration acts. *Marine Biology* 149: 679-687.

- Shafir, S. y B. Rinkevich. 2008. The underwater silviculture approach for reef restoration: an emergent aquaculture theme. Pp: 279-295. *En*: Schwartz, S. (Ed.). *Aquaculture Research Trends*. Nova Science Publications, New York.
- Shafir, S. y B. Rinkevich. 2010. Integrated long-term mid-water coral nurseries: a management instrument evolving into a floatin ecosystem. *University of Mauritius Research Journal* 16: 365-385.
- Shaish, L., G. Levy, E. Gomez y B. Rinkevich. 2008. Fixed and suspended coral nurseries in the Philippines: establishing the first step in the gardening concept of reef restoration. *Journal of Experimental Marine Biology* 358: 86-97.
- Soong, K. y T. Chen. 2003. Coral transplantation: regeneration and growth of *Acropora* fragments in a nursery. *Restoration Ecology* 11: 62-71.
- Szmant, A. 1991. Sexual reproduction by the Caribbean reef corals *Montastraea annularis* and *M. cavernosa*. *Marine Ecology Progress Series* 74: 13-25.
- Thom, R. M. 2000. Adaptive management of coastal ecosystem restoration projects. *Ecological Engineering* 15: 365-372.
- Toh, T. C. 2012. Rearing sexually propagated massive corals for reef rehabilitation: feasibility and cost effectiveness. Pp. 526. *En*: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium. Cairns, Australia.
- Vaughan, D. 2012. Advancing culture technologies for propagation of coral species for restoration. *En*: Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium. Cairns, Australia.
- van Treeck, P. y H. Schuhmacher. 1997. Initial survival of coral nubbins transplanted by a new coral transplantation technology – options for reef rehabilitation. *Marine Ecology Progress Series* 150: 287-292.
- Wilkinson, C. 2008. Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 298 pp.
- Yap, H. y E. Gomez. 1985. Growth of *Acropora pulchra*. III. Preliminary observations on the effects of transplantation and sediment on the growth and survival of transplants. *Marine Biology* 87: 203-209.
- Yap, H., M. Aliño y E. Gomez. 1992. Trends in growth and mortality of three coral species (Anthozoa: Scleractinia) including effects of transplantation. *Marine Ecology Progress Series* 83: 91-101.
- Young, C., M. Sewel y M. Rice. 2002. Atlas of marine invertebrate larvae. Academic Press. London. 640 pp.
- Young, C., S. Schopmeyer y D. Lirman. 2012. A review of reef restoration and coral propagation using the threatened genus *Acropora* in the Caribbean and Western Atlantic. *Bulletin of Marine Science* 88: 1075-1098.
- Zapata, F.A., A. Rodríguez-Ramírez, C. Caro-Zambrano y J. Garzón-Ferreira. 2010. Mid-term coral-algal dynamics and conservation status of a Gorgona Island (Tropical Eastern Pacific) coral reef. *Revista de Biología Tropical* 58 (Suppl. 1): 81-94.
- Zarza, E. 2012. Resultados preliminares de crecimiento de fragmentos del coral amenazado *Acropora cervicornis* en una guardería colgante en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo. Informe Técnico PNN-COR-002 de 2012. Parques Nacionales Naturales de Colombia. Cartagena de Indias. 20 pp.

Valeria Pizarro
Fundación Ecomares
El Rodadero, Santa Marta, Colombia
valeria.santamarta@gmail.com

Vanessa Carrillo
Departamento de Ciencias Naturales y Educación Ambiental
Saint George's School
Boogotá, Colombia
leslie.carrillo@sgs.edu.co

Adriana García-Rueda
Programa de Biología Marina
Facultad de Ciencias Naturales e Ingenierías
Universidad Jorge Tadeo Lozano
Santa Marta, Colombia
adriana.gr7@gmail.com

Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos

Cítese como: Pizarro, V., V. Carrillo y A. García-Rueda. 2014. Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos. *Biota Colombiana* 15 (Supl. 2): 132-149.

Recibido: 20 de agosto de 2014
Aprobado: 11 de marzo de 2015

Guía para autores

(www.humboldt.org.co/biota)

Preparación del manuscrito

El envío de un manuscrito implica la declaración explícita por parte del autor(es) de que este no ha sido previamente publicado, ni aceptado para su publicación en otra revista u otro órgano de difusión científica. Todas las contribuciones son de la entera responsabilidad de sus autores y no del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, ni de la revista o sus editores.

Los trabajos pueden estar escritos en español, inglés o portugués, y se recomienda que no excedan las 40 páginas (párrafo espaciado a 1,5 líneas) incluyendo tablas, figuras y anexos. En casos especiales el editor podrá considerar la publicación de trabajos más extensos, monografías o actas de congresos, talleres o simposios. De particular interés para la revista son las descripciones de especies nuevas para la ciencia, nuevos registros geográficos y listados de la biodiversidad regional.

Para la elaboración de los textos del manuscrito se puede usar cualquier procesador de palabras (preferiblemente Word); los listados (a manera de tabla) deben ser elaborados en una hoja de cálculo (preferiblemente Excel). Para someter un manuscrito es necesario además anexar una carta de intención en la que se indique claramente:

1. Nombre(s) completo(s) del(los) autor(es), y direcciones para envío de correspondencia (es indispensable suministrar una dirección de correo electrónico para comunicación directa).
2. Título completo del manuscrito.
3. Nombres, tamaños y tipos de archivos suministrados.
4. Lista mínimo de tres revisores sugeridos que puedan evaluar el manuscrito, con sus respectivas direcciones electrónicas.

Evaluación del manuscrito

Los manuscritos sometidos serán revisados por pares científicos calificados, cuya respuesta final de evaluación puede ser: a) *aceptado* (en cuyo caso se asume que no existe ningún cambio, omisión o adición al artículo, y que se recomienda su publicación en la forma actualmente presentada); b) *aceptación condicional* (se acepta y recomienda el artículo para su publicación solo si se realizan los cambios indicados por el evaluador); y c) *rechazo* (cuando el evaluador considera que los contenidos o forma de presentación del artículo no se ajustan a los requerimientos y estándares de calidad de *Biota Colombiana*).

Texto

- Para la presentación del manuscrito configure las páginas de la siguiente manera: hoja tamaño carta, márgenes de 2,5 cm en todos los lados, interlineado 1,5 y alineación hacia la izquierda (incluyendo título y bibliografía).
- Todas las páginas de texto (a excepción de la primera correspondiente al título), deben numerarse en la parte inferior derecha de la hoja.

- Use letra Times New Roman o Arial, tamaño 12 puntos en todos los textos. Máximo 40 páginas, incluyendo tablas, figuras y anexos. Para tablas cambie el tamaño de la fuente a 10 puntos. Evite el uso de negritas o subrayados.
- Los manuscritos debe llevar el siguiente orden: título, resumen y palabras clave, abstract y key words, introducción, material y métodos, resultados, discusión, conclusiones (optativo), agradecimientos (optativo) y bibliografía. Seguidamente, presente una página con la lista de tablas, figuras y anexos. Finalmente, incluya las tablas, figuras y anexos en tablas separadas, debidamente identificadas.
- Escriba los nombres científicos de géneros, especies y subespecies en cursiva (itálica). Proceda de la misma forma con los términos en latín (p. e. *sensu, et al.*). No subraye ninguna otra palabra o título. No utilice notas al pie de página.
- En cuanto a las abreviaturas y sistema métrico decimal, utilice las normas del Sistema Internacional de Unidades (SI) recordando que siempre se debe dejar un espacio libre entre el valor numérico y la unidad de medida (p. e. 16 km, 23 °C). Para medidas relativas como m/seg., use m.seg⁻¹.
- Escriba los números del uno al diez siempre con letras, excepto cuando preceden a una unidad de medida (p. e. 9 cm) o si se utilizan como marcadores (p. e. parcela 2, muestra 7).
- No utilice punto para separar los millares, millones, etc. Utilice la coma para separar en la cifra la parte entera de la decimal (p. e. 3,1416). Enumere las horas del día de 0:00 a 24:00.
- Expresé los años con todas las cifras sin demarcadores de miles (p. e. 1996-1998). En español los nombres de los meses y días (enero, julio, sábado, lunes) siempre se escriben con la primera letra minúscula, no así en inglés.
- Los puntos cardinales (norte, sur, este y oeste) siempre deben ser escritos en minúscula, a excepción de sus abreviaturas N, S, E, O (en inglés W), etc. La indicación correcta de coordenadas geográficas es como sigue: 02°37'53''N-56°28'53''O. La altitud geográfica se citará como se expresa a continuación: 1180 m s.n.m. (en inglés 1180 m a.s.l).
- Las abreviaturas se explican únicamente la primera vez que son usadas.
- Al citar las referencias en el texto mencione los apellidos de los autores en caso de que sean uno o dos, y el apellido del primero seguido por *et al.* cuando sean tres o más. Si menciona varias referencias, éstas deben ser ordenadas cronológicamente y separadas por comas (p. e. Rojas 1978, Bailey *et al.* 1983, Sephton 2001, 2001).
- RESUMEN: incluya un resumen de máximo 200 palabras, tanto en español o portugués como inglés.
- PALABRAS CLAVE: máximo seis palabras clave, preferiblemente complementarias al título del artículo, en español e inglés.

Agradecimientos

Opcional. Párrafo sencillo y conciso entre el texto y la bibliografía. Evite títulos como Dr., Lic., TSU, etc.

Fotografías, figuras, tablas y anexos

Refiera las figuras (gráficas, diagramas, ilustraciones y fotografías) sin abreviación (p. e. Figura 3) al igual que las tablas (p. e. Tabla 1). Gráficos (p. e. CPUE anuales) y figuras (histogramas de tallas), preferiblemente en blanco y negro, con tipo y tamaño de letra uniforme. Deben ser nítidas y de buena calidad, evitando complejidades innecesarias (por ejemplo, tridimensionalidad en gráficos de barras); cuando sea posible use solo colores sólidos en lugar de tramas. Las letras, números o símbolos de las figuras deben ser de un tamaño adecuado de manera que sean claramente legibles una vez reducidas. Para el caso de las fotografías y figuras digitales es necesario que estas sean guardadas como formato tiff con una resolución de 300 dpi. Es oportuno que indique en qué parte del texto desea insertarla.

Lo mismo aplica para las tablas y anexos, los cuales deben ser simples en su estructura (marcos) y estar unificados. Presente las tablas en archivo aparte (Excel), identificadas con su respectivo número. Haga las llamadas a pie de página de tabla con letras ubicadas como superíndice. Evite tablas grandes sobrecargadas de información y líneas divisorias o presentadas en forma compleja. Es oportuno que indique en qué parte del texto desea insertar tablas y anexos.

Bibliografía

Contiene únicamente la lista de las referencias citadas en el texto. Ordénelas alfabéticamente por autores y cronológicamente para un mismo autor. Si hay varias referencias de un mismo autor(es) en el mismo año, añada las letras a, b, c, etc. No abrevie los nombres de las revistas. Presente las referencias en el formato anexo, incluyendo el uso de espacios, comas, puntos, mayúsculas, etc.

ARTÍCULO EN REVISTAS

Agosti, D., C. R. Brandao y S. Diniz. 1999. The new world species of the subfamily Leptanilloidinae (Hymenoptera: Formicidae). *Systematic Entomology* 24: 14-20.

LIBROS, TESIS E INFORMES TÉCNICOS

Libros: Gutiérrez, F. P. 2010. Los recursos hidrobiológicos y pesqueros en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., 118 pp.

Tesis: Cipamocha, C. A. 2002. Caracterización de especies y evaluación trófica de la subienda de peces en el raudal Chorro de Córdoba, bajo río Caquetá, Amazonas, Colombia. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá D. C., 160 pp.

Informes técnicos: Andrade, G. I. 2010. Gestión del conocimiento para la gestión de la biodiversidad: bases conceptuales y propuesta programática para la reingeniería del Instituto Humboldt. Informe Técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., 80 pp.

Capítulo en libro o en informe: Fernández F., E. E. Palacio y W. P. MacKay. 1996. Introducción al estudio de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Colombia. Pp: 349-412. *En:* Amat, G. D., G. Andrade y F. Fernández (Eds.). *Insectos de Colombia. Estudios Escogidos.* Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales & Centro Editorial Javeriano, Bogotá.

Resumen en congreso, simposio, talleres: Señaris, J. C. 2001. Distribución geográfica y utilización del hábitat de las ranas de cristal (Anura; Centrolenidae) en Venezuela. *En:* Programa y Libro de Resúmenes del IV Congreso Venezolano de Ecología. Mérida, Venezuela, p. 124.

PÁGINAS WEB

No serán incluidas en la bibliografía, sino que se señalarán claramente en el texto al momento de mencionarlas.

Guidelines for authors

(www.humboldt.org.co/biota)

Manuscript preparation

Submitting a manuscript implies the explicit statement by the author(s) that the paper has not been published before nor accepted for publication in another journal or other means of scientific diffusion. Contributions are entire responsibility of the author and not the Alexander von Humboldt Institute for Research on Biological Resources, or the journal and their editors.

Papers can be written in Spanish, English or Portuguese and it is recommended not exceeding 40 pages (with paragraphs spaced at 1,5) including tables, figures and Annex. For special cases, the editor could consider publishing more extensive papers, monographs or symposium conclusions. New species descriptions for science, new geographic records and regional biodiversity lists are of particular interest for this journal.

Any word-processor program may be used for the text (Word is recommended). taxonomic list or any other type of table, should be prepared in spreadsheet application (Excel is recommended). To submit a manuscript must be accompanied by a cover letter which clearly indicate s:

1. Full names, mailing addresses and e-mail addresses of all authors. (Please note that email addresses are essential to direct communication).
2. The complete title of the article.
3. Names, sizes, and types of files provide.
4. A list of the names and addresses of at least three (3) reviewers who are qualified to evaluate the manuscript.

Evaluation

Submitted manuscript will have a peer review evaluation. Resulting in any of the following: a) *accepted* (in this case we assume that no change, omission or addition to the article is required and it will be published as presented.); b) *conditional acceptance* (the article is accepted and recommended to be published but it needs to be corrected as indicated by the reviewer); and c) *rejected* (when the reviewer considers that the contents and/or form of the paper are not in accordance with requirements of publication standards of *Biota Colombiana*).

Text

- The manuscript specifications should be the following: standard letter size paper, with 2.5 cm margins on all sides, 1.5-spaced and left-aligned (including title and bibliography).
- All text pages (with the exception of the title page) should be numbered. Pages should be numbered in the lower right corner.
- Use Times New Roman or Arial font, size 12, for all texts. Use size 10 text in tables. Avoid the use of bold or underlining. 40 pages maximum, including tables, figures and annex. For tables use size 10 Times New Roman or Arial Font (the one used earlier).
- The manuscripts must be completed with the following order: title, abstract and key words, then in Spanish Título, Resumen y Palabras claves. Introduction, Materials and Methods, Results, Discussion, conclusions (optional), acknowledgements (optional) and bibliography. Following include a page with the Table, Figure and Annex list. Finally tables, figures and annex should be presented and clearly identified in separate tables.
- Scientific names of genera, species and subspecies should be written in italic. The same goes for Latin technical terms (i.e. sensu, *et al.*). Avoid the use of underlining any word or title. Do not use footnotes.
- As for abbreviations and the metric system, use the standards of the International System of Units (SI) remembering that there should always be a space between the numeric value and the measure unit (e.g., 16 km, 23 °C). For relative measures such as m/sec, use m.sec⁻¹.
- Write out numbers between one to ten in letters except when it precedes a measure unit (e.g., 9 cm) or if it is used as a marker (e.g., lot 9, sample 7).
- Do not use a point to separate thousands, millions, etc. Use a comma to separate the whole part of the decimal (e.g., 3,1416). Numerate the hours of the from 0:00 to 24:00. Express years with all numbers and without marking thousands (e.g., 1996-1998). In Spanish, the names of the months and days (enero, julio, sábado, lunes) are always written with the first letter as a lower case, but it is not this way in English.
- The cardinal points (north, south, east, and west) should always be written in lower case, with the exception of abbreviations N, S, E, O (in English NW), etc. The correct indication of geographic coordinates is as follows: 02°37'53"N-56°28'53"W. The geographic altitude should be cited as follows: 1180 m a.s.l.
- Abbreviations are explained only the first time they are used.

- When quoting references in the text mentioned author's last names when they are one or two, and et al. after the last name of the first author when there are three or more. If you mention many references, they should be in chronological order and separated by commas (e.g., Rojas 1978, Bailey *et al.* 1983, Sephton 2001, 2001).
- ABSTRACT: include an abstract of 200 words maximum, in Spanish, Portuguese or English.
- KEY WORDS: six key words maximum, complementary to the title.

Pictures, Figures, Tables and Annex

- Figures (graphics, diagrams, illustrations and photographs) without abbreviation (e.g. Figure 3) the same as tables (e.g., Table 1). Graphics and figures should be in black and white, with uniform font type and size. They should be sharp and of good quality, avoiding unnecessary complexities (e.g., three dimensions graphics). When possible use solid color instead of other schemes. The words, numbers or symbols of figures should be of an adequate size so they are readable once reduced. Digital figures must be sent at 300 dpi and in .tiff format. Please indicate in which part of the text you would like to include it.
- The same applies to tables and annexes, which should be simple in structure (frames) and be unified. Present tables in a separate file (Excel), identified with their respective number. Make calls to table footnotes with superscript letters above. Avoid large tables of information overload and fault lines or presented in a complex way. It is appropriate to indicate where in the text to insert tables and annexes.

Bibliography

References in bibliography contains only the list of references cited in the text. Sort them alphabetically by authors and chronologically by the same author. If there are several references by the same author(s) in the same year, add letters a, b, c, etc. Do not abbreviate journal names. Present references in the attached format, including the use of spaces, commas, periods, capital letters, etc.

JOURNAL ARTICLE

Agosti, D., C. R. Brandao y S. Diniz. 1999. The new world species of the subfamily Leptanilloidinae (Hymenoptera: Formicidae). *Systematic Entomology* 24: 14-20.

BOOK, THESIS, TECHNICAL REVIEWS

Book: Gutiérrez, F. P. 2010. Los recursos hidrobiológicos y pesqueros en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C. 118 pp.

Thesis: Cipamocha, C. A. 2002. Caracterización de especies y evaluación trófica de la subienda de peces en el raudal Chorro de Córdoba, bajo río Caquetá, Amazonas, Colombia. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Departamento de Biología. Bogotá D. C. 160 pp.

Technical reviews: Andrade, G. I. 2010. Gestión del conocimiento para la gestión de la biodiversidad: bases conceptuales y propuesta programática para la reingeniería del Instituto Humboldt. Informe

Técnico. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C. 80 pp.

Book chapter or in review: Fernández F., E. E. Palacio y W. P. MacKay. 1996. Introducción al estudio de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de Colombia. Pp: 349-412. *En:* Amat, G. D., G. Andrade y F. Fernández (Eds.). *Insectos de Colombia. Estudios Escogidos.* Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales & Centro Editorial Javeriano, Bogotá.

Symposium abstract: Señaris, J. C. 2001. Distribución geográfica y utilización del hábitat de las ranas de cristal (Anura; Centrolenidae) en Venezuela. *En:* Programa y Libro de Resúmenes del IV Congreso Venezolano de Ecología. Mérida, Venezuela, p. 124.

WEB PAGES

Not be included in the literature, but clearly identified in the text at the time of mention.

Guía para autores - Artículos de Datos

www.humboldt.org.co/biota - biotacol@humboldt.org.co | www.sibcolombia.net - sib+iac@humboldt.org.co

El objetivo de esta guía es establecer y explicar los pasos necesarios para la elaboración de un manuscrito con el potencial de convertirse en artículo de datos para ser publicado en la revista *Biota Colombiana*. En esta guía se incluyen aspectos relacionados con la preparación de datos y el manuscrito.

¿Qué es un artículo de datos?

Un artículo de datos o *Data Paper* es un tipo de publicación académica que ha surgido como mecanismo para incentivar la publicación de datos sobre biodiversidad, a la vez que es un medio para generar reconocimiento académico y profesional adecuado a todas las personas que intervienen de una manera u otra en la gestión de información sobre biodiversidad.

Los artículos de datos contienen las secciones básicas de un artículo científico tradicional. Sin embargo, estas se estructuran de acuerdo a un estándar internacional para metadatos (información que le da contexto a los datos) conocido como el *GBIF Metadata Profile (GMP)*¹. La estructuración del manuscrito con base en este estándar se da, en primer lugar, para facilitar que la comunidad de autores que publican conjuntos de datos a nivel global, con presencia en redes como la *Global Biodiversity Information Facility (GBIF)* y otras redes relacionadas, puedan publicar fácilmente artículos de datos obteniendo el reconocimiento adecuado a su labor. En segundo lugar, para estimular que los autores de este tipo de conjuntos de datos que aún no han publicado en estas redes de información global, tengan los estímulos necesarios para hacerlo.

Un artículo de datos debe describir de la mejor manera posible el quién, qué, dónde, cuándo, por qué y cómo de la toma y almacenamiento de los datos, sin llegar a convertirse en el medio para realizar un análisis exhaustivo de los mismos, como sucede

en otro tipo de publicaciones académicas. Para profundizar en este modelo de publicación se recomienda consultar a Chavan y Penev (2011)².

¿Qué manuscritos pueden llegar a ser artículos de datos?

Manuscritos que describan conjuntos de datos primarios y originales que contengan registros biológicos (captura de datos de la presencia de un(os) organismo(s) en un lugar y tiempo determinados); información asociada a ejemplares de colecciones biológicas; listados temáticos o geográficos de especies; datos genómicos y todos aquellos datos que sean susceptibles de ser estructurados con el estándar *Darwin Core*³ (DwC). Este estándar es utilizado dentro de la comunidad de autores que publican conjuntos de datos sobre biodiversidad para estructurar los datos y de esta manera poder consolidarlos e integrarlos desde diferentes fuentes a nivel global. No se recomienda someter manuscritos que describan conjuntos de datos secundarios, como por ejemplo compilaciones de registros biológicos desde fuentes secundarias (p.e. literatura o compilaciones de registros ya publicados en redes como GBIF o IABIN).

Preparación de los datos

Como se mencionó anteriormente los datos sometidos dentro de este proceso deben ser estructurados en el estándar DwC. Para facilitar su estructuración, el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia), ha creado dos plantillas en Excel, una para registros biológicos y otra para listas de especies. Lea y siga detenidamente las instrucciones de las plantillas para la estructuración de los datos a publicar. Para cualquier duda sobre el proceso de estructuración de estos datos por favor contactar al equipo coordinador del SiB Colombia (EC-SiB) en sib+iac@humboldt.org.co.

¹ Wiecezorek, J. 2011. Perfil de Metadatos de GBIF: una guía de referencia rápida. *En:* Wiecezorek, J. *The GBIF Integrated Publishing Toolkit User Manual, version 2.0.* Traducido y adaptado del inglés por D. Escobar. Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia, Bogotá D.C., Colombia, 23p. Disponible en <http://www.sibcolombia.net/repositorio-de-documentos>.

² Chavan, V. y L. Penev. 2011. The data paper: The mechanism to incentivize data publishing in biodiversity science. *BMC Bioinformatics* 12 (Suppl 15): S2.

³ TDWG. 2011. *Darwin Core*: una guía de referencia rápida. (Versión original producida por TDWG, traducida al idioma español por Escobar, D.; versión 2.0). Bogotá: SiB Colombia, 33 pp. Disponible en <http://www.sibcolombia.net/repositorio-de-documentos>

Preparación del manuscrito

Para facilitar la creación y estructuración del manuscrito en el estándar GMP, se cuenta con la ayuda de un editor electrónico (<http://ipt.sibcolombia.net/biota>) que guiará al autor en dicho proceso y que finalmente generará una primera versión del manuscrito. Se recomienda el uso del manual GMP, como una guía de la información a incluir en cada sección del manuscrito, junto con el anexo 1.

Pasos a seguir para la elaboración del manuscrito:

1. Solicite al correo sib+iac@humboldt.org.co el acceso al editor electrónico. El EC-SiB le asignará un usuario y contraseña.
2. Ingrese con su usuario y contraseña al editor electrónico, luego diríjase a la pestaña *Gestión de recursos* y cree un nuevo recurso asignando un nombre corto a su manuscrito usando el formato “AcrónimoDeLaInstitución_año_tipoDeConjuntoDeDatos”, p.e. ABC_2010_avestinije y dar clic en el botón crear.
3. En la vista general del editor seleccione “editar” en la pestaña *Metadatos* (por favor, no manipule ningún otro elemento), allí encontrará diferentes secciones (panel derecho) que lo guiarán en la creación de su manuscrito. Guarde los cambios al finalizar cada sección, de lo contrario perderá la información. Recuerde usar el manual GMP. A continuación se presentan algunas recomendaciones para la construcción del manuscrito. Las secciones se indican en MAYUSCULAS y los elementos de dichas secciones en **negrilla**.
 - En PARTES ASOCIADAS incluya únicamente aquellas personas que no haya incluido en INFORMACIÓN BÁSICA.
 - Los DATOS DEL PROYECTO y DATOS DE LA COLECCIÓN son opcionales según el tipo de datos. En caso de usar dichas secciones amplíe o complemente información ya suministrada, p. ej. no repita información de la **descripción** (COBERTURA GEOGRÁFICA) en la **descripción del área de estudio** (DATOS DEL PROYECTO).
 - De igual manera, en los MÉTODOS DE MUESTREO, debe ampliar o complementar información, no repetirla. La información del **área de estudio** debe dar un contexto específico a la metodología de muestreo.
 - Es indispensable documentar el **control de calidad** en MÉTODOS DE MUESTREO. Acá se debe describir que herramientas o protocolos se utilizaron para garantizar

la calidad y coherencia de los datos estructurados con el estándar DwC.

- Para crear la **referencia del recurso**, en la sección REFERENCIAS, utilice uno de los dos formatos propuestos (Anexo 2). No llene el **identificador de la referencia**, este será suministrado posteriormente por el EC-SiB.
 - Para incluir la bibliografía del manuscrito en **referencias**, ingrese cada una de las citas de manera individual, añadiendo una nueva referencia cada vez haciendo clic en la esquina inferior izquierda.
4. Rectifique que el formato de la información suministrada cumpla con los lineamientos de la revista (p. ej. abreviaturas, unidades, formato de números etc.) en la Guía general para autores de *Biota Colombiana*.
 5. Una vez incluida y verificada toda la información en el editor electrónico notifique al EC-SiB al correo electrónico sib+iac@humboldt.org.co, indicando que ha finalizado la edición del manuscrito. Adicionalmente adjunte la plantilla de Excel con los datos estructurados (elimine todas las columnas que no utilizó). El EC-SiB realizará correcciones y recomendaciones finales acerca de la estructuración de los datos y dará las instrucciones finales para que usted proceda a someter el artículo.

Someter el manuscrito

Una vez haya terminado la edición de su manuscrito y recibido las instrucciones por parte del EC-SiB, envíe una carta al correo electrónico biotacol@humboldt.org.co para someter su artículo, siguiendo las instrucciones en la Guía general para autores de *Biota Colombiana*.

Recuerde adjuntar:

- Plantilla de Excel con la última versión de los datos revisada por el EC-SiB.
- Documento de Word con las figuras y tablas seguidas de una lista las mismas.

Cuando finalice el proceso, sus datos se harán públicos y de libre acceso en los portales de datos del SiB Colombia y GBIF. Esto permitirá que sus datos estén disponibles para una audiencia nacional e internacional, manteniendo siempre el crédito para los autores e instituciones asociadas.

Anexo 1. Estructura base de un artículo de datos y su correspondencia con el editor electrónico basado en el GMP.

SECCIÓN/SUBSECCIÓN	CORRESPONDENCIA CON LOS ELEMENTOS DEL EDITOR ELECTRÓNICO
TÍTULO	Derivado del elemento título .
AUTORES	Derivado de los elementos creador del recurso, proveedor de los metadatos y partes asociadas .
AFILIACIONES	Derivado de los elementos creador del recurso, proveedor de los metadatos y partes asociadas . De estos elementos, la combinación de organización, dirección, código postal, ciudad, país y correo electrónico , constituyen la afiliación.
AUTOR DE CONTACTO	Derivado de los elementos creador del recurso y proveedor de los metadatos.
CITACIÓN	Para uso de los editores.
CITACIÓN DELE RECURSO	Derivada del elemento referencia del recurso .
RESUMEN	Derivado del elemento resumen . Máximo 200 palabras.
PALABRAS CLAVE	Derivadas del elemento palabras clave . Máximo seis palabras.
ABSTRACT	Derivado del elemento abstract . Máximo 200 palabras.
KEY WORDS	Derivadas del elemento key words . Máximo seis palabras.
INTRODUCCIÓN	Derivado del elemento propósito (de las secciones Introducción y Antecedentes). Se sugiere un breve texto para introducir las siguientes secciones. Por ejemplo, historia o contexto de la colección biológica o proyecto en relación con los datos descritos, siempre y cuando no se repita información en las subsecuentes secciones.
Datos del proyecto	Derivada de los elementos de la sección Datos del proyecto: título, nombre, apellido, rol, fuentes de financiación, descripción del área de estudio y descripción del proyecto .
Cobertura taxonómica	Derivada de los elementos de la sección Cobertura taxonómica: descripción, nombre científico, nombre común y categoría .
Cobertura geográfica	Derivada de los elementos de la sección Cobertura geográfica: descripción, latitud mínima, latitud máxima, longitud mínima, longitud máxima .
Cobertura temporal	Derivada de los elementos de la sección Cobertura temporal: tipo de cobertura temporal .
Datos de la colección	Derivada de los elementos de la sección Datos de la colección: nombre de la colección, identificador de la colección, identificador de la colección parental, método de preservación de los especímenes y unidades curatoriales .
MATERIAL Y MÉTODOS	Derivado de los elementos de la sección Métodos de muestreo: área de estudio, descripción del muestreo, control de calidad, descripción de la metodología paso a paso .
RESULTADOS	
Descripción del conjunto de datos	Derivado de los elementos de las secciones Discusión y Agradecimientos, contiene información del formato de los datos y metadatos: nivel de jerarquía, fecha de publicación y derechos de propiedad intelectual .
DISCUSIÓN	Se deriva del elemento discusión . Un texto breve (máximo 500 palabras), que puede hacer referencia a la importancia, relevancia, utilidad o uso que se le ha dado o dará a los datos en publicaciones existentes o en posteriores proyectos.
AGRADECIMIENTOS	Se deriva del elemento agradecimientos .
BIBLIOGRAFÍA	Derivado del elemento bibliografía .

Anexo 2. Formatos para llenar el elemento referencia del recurso.

La referencia del recurso es aquella que acompañará los datos descritos por el artículo, públicos a través de las redes SiB Colombia y GBIF. Tenga en cuenta que esta referencia puede diferir de la del artículo. Para mayor información sobre este elemento contacte al EC-SiB. Aquí se sugieren dos formatos, sin embargo puede consultar otros formatos establecidos por GBIF⁴.

TIPO DE RECURSO	PLANTILLA	EJEMPLO
El conjunto de datos que el manuscrito describe es resultado de un proyecto de carácter institucional o colectivo con múltiples participantes.	<Institución publicadora/ Grupo de investigación> <(Año)>, <Título del recurso/Artículo>. <Número total de registros>, <aportados por:> <parte asociada 1 (rol), parte asociada 2 (rol) (...)>. <En línea,> <url del recurso>. <Publicado el DD/MM/AAAA>.	Centro Nacional de Biodiversidad (2013). Vertebrados de la cuenca de la Orinoquia. 1500 registros, aportados por Pérez, S. (Investigador principal, proveedor de contenidos, proveedor de metadatos), M. Sánchez (Procesador), D. Valencia (Custodio, proveedor de metadatos), R. Rodríguez (Procesador), S. Sarmiento (Publicador), V. B. Martínez (Publicador, editor). En línea, http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin , publicado el 01/09/2013.
El conjunto de datos que el manuscrito describe es resultado de una iniciativa personal o de un grupo de investigación definido.	<Parte asociada 1, parte asociada 2 (...)> <(Año)>, <Título del recurso/Artículo>, <Número total de registros>, <en línea,> <url del recurso>. <Publicado el DD/MM/AAAA>	Valencia, D., R. Rodríguez y V. B. Martínez (2013). Vertebrados de la cuenca del Orinoco. 1500 registros, en línea, http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin . Publicado el 01/09/2001.

Guidelines for authors - Data Papers

www.humboldt.org.co/biota - biotacol@humboldt.org.co | www.sibcolombia.net - sib+iac@humboldt.org.co

The purpose of this guide is to establish and explain the necessary steps to prepare a manuscript with the potential to become a publishable data paper in Biota Colombiana. This guide includes aspects related to the preparation of both data and the manuscript.

What is a Data Paper?

A data paper is a scholarly publication that has emerged as a mechanism to encourage the publication of biodiversity data as well as an approach to generate appropriate academic and professional recognition to all those involved in the management of biodiversity information.

A data paper contains the basic sections of a traditional scientific paper. However, these are structured according to an international standard for metadata (information that gives context to the data)

known as the *GBIF Metadata Profile* (GMP)⁵. The structuring of the manuscript based on this standard enables the community of authors publishing datasets globally, with presence in networks such as the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) and other related networks, to publish data easily while getting proper recognition for their work and to encourage the authors of this type of data sets that have not yet published in these global information networks to have the necessary incentives to do so.

A data paper should describe in the best possible way the Whom, What, Where, When, Why and How of documenting and recording of data, without becoming the instrument to make a detailed analysis of the data, as happens in other academic publications. To deepen this publishing model, it is recommended to consult Chavan & Penev (2011)⁶.

⁴ GBIF (2012). Recommended practices for citation of the data published through the GBIF Network. Version 1.0 (Authored by Vishwas Chavan), Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility. Pp.12, ISBN: 87-92020-36-4. Accessible at http://links.gbif.org/gbif_best_practice_data_citation_en_v1

⁵ GBIF (2011). GBIF Metadata Profile, Reference Guide, Feb 2011, (contributed by O Tuama, E., Braak, K., Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility, 19 pp. Accessible at http://links.gbif.org/gbif_metadata_profile_how-to_en_v1.

⁶ Chavan, V. y L. Penev. 2011. The data paper: The mechanism to incentivize data publishing in biodiversity science. BMC Bioinformatics 12 (Suppl 15): S2.

Which manuscripts are suitable for publication as data paper?

Manuscripts that describe datasets containing original primary biological records (data of occurrences in a particular place and time); information associated with specimens of biological collections, thematic or regional inventories of species, genomic data and all data likely to be structured with the standard *Darwin Core Darwin Core*⁷ (DwC). This standard is used in the community of authors publishing biodiversity datasets to structure the data and thus to consolidate and integrate from different sources globally. It is not recommended to submit manuscripts describing secondary datasets, such as biological records compilations from secondary sources (e.g. literature or compilations of records already published in networks such as GBIF or IABIN).

Dataset preparation

As mentioned above data submitted in this process should be structured based on DwC standard. For ease of structuring, the Biodiversity Information System of Colombia (SiB Colombia), created two templates in Excel; one for occurrences and other for species checklist. Carefully read and follow the template instructions for structuring and publishing data. For any questions about the structure process of data please contact the Coordinator Team of SiB Colombia (EC-SiB) at sib+iac@humboldt.org.co

Manuscript preparation

To assist the creation and structuring of the manuscript in the GMP standard, an electronic writing tool is available (<http://ipt.sibcolombia.net/biota>) to guide the author in the process and ultimately generate a first version of the manuscript. The use of GMP manual as an information guide to include in each section of the manuscript, as well as the annex 1 is recommended.

Steps required for the manuscript preparation:

- 1 Request access to the electronic writing tool at sib+iac@humboldt.org.co. The EC-SiB will assign a username and password.
2. Login to the electronic writing tool, then go to the tab Manage Resources and create a new resource by assigning a short name for your manuscript and clicking on the Create button. Use the format: "InstitutionAcronym_Year_DatasetFeature", e.g. NMNH_2010_rainforestbirds.
3. In the overview of the writing tool click on edit in Metadata section (please, do not use any other section), once there you will find different sections (right panel) that will guide you creating your manuscript. Save the changes at the end of each section, otherwise you will lose the information. Remember to use the GMP manual. Here are some recommendations for editing the metadata, sections are indicated in CAPS and the elements of these sections in **bold**.

- In ASSOCIATED PARTIES include only those who are not listed in BASIC INFORMATION.
 - PROJECT DATA and COLLECTION DATA are optional depending on the data type. When using these sections extend or complement information already provided, i.e. do not repeat the same information describing the **description** (GEOGRAPHIC COVERAGE) in the **study area description** (PROJECT DATA).
 - Likewise, in SAMPLING METHODS, you must expand or complete the information, not repeat it. The information in **study extent** should give a specific context of the sampling methodology.
 - It is essential to document the **quality control** in SAMPLING METHODS. Here you should describe what tools or protocols were used to ensure the quality and consistency of data structured with DwC standard.
 - To create the **resource citation** in the CITATIONS section, follow one of the two formats proposed (Annex 2). Do not fill out the **citation identifier**, this will be provided later by the EC-SiB.
 - To include the manuscript bibliography in **citations**, enter each of the citations individually, adding a new citation each time by clicking in the bottom left.
4. Check that the format of the information provided meets the guidelines of the journal (e.g. abbreviations, units, number formatting, etc.) in the *Biota Colombiana* Guidelines for Authors.
 5. Once included and verified all information in the writing tool, notify to EC-SiB at sib+iac@humboldt.org.co, indicating that you have finished editing the manuscript. Additionally attach the Excel template with structured data (remove all columns that were not used). The EC-SiB will perform corrections and final recommendations about the structure of the data and give you the final instructions to submit the paper.

Submit the manuscript

Once you have finished editing your manuscript and getting the instructions from EC-SiB, send a letter submitting your article to email biotacol@humboldt.org.co, following the instructions of *Biota Colombiana* Guidelines for Authors.

Remember to attach:

- Excel template with the latest version of the data reviewed by the EC-SiB.
- Word document with figures and tables followed by a list of them.

At the end of the process, your information will be public and freely accessible in the data portal of SiB Colombia and GBIF. This will allow your data to be available for national and international audience, while maintaining credit to the authors and partner institutions.

⁷ Biodiversity Information Standards – TDWG. Accessible at <http://rs.tdwg.org/dwc/terms/>

Annex 1. Basic structure of a data paper and its mapping to the writing tool elements based on GM.

SECTION/SUB-SECTION HEADING	MAPPING WITH WRITING TOOL ELEMENTS
TITLE	Derived from the title element.
AUTHORS	Derived from the resource creator , metadata provider , and associated parties elements.
AFFILIATIONS	Derived from the resource creator , metadata provider and associated parties elements. From these elements combinations of organization , address , postal code , city , country and email constitute the affiliation .
CORRESPONDING AUTHOR	Derived from the resource contact , metadata provider elements.
CITATION	For editors use.
RESOURCE CITATION	Derived from the resource citation element.
RESUMEN	Derived from the resumen element. 200 words max.
PALABRAS CLAVE	Derived from the palabras clave element. 6 words max.
ABSTRACT	Derived from the abstract element. 200 words max.
KEY WORDS	Derived from the key words element. 6 words max.
INTRODUCTION	Derived from the purpose (Introduction and Background section). A short text to introduce the following sections is suggested. For example, history or context of the biological collection or project related with the data described, only if that information is not present in subsequent sections.
Project data	Derived from elements title , personnel first name , personnel last name , role , funding , study area description , and design description .
Taxonomic Coverage	Derived from the taxonomic coverage elements: description , scientific name , common name and rank .
Geographic Coverage	Derived from the geographic coverage elements: description , west , east , south , north .
Temporal Coverage	Derived from the temporal coverage elements: temporal coverage type .
Collection data	Derived from the collection data elements: collection name , collection identifier , parent collection identifier , specimen preservation method and curatorial units .
MATERIALS AND METHODS	Derived from the sampling methods elements: study extent , sampling description , quality control and step description .
RESULTADOS	
Descripción del conjunto de datos	Derived from the discussion and acknowledgments, contains information about the format of the data and metadata: hierarchy level , date published and ip rights .
DISCUSSION	Derived from the discussion element. A short text (max 500 words), which can refer to the importance, relevance, usefulness or use that has been given or will give the data in the published literature or in subsequent projects.
ACKNOWLEDGMENTS	Derived from the acknowledgments element.
BIBLIOGRAPHY	Derived from the citations element.

Annex 2. Citation style quick guide for “resource reference” section.

The Resource Reference is the one that refer to the dataset described by the paper, publicly available through SiB Colombia and GBIF networks. Note that this reference may differ from the one of the paper. For more information about this element contact EC-SiB.

Here two formats are suggested; however you can consult other formats established by GBIF⁸.

TYPE OF RESOURCE	TEMPLATE	EXAMPLE
The paper is the result of a collective or institutional project with multiple participants.	<Institution/Research Group>. <Year>, <Title of the Resource/Paper>. <Number of total records>, <provided by :> <associated party 1 (role), associated party 2 (role), (...)>. <Online,> <resource URL>, <published on>. <Published on DD/MM/AAAA>.	National Biodiversity (2013). Vertebrates in Orinoco, 1500 records, provided by: Perez, S. (Principal investigator, content provider), M. Sanchez (Processor), D. Valencia (Custodian Steward, metadata provider), R. Rodriguez (Processor), S. Sarmiento (Publisher), VB Martinez (Publisher, Editor). Online, http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin , published on 01/09/2013.
The paper is the result of a personal initiative or a defined research group.	<associated party 1, associated party 2, (...)>. <Year>, <Title of the Resource/Paper>, <Number of total records>, <Online,> <resource URL>. <Published on DD/MM/AAAA>.	Valencia, D., R. Rodríguez and V. B. Martínez. (2013). Vertebrate Orinoco Basin, 1500 records, Online, http://ipt.sibcolombia.net/biota/resource.do?r=verte_orin , published on 01/09/2001

⁸ GBIF (2012). Recommended practices for citation of the data published through the GBIF Network. Version 1.0 (Authored by Vishwas Chavan), Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility. Pp.12, ISBN: 87-92020-36-4. Accessible at http://links.gbif.org/gbif_best_practice_data_citation_en_v1

TABLA DE CONTENIDO / TABLE OF CONTENTS

Presentación / Presentation. <i>Brigitte L. G. Baptiste B.</i>	1
Caracterización de invasiones de <i>Ulex europaeus</i> L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia. / Characterization of <i>Ulex europaeus</i> L. invasions of different ages, as a tool for ecological restoration of Andean forests, Colombia. <i>Héctor E. Beltrán-Gutiérrez y José I. Barrera-Cataño</i>	3
Crecimiento de <i>Baccharis macrantha</i> y <i>Viburnum triphyllum</i> , dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia) / Growth of <i>Baccharis macrantha</i> and <i>Viburnum triphyllum</i> , two native species useful for ecological restoration, planted in a pasture Andean (Boyacá, Colombia). <i>Laura L. Hernández-Pineda, Oscar M. Roa-Casas y Francisco Cortés-Pérez</i>	27
Gustos, percepciones y conocimiento local de los habitantes rurales de la cuenca media del río La Vieja (cuenca del río Cauca, Colombia), sobre 60 especies nativas de árboles, arbustos y palmas / Preferences, perceptions and local knowledge of rural inhabitants of the middle section of the La Vieja River drainage a tributary of the Cauca River (Colombia), about 60 native species of trees, bushes and palms. <i>Zoraida Calle-D., Eudaly Giraldo-S., Adriana Giraldo-S., Oscar Tafur y José A. Bolívar</i>	39
Construcción participativa de estrategias de restauración ecológica en humedales del Magdalena Medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial / Participative construction of ecological restoration strategies for wetlands of the middle Magdalena River drainage: a tool for environmental land management. <i>Natasha V. Garzón, Mireya P. Córdoba y Juan C. Gutiérrez</i>	58
Seed dispersal by bats across four successional stages of a subandean landscape / Dispersión de semillas por murciélagos a través de cuatro estados sucesionales de un paisaje subandino. <i>Mauricio Aguilar-Garavito, Luis Miguel Renjifo y Jairo Pérez-Torres</i>	87
Ensayo preliminar de crecimiento de fragmentos del coral amenazado <i>Acropora cervicornis</i> en una guardería colgante y experiencia piloto de trasplante en el Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano / Preliminary trial on the growth of fragments of the endangered coral <i>Acropora cervicornis</i> in a hanging nursery and pilot project experience with transplantation to the Corales del Rosario and San Bernardo National Parks in Caribbean Colombia. <i>Esteban Zarza, Ameth Vargas, Luis Londoño, Alejandro Pacheco y Diego Duque</i>	102
Aportes a la consolidación de un proceso regional para la conservación de arrecifes coralinos: ensayos para la estandarización de metodologías para el repoblamiento de especies amenazadas del género <i>Acropora</i> en tres Parques Nacionales Naturales del Caribe colombiano / Contributions to the consolidation of a regional process for the conservation of coral reefs: trials for the standardization of methodologies for the repopulation of endangered species of the genus <i>Acropora</i> in three National Parks in Caribbean Colombia. <i>Rebeca Franke-Ante, Esteban Zarza, Marcela Cano-Correa, Juan A. Wong Lubo y Elkin Hernández</i>	114
Ensayo. Revisión y estado del arte de la restauración ecológica de arrecifes coralinos / Review and state of the art for ecological restoration of coral reefs. <i>Veleria Pizarro, Vanessa Carrillo y Adriana García-Rueda</i>	132
Guía para autores / Guidelines for authors	150