



**Lyonia 9(2) 2006 - Dry Forest Biodiversity and
Conservation 2: Propagation and Conservation Strategies**

Volume 9 (2)

February 2006

ISSN: 0888-9619

Introduction

In 2001, the 1. Congress of Conservation of Biological and Cultural Diversity in the Andes and the Amazon Basin in Cusco, Peru, attempted to provide a platform to bridge the existing gap between Scientists, Non Governmental Organizations, Indigenous Populations and Governmental Agencies. This was followed by a 2. Congress in 2003, held in Loja, Ecuador together with the IV Ecuadorian Botanical Congress. The most important results of these conferences were published in *Lyonia* 6 (1/2) and 7 (1/2) 2004.

Since then, the "Andes and Amazon" Biodiversity Congress has become a respected institution, and is being held every two years in Loja, Ecuador, where it has found a permanent home at the Universidad Tecnica Particular.

In 2005, the 3. Congress on Biological and Cultural Diversity of the Andes and Amazon Basin joined efforts with the 2. Dry Forest Congress and the 5. Ecuadorian Botanical Congress, to provide an even broader venue.

The Tropical Dry Forests of Latin America as well as the Andes and the Amazon Basin represent one of the most important Biodiversity-Hotspots on Earth. At the same time, both systems face imminent dangers due to unsustainable use.

Attempts of sustainable management and conservation must integrate local communities and their traditional knowledge. Management decisions need to include the high importance of natural resources in providing building materials, food and medicines for rural as well as urbanized communities. The traditional use of forest resources, particularly of non-timber products like medicinal plants, has deep roots not only in indigenous communities, but is practiced in a wide section of society. The use of medicinal herbs is often an economically inevitable alternative to expensive western medicine. The base knowledge of this traditional use is passed from one generation to the next. Especially the medical use represents a highly dynamic, always evolving process, where new knowledge is constantly being obtained, and linked to traditional practices.

An increased emphasis is being placed on possible economic benefits especially of the medicinal use of tropical forest products instead of pure timber harvesting, an approach particularly appealing to countries with difficult economic conditions. Most research efforts, due to lack of manpower, time and resources, focus only on either biodiversity assessments or ethnobotanical inventories, or try to implement management and use measures without having a sound scientific base to do so. Often the needs of the local populations, e.g. their dependency on plant resources for health care are entirely ignored.

Lyonia presents the most important papers of these three conferences in parts of its 2005 and 2006 issues.

Lyonia 8(2) 2005 - Dry Forest Biodiversity and Conservation 1: Biodiversity

Lyonia 9(1) 2006 - Biodiversity and Cultural Diversity in the Andes and Amazon 1: Biodiversity

Lyonia 9(2) 2006 - Dry Forest Biodiversity and Conservation 2: Propagation and Conservation Strategies

Lyonia 10 (1) 2006 - Biodiversity and Cultural Diversity in the Andes and Amazon 2: Forest Conservation Strategies

Lyonia 10 (2) March 2006 - Biodiversity and Cultural Diversity in the Andes and Amazon / Dry Forest Conservation: Ethnobotany and Forest Use

Editorial Board

Editor-in-Chief

Rainer Bussmann

Contact Information

Surface mail:

Lyonia

Harold L. Lyon Arboretum

3860 Manoa Rd. Honolulu, HI 98622 USA

Phone: +1 808 988 0456

e-mail: lyonia@lyonia.org

Editorial Board

Balslev, Henrik, University of Aarhus, Denmark

Brandt, Kirsten, Denmark

Bush, Marc, Florida Institute of Technology, USA

Cleef, Antoine, University of Amsterdam, Netherlands

Cotton, Elvira, University of Aarhus, Denmark

Goldarazena, Arturo, NEIKER, Spain

Geldenhuis, Coert, FORESTWOOD, South Africa

Goikoetxea, Pablo G., NEIKER, Spain

Gradstein, Rob, University of Goettingen, Germany

Gunderson, Lance, Emory University, USA

Hall, John B., University of Bangor, United Kingdom

Janovec, John, BRIT, USA

Joergensen, Peter, Missouri Botanical Garden, USA

Kilpatrick, Alan, San Diego State University, USA

Kueppers, Manfred, University of Hohenheim, Germany

Lovett, Jon C., University of York, United Kingdom

Lucero Mosquera, Hernan P., Universidad Tecnica Particular Loja, Ecuador

Matsinos, Yiannis G., University of the Aegean, Greece

Miller, Marc, Emory University, USA

Navarete Zambrano, Hugo G., Pontificia Universidad Catolica Quito, Ecuador

Onyango, John C., Maseno University, Kenya

Pritchard, Lowell, Emory University, USA

Pitman, Nigel, Duke University, USA

Pohle, Perdita, University of Giessen, Germany

Poteete, Amy R., University of New Orleans, USA

Sarmiento, Fausto, University of Georgia, USA

Sharon, Douglas, University of California at Berkeley, USA

Silman, Miles, Wake Forest University, USA

Thiemens, Mark H., University of California San Diego, USA

Ulloa, Carmen, Missouri Botanical Garden, USA

Wilcke, Wolfgang, Technical University Berlin, Germany

Yandle, Tracy, Emory University, USA

Zimmermann, Reiner, Max Planck Institute for Ecosystem Research, Jena, Germany

What is Lyonia?

What is Lyonia?

Lyonia is an electronic, peer-reviewed, interdisciplinary journal devoted to the fast dissemination of current ecological research and its application in conservation, management, sustainable development and environmental education. Manuscript submission, peer-review and publication are entirely handled electronically. As articles are accepted they are automatically published as "volume in progress" and immediately available on the web. Every six months a Volume-in-Progress is declared a Published Volume and subscribers receive the table of Contents via e-mail.

Lyonia seeks articles from a wide field of disciplines (ecology, biology, anthropology, economics, law etc.) concerned with ecology, conservation, management, sustainable development and education in mountain and island environments with particular emphasis on montane forest of tropical regions.

In its research section Lyonia published peer-reviewed scientific papers that report original research on ecology, conservation and management, and particularly invites contributions that show new methodologies employing interdisciplinary and transdisciplinary approaches. The sustainable development and environmental education section contains reports on these activities.

Table of Contents

Volume 9 (2)

The conservation of the thorn scrub and dry forest of the Motagua Valley, Guatemala: promoting the protection of a unique ecoregion

La conservación del monte espinoso y bosque seco del Valle del Motagua, Guatemala: promoviendo la protección de una ecorregión única

Andrea Nájera Acevedo [7-19]

Management and conservation of dry forest ecosystems. Ecological Park Kurt-Beer, Piura, Peru.

Manejo y conservación de ecosistemas del Bosque Seco. Parque Ecologico Kurt-Beer, Piura, Peru

Ninell Dedios Mimbela [21-27]

Restoration of the vegetation of the Dry Zone in Galapagos

Restauración de la vegetación de Zona Seca en Galápagos.

Tye, Alan [29-50]

Conservation and territorial management

Ordenamiento territorial y conservación

Doris Rueda Curimania [51-55]

Development of Micropropagation Protocols for two species of critically endangered Asteraceae endemic of the Galápagos Islands. (Preliminary Results)

Desarrollo de Protocolos de Micropropagación para dos Especies de Asteraceas Endémicas de las Islas Galápagos, en Peligro Crítico de Extinción.(Resultados Preliminares)

Pablo Izquierdo [57-62]

Obtaining of protocols of micropropagación for two subspecies of *Galvezia leucantha* critically endangered endemic of Galapagos

Obtención de protocolos de micropropagación para dos subespecies de *Galvezia leucantha* endémicas de Galápagos en peligro crítico de extinción

Llumiquinga Pastuzo Ruth Elena [63-68]

Impact of *Cinchona pubescens* litter on the native vegetation of the Island Santa Cruz, Galapagos (Preliminary Data)

Impacto de la hojarasca de Cascarilla (*Cinchona pubescens*) sobre la vegetación nativa de la isla Santa Cruz, Galapagos (Datos Preliminares)

Pablo R Cuenca Capa

[69-79]

The vegetation of the tropical dry forest of the Cali Botanical Garden, Cali, Colombia

La vegetación del Jardín Botánico de Cali en la cuenca del Río Cali, Cali, Colombia.

Jorge E. Orejuela, Jorge L. Contreras

[81-88]

The Cali Botanical Garden and the Conservation of Ecosystems in the Cali River basin, Cali, Colombia.

El Jardín Botánico de Cali y la Conservación de Ecosistemas en la cuenca del Río Cali.

Jorge E. Orejuela

[89-95]

The conservation of the thorn scrub and dry forest of the Motagua Valley, Guatemala: promoting the protection of a unique ecoregion

La conservación del monte espinoso y bosque seco del Valle del Motagua, Guatemala: promoviendo la protección de una ecorregión única

Andrea Nájera Acevedo

Fundación Defensores de la Naturaleza. 7av. 7-09 zona 13. Ciudad de Guatemala. anajera@defensores.org.gt

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.389.1>

The conservation of the thorn scrub and dry forest of the Motagua Valley, Guatemala: promoting the protection of a unique ecoregion

Resumen

La Región Semiárida del Valle del Motagua, en el nororiente de Guatemala, contiene las zonas de vida Monte Espinoso y Bosque Seco, y ha sido clasificada como una ecorregión, evidenciando su importancia y unicidad. Esta se caracteriza por tener las precipitaciones anuales más bajas registradas para Centroamérica. Debido a su biodiversidad, endemismo y grado de amenaza en que se encuentra la región, la Fundación Defensores de la Naturaleza, con el apoyo de The Nature Conservancy y Cooperación Holandesa, se encuentra liderando un proceso participativo e interinstitucional de conservación. Este proceso consiste en promover la declaratoria y fortalecimiento de áreas protegidas municipales y privadas, la educación ambiental, el acceso a incentivos forestales de conservación, el ecoturismo y la aplicación de la ley. Después de casi dos años de ejecución de la iniciativa a nivel de campo, se ha logrado la declaratoria de un parque municipal y cuatro reservas naturales privadas, así como el apoyo del Instituto Nacional de Bosques para incluir este ecosistema en el Programa de Incentivos Forestales. Recientemente, se ha desarrollado un plan integrado de conservación de la biodiversidad y el patrimonio cultural, que pretende aprovechar las sinergias existentes entre ambos para aumentar el apoyo institucional y local, la educación y la promoción del turismo sostenible. Promover la conservación en ésta región de Guatemala ha sido un reto, pero se espera que las acciones de conservación que se están llevando a cabo, aseguren la permanencia de éste importante ecosistema, y fortalezcan y consoliden el corredor seco Mesoamericano.

Palabras clave: Centroamérica, semiárido, Plan de conservación

Introducción

Descripción del área

La región semiárida del valle del Motagua, se encuentra en el nororiente de Guatemala, en los departamentos de El Progreso, Zacapa y Chiquimula, y contiene dos zonas de vida: monte espinoso subtropical y bosque seco subtropical (The Nature Conservancy -TNC- & Fundación Defensores de la Naturaleza -FDN- 2003). La figura 1 muestra la localización del área.

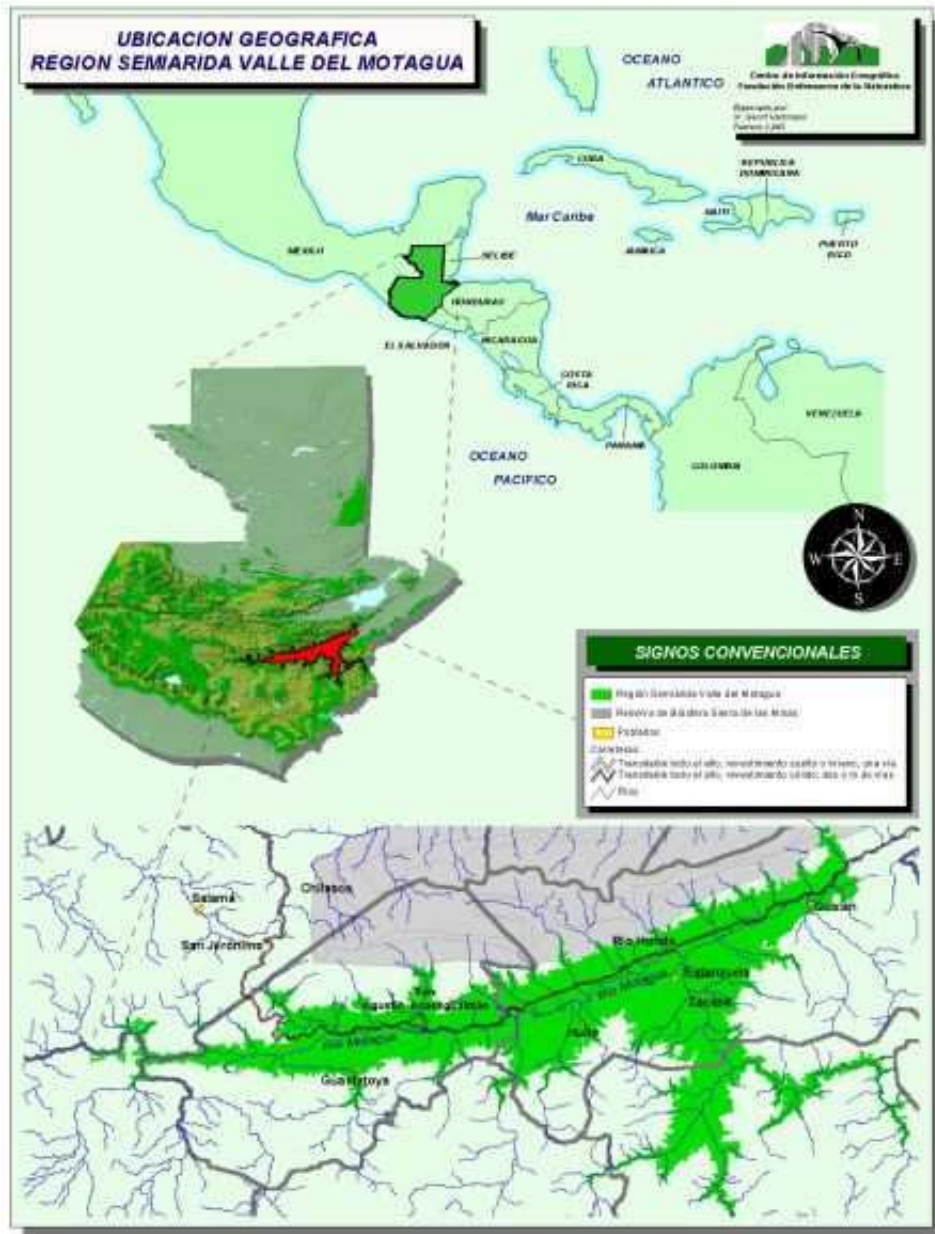


Figura 1: Ubicación geográfica de la región semiárida del valle del Motagua, Guatemala

A pesar de su escasa extensión (aprox. 200,000 ha.), es considerada como una ecorregión, en la clasificación desarrollada por el Fondo Mundial para la Naturaleza (Dinerstein et al. 1995), y se la considera una de las áreas más secas de Centroamérica (Powell & Palminteri 2001). El valle del Motagua, rodeado por montañas que alcanzan los 3000 mSNM, tiene una precipitación pluvial de aproximadamente 500 mm al año, mientras que las montañas circundantes reciben hasta 3000 mm de precipitación anual (Powell & Palminteri 2001). La Reserva de Biosfera Sierra de las Minas, al pie de la cual se encuentra el valle del Motagua, es la principal barrera natural para la humedad proveniente del Atlántico, provocando la extrema condición seca de la región (TNC & FDN 2003). Los datos de precipitación y días de lluvia, indican una temporada lluviosa de Mayo a Septiembre, y una temporada seca el resto de meses del año (Valle et al.1999). La humedad relativa promedio oscila entre 60 y 72% y la evapotranspiración potencial presenta valores entre 600 y 800 mm anuales, lo que explica el déficit de agua en la región (Castañeda 1997). La temperatura promedio varía entre 22 y 28°C (Castañeda 1997), con máximas de 45°C, durante los meses más calurosos, marzo y abril, y mínimas de 7°C en Diciembre (Valle et al. 1999).

Vegetación

Las condiciones climáticas de la región han causado el desarrollo de comunidades vegetales caducifolias cuyas hojas caen al inicio de la estación seca y brotan al inicio de la estación lluviosa (TNC & FDN 2003). Las especies que presentan espinas conforman aproximadamente el 50% de la composición vegetal de la región, explicando el nombre de la zona de vida monte espinoso (Castañeda & Ayala 1996). A excepción de los bosques de galería, en donde el flujo constante de agua permite el desarrollo de comunidades vegetales muy distintas y siempre verdes, las partes bajas de la región, están dominadas por especies con espinas como cactáceas, *Acacia*, y arbustos leguminosos (Powell & Palminteri 2001). La Figura 2 muestra la cuenca de un río en época seca y el bosque de galería que se mantiene verde. En los bosques de galería, el flujo constante de agua permite el desarrollo de comunidades vegetales que se mantienen verdes aún en época seca, y que funcionan como refugio a muchas especies de animales"]].



Figura 2. Bosque de galería y bosque seco en el valle de Montagua

Estudios recientes en el monte espinoso del valle del Motagua, han determinado la existencia de 107 familias y 598 especies de plantas, de las cuales 140 son árboles, 89 arbustos, 273 hierbas, 74 lianas, 12 epífitas, 4 parásitas y 3 especies de plantas acuáticas (Véliz et al.2005). Según Véliz et al. (2005), las familias más diversas del monte espinoso son Asteraceae y Euphorbiaceae con 46 especies cada una, Fabaceae con 41, Poaceae con 39, Mimosaceae con 28, Caesalpiniaceae con 20, Convolvulaceae con 18 y Boraginaceae, Cactaceae y Solanaceae con 15 especies cada una.

Los procesos geológicos han creado condiciones de aislamiento que han favorecido especialmente la formación de nuevas especies vegetales, algunas con distribución restringida al valle del Motagua como es el caso de algunas cactáceas, euforbiáceas y mimosáceas (Castañeda 1997; Valle et al.1999; Morales 2003). Sobresale en esta región, la presencia de *Tillandsia xerographica*, una bromelia endémica en peligro de extinción, y las especies de cactus de los géneros *Mammillaria* y *Melocactus*, que al igual que la *T. xerographica*, son extraídos ilegalmente, para su comercio como especies ornamentales (Figura 3).



Figura 3. Varias especies de bromelias y cactáceas, como éste *Melocactus*, se encuentran amenazadas por su extracción ilícita

Entre las especies más comunes y que tipifican al monte espinoso de Guatemala se encuentran *Guaiacum coulteri*, *Caesalpinia velutina*, *Cassia emarginata*, *Cassia skinneri*, *Haematoxylon brasileto*, *Leucaena collinsii*, *Ximenia americana*, *Bursera schlenhendali*, *B. graveolens*, *Acacia farnesiana*, *Prosopis juliflora*, *Juliania adstringens*, *Stenocereus pruinosus*, *Pereskia lychnidiflora*, *Nopalea guatemalensis*, *Pilosocereus leucocephala*, *Cordia dentata* y *Cordia truncatifolia* (Véliz et al. 2005).

Existe también en el bosque seco y muy seco, una amplia diversidad de especies arbóreas y arbustivas importantes para los habitantes, en tanto la utilizan como leña, madera para pequeña y mediana industria o artesanía y como fuente de plantas medicinales, alimento y ornamentales (Castañeda 2004). Las principales especies para desarrollar cobertura en el monte espinoso, reconociendo las limitaciones forestales de la zona, son el Ceibillo (*Ceiba aesculifolia*), Orotoguaje (*Acacia deamii*), Yaje (*Leucaena diversifolia*), Aripín (*Caesalpinia velutina*), Roble de montaña (*Bucida macrostachya*), Jiote (*Bursera simarouba*), Caraño (*Juliana adstringens*) y Guayacán (*Guaiacum sanctum*), entre otras (Castañeda 2004). El barreto (*Plocosperma buxifolium*) y el Motapino (*Mimosa zacapana*), ésta última endémica en el monte espinoso, se consideran especies que también tienen potencial como ornamentales (Castañeda 2004).

Fauna

La región semiárida del valle del Motagua presenta en algunos grupos de vertebrados, mayor diversidad de especies comparado con otros tipos de bosque, debido a las interacciones entre el bosque ribereño y los bosques con adaptaciones a ambientes semiáridos (TNC & FDN 2003). La diversidad de esta región puede estar sostenida por la función de los bosques ribereños que aunque degradados, aún proveen refugio, alimento y otros servicios a especies animales y vegetales que no tienen adaptaciones para sobrevivir en ambientes semiáridos (TNC & FDN 2003). Algunas especies de mamíferos y aves no podrían estar presentes en el bosque seco y monte espinoso sin la presencia de los bosques ribereños, ya que desde aquí, muchas especies explotan los recursos de los bosques semiáridos aledaños (Redford & Fonseca 1986; Marone 1992 en: TNC & FDN 2003). Para la región semiárida del valle del Motagua, se reportan 48 especies de mamíferos y 101 especies de aves (Valle et al. 2003), algunas de las cuales hacen uso del bosque de galería para proveerse de sitios de reproducción y alimento (TNC & FDN 2003). En cuanto a las aves, las familias Columbidae, Tyrannidae, Icteridae y Fringillidae, son suficientemente abundantes como para ser consideradas características de la región (Land 1970). Vale la pena mencionar también que este valle es el único sitio donde se localiza al *Momotus mexicanus* en Centroamérica (Russet Crowned Motmot), y que a esta especie podría considerársele, entre otras, como indicadora de buena calidad de hábitat (Figura 4). Sin embargo, los estudios de aves realizados en esta zona recientemente (Pérez 2003; Nájera 2004), muestran que la mayoría de especies de aves registradas en el valle son

generalistas y poco sensibles a la perturbación del hábitat.



Figura 4. El valle del Motagua es el único sitio de distribución del *Momotus mexicanus* en Centroamérica

Algunas de las especies de mamíferos amenazadas en la región son los murciélagos *Pteronotus dhabi*, *P. parnelli* y *Leptonycteris curasoae*; el armadillo (*Dasypus novemcinctus*), que corre peligro a consecuencia de la cacería; los zorrillos (*Conepatus semistriatus*, *Mephitis macroura*) por su uso medicinal; el cacomiztle o micoleón (*Bassariscus sumicharsti*) y el tacuazín de agua (*Chironectes minimus*) por el avance de la frontera agrícola (Valle et al. 2003).

Por otro lado se han reportado 16 especies de anfibios y 54 de reptiles (Acevedo 2004). En cuanto a endemismos en anfibios, se tiene la rana *Eleutherodactylus inachus*, que fue recientemente descrita en el año 2000 (Campbell & Savage), y la salamandra *Oedipina taylori* también endémica del valle del Motagua (Acevedo 2004). Dentro de los reptiles, sobresale la presencia del Escorpión *Heloderma horridum charlesbogerti*, subespecie endémica del valle del Motagua, que se encuentra en grave peligro de extinción. Estudios recientes de esta especie, (Masaya 2005 & Ariano 2003), reportan que en el más optimista de los casos, el estimado de la población de *H. h. charlesbogerti* es de solamente 174 individuos (Masaya 2005).

Justificación para la conservación del área

El monte espinoso y bosque seco del valle del Motagua representan un ecosistema único en Centroamérica, y ha sido denominado como una ecorregión, evidenciando su importancia y singularidad. Además de los aspectos biológicos, la región tiene una historia tectónica y geológica única, y ha sido crítica para entender la paleobiogeografía de Centroamérica (Valle et al. 1999).

Así mismo, en el valle del Motagua, existen varias especies endémicas y amenazadas, pero este ecosistema se encuentra muy amenazado por el avance de la frontera agrícola y apenas representado en el Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas, por lo que se hace más urgente el emprender acciones que aseguren su protección y permanencia a largo plazo. En la Figura 5, se muestra una vista de este particular ecosistema, atravesado por el Río Motagua.



Figura 5. La región semiárida del valle del Motagua, a pesar de su importancia y singularidad, se encuentra muy amenazada y muy poco representada en el sistema guatemalteco de áreas protegidas

Métodos

En el año 2003, la Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN) y The Nature Conservancy (TNC), emprendieron la tarea de realizar un Plan de Conservación para la Región Semiárida del Valle del Motagua, en vista de la gran importancia en términos de biodiversidad de esta área, y de la urgencia de iniciar acciones formales para su conservación. Recientemente, en 2005, se actualizó dicho plan, a la luz de nuevos hallazgos y lecciones aprendidas durante los primeros años de trabajo en el Valle del Motagua (FDN & TNC 2005).

La realización del Plan de Conservación, responde a la metodología de Planificación para la Conservación de Áreas (PCA), propuesta por TNC (TNC 1999). Éste es un proceso de planificación estratégica que parte de una revisión exhaustiva y analítica de la información ecológica y social disponible sobre el área de planificación. La metodología se basa en la identificación y selección de elementos de conservación, a partir de los cuales se analizan y priorizan las amenazas y las oportunidades para los mismos. El siguiente paso es la definición de estrategias para reducir las amenazas y para potencializar las oportunidades, y por último se definen indicadores para medir el éxito de las estrategias desarrolladas.

El ejercicio de aplicar ésta metodología para la región permite abordar la iniciativa desde una perspectiva local y, mas coherente con lo que ocurre en la realidad. La formulación y ejecución de este plan está siendo conducida por la Fundación Defensores de la Naturaleza, pero se pretende que éste sea un proceso de conservación participativo e interinstitucional, basado en el PCA desarrollado para la región. El proceso que hasta ahora ha liderado FDN consiste, a grandes rasgos, en promover la declaratoria y fortalecimiento de áreas protegidas municipales y privadas, la educación ambiental y organización social, el acceso a incentivos forestales de conservación, el ecoturismo y la aplicación de la ley.

Resultados y Discusión

Elementos de Conservación

Los elementos de conservación identificados para la Región Semiárida del valle del Motagua, son los siguientes: (1) monte espinoso y bosque seco, (2) Tillandsias y cactáceas amenazadas por extracción, (3) el Lagarto Escorpión *Heloderma horridum charlesbogerti*, (4) los bosques de

galería y (5) el sistema fluvial. En estos cinco elementos y en los procesos ecológicos clave que permiten su continuidad, son en los que se enfocan los esfuerzos de conservación, emprendidos a nivel de campo desde el año 2004, en la Región Semiárida del valle del Motagua. Dos de los elementos de conservación se muestran en las Figuras 6 y 7.



Figura 6: *Heloderma horridum charlesbogerti*, subespecie endémica del valle del Motagua



Figura 7. Cactáceas amenazadas por extracción

Amenazas y oportunidades

La mayor amenaza identificada para los elementos de conservación, son las prácticas agrícolas incompatibles con la conservación, ya que la conversión de áreas con monte espinoso o bosque seco a agricultura ha causado la destrucción de 60,000 ha., -30% del uso de la tierra en la región- (Secaira 2004). También se consideraron como amenazas fuertes las prácticas forestales incompatibles, la eliminación y extracción del *H. h. charlesbogerti*, y la extracción selectiva de productos forestales no maderables. Por otro lado, se identificó que los elementos de conservación más amenazados son el Heloderma, el sistema fluvial y el monte espinoso y bosque seco, ya que las amenazas sobre ellos son todas muy altas y capaces de hacer desaparecer al elemento de conservación en mediano plazo si no se hace nada al respecto.

Así mismo, investigaciones realizadas en el área han identificado factores de degradación del ecosistema, sobre todo en términos de disminución de la cobertura boscosa, disminución de la biodiversidad y contaminación de ríos. Otro elemento a considerar es la implementación de sistemas de monocultivo y la presión que la población humana en situación de pobreza ejerce sobre la flora y la fauna local (Valle et al. 1999).

Sin embargo, también existen oportunidades que favorecen la conservación de la biodiversidad en el valle del Motagua. Entre las oportunidades más significativas, se tiene el clima institucional favorable existente en la región, ya que diversas instituciones y gobiernos locales se encuentran involucrados en proyectos de conservación y valoración del monte espinoso y bosque seco. Así mismo, desde que se empezó a implementar formalmente el PCA en la región, en 2004, ha habido un creciente interés en investigaciones científicas y en ecoturismo en el valle del Motagua, lo cual favorece directa e indirectamente la conservación de la biodiversidad de la zona.

Objetivos estratégicos y avances

Los objetivos estratégicos para reducir las amenazas e incrementar las oportunidades de los elementos de conservación se han planteado para un plazo de cinco años, a partir de la actualización del Plan de Conservación en 2005. Uno de los principales objetivos es lograr establecer mecanismos formales de conservación en al menos 10% de la cobertura natural actual, lo cual equivaldría a tener en 2010, por lo menos 10,000 ha de monte espinoso y bosque seco bajo protección. Hasta el momento, se ha logrado la creación de las primeras áreas protegidas de la región, que suman un total de 934 ha., y que incluyen Parques Regionales Municipales y Reservas Naturales Privadas. Esto ha implicado mucho trabajo con gobiernos locales, con comunidades y con propietarios privados de la zona, para fomentar en ellos la valorización de la región y promover su interés en la creación de nuevas áreas protegidas. Una limitante que ha afectado en algunos momentos el avance hacia este objetivo, son los problemas legales de tenencia de la tierra que existen en la región. En algunos casos, existen áreas en buen estado de conservación, con propietarios dispuestos y entusiastas, que no han podido ser declaradas como áreas protegidas debido a la falta de registros de propiedad. En muchos otros casos, lo que no ha favorecido la creación de nuevas áreas protegidas, es la falta de valoración del ecosistema por parte de los propietarios de la tierra, comunidades y gobiernos locales, por lo que se ha trabajado arduamente en educación ambiental a adultos y niños en la región. Así mismo, se han emprendido acciones de divulgación, para favorecer la valoración de la biodiversidad del valle del Motagua por parte de la población local.

Un aspecto significativo para fomentar la conservación del monte espinoso y bosque seco, ha sido que recientemente el Instituto Nacional de Bosques de Guatemala, ha incluido estos dos bosques para ser incentivados por medio del Programa de Incentivos Forestales (PINFOR). Este programa permite incentivar económicamente a propietarios privados o municipales para mantener la cobertura vegetal natural existente en sus terrenos o para reforestarlos con especies nativas de la región. A través de este programa, se ha logrado incentivar hasta el momento a cinco propietarios privados, que han decidido conservar el bosque en sus terrenos.

En el caso del *Heloderma horridum charlesbogerti*, la meta para 2010 es mantener la población existente en la actualidad, con base en los estudios realizados recientemente (Masaya 2005, Ariano 2003). El Heloderma se encuentra gravemente amenazado principalmente por destrucción de su hábitat y porque ha sido eliminado de su entorno por temor e ignorancia (existen muchas suposiciones respecto a peligrosidad y veneno), y también porque ha sido extraído para su comercialización como especie exótica. Debido a esto, diversas instituciones han realizado también campañas de educación ambiental y sensibilización para la protección del Heloderma. Recientemente se elaboró la estrategia nacional de conservación del Heloderma (Zootropic y TNC 2005), y se espera continuar con los estudios de telemetría iniciados en 2004 (Masaya 2005), así como con la educación ambiental en las áreas con presencia de Heloderma, para asegurar la protección de la población ya tan reducida que queda de esta especie.

Los objetivos estratégicos vinculados a los bosques de galería y al sistema fluvial, se han abordado principalmente por el equipo de la Fundación Defensores de la Naturaleza que labora en la adyacente Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM). Debido a que el abastecimiento de agua del Valle del Motagua proviene casi en su totalidad de la Sierra de las Minas, en donde se originan 63 ríos de caudal permanente, se ha creado una iniciativa para el manejo integrado del agua, denominado Fondo del Agua. El objetivo de este proyecto es asegurar a largo plazo la cantidad y calidad del agua proveniente de la RBSM, por medio de un mecanismo técnico-financiero, a través del cual se invierte en el adecuado manejo del agua y sus cuencas (FDN 2004). Para la región semiárida del valle del Motagua, el objetivo estratégico es que para el año 2010 se mantenga la calidad y cantidad de agua producida anualmente por la RBSM, y que se mejore la continuidad de los bosques de galería de tres cuencas prioritarias entre el valle del Motagua y la RBSM. Para avanzar hacia estos objetivos, se ha trabajado principalmente, a través del proyecto del Fondo del Agua, en la conformación de comités de cuenca y en la educación para la valoración y uso sostenido del recurso hídrico en la región.

Para un mejor avance en cumplimiento de los objetivos planteados, recientemente se ha desarrollado un plan de conservación del patrimonio cultural, que se ha integrado al PCA y que pretende aprovechar las sinergias existentes entre naturaleza y cultura, para aumentar el apoyo institucional y local, la educación y la promoción del turismo sostenible (Figura 8). Ahora, este Plan de Conservación natural y cultural (FDN y TNC 2005), por integrar tan diversos actores e instituciones locales, ha favorecido también la conformación de la *Alianza para la conservación de la región semiárida del valle del Motagua*. Esta alianza tiene como objetivo el promover y coordinar acciones de conservación del patrimonio natural y cultural del valle del Motagua, así como ampliar gestiones de apoyo en organismos nacionales e internacionales para la implementación del PCA. También pretende realizar incidencia política y establecimiento de alianzas estratégicas con instituciones clave y gobiernos locales, para continuar trabajando en la aplicación de la legislación ambiental vigente, la conservación y recuperación de áreas prioritarias, la organización social y la educación ambiental, con el fin de promover y consolidar mecanismos que favorezcan la permanencia del patrimonio natural y cultural del valle del Motagua.



Figura 8. Los sitios arqueológicos del valle del Motagua como éste, llamado Guaytán, son uno de los elementos de conservación culturales que se han identificado.

Desde principios de 2004 se han podido implementar acciones encaminadas al cumplimiento de los objetivos estratégicos planteados, y a lo largo de este tiempo, se han tenido resultados positivos, y muchas lecciones aprendidas. Una de ellas, es la necesidad e importancia de contar con alianzas interinstitucionales y apoyo local para desarrollar un trabajo más integrado y sostenible a largo plazo en el valle del Motagua. Promover la conservación en ésta región de Guatemala ha sido un reto, pero las instituciones involucradas realmente esperamos que los esfuerzos de conservación que se están llevando a cabo, aseguren la permanencia de éste importante ecosistema, y fortalezcan y consoliden diversas áreas de conservación en la región semiárida del valle del Motagua.

Agradecimientos

A todo el equipo de Defensores de la Naturaleza que directa o indirectamente ha trabajado y continúa trabajando en pro de la conservación de la región semiárida del valle del Motagua.

A todas las comunidades, gobiernos municipales, propietarios privados, instituciones involucradas y donantes, que han favorecido grandemente el cumplimiento de los objetivos planteados.

A nuestros colegas de TNC, que nos han dado apoyo técnico y en planificación desde un inicio.

Referencias

- Acevedo, M. 2004. *Herpetofauna de la región semiárida del valle del Motagua*. Seminario de Investigaciones para la Conservación de la Región Semiárida del Valle del Motagua. Fundación Defensores de la Naturaleza y The Nature Conservancy. Guatemala. 38 pp.
- Ariano, D. 2003. Distribución e historia natural del Escorpión, *Heloderma horridum charlesbogerti* Campbell y Vannini, (Sauria: Helodermatidae) en Zacapa, Guatemala y caracterización de su veneno. Tesis Departamento de Biología. Universidad del Valle del Guatemala. 82 pp.
- Castañeda, C. & H. Ayala. 1996. *Vida en la región semiárida de Guatemala*. Cuadernos Chac. No. 3 Facultad de Agronomía. Universidad de San Carlos de Guatemala. 36 pp.
- Castañeda, C. 1997. *Impacto de los diferentes sistemas de producción en la biodiversidad de las regiones semiáridas de Guatemala*. Universidad de San Carlos de Guatemala. Dirección General de Investigación. Programa universitario de Investigación en Recursos Naturales y Ambiente. Facultad de Agronomía. 72 pp.
- Castañeda, C. 2004. *Ecología del bosque seco y muy seco*. Seminario de Investigaciones para la Conservación de la Región Semiárida del Valle del Motagua. Fundación Defensores de la Naturaleza y The Nature Conservancy. Guatemala. 38 pp.
- Dinerstein, E.; Olson, D.M.; Graham, D.J.; Webster, A.L.; Primm, S.A.; Bookbinder, M.P.; Ledec, G. 1995. *Una evaluación del estado de conservación de las ecoregiones terrestres de América Latina y el Caribe*. Banco Mundial. Fondo Mundial para la Naturaleza. 134pp.
- Fundación Defensores de la Naturaleza. 2004. *Sistema de organización por cuencas hidrográficas. Fondo del Agua del Sistema Motagua-Polochic*. Fundación Defensores de la Naturaleza. Guatemala.
- Fundación Defensores de la Naturaleza & The Nature Conservancy. 2005. *Plan de conservación del patrimonio natural y cultural de la región semiárida del valle del Motagua*. Fundación Defensores de la Naturaleza. Guatemala.
- Land H. 1970. *Birds of Guatemala*. Livingston Publishing Company. Pennsylvania. 381 pp.
- Masaya, L. 2005. Ecología, ámbito de hogar y abundancia de una de las fuentes de alimento de *Heloderma horridum charlesbogerti* en Cabañas, zacapa, Guatemala. 2005. Tesis Departamento de Biología. Universidad del Valle de Guatemala. Guatemala.
- Morales, Julio. 2003. *Segundo Informe de Vegetación. Línea Base para el monitoreo de la subcuenca del río Colorado, cuenca del río Hondo, Zacapa*. Fundación Defensores de la Naturaleza.
- Nájera A. 2004. *Avifauna en cuatro sitios de la Región semiárida del Valle del Motagua: Palo Amontonado, San Agustín Acasaguastlán, Río Hondo y Uyús*. Fundación Defensores de la Naturaleza. Guatemala.
- Pérez, S. 2003. *Aves del valle semiárido del Motagua. Propuestas para monitoreo de las fluctuaciones en las poblaciones a largo plazo como investigación deductiva*. Fundación Defensores de la Naturaleza. Guatemala.
- Powell, G., S. Palminteri. 2002. *Terrestrial Ecoregions. Motagua Valley Thornscrub (NT1312)*. Wild World WWF Full Report. WWF. <http://www.worldwildlife.org>.
- Secaira, E. 2004. *Plan de Conservación de la Región semiárida del Valle del Motagua. Seminario de Investigaciones para la Conservación de la Región Semiárida del Valle del Motagua*. Fundación Defensores de la Naturaleza y The Nature Conservancy. Guatemala. 38 pp.
- The Nature Conservancy. 1999. *Planificación para la Conservación de Sitios*. Un Proceso para la Conservación de Sitios Prioritarios. The Nature Conservancy.
- The Nature Conservancy & Fundación Defensores de la Naturaleza. 2003. *Plan de Conservación de la Región Semiárida del Valle del Motagua*. Fundación Defensores de la Naturaleza y The Nature Conservancy. Guatemala. 48pp.

Valle, L., R. Soto, P. Negreros, S. Pérez, C. Castañeda. 1999. *Áreas prioritarias para la conservación en el sector norte del monte espinoso del Valle del Río Motagua, Guatemala*. Fundación Defensores de la Naturaleza, Programa Ambiental Regional para Centroamérica/Central American Protected Areas System, Guatemala. 168 pp.

Véliz, M., M. García, A. Cobar, F. Ramírez. 2004. *Diversidad Florística del Monte Espinoso*. Universidad de San Carlos de Guatemala. Dirección General de Investigación. Guatemala.

Zootropic y The Nature Conservancy. 2005. Estrategia nacional de conservación del *Heloderma horridum charlesbogerti*. Zootropic y The Nature Conservancy. Guatemala.

Management and conservation of dry forest ecosystems. Ecological Park Kurt-Beer, Piura, Peru.

Manejo y conservacion de ecosistemas del Bosque Seco. Parque Ecologico Kurt-Beer, Piura, Peru

Ninell Dedios Mimbela

Municipalidad Provincial de Piura- Perú, email: Ninelljanett@yahoo.es

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.401.1>

Management and conservation of dry forest ecosystems. Ecological Park Kurt-Beer, Piura, Peru.

Resumen

El conocimiento preciso de la cobertura vegetal de una región tiene una gran importancia no sólo en la conservación y gestión de este recurso, sino también en su utilidad como bioindicador del equilibrio ambiental de los ecosistemas. No obstante, la sobre valoración que se hace frecuentemente de su capacidad de carga y de regeneración ha generado una explotación y uso irracional, produciendo grandes impactos ambientales a nivel local y regional. En este sentido, la Teledetección ha demostrado ser una técnica especialmente adecuada para suministrar información sobre cambios producidos en la situación de ecosistemas forestales. Esto hace de dicha tecnología una herramienta con gran capacidad para el estudio de los efectos de diferentes perturbaciones sobre la vegetación, en particular sobre ecosistemas de bosque seco desarrollados sobre un clima de elevada aridez presentes en la Costa Norte del Perú, del cual son considerados como ecosistemas frágiles, por las actividades que sobre el se desarrollan, siendo (la tala y el sobre pastoreo) sus principales causas. En el presente trabajo se presenta una metodología para el procesamiento digital y la posterior interpretación de la imagen de satélite, que puede contribuir a una mayor y más precisa identificación de la vegetación en ecosistemas de bosque seco. Este estudio, basado en el uso de algoritmos físicos de procesamiento digital (NDVI, SAVI, ARVI) ó índices de vegetación permite estimar los grados de afectación de áreas degradadas. En base a un inventario de daños sobre el terreno e imagen de satélite captada desde el espacio por el sensor TM (Thematic Mapper) se generaron mapas señalando las áreas de mayor degradación.

Palabras Clave: Sistemas de Información Geográfica, Teledetección, Bosque Seco, índices de vegetación, conservación.

Introducción

Hoy en día la aplicación de los sistemas de información Geográfica (SIG) presenta un considerable valor pues son sistemas informáticos que permiten trabajar con información espacial (Vélez, 1999). Sin embargo, la necesidad de una correcta organización y manipulación de la información permite que las tecnologías deban ser aprovechadas eficientemente.

La Teledetección o Percepción Remota, definida como el conjunto de conocimientos y técnicas utilizados para determinar las características físicas y biológicas de objetos mediante mediciones a distancia sin contacto material con los mismos (Lasselin y Darteyre, 1991) forman parte de un rubro diferente de tecnologías de gran aplicación en el manejo de información. No solo agrupa las técnicas que permiten obtener dichas características y captación de datos desde el aire o espacio, sino también su posterior procesamiento en el ambiente de una determinada aplicación. Ambas tecnologías forman parte de la actual tendencia hacia la integración de datos espaciales como fuentes y herramientas de procesamientos (Mc Abeeii et al. 1990; Ehlers et al. 1991). La información, que se maneja puede ser procedente de fuentes diferentes, facilita la capacidad para desarrollar o mejorar las tareas de análisis, sin embargo se debería tener mucha atención, pues la precisión obtenida hace que sea dificultoso el acceso fiable del producto final obtenido (Pullar y Beard, 1990; Lanter y Howard, 1992; Dedios, 2004).

La importancia de este mecanismo radica en su naturaleza cíclica, en el sentido que la información fluye en ambas direcciones y juega un papel importante en temas relacionados con hidrología (Baumgartner y Gabriela, 1997), en la obtención de variables de interés (inventario cartográfico) manteniendo además información actualizada (Hutchinson, 1982; Lillesand y Kiefer, 1987; Nellis et al. 1990; Eckhardt et al. 1990; Ehlers et al. 1991). Asimismo la teledetección ofrece la posibilidad de estudiar, a tiempo real, la evolución de las variables superficiales observables a lo largo de un determinado período de tiempo (Moreira, 1987). En zonas de elevada aridez donde la contribución del suelo es importante, se ha comprobado que el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) no resulta ser una medida muy consistente de las condiciones de vegetación, por lo que se propone el uso del índice relacionado con la reflectividad del suelo (Huete, 1987) o índice de vegetación ajustado al suelo, y el uso del ratio para determinar el grado de eficiencia espacial.

En este contexto, la degradación y sus diversos niveles (desertificación, tala, incendios

forestales, entre otros) que ocurren sobre determinados espacios geográficos pueden ser estudiados integrando ambas tecnologías cumpliendo así importante papel en su identificación. Destacan los estudios sobre avances de desertificación (Justice et al., 1985), deforestación tropical (Malingreau t Tucker, 1987); Incendios forestales (Chuvieco y Martín, 1994), caracterización de Biomas a escala continental (Goward et al., 1987).

EL AREA DE ESTUDIO

El área de estudio forma parte de las cuencas Chira-Piura situadas al norte del Perú, y situado dentro de las regiones mas áridas del mundo, entre las zonas hiperaridas y semiáridas, junto con otras como el Sahara de África (UNESCO 1978). Presenta ecosistemas flora y fauna especiales e importantes, pero a su vez de gran fragilidad por las actividades que sobre estos se desarrollan. En el caso de la flora, el ecosistema que caracteriza es el „Bosque Seco% de acuerdo a la clasificación regiones naturales que es el espacio geográfico identificado en el presente estudio (Brack, 1988). El clima predominante es subtropical seco con precipitaciones estacionales presentes en los meses de verano, siendo estas escasas e irregulares a lo largo del año (80 mm/año); excepto los fenómenos del niño que se produce cada cierto periodo aproximadamente cada 15-20 años.

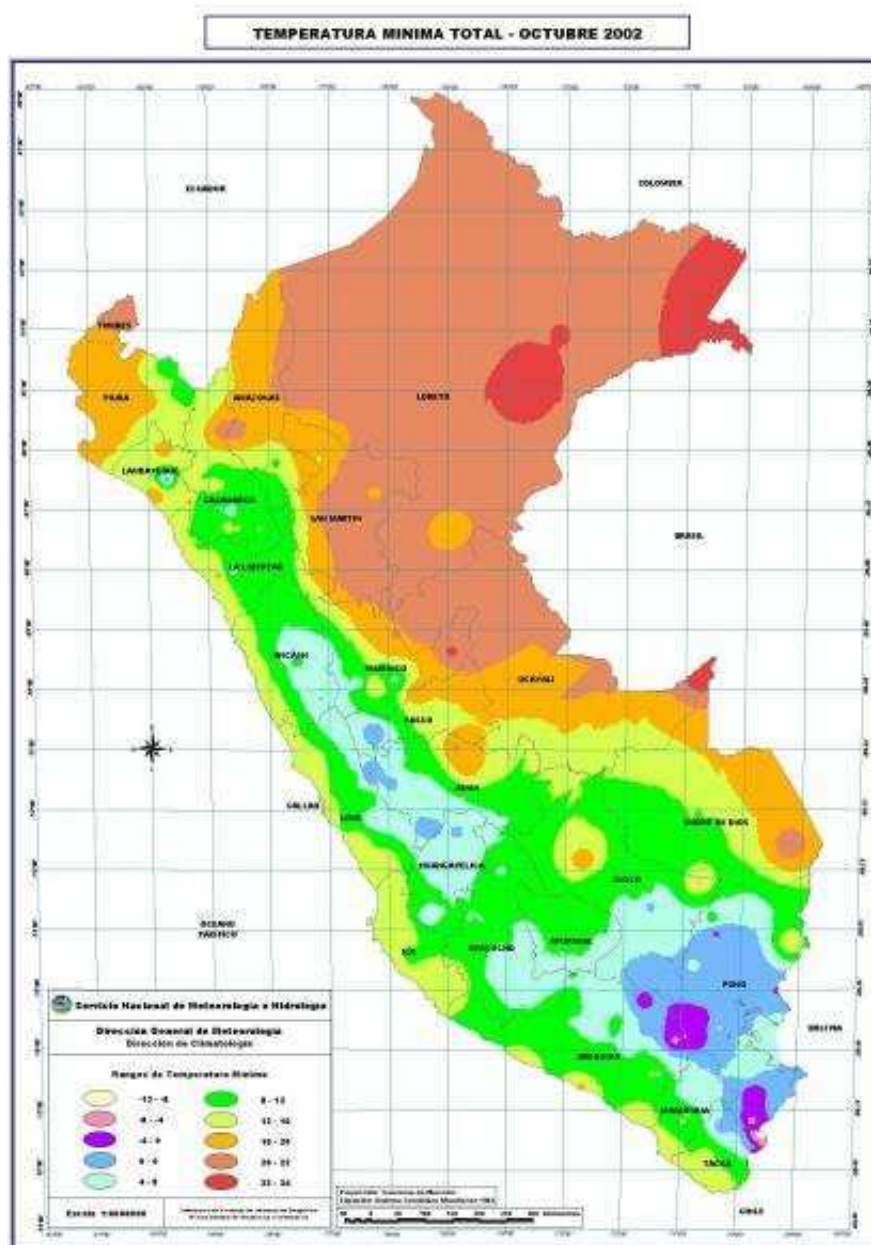


Figura 1. Área de estudio

El 80 % del total de la superficie estudiada se encuentra constituida por Bosque Seco, siendo el Algarrobo (*Prosopis pallida*) identificada como la especie predominante seguida del sapote (*Capparis angulata*).

Materiales y Métodos

CONSTRUCCIÓN DE UN SIG

Los datos para el presente estudio, son el principal activo de cualquier sistema de información.

a). Tecnologías Relacionadas

- * Mapeo de escritorio
- * Herramientas CAD
- * Sensores remotos
- * Sistemas Manejadores de Bases de Datos (SMBD)

LOS DATOS

Son diversos los sensores empleados en estudios sobre evaluación y monitoreo de la cubierta vegetal: land cover, fonología, captación de carbono, etc. (Tucker and Sellers 1986; Justice et al., 1985; Running, 1990). La información adquirida corresponde a una imagen de verano correspondiente al sensor Thematic Mapper del satélite Landsat (Orbit/frame, 2003) y su comparación con una subescena del año 2000. La información digital complementaria es adquirida de (INRENA, 2002) y los datos de muestreos son complementarios a un SIG determinados usando GPS.

METODOLOGIA

Tres métodos son empleados para determinar áreas degradadas, y sus cambios basados en identificar las características de la vegetación y su estado: NDVI, SAVI, RATIO (Wickland, 1989), (Sellers, 1985; Asrar et al., 1984; Goward and Hyemrich, 1992). Si bien es cierto el sensor Landsat TM presenta 7 bandas se seleccionaron aquellas que discriminan las características de la vegetación. En este caso se emplearon las combinaciones de bandas TM3, TM4, TM5 (Carneiro & Zinck., 1994).

Previo a la aplicación de los índices de vegetación las imágenes fueron tratadas con corrección atmosférica. La aplicación directa de los valores ND sin necesidad de conversión. Aplicando el modelo teórico, Guyot y Gu (1994) en la que se concluye que los valores del NDVI para imágenes Landsat a partir de ND subestiman entre 0,05 y 0,20.

A su vez el índice de vegetación permite obtener una diferenciación entre la vegetación activa y los suelos desnudos.

Para efectos de contrastar los datos se ubicaron puntos de muestreo en la imagen (1% de la superficie total de la imagen), información determinada con GPS. La información tomada en campo (GPS) permitió identificar puntos de control las cuales constituyeron el muestreo conjuntamente con la información de diversas fuentes (mapas analógicos) empleadas en la integración y tratamiento digital de imágenes (Vives and Chica., 1994).

El empleo de los diversos índices de vegetación presente se sustenta por:

- 1) Mejorar la discriminación entre dos cubiertas con comportamiento reflectivo muy distinto en las bandas TM4 y TM3, por ejemplo realzar suelos y vegetación en el espectro visible e infrarrojo cercano.
- 2) Reducir el efecto del relieve (pendiente y orientación) en la caracterización espectral de distintas cubiertas.

$NDVI_{TM,p} = \frac{Ndirc-0,801NDR}{Ndirc+0,801NDR}$

$SAVI = \frac{TM4-TM3}{TM4+TM3+L} (1+L)$

Donde L, indica una constante para ajustar la línea de vegetación-suelo al origen (los autores indican un posible valor en torno a 0,5. Huete et al., 1994). Un factor que modifica los resultados en los valores de NDVI es el efecto atmosférico. Teniendo en cuenta que imágenes Landsat generan dispersión en los canales azul y rojo del espectro es por lo que se utiliza el índice de vegetación atmosféricamente resistente (ARVI) Kaufman y Tanrè, 1992.

Resultados

De la metodología encontrada se observa que los valores según índices de vegetación presentes en la zona de estudio muestran una distribución normal, dependiendo del tipo de índice NDVI, SAVI, RATIO. Para el caso del NDVI observamos que el valor acumulado en la imagen oscila entre -0.95-0.71 (figura 2) con un promedio de 0.15. En este entorno los valores positivos según NDVI hace referencia a las zonas de fuerte actividad fotosintética (regadío, bosque semidenso y denso), principalmente.

BANDAS	MEAN	MIN	MAX	STDDEV
1	36.00	35.00	37.00	37.41
2	27.11	25.00	28.00	27.11
3	14.89	14.00	16.00	15.20
4	11.44	10.00	12.00	13.45
5	135.00	133.00	137.00	136.46
7	9.89	9.00	11.00	10.20
Total	234.33	226.00	241.00	239.84
Mean	39.06	37.67	40.17	39.97
Minimum	9.89	9.00	11.00	10.20
Maximum	135.00	133.00	137.00	136.46
Stddev	48.07	47.76	48.50	48.34

Figura3. Valores digitales medios para la categoría agua

Figura 2, Distribución de valores según el índice de vegetación NDVI en la zona de estudio

Presentan índices positivos la vegetación de tipo matorral denso y las manchas de bosque especialmente aquel situado en zonas de mayor altitud. En los índices positivos la vegetación natural supera el 0,15 en pequeños retazos de bosque.

Observamos que los valores según NDVI que presentan valores negativos hacen referencia a las categorías: urbano $\hat{0}$.2, bosque seco muy ralo, zonas eriazas. Por tratarse de suelos con escasa cobertura vegetal y al aplicar el índice SAVI con corrección de 0.3 y 0.7. Arrojan valores entre'. En la imagen en composición color aquellas zonas de color blanco traducen una fuerte actividad vegetativa. Se trata de una gran parte de agricultura, vegetación de los barrancos y matorral. Del estudio de los perfiles de las clases espectrales de la imagen de verano se deduce que los valores digitales mas elevados corresponden a las sales y al suelo desnudo en los infrarrojos próximos y medios.

Son las sales las que alcanzan valores entorno a 200 en la banda 1. (137,7 de media para el suelo desnudo en la misma banda), mientras que en la banda 5 son mayores los valores digitales del suelo sin vegetación.

El suelo semidesnudo y los pastos tienen curvas similares a la del suelo desnudo, pero con valores digitales inferiores en todas las bandas, salvo en el infrarrojo térmico, que adquiere los valores mas altos. Los valores digitales del suelo semidesnudo son más altos que los del pasto en todas las bandas excepto en la banda TM7 que tienen los valores similares debido a la mayor humedad del segundo.

Las curvas espectrales pertenecientes a la categoría „agua%” manifiestan la enorme heterogeneidad de los humedales y la diferente calidad del agua. (1m aprox.) y tiende a disminuir su nivel digital a medida que se aproxima al espectro infrarrojo medio.

BANDAS	MEAN	MIN	MAX	STDDEV
1	36.00	35.00	37.00	37.41
2	27.11	25.00	28.00	27.11
3	14.89	14.00	16.00	15.20
4	11.44	10.00	12.00	13.45
5	135.00	133.00	137.00	136.46
7	9.89	9.00	11.00	10.20
Total	234.33	226.00	241.00	239.84
Mean	39.06	37.67	40.17	39.97
Minimum	9.89	9.00	11.00	10.20
Maximum	135.00	133.00	137.00	136.46
Stddev	48.07	47.76	48.50	48.34

Figura 3. Valores digitales medios para la categoría agua

Figura 3. Valores digitales medios para la categoría agua

En los diversos sectores geográficos del área de estudio y que se hallan representados por: Ríos, lagos, lagunas y estanques podemos observar que los valores promedios según sus niveles digitales (ND) tienden a decrecer sus valores medios a medida que se aproxima hacia el espectro infrarrojo en la banda TM7, excepto en la banda TM5 cuyo valor promedio asciende a valores de 135.00. En este caso la banda TM5 del espectro infrarrojo refleja la mayor reflectancia debido a la elevada reflectividad.

Cuando la vegetación sufre algún tipo de estrés (plagas o sequías), su reflectividad es inferior en el infrarrojo cercano, aumentando en el rojo, con lo que el contraste entre ambas bandas es menor. En definitiva, podemos señalar que cuando mayor es el contraste entre las reflectividades de la banda infrarroja y roja, mayor vigor vegetal presentará la cubierta observada, observación que lo hemos podido percibir en el análisis entre las bandas TM4 y TM3 a partir del empleo de los índices de vegetación. Asimismo, bajos valores de contraste indican una vegetación enferma o senescente, hasta llegar a las cubiertas sin vegetación que ofrecen un contraste muy pequeño.

En la respuesta de la curva espectral relacionada a la categoría agricultura podemos observar que la respuesta espectral en las cubiertas en las bandas TM4 y TM3 presenta la mayor diferencia en desviación estándar respecto a los datos respecto al resto de bandas.

Al aplicar el índice según el cociente entre bandas observamos:

* Mientras que en la región del espectro visible los pigmentos de la hoja absorben la mayor parte de la energía que reciben, estas sustancias apenas afectan al infrarrojo cercano. Por esta razón se produce un notable contraste espectral entre la baja reflectividad de la banda roja del espectro y la del infrarrojo cercano, lo que permite separar, con relativa claridad, la vegetación sana de otras cubiertas.

Conclusiones

* Las formas de erosión hídrica reconocidas e identificadas en la imagen de satélite son debidas a procesos de acarreamiento, erosión en lámina y fenómenos de caída de bloques por socavamiento de su base.

* El índice de vegetación normalizado permite una mejor visualización al aumentar el contraste entre las clases.

* De acuerdo a los resultados, los valores de NDVI varían entre -1 a $+1$ lo que facilita la interpretación.

* El triplete TM3, TM4, TM5 se consideró como la imagen optima para la discriminación de factores geomorfológicos y biológicos relacionados con la desertificación.

* Tanto el NDVI como cociente simple se han empleado en la estimación de diversos parámetros de la cubierta vegetal, lo que les constituye en papel protagonista de cara a la evaluación ambiental. Resultados que a su vez coinciden con lo obtenido por Kennedy, 1989; Kerr et al., 1992.

* Los resultados obtenidos concuerdan con lo obtenido por (Dedios, 2004) han demostrado que

estos índices son equivalentes.

* De acuerdo a los resultados obtenidos según la aplicación del NDVI nos encontramos en umbrales críticos puesto que el área de estudio presenta elevada aridez.

* En zonas áridas donde la contribución del suelo es importante, se ha comprobado que el NDVI no resulta ser una medida muy consistente de las condiciones de vegetación. Por lo que se propone el uso del índice relacionado con la reflectividad del suelo (Huete, 1987)

* Los índices usados son considerados como indicadores de crecimiento y vigor de la vegetación, diagnóstico de parámetros biofísicos, % de cobertura, biomasa, radiación activa fotosintética tal como los señalaron (Sellers, 1985; Asrar et al., 1984; Goward and Hyemrich, 1992).

* El índice de vegetación permite una diferenciación entre la vegetación activa y los suelos desnudos.

* La metodología empleada es de gran apoyo para determinar áreas degradadas todas ellas basadas en identificar características de vegetación y su estado: NDVI, SAVI, ARVI.

Agradecimientos

La autora agradece a la empresa Consultoria y Asesoría Medio Ambiental ND por proporcionar las imágenes de satélite Landsat TM que hicieron posible el presente estudio y a la Municipalidad Provincial de Piura Peru por considerar el área del parque ecológico Kurt Beer como área de conservación para la realización de los muestreos y ensayos de campo.

Referencias

Dedios, M.N.J. 2004. *Plan de manejo, conservación, y desarrollo sostenible del bosque seco*. www.aepro.com/pdf/Congreso_04A_completo.pdf

Huete, A.R. 1988. A Soil Adjusted Vegetation Index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25: 295-309.

Kaufman, Y.J. & D. Tanre. 1992. Atmospherically resistant Vegetation Index (ARVI) for EOS-MODIS. *Proc. IEEE Int. Geosci. And Remote Sensing Symp.* 92. IEEE. New York, 261-270

Rouse, J.W., R.H. Haas, J.A. Schell & D.W. Deering. 1973. Monitoring vegetation System in the great plains with ERTS. *Third ERST Symposium*, NASA SP-351, vol.1. p.309-317.

Restoration of the vegetation of the Dry Zone in Galapagos

Restauración de la vegetación de Zona Seca en Galápagos.

Tye, Alan

Charles Darwin Research Station, Galapagos, Ecuador, email: atye@fcdarwin.org.ec

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.410.1>

Restoration of the vegetation of the Dry Zone in Galapagos

Abstract

Restoration projects should follow four steps: identify and understand the threat; remove or reduce the threat; monitor the effect; intervene further when necessary. "Restoration" is sometimes thought of as the last of these four, but restoration may often be achieved by the first three alone. The last step implies a repeat cycle of the first three, identifying and dealing with additional threats. A first cycle usually has a community focus (for monitoring and ecological studies), whereas subsequent cycles usually imply a species focus. The Dry Zone is the most widely distributed of the Galapagos vegetation zones. It has been damaged on several islands, mainly by introduced herbivores and plants. Restoration following damage by introduced species (on which this paper focuses) differs from that after habitat destruction, in that the less intervention may be required, but the precise intervention required may be less clear. Three options for removal of an introduced species threat are manual-chemical control, biological control, and eradication. The cost distributions of these options are explored with examples. Galapagos data show that removal of an introduced invasive plant or animal often results in rapid regeneration of native vegetation, as revealed by monitoring, even after decades of damage. However, sometimes some species do not regenerate adequately after removal of the threat which caused their decline. In such cases further action (step 4) is required to achieve their restoration. Four Galapagos examples illustrate the kind of intervention, including further research, required for different species.

Key words: Galapagos, Vegetation, Restoration, Invasive Species

Resumen

Los proyectos de restauración deben seguir cuatro pasos: identificar y entender la amenaza; remover o reducir la amenaza; monitorear el efecto; intervenir más cuando sea necesario. "Restauración" a veces se considera el último de estos pasos, pero en muchos casos se puede lograr restauración con solo la implementación de los primeros tres. El último paso implica un nuevo ciclo de los primeros tres, identificando y tratando nuevas amenazas adicionales. El primer ciclo suele tener un enfoque en la comunidad vegetativa (para los estudios de monitoreo y ecología), mientras ciclos adicionales suelen implicar un enfoque a nivel de especie. La Zona Seca es la zona de vegetación más amplia de Galápagos. Se encuentra dañada en varias de las islas, principalmente debido a los mamíferos introducidos y plantas introducidas. Restauración luego de daño causado por especies introducidas (el enfoque de este artículo) es diferente de luego de destrucción de hábitat, en que puede requerir menos intervención, pero la intervención precisa requerida puede ser menos evidente. Tres opciones para remover una especie introducida son control manual-químico, control biológico, y erradicación. Se presentan ejemplos de la distribución de los costos de estas tres. Datos de Galapagos demuestran que el remover una planta o animal introducido suele resultar en la regeneración rápida de la vegetación nativa, revelada por el seguimiento, aun después de décadas de daño. Sin embargo, a veces ciertas especies no se recuperan adecuadamente después de la eliminación de la amenaza que causó su disminución. En estos casos se requiere acción específica (paso 4) dirigida a la restauración de ellas. Cuatro ejemplos demuestran la clase de intervención, incluyendo más investigación, necesaria para diferentes especies.

Introduction

What is restoration when applied to dry-zone vegetation in Galapagos?

In this paper I will argue that restoration should be seen as one element in a strategy for conservation management, and use examples from Galapagos to illustrate such a strategic approach to restoration of dry forest and other semi-arid vegetation types in the islands. The main questions I address are:

What can we learn about vegetation restoration from Galapagos experiences?

What should we do to ensure recovery from a situation of threat/degradation?

I argue that four basic steps should be followed in a specific sequence, in order to ensure restoration of damaged dry forest and other habitats. These are:

1. Identify and understand the threat and its effects: what has caused the habitat change and how has it changed?
2. Remove or reduce the threat.
3. Monitor the effects of removing or reducing the threat.
4. Intervene further only when necessary to ensure recovery.

It is the last of these four steps which is often thought of as "restoration", but I argue that the whole process of steps 1-4 should be seen as restoration and that step 4 may frequently not be required. Further, when it is required, Step 4 usually necessitates more research (return to Step 1), to identify and understand additional threat factors which need to be counteracted, and to determine life cycle stages at which the additional interventions (Steps 2-3) may need to be made. That is to say, Step 4 is simply a renewed cycle of Steps 1-3.

DRY ZONE VEGETATION IN GALAPAGOS

The vegetation of Galapagos is determined largely by orogenic rainfall and is therefore strongly zoned by altitude (Wiggins & Porter 1971). Although other schemes have been used, I accept here five principal zones, each of which can be divided into sub-zones based mainly on habitat structure (e.g. forest, shrubland or herb-dominated communities). The lowest of the five principal zones is the Littoral Zone, a narrow fringe determined by proximity to the sea and the influence of salt spray. Above this, the Dry Zone of scrub and dry woodland extends uphill, where it blends into a Transition Zone of closed forest. Above this is the Humid Zone, and finally on the highest islands, above the main cloud layer, a second High-altitude Dry Zone.

The Galapagos archipelago comprises 14 principal islands and more than 120 smaller islets, where an island or islet may be defined as any landmass permanently isolated (at all tide stages) by sea and capable of supporting terrestrial vegetation (which excludes mangroves). All Galapagos islands have a Littoral Zone, and some 50 islets are so small and low that they are entirely Littoral Zone. All remaining islands, i.e. about 80, have a Dry Zone, whereas only seven islands are high enough to carry a Humid Zone and only two are high enough to carry a High-altitude Dry Zone. The Dry Zone thus accounts for the largest total land area of any of the main Galapagos vegetation zones (Fig. 1).

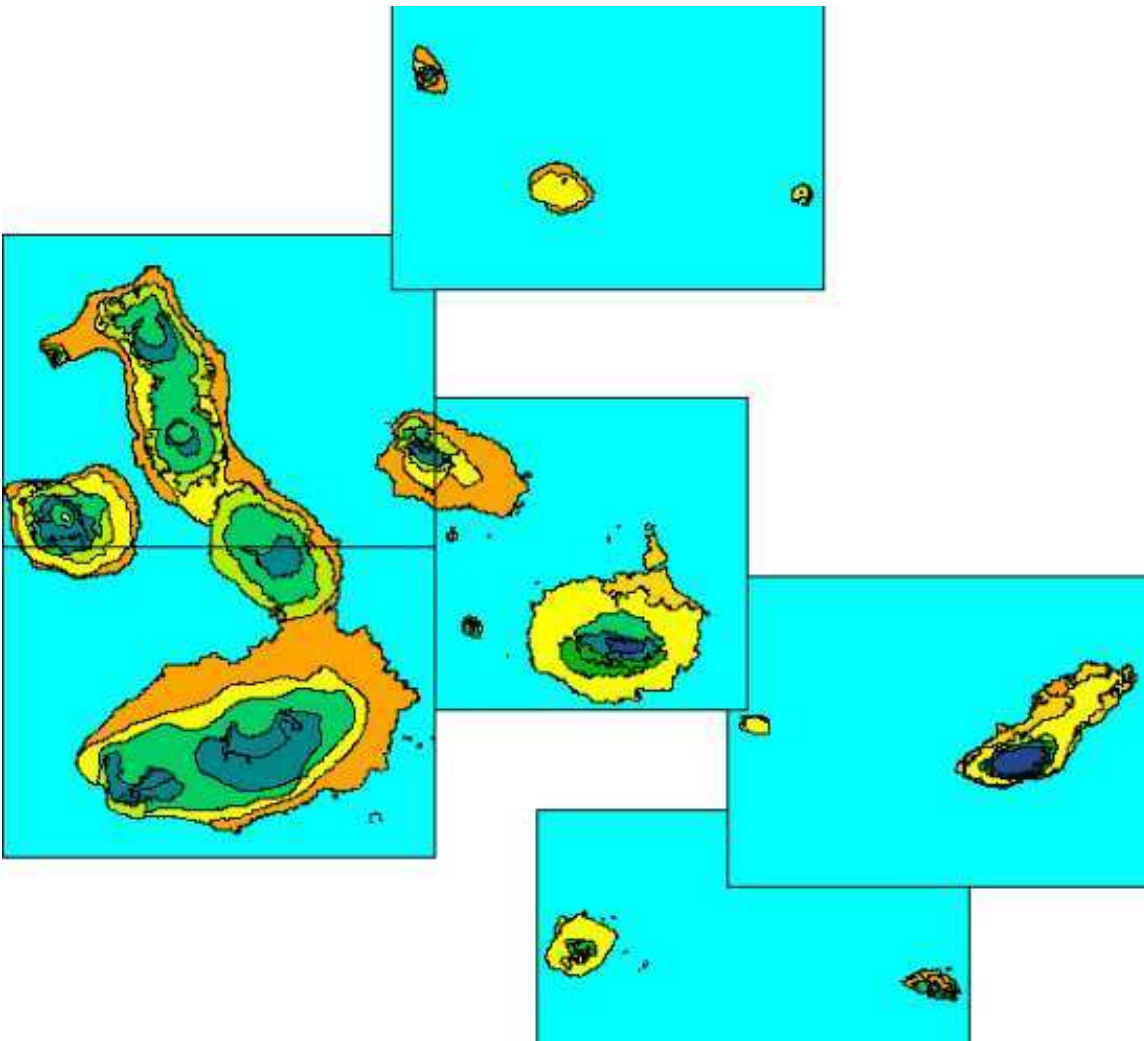


Figure 1. Dry Zone (yellows and oranges), Transition Zone (greens) and Humid Zone (blues) of the central Galapagos archipelago; High-altitude Dry Zone not distinguished on this map. Ecological zone map of PRONAREG *et al.* (1987).

The vegetation formations of the Dry Zone include various open woodland communities, the most common being dominated by *Bursera graveolens*. Other communities include more or less wooded shrubland dominated by different species in different sites, including *Cordia lutea*, *Gossypium darwinii*, *Opuntia* spp. or *Croton scouleri*, among others. Other areas carry only sparse low shrubs and annual herbs, while others are open lava with scattered annuals or cacti. The Transition Zone is also semideciduous mixed-species Dry Forest (*Bosque Seco Premontano*).

The Problem

Threats to Galapagos vegetation

Galapagos vegetation has suffered three main threats, direct habitat destruction by man, direct exploitation of certain species, and introduced species.

Historically, direct habitat destruction by man has been important, with the creation of large agricultural areas in the highlands of four islands, and settlements on the coasts of five. The lowland towns have damaged only a tiny proportion of the widespread Dry Zone. In contrast, the agricultural areas have destroyed large proportions of the Humid Zone of Floreana, Santa Cruz and San Cristóbal, and of Sierra Negra volcano on Isabela, and have also damaged substantial proportions of the Transition Zone on these islands (e.g. Fig. 2; Snell *et al.* 2002/*in press*). There is currently pressure and legal provision to take more land from the Galapagos National Park for development in Galapagos. Depending where this is done, it could have major or lesser effects on one or more vegetation zones in the coming years.

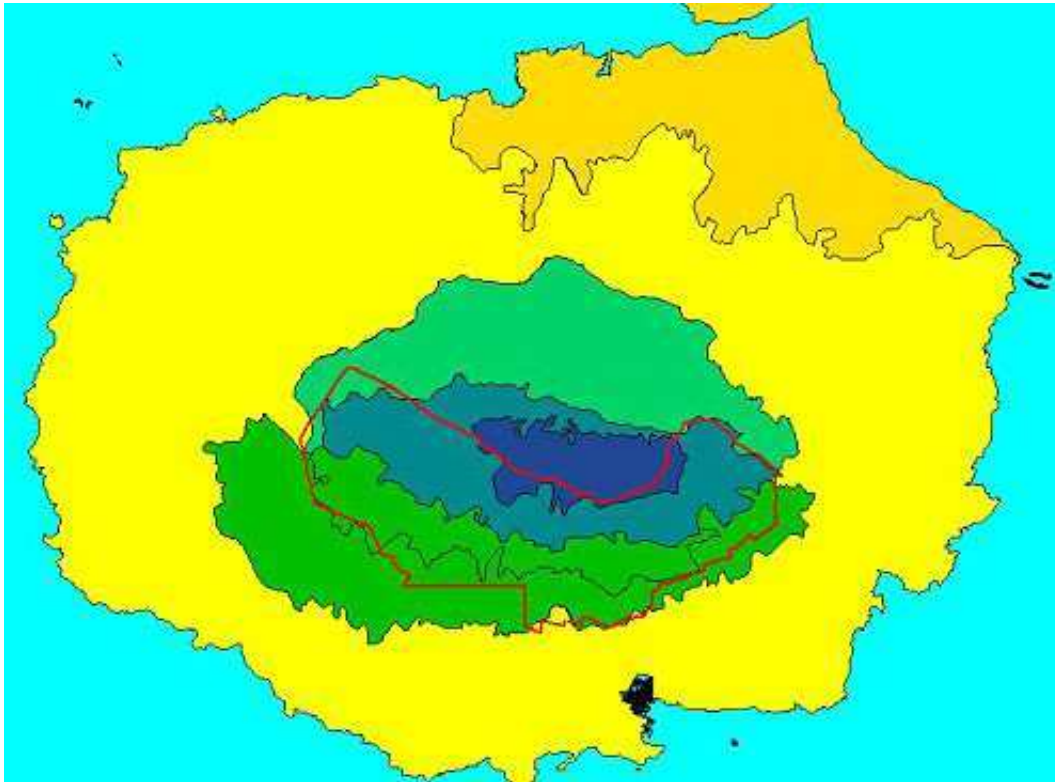


Figure 2. Impact of the conversion of natural habitats to agricultural (red outline) and urban (town on south coast) use on Santa Cruz Island. Habitat zones as in Fig. 1.

Direct exploitation, although an important cause of declines and even extinctions of some Galapagos animal species, such as giant tortoises and sea cucumbers, has affected only a few plants. Some native and endemic trees have been exploited for their timber, which may have caused population structural changes, and in one case, the Floreana endemic tree *Lippia salicifolia*, probably contributed to its current threatened status (Mauchamp *et al.* 1998; Tye 2002). However, direct exploitation has not contributed significantly to changes in the structure or composition of the Dry or Transition Zones, except very locally where mature *Piscidia carthagenensis* trees have been over-exploited.

Introduced species are currently regarded as the main threat to the biological diversity of Galapagos (Bensted-Smith **2002/in press**). Invasive introduced species may be regarded as having two main effects: competition with native species and predation on them. In the case of effects on vegetation, predation is equated with herbivory, while the main competitors for native plants are invasive introduced plants (Fig. 3ab).



Figure 3a. Effects of competition (invasion of the tree *Cinchona pubescens*) in the naturally treeless highlands of Santa Cruz Island: photo H. Jäger).



Figure 3b. Effects of predation (= herbivory, destruction of dry forest on Alcedo Volcano by goats) by introduced species in Galapagos.

Restoration required following different kinds of damage

From the above it will be seen that each of the three main threats leads to a distinct restoration requirement. Habitat destruction, conversion to agricultural or urban use, may require considerable investment in order to restore native vegetation, after any decision has been made to remove the threat (i.e. to cease use and restore native habitat). Most native plant species will have been eliminated from such areas, so their return following cessation of agriculture, or dis-occupation of the area, is highly unlikely, at least in a reasonable time frame. Restoration following such use therefore implies intervention to restore the entire plant community. Such restoration has not been attempted on a large scale in Galapagos, although pilot projects have been started in recent years in the agricultural zones, where some land-owners have begun conservation-restoration projects in part because of their potential value as an ecotourism attraction. However, these projects all focus on humid-zone vegetation, although some include upper Transition Zone areas, and none affects the Dry Zone.

In contrast, restoration following direct exploitation of individual species would require intervention focused on those threatened species. So far, there have been no attempts in Galapagos to restore the populations of any timber tree whose populations have been affected by over-exploitation. Management interventions have simply comprised attempts to reduce use.

Restoration following damage by introduced species is more complex, in that the level of intervention required (community vs. individual species) is intuitively less clear. However, restoration following damage by introduced species is precisely the area where most research has been done in Galapagos. Experiences and lessons learnt in Galapagos may thus provide useful insights into the factors that need to be taken into account when planning a restoration programme following this kind of damage. This kind of restoration programme is the focus of the rest of this paper.

Restoration steps following damage caused by competition from Invasive Plants

Step 1: Identify and understand the threat.

Although questions such as "what damage are invasive plants causing?", are also important in order to permit evaluation of the success of a restoration programme (reversal of the changes), the principal question to which an answer is required for planning restoration following damage caused by invasive plants is "which species are causing most damage?". From the point of view of competition, invasive plant species may be classed as either "integrators" or "transformers" (see Richardson *et al.* 2000). Integrators, often but not always small herbaceous species, may invade natural communities without dominating them or displacing the majority of the native vegetation. They are thus often difficult to control, but they also cause lesser effects. Transformers in contrast are often large woody species, or herbaceous species that can form dense stands, such as grasses. They may thus displace the majority of the native vegetation and can replace it with a totally alien community, in terms of both structure (e.g replacing herbaceous communities with forest) and species composition (displacing native species).

In the Humid Zone, many invasive plant species have escaped from the agricultural areas and are causing widespread, landscape-scale changes to the vegetation. In the Dry Zone, invasive plants have not yet caused serious damage, but they may do so in the future, as many potentially invasive introduced species that are adapted to drier conditions have been introduced as garden ornamentals and are grown in the lowland towns. However, some invasive plants, such as *Cedrela odorata*, *Psidium guajava*, *Passiflora edulis* and a variety of grasses, are invading the Transition Zone on the inhabited islands, spreading downslope from the agricultural areas and replacing native dry forest. Monitoring projects and ecological studies help to determine which invasive plants are transformers. For example in the mixed forest of the Transition Zone of Santa Cruz island, a 30-year monitoring programme of permanent plots has revealed the complete replacement of the dominant tree *Scalesia pedunculata* by the introduced *Cedrela odorata* and *Psidium guajava* within a 13-year period (1992-2004: Fig. 4ab).



Figure 4a. Replacement of Transition Zone *Scalesia pedunculata* forest by introduced *Cedrela odorata* and *Psidium guajava*. 1992. Photos: O. Hamann.



Figure 4b. Replacement of Transition Zone *Scalesia pedunculata* forest by introduced *Cedrela odorata* and *Psidium guajava*. 2004. Photos: O. Hamann.

Step 2: Remove or reduce the threat.

The science of invasive plant management is still relatively young, and there are few examples of control of a plant invasion on a large scale in Galapagos so far. In the case of the transformation of the Transition Zone forests, a pilot project was undertaken to kill all *Cedrela* trees over several hectares of heavily invaded forest. Two major treatments were used, one where trees were felled and stumps killed by painting herbicide on them, and the other where trees were killed standing by injecting herbicide into machete cuts in the trunks. The latter treatment avoided damaging the understorey caused by felling trees, as the understorey included young plants of many native canopy species. Both trials gave almost 100% control of *Cedrela*, resulting in opening of the canopy, which had become dominated by this species. This was followed by strong regrowth of native vegetation, but also by regeneration of *Cedrela* from seed (Fig. 5ab), indicating that follow-up treatment would be required to ensure full restoration of native forest. However, the trials indicated that it would be relatively easy to achieve restoration over large areas, if sufficient funding could be found to employ a small team to carry out initial control and follow-up maintenance.



Figure 5a. Former Transition Zone forest dominated by the invasive *Cedrela odorata* (the tall trees).



Figure 5b. Former Transition Zone forest dominated by the invasive *Cedrela odorata*, following *Cedrela* control. The red oval indicates *Cedrela* regrowth, among a general regeneration of native species.

Larger projects are therefore needed in Galapagos to attack some of the worst invaders, and the key to success of a large project is detailed planning and a systematic approach. The best example of such an approach for planning a large-scale control, or even total eradication, project in Galapagos concerns Red Quinine, *Cinchona pubescens*, which has invaded some 12,000 ha on Santa Cruz island, mostly in the humid highlands but also extending to the Transition Zone.

If we are to begin such a project with a high probability of succeeding, we need to understand in great detail the biology of the target plant. This project illustrates the deeper level of understanding required at Step 1, once a target has been chosen. In the case of *Cinchona*, studies have been carried out in Galapagos on its reproductive cycle, seed dispersal and seedbank longevity (Rentería 2002) as well as on control trials, the impacts of the invasion and the impacts of control techniques (Jäger 1999). The biological studies are necessary to enable a control project to interrupt the reproductive cycle, prevent further seed production and permit steady reduction in the population of juvenile plants (before they reach reproductive age). Further studies have been carried out to estimate the cost of control at different densities (Buddenhagen & Yáñez 2005). Since the main determining factor for the success of such a project is the availability of funds, it is important to be able to predict the total cost of a project, especially if the goal is total eradication from an island, in advance of beginning the attempt. All of these studies contribute to a management plan for either total eradication of the species from Santa Cruz or its control (reduction to low density) over the whole of the invaded area.

Management options for removing or reducing the threat caused by an invasive plant fall into three main categories:

1. "Classical" control, implying manual or chemical control where the aim is a reduction in density of the target species over a defined area, in practice usually specific sites considered to be of high biodiversity value.
2. Eradication, where the aim is complete removal of a species from a defined area, and where the chance of re-invasion is small. In practice this usually means eradication from an island.
3. Biological control, where the aim is permanent reduction in density over the entire invaded area.

Each of these options carries advantages and disadvantages, and cost distributions differ significantly between the three. In the case of classical control, costs are primarily determined by the size of the selected control area, which may in practice be determined by the size of the annual budget assigned by the management authority. This results in apparently lower costs, when compared with eradication or biological control, but the disadvantage is that success is variable from year to year (depending on variations in annual budget) and the investment never ends, since the species requires continued control year after year in order to maintain gains obtained by reducing the population of the target species. In the case of *Cinchona* on Santa Cruz, a suitable level of investment required to keep the most important sites on the island relatively free of the invader would be between US\$100,000 and \$300,000 per year (depending on the size of the area selected for treatment), permanently.

Biological control has a very different cost distribution, with initial investment high, being mainly the costs of the research required to identify an effective natural enemy, usually in the area of origin of the invader, and further research needed to determine that the identified agent will not have adverse effects on native plants or animals (specificity testing). However, once implemented, if control is successful, future costs reduce to near zero (low-frequency monitoring to ensure that control remains effective). The disadvantage associated with a new biocontrol project is that, until the research has been done and the release of the agent has been carried out, the ability to predict success is poor: an agent may or may not be found, and the agent may or may not reduce the target species' population to acceptable levels. In the case of *Cinchona*, such a project would be much cheaper than most biocontrol efforts, since it could be carried out entirely within-country, as the natural range of the species includes mainland Ecuador. The total cost would be c. \$300,000.

Eradication, in contrast, may appear extremely expensive, since initial costs, as in biocontrol, are high, in this case not for the research, but for the initial knock-down of the population to interrupt the breeding cycle. However, as in the case of biocontrol, once the plant has been eradicated, costs reduce to near-zero, and a further advantage of eradication is that our ability to predict success is high, as long as the preliminary studies have been thorough. Predicting success largely comes down to predicting cost, the question then reducing to ability to find and dedicate the funds required, and to guarantee continuation of the project for the period required to achieve eradication. In the case of *Cinchona*, the cost of attempting an eradication from Santa Cruz with a high probability of success would be c. \$6 million (cf. Buddenhagen & Yáñez 2005), spread over 10 years, with about half the total budget being spent in the first three years (initial removal of all seed-producing trees over the entire invaded area).

Although eradication may thus appear prohibitively expensive, it may be the preferred option, given that future costs are effectively zero. It is far easier to guarantee a one-off investment of \$6 million than to guarantee a defined level of funding for classical control, every year, for ever. Similarly, on economic grounds, biological control is always a cost-effective option for dealing with a serious, widespread invasion.

Restoration steps following damage caused by Herbivory

Step 1: Identify and understand the threat.

It is sometimes very easy to detect the effects of introduced herbivores on native plant communities and individual species. Introduced mammalian herbivores, especially feral goats *Capra hircus*, are notorious for their dramatic effects on oceanic islands (Baker & Reeser 1972; Breckon 2000; Coblenz 1978; Courchamp et al. 2003; Gould & Swingland 1980; Lever 1994), and are often blamed for vegetation change based on anecdotal (but obvious) evidence. Effects such as extinctions, rarity and changed species composition have been inferred based on qualitative comparisons with old accounts or photographs, while monitoring studies have examined regeneration following goat exclusion or eradication (e.g. Baker & Reeser 1972; Loope & Scowcroft 1985; North & Bullock 1986; all studies cited by Coblenz 1978). In Galapagos, Hamann (1975, 1979, 1993, 2001) documented goat damage on Santa Fe and Pinta islands, and De Vries & Calvopiña (1977) on Santiago. All these studies demonstrate dramatic changes in communities, and declines in individual species caused by goats.

Step 2: Remove or reduce the threat.

Solutions to such problems include protection, such as constructing exclosures around threatened communities or remnant populations of individual species. Both community- and species-focused fencing has been used in Galapagos. Fences were built around remnant vegetation communities on Santiago Island during the period 1973-1998, when goats devastated the vegetation throughout the island. Fences have also been constructed to protect populations of threatened plant

species, such as *Linum cratericola* on Floreana Island, *Cyathea weatherbyana* on Alcedo Volcano of Isabela Island, and *Scalesia retroflexa* on Santa Cruz.

The advantage of fencing is that it is relatively easy, quick and cheap, but can only be used (at least while remaining cheap) to protect relatively small areas. Over larger areas other alternatives become more cost-effective, including control or eradication of the herbivore. As in the case of invasive plants, there are three management options for introduced herbivores: "classical" control (e.g. hunting), biological control and eradication.

As with plants, classical control can have lower annual costs, but is for ever, and success is variable, depending on variations in annual budget and priorities. Biological control has a high initial cost but later falling to near-zero, success prediction is uncertain, and biocontrol is in practice useful for only invertebrate animals. Eradication costs are initially high, but then reduce to near-zero (monitoring for reintroduction), and the prediction of success is high, at least for mammalian herbivores.

As an example, goats have been introduced to 12 Galapagos islands, and have so far been eradicated from seven of these (Fig. 6). Eradication projects are almost complete for one more (Santiago) and for the northern part of Isabela. Our successes are improving, with ever larger islands being freed from goats.

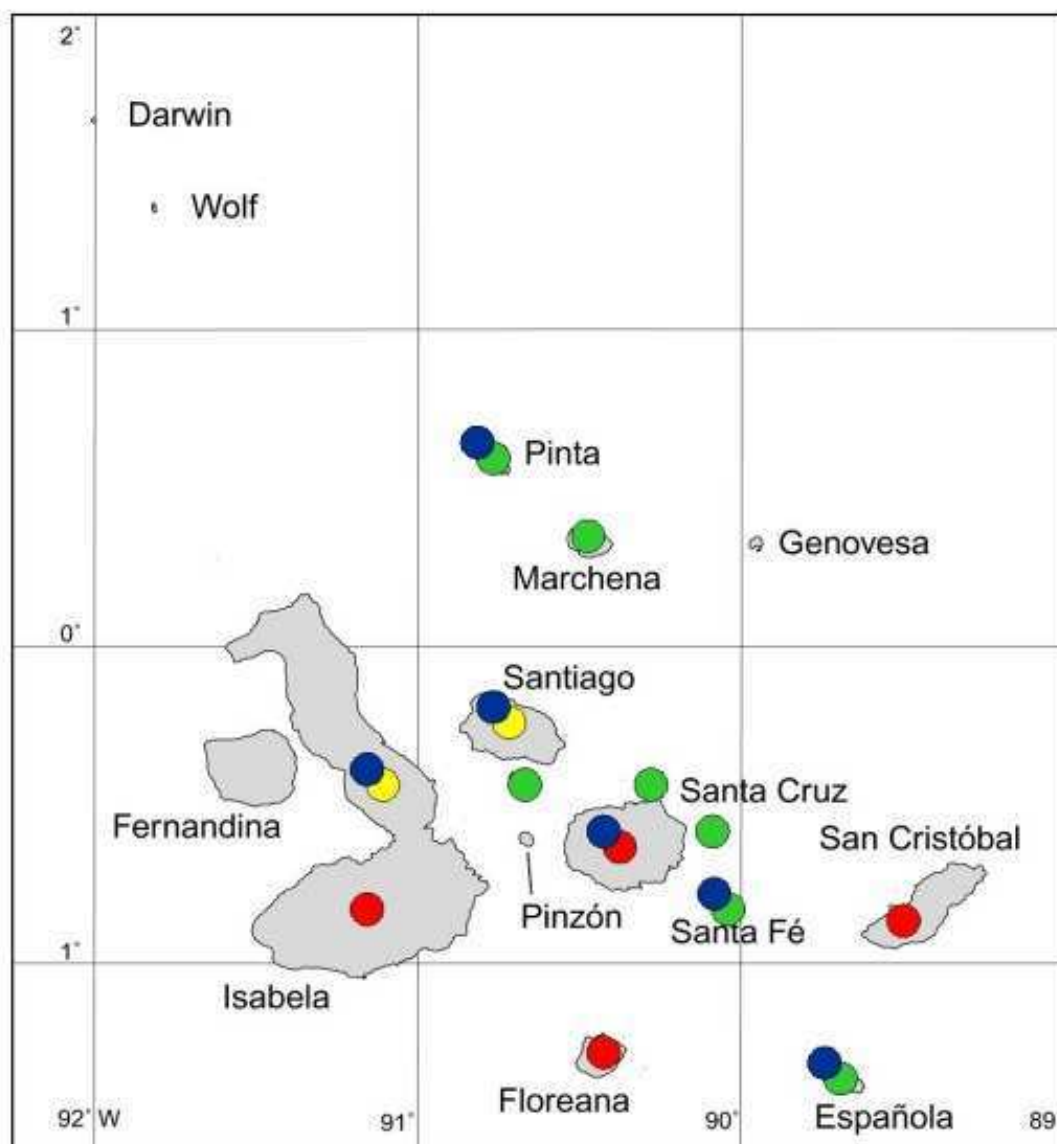


Figure 6. Galapagos islands to which goats have been introduced and gone wild. Red circles = not yet eradicated; green = already eradicated; yellow = eradication in progress (as at end of 2005); blue = long-term vegetation monitoring projects in place.

Step 3: Monitor the effects of removing or reducing the threat

The importance of monitoring both success of and impacts of control cannot be over-emphasized. This is particularly true in the case of eradication, where we need to be sure that all individuals of the target invasive plant (including viable seeds) or animal have really been removed. The importance of monitoring the impact of control lies in determining whether the effect on native species and communities is the desired one (e.g. are native species regenerating in appropriate proportions or are other invasive introduced species replacing them?), and thereby detecting whether any further intervention (Step 4: "restoration") is required: it may not be. Once again, the example of goat eradications on Galapagos illustrates this.

On six of the 12 islands where goats had been introduced, long-term vegetation monitoring projects based on permanent plots and transects have been established, which have so far gathered data for up to almost 40 years (Fig. 6). Goats were eradicated from Santa Fe and Española in the 1970s, and these have since been monitored by Hamann (1979, 2001) and H. Adsersen (unpublished). Hamann and Adsersen have also monitored plots on Pinta (Hamann 1975, 1979, 1993), from which goats were almost eradicated in the 1970s, and then finally eradicated in 2003. Hamann (2001) has also been monitoring plots on Santa Cruz, where goats have been subject to varying levels of control but not eradicated; these plots also demonstrated the changes brought about in Transition Zone forest by *Cedrela odorata* and *Psidium guajava*. Many of these island studies were initially established by De Vries (e.g. 1977, De Vries & Calvopiña 1977), who also began monitoring on Santiago, from which goats were not eradicated until 2005. Since the studies of De Vries, successive CDRS botanists have continued monitoring on Santiago, and have established plots in 1995 on Alcedo Volcano (Isabela), from which goats may be eradicated in 2006.

These projects have demonstrated that goat removal is usually followed by rapid regeneration of native vegetation, attaining a structure and species composition closely similar to the pre-goat state within 20 years. The Galapagos flora, as is typical of oceanic islands, consists largely of species with pioneer characteristics and has proved remarkably resilient following removal of introduced species threats. In other words, little further intervention (Step 4 restoration) is usually required, beyond threat removal. We have several lines of evidence that this is so.

For example on Española, photographs taken in 1905-6 by the California Academy of Sciences in various parts of the island demonstrate the state of the vegetation shortly after the introduction of goats, while transect comparisons between Española and its offshore islet Gardner (which never harboured goats) show that the state attained on the main island 20 years after goat eradication is comparable with that of a nearby area unaffected by goats. On Santa Fe, the species-focused studies of Hamann showed that *Scalesia helleri* (Fig. 7) and *Opuntia echios*, which had been badly affected by the goats, regenerated more or less rapidly following eradication of the animals.



Figure 7. *Scalesia helleri* regenerated rapidly following the eradication of goats from Santa Fe island.

Exclosures also show similar effects on a smaller scale. The only known population of *Linum cratericola* increased from a low of 13 known plants to more than 400, when most of the population was protected by fences, and goats and feral donkeys were controlled in the surrounding area (Simbaña 2002 and unpublished).

The general conclusion is that most Galapagos vegetation recovers fast once a threat is removed, but does it all? The importance of careful monitoring is demonstrated by cases where individual species have not recovered following goat eradication or exclusion. Three examples include *Cyathea weatherbyana* on Alcedo, whose last two remnant populations were protected by fences in 1997, and *Opuntia megasperma* and *Lecocarpus lecocarpoides* on Española, where goats were eradicated in 1978. Such cases lead us to Step 4 of the restoration process.

Step 4: Further intervention, when necessary to ensure recovery.

In all these cases, the problem is with individual species, rather than failure of a whole community to return to something close to its original state. We therefore require autecological studies to determine what further action needs to be taken to ensure their recovery. Such studies must focus on identifying the additional threat(s) which may be preventing recovery, and identifying the life history

stage(s) at which action must be taken to reverse the effect of each threat. *Cyathea weatherbyana* on Alcedo, and *Opuntia megasperma* and *Lecocarpus lecocarpoides* on Española illustrate different stages in this process.

In the case of the *Cyathea*, it was thought in 1996 that its decline was associated with a process of dramatic vegetation change on the volcano caused by a goat population explosion there in the early 1990s (Cayot & Snell 1996). The planned solution to these changes was to be an attempt to eradicate goats from northern Isabela but, pending a search for funds for such an ambitious project, a temporary measure intended to save the last tree ferns was the fencing of the two remnant groups of plants, which was accomplished in 1997. The two patches were included in the monitoring programme that was begun in 1995. This has shown a continued decline in the species, despite the fence. It has proved difficult to ascertain the reasons for this continued decline. Contributory factors could include occasional breaches of the fence by small groups of goats, which have remained inside the enclosure for periods up to 2-3 months, but these were not closely correlated with population decline of the tree fern. It has not been possible to initiate a detailed study of the remaining plants (or of healthier populations on the other islands), but periodic observations suggest that the plants may be suffering water stress, as they appear to be almost permanently in a semi-wilted state (Fig. 8). This leads to the suspicion that micro-climatic changes as a result of general loss of forest cover in the surrounding areas may be at least partly responsible. Goat eradication finally began in 2003 and at the end of 2005 was virtually complete. Results of monitoring on Santiago Island show that highland vegetation recovery has been astonishingly fast there following goat eradication, with a moderate shrub-tree canopy expected to be reestablished over large areas within 3-4 years. The strategy for Alcedo for the time being is therefore to await the results of the goat eradication there, which is about one year behind that on Santiago, to see if general vegetation recovery promotes regeneration of the tree fern.



Figure 8. Remnant adult *Cyathea weatherbyana* tree ferns inside a goat enclosure on Alcedo Volcano, Isabela Island.

Lecocarpus lecocarpoides is still a common species on the four islets in Gardner Bay, Española. On the main island it is known only from a tiny population on the north coast (Fig. 9), which fluctuates between zero and 60 plants, behaving as an annual. Since goat eradication in 1978, this population has not increased and it is not known what restrictions might be preventing an increase. In this case we have no evidence that the species was more common on the main island before the introduction of goats, but suitable habitat seems to be present in several parts of the island. This species has not been the subject of any detailed study so far, nor of any management intervention to try to increase its population. However, a study is planned to examine seed germination and habitat requirements, as a preliminary to an attempt to establish a population at a second site on the main island.



Figure 9. A member of the tiny *Lecocarpus lecocarpoides* population on Española Island.

We have more information about *Opuntia megasperma*, the other Española species which has not increased since goat eradication. This species may be used to illustrate the kind of research that needs to be done to address such a problem.

First, we have better evidence of the former status of *Opuntia* on Española. The CAS photographs of 1905-6 show that large adults were present in many parts of the island where no *Opuntia* can be found today, including the eastern extremity, Punta Cevallos. The nearest remaining *Opuntia* to Punta Cevallos are now some 4 km away, making its return to such sites extremely unlikely in the medium term. Second, we know that, even in areas where adult *Opuntia* remain, regeneration has been poor or absent (Grant & Grant 1989, Coronel 2002). We have therefore carried out a series of studies to try to understand why.

Our first hypothesis was that seed production or viability might have been reduced, perhaps as a result of a genetic bottleneck, or that seed survival might have been adversely affected by an imbalance between the *Opuntia* population and those of its seed predators (such as Darwin's finches Geospizinae), resulting in excessive seed predation. Preliminary observation confirmed, however, that adult plants were fruiting normally and that the fruits contained normal numbers of seeds. Neither did seed survival appear to be the problem, since abundant seed could be found on

the ground in areas where adult plants still occurred. Further, seed collected from the ground and from fruits was viable. Laboratory experiments gave germination rates of c. 40% with no pre-treatment, while seed collected from the faeces of giant tortoises, after the fruit were fed to them, gave c. 80% germination. Tortoises are natural dispersers of *Opuntia* seed in Galapagos.

It is still not known whether failure of germination in the field may be a factor contributing to the lack of recovery. We know that germination was high on Española in moderately wet years in the 1970s, although perhaps poorer in exceptionally wet years in the early 1980s (Grant & Grant 1989). It may be that germination requires wetter than average conditions, and Galapagos has received below average rainfall during the years 2002-5. However, no significant regeneration has occurred since the 1970s, during which period a broad range of Galapagos climatic conditions has been represented, from very dry to very wet years. Some factor may therefore have got worse over the intervening period. The presence of some seedlings in limited areas shows that at least some natural germination has occurred in recent years, and further monitoring under different rainfall conditions may help to clarify the role of germination problems.

However, knowing that viable seed production is not the key factor, the question passes to the next life stage: the seedling. The hypothesis here was that seedling survival may have been compromised by lack of water, predation, or other factors. We therefore cultivated seedlings in the laboratory, acclimatized them to field conditions, then planted them out in the field and gave them a variety of post-planting treatments, comprising: given water and protected by small cages; not given water but protected; protected but not given water; and unprotected unwatered (Fig. 10). These experiments showed that water was not a critical factor, but that protection by small cages dramatically improved seedling survival (Coronel 2002). Observations indicate that native animals on Española damage *Opuntia* seedlings in various ways, either eating them or physically damaging them. Further experiments are being carried out to determine which animals cause important damage, and from which the seedlings require protection. The problem may therefore be, at least in part, an imbalance between the *Opuntia* (seedlings) population and the populations of its seedling predators. A dramatic increase in the population of one of the animals known to damage young *Opuntia*, the giant tortoise on Española, is a result of another, highly successful, Galapagos restoration programme. A possible lesson for restoration planners is that this may have contributed to the hypothesized worsening conditions for the seedlings since the 1970s.



Figure 10. Research student Vanessa Coronel with *Opuntia megasperma* seedlings planted in the field on Española Island.

A final Galapagos example serves to illustrate a case where Step 4 is inevitable: where removal of a threat cannot result in recuperation of a population without further intervention. This is the case where the population is extinct, either locally or completely in the wild. *Scalesia atractyloides*, endemic to Santiago Island, exists in a number of distinct populations some of which are isolated by

unsuitable intervening habitat. Some of the populations show distinctive morphological characteristics, so each is probably genetically valuable. The species was greatly reduced by goats, but most of its populations are expected to recover now that the goats have been almost eliminated from the island. However, at least one population, at Ladilla Bay (Fig. 11ab), became extinct in the 1980s or 1990s, but not before seed from this population had been taken into cultivation in Copenhagen Botanic Garden. After the goats have been confirmed eradicated from Santiago, we intend to use seed from Copenhagen in an attempt to re-establish this population.



Figure 11A. Ladilla Bay, Santiago Island, former site of *Scalesia atractyloides*.



Figure 11B. *Scaevola atrectyloides*.

Conclusions

Restoration Messages from the Islands

"Restoration" may be seen in its more restricted sense as a part of a conservation strategy, or the term may be used to define that strategy. In this broader sense, restoration includes three main steps, understanding the threat, removing or reducing the threat, and observing the result. If the required result is not obtained, then further intervention (restoration in its more restricted sense) may be required.

However, examples from Galapagos show that in the case of an oceanic archipelago, with a flora with pioneer characteristics, the vegetation is often sufficiently resilient that this final or additional step is not required. Where the threat factor is an introduced species, simply removing that species may be enough to ensure full recovery of the native vegetation, especially on islands where other introduced species are not available to replace the first.

On the other hand, when further intervention is required, this comprises in effect a return to the original three steps: identifying and understanding additional threats, removing or reducing those, and

watching what happens. Further, in contrast to the first round of the three initial steps, where this final step (or new cycle of steps 1-3) is required, it usually requires action directed at an individual threatened species, whereas the first round usually deals with a threat that affects an entire vegetation community. The kinds of ecological studies and monitoring required thus differ completely in a second round of "restoration", where a species focus is appropriate, from those required in the first round, where the focus is on vegetation communities.

Acknowledgements

I would like to express my profound gratitude to my colleagues and predecessors in the CDRS Botany Department for their hard work over the years on the projects mentioned in this article, and for the use of their photographs. Unacknowledged photos are my own. This is Contribution 1030 of the Charles Darwin Research Station.

References

- Baker J.K. & D.W. Reeser. 1972. Goat management problems, Hawaii Volcanoes National Park. *Natural Resources Reports 2*, US Dept of the Interior National Park Service.
- Bensted-Smith, R. (ed.) **2002 (online); in press (2006) as book**. *A Biodiversity Vision for the Galapagos Islands*. Charles Darwin Foundation and WWF, Puerto Ayora. Online at: http://www.darwinfoundation.org/downloads/bio_vision_galapagos_eng.pdf
- Breckon G.J. 2000. Revision of the flora of Desecheo Island; Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 36: 177-209.
- Buddenhagen, C. & P. Yáñez. 2005. The cost of Quinine *Cinchona pubescens* control on Santa Cruz Island, Galapagos. *Galapagos Research* 63: 32-36.
- Cayot, L. & H.M. Snell. 1996. Goats damage Volcán Alcedo, Isabela. *Noticias de Galápagos* 56: 3.
- Coblentz, B.E. 1978. The effects of feral goats (*Capra hircus*) on island ecosystems. *Biological Conservation* 13: 279-286.
- Coronel, V. 2002. Distribución y re-establecimiento de *Opuntia megasperma* var. *orientalis* Howell. (Cactaceae) en Punta Cevallos, Isla Española - Galápagos. Tesis de grado, Universidad del Azuay, Cuenca, Ecuador.
- Courchamp F., J.-L. Chapuis & M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.
- De Vries, T. 1977 Como la caza de chivos afecta la vegetación en las islas Santa Fé y Pinta, Galápagos. *Revista de la Universidad Católica* 16: 171-181.
- De Vries, T. & Calvopiña, L.H. 1977. Papel de los chivos en los cambios de la vegetación de la isla San Salvador, Galápagos. *Revista de la Universidad Católica* 16: 145-169.
- Gould, M.S. & I.R. Swingland. 1980. The tortoise and the goat: interactions on Aldabra island. *Biological Conservation* 17: 267-279.
- Grant, B.R. & P.R. Grant 1989. The slow recovery of *Opuntia megasperma* on Española. *Noticias de Galápagos* 48: 13-15.
- Hamann, O. 1975. Vegetational changes in the Galapagos Islands during the period 1966-73. *Biological Conservation* 7: 37-59.
- Hamann, O. 1979. Regeneration of vegetation on Santa Fé and Pinta Islands, Galápagos, after the eradication of goats. *Biological Conservation* 15: 215 - 236.
- Hamann, O. 1993. On vegetation recovery, goats and giant tortoises on Pinta Island, Galapagos, Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 2: 138-151.
- Hamann, O. 2001. Demographic studies of three indigenous stand-forming plant taxa (*Scalesia*, *Opuntia*, and *Bursera*) in the Galapagos Islands, Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 10: 223-250.
- Jäger, H. 1999. Impact of the introduced tree *Cinchona pubescens* Vahl on the native flora of the highlands of Santa Cruz Island (Galapagos Islands). Diplomarbeit, University of Oldenburg, Germany.
- Lever, C. 1994. *Naturalized Animals*. Poyser, London.
- Loope, L.L. & P.G. Scowcroft. 1985. Vegetation response within exclosures in Hawai'i: a review. Pp. 377-431 in: C.P. Stone & J.M. Scott (eds) *Hawai'i's Terrestrial Ecosystems: Preservation and Management*. University of Hawaii, Manoa.
- Mauchamp, A., I. Aldaz, E. Ortiz & H. Valdebenito. 1998. Threatened species, a reevaluation of

the status of eight endemic plants of the Galápagos. *Biodiversity and Conservation* 7: 97-107.

North, S.G. & D.J. Bullock. 1986. Changes in the vegetation and populations of introduced mammals of Round Island and Gunner's Quoin, Mauritius. *Biological Conservation* 37: 99-117.

PRONAREG, ORSTOM & INGALA 1987. Islas Galápagos. Mapa de formaciones vegetales. PRONAREG, ORSTOM, INGALA, Quito.

Rentería, J.L. 2002. *Ecología y manejo de la Cascarilla (Cinchona pubescens Vahl), en Santa Cruz, Galápagos*. Tesis de Grado, Universidad Nacional de Loja, Ecuador.

Richardson, D.M., P. Pyek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F.D. Panetta & C.J. West. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.

Simbaña, W.A. 2002. Ecología y biología reproductiva de *Scalesia atractyloides* Arnott, *Scalesia stewartii* Riley (Asteraceae) y *Linum cratericola* Eliasson (Linaceae), especies endémicas amenazadas en Galápagos. Tesis de grado, Universidad Central del Ecuador, Quito.

Snell, H.L., A. Tye, C.E. Causton & R. Bensted-Smith. **2002 (online); in press (2006) as book.** The status of and threats to terrestrial biodiversity. Chapter 5 in *A Biodiversity Vision for the Galapagos Islands*. Charles Darwin Foundation and WWF, Puerto Ayora. Online at: http://www.darwinfoundation.org/downloads/bio_vision_galapagos_eng.pdf

Tye A. 2002. Revision of the threat status of the endemic flora of Galapagos. *Galapagos Report 2001-2002*. pp 116-122. WWF - Fundación Natura, Quito.

Wiggins, I.L. & D.M. Porter. 1971. *Flora of the Galápagos Islands*. Stanford University Press. Stanford, USA. Fig 5 both photos M. Gardener, Fig 11 right photo P. Jaramillo

Volume 9 (2)

Conservation and territorial management

Ordenamiento territorial y conservación

Doris Rueda Curimania

Consejo Nacional del Ambiente – CONAM,
Av. Guardia Civil N° 205 San Borja. Lima. Perú, email:
drueda@conam.gob.pe

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.454.1>

Conservation and territorial management

Resumen

En el Perú mediante el Decreto Supremo N° 045-2001-PCM, se declaró de interés nacional el ordenamiento territorial ambiental en todo el país. Una de las políticas de Estado sobre la gobernabilidad está relacionada con el ordenamiento territorial, y últimamente, la Ley General del Ambiente (N° 28611) define: "que el Ordenamiento Territorial es un proceso que contribuye al desarrollo sostenible y equilibrado del país".

Asimismo, la Comisión de la Verdad y Reconciliación para adecuar el Plan de Paz y Desarrollo, con el propósito de reconciliar el Estado con la sociedad tras veinte años de violencia, recomienda la realización de planes de ordenamiento territorial en las regiones con mayor población rural.

En este contexto, el Consejo Nacional del Ambiente - CONAM, como ente rector del Sistema Nacional de Gestión Ambiental y responsable de la gestión de la Zonificación Ecológica y Económica - ZEE, instrumento técnico que forma parte del proceso de Ordenamiento Territorial - OT, viene desarrollando diversas actividades con el propósito de que estos instrumentos apoyen a la gestión ambiental y la conservación de los recursos naturales y la biodiversidad, de cara al desarrollo sostenible del país, y de manera concertada entre los diversos sectores y niveles de gestión pública y privada.

Es importante mencionar que el marco del Convenio sobre Diversidad Biológica, en el Perú se viene implementando a nivel nacional y regional, la Estrategia Nacional de Biodiversidad (DS N° 102-2001/PCM), así como, el Programa Nacional de Agrobiodiversidad, el Programa de Biocomercio, el Mecanismo de Intercambio de información sobre Biodiversidad, y entre otros.

Introducción

La necesidad de establecer una política de ordenamiento territorial en el Perú, parte de dos aspectos básicos: por un lado, existen diversos problemas críticos relacionados con la ocupación y uso del territorio que obstaculizan el desarrollo sostenible del territorio peruano, y que es necesario superarlos, y por otro, es necesario articular las diversas políticas sectoriales con incidencia en el ordenamiento territorial, así como orientar el accionar de los Gobierno Regionales y Locales de cara a cumplir con mayor eficiencia sus funciones en esta materia.

En este sentido, en la presente memoria se expone el proceso determinado para el Ordenamiento Territorial-OT en el Perú, en la que se indica, en primera instancia las características y problemática del territorio; el marco político y legal; los instrumentos de planificación definidos para el OT y el proceso de implementación de la Estrategia Nacional sobre Diversidad Biológica.

Características del territorio peruano

El Perú se ubica en la zona Central y Occidental de América del Sur, colindante con el Océano Pacífico. Es considerado uno de los países de más alta diversidad en el mundo. Su heterogeneidad geográfica en una superficie de 1 285, 216 Km² se expresa en cuatro grandes espacios modelados por la cadena montañosa de los Andes que atraviesa su territorio: costa o Chala (estrecha franja que recorre longitudinalmente el territorio y es sumamente árida), sierra o Ande (área comprendida entre ambos flancos de la cordillera andina, semiárida y con valles interandinos muy fértiles); selva o Amazonia (en el lado oriental del territorio, de clima húmedo lluvioso y con el 80% del total de cubierta vegetal del Perú) y el mar (cuenca del Pacífico) que consta de tres grandes zonas: mar frío (+7° L.S), mar cálido (+ 5°LN) y zona de transición (6° L).

Posee 84 zonas de vida y 17 transicionales de las 104 existentes en el mundo, 8 Provincias biogeográficas (Desierto, Yunga o Selva Alta, Pacífica, Páramo, Puna, Amazónica o Selva Baja, Bosque Seco Ecuatorial, Sabana de Palmeras); hidrográficamente posee tres grandes cuencas: Pacífica (53 cuencas), Amazónica (33 cuencas) y la cuenca endorreica del Titicaca, que comprenden 12,000 lagos, lagunas y cochas, así como 3,044 glaciares. Posee 7 grandes tipos de suelo, de los cuales según su capacidad de uso mayor, el 37,9% corresponde a suelos de producción forestal y 42,3% a suelos de protección, sólo el 5,9% corresponde a suelos para cultivo. El subsector forestal tiene un potencial de 40 millones de Ha de bosques productivos, pero de reducida eficiencia, altos costos de producción y limitados volúmenes de transformación.

Desde los inicios de la ocupación del territorio peruano (hace unos 6,000 años), hasta la última fase incaica, las actividades del hombre han sido más concordantes con las características ambientales del territorio. Después de la conquista española, se introdujeron nuevos cultivos, la ganadería vacuna, nuevos sistemas productivos, así como la minería y nuevas formas de asentamientos poblacionales. Por consiguiente, estos cambios, condujeron hacia nuevas formas de ocupación y uso del territorio, generándose progresivamente problemas ambientales.

La población peruana, sumamente heterogénea, es tradicionalmente rural, con un exagerado y desordenado crecimiento de algunas ciudades costeñas por la migración, originada por el terrorismo y la extrema pobreza. La mayor parte de la población nativa de la sierra y selva se agrupa en pequeños centros poblados o comunidades. Su alta diversidad cultural se expresa a través de 70 grupos etno-lingüísticos, con amplia experiencia en manejo de agroecosistemas, en especial en la zona andina, como los "camellones o waru-warus" y los andenes, que ocupan una superficie de 177,545 Ha, del total solo el 13% de los andenes presenta buen estado de conservación y es usado en forma permanente.

La tenencia de tierras es un problema que aún persiste; a 1995 no se había completado el proceso de titulación de tierras, habiéndose priorizado por el Gobierno en 1997. En los últimos años se han producido profundos cambios sociales y económicos en el país, como consecuencia de la política de Gobierno empeñada en revertir los problemas causados por la pobreza, el terrorismo y los fenómenos naturales: elevada migración, crecimiento explosivo y desordenado de algunas zonas, uso inadecuado del suelo.

Sobre este espacio físico y antropogénico, altamente diverso, se ha producido un proceso de ocupación y de uso del territorio y de sus recursos naturales, que responde a diversos modelos o estilos de desarrollo que se han implementado históricamente en el país, como aquel que perduró en el siglo XX, condicionado por su geografía: dinámica longitudinal (costa, sierra y selva), dinámica transversal-construcción de espacios macroregionales (carreteras transversales), proceso desigual de formación de territorios económicos, conformación de espacios subnacionales o macroregiones y constitución de territorios económicos diferenciados.

Problemas Territoriales

La ocupación y el uso del territorio, así como de sus recursos naturales y biodiversidad, como expresión espacial de las diversas políticas socioeconómicas implementadas en el país, han generado múltiples problemas para el desarrollo sostenible del país, siendo los principales los siguientes:

- Deterioro de los ecosistemas
- Desarrollo desigual y falta de competitividad
- Centralismo y exclusión territorial y pobreza
- Amenaza y vulnerabilidad/naturales y antrópicos

Marco Político

El proceso de ordenamiento territorial en el Perú, se desarrolla en el marco de:

a. Convenios y protocolos internacionales asumidos por el Perú.

Declaración de Río 92 y la Agenda 21

Cumbre de Desarrollo Sostenible de Santa Cruz de la Sierra (1997);

Cumbre del Milenio 2000

Cumbre Mundial sobre desarrollo Sostenible de Johannesburgo (2002).

Convenio sobre Diversidad Biológica;

Convenio de Cambio Climático;

Declaración sobre Bosques;

Convenio sobre Desertificación;

Convención relativa a humedales; (aquí es RAMSAR????)

Convenio OIT N° 169 sobre los derechos culturales y de tierras de los pueblos indígenas y de poblaciones minoritarias.

Cumbre para el Desarrollo Sostenible: Declaración de Johannesburgo 2002

b. Constitución Política, promulgada el 29 de Diciembre de 1993.

c. Ley General del Ambiente (N° 28611), promulgada el 13 de octubre del 2005. Establece en los artículos del 17 al 21 lo siguiente:

Artículo 17: Tipos de instrumentos

inc) 17.2 Se entiende que constituyen instrumentos de gestión ambiental, los sistemas de gestión ambiental, nacional, sectoriales, regionales o locales; el ordenamiento territorial ambiental; la evaluación del impacto ambiental; entre otros

Artículo 19: De la Planificación y del Ordenamiento Territorial Ambiental

19.2 El ordenamiento territorial ambiental es un instrumento que forma parte de la política de ordenamiento territorial. Es un proceso técnico-político orientado a la definición de criterios e indicadores ambientales que condicionan la asignación de usos territoriales y la ocupación ordenada del territorio.

Artículo 21: De la asignación de usos

La asignación de usos se basa en la evaluación de las potencialidades y limitaciones del territorio utilizando, entre otros, criterios físicos, biológicos, ambientales, sociales, económicos y culturales, MEDIANTE EL PROCESO DE ZONIFICACION ECOLÓGICA Y ECONÓMICA. Dichos instrumentos constituyen procesos dinámicos y flexibles y están sujetos a la Política Nacional Ambiental.

d. Acuerdos de gobernabilidad

Décimo Novena Política de Estado sobre Desarrollo Sostenible y Gestión Ambiental, se establece el compromiso a integrar la política nacional ambiental con las políticas económicas, sociales, culturales y de ordenamiento territorial, para contribuir a superar la pobreza y lograr el desarrollo sostenible del Perú. Así como también a institucionalizar la gestión ambiental, pública y privada, para proteger la diversidad biológica, facilitar el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales, asegurar la protección ambiental y promover centros poblados y ciudades sostenibles; lo cual ayudará a mejorar la calidad de vida, especialmente de la población más vulnerable del país.

Marco Legal

Desde 1984 hasta la fecha, se han dado diversos dispositivos legales, donde generalmente sólo se hacen referencia a este concepto sin definirlo, utilizando diversos términos para tipificar al ordenamiento territorial.

En algunos casos se utiliza el término de acondicionamiento territorial (D.S. N° 007-85-VC y Ley de Bases de la Descentralización); en otros, indistintamente ordenamiento territorial (Ley Orgánica para el Aprovechamiento de los Recursos Naturales); ordenamiento ambiental y territorial (Ley de Conservación y Aprovechamiento de la Biodiversidad); ordenamiento ambiental (Ley del CONAM); y se consolida el término de ordenamiento territorial (Ley Orgánica de los Gobiernos Regionales y Ley General del Ambiente). Esta última Ley define el concepto de Ordenamiento Territorial.

La base legal principal para el ordenamiento territorial está constituida básicamente por las categorías sectoriales y de los otros niveles de gobiernos regionales y gobiernos locales. Estas categorías, en la mayoría de los casos, no obedecen a criterios de ordenamiento del espacio, sino tan sólo a una identificación de áreas para aprovechamiento o utilización de recursos, ubicación de bienes culturales, de bienes naturales o zonas destinadas a asentamientos humanos.

Independientemente a las competencias sectoriales y desde el punto de vista de responsabilidad en el ordenamiento territorial, existen dispositivos vigentes dependiendo de los niveles de gobierno: A nivel nacional, mediante DS N° 087-2004/PCM se constituye el Comité Técnico Consultivo Nacional sobre Ordenamiento Territorial y Zonificación Ecológica Económica, y lo preside el CONAM. Asimismo, al crearse el CONAM, mediante Ley N° 26410, se menciona como una de las funciones, establecer los criterios y patrones generales del ordenamiento y calidad ambiental.

A nivel regional, la Ley N° 27867, establece como una de las funciones de los Gobiernos Regionales "formular, aprobar, ejecutar, evaluar, dirigir, controlar y administrar los planes y políticas en materia ambiental y de ordenamiento territorial, en concordancia con los planes de los Gobiernos Locales".

A nivel local:

Ley Orgánica de Municipalidades N° 27972, que en su Art. 73 estipula "Normar La Zonificación, Urbanismo, Acondicionamiento Territorial y Ejecutar sus Planes".

Ley N° 27783, Ley Bases de la Descentralización, que establece como una de las competencias exclusivas de los gobiernos locales "normar la zonificación, urbanismo, acondicionamiento territorial, y ejecutar sus planes correspondientes".

En términos de gestión, con incidencia territorial, cabe destacar:

Sistema Nacional de Gestión Ambiental,

El Sistema Nacional de Inversión Pública (Ley 27293), que tiene la finalidad de optimizar el uso de los recursos públicos destinados a la inversión, mediante el establecimiento de principios, procesos, metodologías y normas técnicas relacionados con las diversas fases de los proyectos de inversión.

El Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental (Ley 27446), es uno de los instrumentos estructurales que contribuye al reordenamiento político, institucional y procesal de la gestión ambiental.

Instrumentos de Planificación y Gestión Territorial

Ordenar el territorio, requiere de información sobre las potencialidades y limitaciones de las diversas unidades ambientales determinadas en el espacio geográfico de nuestro interés. La identificación y evaluación de estas unidades ambientales, para diversas opciones de uso sostenible, forma parte del proceso de zonificación ecológica y económica de un territorio.

Teniendo en consideración el Tratado de Cooperación Amazónica, del cual el Perú es parte, y el marco normativo de la gestión de recursos naturales en la Ley de Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Naturales N° 26821; el Perú cuenta con el Reglamento de la ZEE (23/12/04), definida como "un proceso dinámico y flexible para la identificación de diferentes alternativas de uso sostenible de un territorio determinado, basado en la evaluación de sus potencialidades y limitaciones con criterios físicos, biológicos, sociales, económicos y culturales. Una vez aprobada la ZEE se convierte en un instrumento técnico y orientador del uso sostenible de un territorio y de sus recursos naturales".

Son objetivos de la Zonificación Ecológica y Económica-ZEE:

Conciliar los intereses nacionales de la conservación del patrimonio natural con el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales;

Orientar la formulación, aprobación y aplicación de políticas nacionales, sectoriales, regionales y locales sobre el uso sostenible de los recursos naturales y del territorio, así como la gestión ambiental en concordancia con las características y potencialidades de los ecosistemas, la conservación del ambiente, y el bienestar de la población;

Proveer el sustento técnico para la formulación de los planes de desarrollo y de ordenamiento territorial, en el ámbito nacional, regional y local;

Apoyar el fortalecimiento de capacidades de las autoridades correspondientes para conducir la gestión de los espacios y los recursos naturales de su jurisdicción;

Proveer información técnica y el marco referencial para promover y orientar la inversión pública y privada; y

Contribuir a los procesos de concertación entre los diferentes actores sociales sobre la ocupación y uso adecuado del territorio.

La ZEE es parte del proceso de formulación de los diversos instrumentos de planificación existentes en el país, entre los que podemos destacar son los siguientes:

Planes de Ordenamiento Territorial

Planes de Acondicionamiento Territorial

Planes de Desarrollo Urbano Provincial

Planes Urbano Distritales

Planes de Desarrollo

Planes de Inversión Pública y Privada,

Planes de Prevención y Gestión de Riesgos,

Sistema de Evaluación del Impacto Ambiental

Con relación a la Conservación

En marco del Convenio sobre Diversidad Biológica, convenios internacionales y el Protocolo de Bioseguridad, el Perú viene implementando una serie de acciones en el nivel local, regional y nacional.

A nivel nacional se cuenta con una serie de normas, entre las cuales podemos citar los siguientes: Ley sobre la Conservación y Aprovechamiento Sostenible de la Diversidad Biológica y Reglamento (Ley N° 26839), Ley Forestal y de Fauna Silvestre y su reglamento (Ley N° 27308), Ley de Áreas Naturales Protegidas y su reglamento (Ley N° 26834)

Asimismo, uno de los instrumentos de planificación de mayor importancia es la Estrategia Nacional de Diversidad Biológica, cuya visión es "al 2021 el Perú será el país que obtenga para su población, los mayores beneficios de su DB para satisfacer necesidades básicas y generar riqueza para las generaciones. Conservándola, usándola sosteniblemente y restaurando sus componentes"

Development of Micropropagation Protocols for two species of critically endangered Asteraceae endemic of the Galápagos Islands. (Preliminary Results)

Desarrollo de Protocolos de Micropropagación para dos Especies de Asteraceas Endémicas de las Islas Galápagos, en Peligro Crítico de Extinción.(Resultados Preliminares)

Pablo Izquierdo

Parque Nacional Galápagos, Av. Charles Darwin s/n, Santa Cruz, Galápagos & Universidad Central del Ecuador, email: izquierdop@spng.org.ec, izquierdopablo@gmail.com

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.461.1>

Development of Micropropagation Protocols for two species of critically endangered Asteraceae endemic of the Galápagos Islands. (Preliminary Results)

Resumen

De las 175 especies vegetales endémicas de las Islas Galápagos 23 se encuentran en peligro crítico de extinción de acuerdo a los criterios de la UICN. Frente a esta realidad, el Parque Nacional Galápagos ha optado por la micropropagación vegetal como una estrategia para la conservación de especies endémicas. Para este trabajo se han escogido dos especies de la familia Asteraceae en peligro crítico de extinción: *Darwiniothamnus alternifolius* y *Scalesia affinis*. Para el análisis estadístico se está utilizando un diseño completamente al azar (DCA) con tres observaciones. La unidad experimental para cada observación está constituida por cuatro tubos de ensayo de 150 x 25 mm conteniendo 10 ml de medio Murashige-Skoog y un explante en cada tubo. Se han probado tres tipos de explantes: yemas, capítulos y flósculos. Con los diferentes métodos de desinfección propuestos aun se presenta un alto índice de contaminación por lo que se continúa la evaluación de nuevos tratamientos desinfectantes con menor concentración de NaOCl más 5 gotas de Tween 20. La adición de 0.1% p/v de carbón activado al medio ha ayudado a la adsorción de fenoles exudados por los explantes al ser sembrados. Se seguirá probando más tratamientos desinfectantes hasta encontrar un protocolo óptimo y continuar con las siguientes etapas de propagación hasta trasladarlas a sus respectivos lugares de origen. Palabras Clave: explante, medio MS, desinfección, amenazadas, conservación

Abstract

From the 175 plant species endemic of the Galapagos Islands, 23 are facing critical risk of extinction according with the IUCN criteria. The Galapagos National Park has started micropropagation techniques as a strategy to conserve threatened endemic species. For the current study, two critically endangered Asteraceae species have been chosen: *Darwiniothamnus alternifolius* and *Scalesia affinis*. Experiments were carried out in a random design with three replicates. The experimental unit consisted of four 150 x 25 mm tests tubes containing 10 ml of Murashige-Skoog medium and one explant per tube. Three types of explants are being tested: capitula, florets and buds. High contamination or lethal browning levels were found with all three different treatments. New disinfection treatments are currently being tested with a lower concentration of NaOCl and five drops of Tween 20 for each treatment. Adding 0.1% activated charcoal has decreased phenol exudates due to its adsorption properties. More disinfecting treatments will be applied until being able to continue with the stages of multiplication and rooting.

Key words: explant, MS medium, disinfection, conservation, threatened

Introducción

Uno de los principales atractivos de las Islas Galápagos es su biodiversidad única en el mundo que la ha convertido desde 1978 en Patrimonio Natural de la Humanidad según la UNESCO. Con respecto a la diversidad florística del archipiélago, está constituida por 560 especies de plantas nativas, y de éstas 175 especies (32%), son endémicas y abarcan 236 taxones (Tye, 2002). Entre estos taxones se encuentran inclusive géneros que son endémicos de las islas: *Darwiniothamnus*, *Lecocarpus*, *Macraea* y *Scalesia* (Asteraceae); *Brachycereus* y *Jasminocereus* (Cactaceae) y *Sicyocaulis* (Cucurbitaceae) (McMullen, 1999).

Desafortunadamente, de toda esta riqueza natural y particular endemismo, más del 20% de plantas están categorizadas como especies en peligro de extinción (EN, 21 especies) o en peligro crítico de extinción (CR, 13 especies) de acuerdo a los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) publicados a finales del 2001 (Tye, 2002).

En este contexto, la micropropagación resulta una estrategia interesante puesto que permite trabajar con especies cuyas poblaciones naturales son muy limitadas en las cuales la colección de semillas puede ser una acción que va en detrimento de la sobrevivencia en forma silvestre (Clemente, 1999).

Materiales y Métodos

Muestras de *Darwiniothamnus alternifolius* fueron colectadas en el volcán Sierra Negra, al sur de la Isla Isabela. En esta misma Isla se colectaron especímenes de *Scalesia affinis* de Puerto Villamil donde la especie no se encuentra en peligro crítico de extinción. Además se ha trabajado con muestras de *D. tenuifolius* cuyo estado es NT (casi amenazada) (Valencia, 2000) colectadas en la Isla Santa Cruz. Todo el material vegetal colectado se almacenó previo a su manipulación a 4°C (Sands, 2003).

Explantos y Desinfección

Se ha trabajado con tres tipos de explantes: capítulos (c), flósculos (f) y yemas (y). Los explantes fueron lavados superficialmente con agua destilada estéril y 1-2 gotas de Tween 20. En cámara de flujo laminar se lavaron con etanol 70% por un minuto y tres enjuagues con agua destilada estéril. Posteriormente se aplicaron para cada explante tres diferentes tratamientos de desinfección: d1. NaOCl 3% (v/v) 5 min, tres enjuagues con agua destilada estéril, d2. NaOCl 3% + ácido láctico 1.4% (v/v) 5 min, d3. NaOCl 3%, tres enjuagues en agua destilada estéril, H₂O₂ 10 vol. 1 min y tres enjuagues con agua destilada estéril.

Al terminar el último enjuague los capítulos se disecan en 4 o 6 partes de acuerdo a su tamaño, y se extraen además flósculos individuales. Los tallos son disecados en porciones de 1-2 cm dejando de una a tres yemas por segmento dependiendo del material, y eliminando los extremos que presenten tejido afectado por los desinfectantes.

Los explantes fueron finalmente sembrados en tubos de ensayo de 150 x 25 mm conteniendo 10 ml de medio MS (Murashige-Skoog, 1962) sin reguladores de crecimiento. El pH fue ajustado a 5.8 utilizando 1 N NaOH/ 1 N HCl antes de autoclavar a 15 PSI durante 15 minutos y se adicionó 3% de sacarosa y 0.7% de agar. Se utilizaron cuatro tubos por tratamiento con seis repeticiones para *D. alternifolius* y *S. affinis*, y tres repeticiones para *D. tenuifolius*. Finalmente se transfirieron los tubos al cuarto de crecimiento mantenidos a 25°C, un fotoperíodo de 16 h con lámparas fluorescentes de luz blanca e inspeccionados diariamente.

Resultados y Discusión

Los tratamientos desinfectantes permitieron alcanzar un alto número de flósculos libres de contaminación sobre todo para las dos especies de *Darwiniothamnus* (tabla 1). Estos explantes fueron transferidos a medio MS con diferentes concentraciones de benzyl amino purina (BAP) y ácido indol acético (IAA) sin encontrarse desarrollo en ninguno de los tratamientos después de ocho semanas de observación.

Especie	Tratamiento	% Explantes sin contaminación			% Explantes con Brotación		
		(c)	(f)	(y)	(c)	(f)	(y)
<i>D. alternifolius</i>	d1	0.0	70.8	0.0	0.0	0.0	0.0
	d2	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0	0.0
	d3	0.0	25.0	4.2	0.0	0.0	4.2
<i>D. tenuifolius</i>	d1	16.7	75.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	d2	0.0	91.7	8.3	0.0	0.0	0.0
	d3	66.7	58.3	33.3	0.0	0.0	16.7
<i>S. affinis</i>	d1	0.0	33.3	16.7	0.0	0.0	4.2
	d2	0.0	4.2	16.7	0.0	0.0	0.0
	d3	0.0	0.0	12.5	0.0	0.0	4.2
% TOTAL		5.6	35.0	9.4	0.0	0.0	2.8

Tabla 1. Porcentaje de explantes libres de contaminación y porcentaje de brotación de los explantes sembrados para las tres especies.

En cuanto a los capítulos y yemas, ambos tipos de explantes presentaron porcentajes de contaminación altos (figura 1), que impidieron un desarrollo posterior aun al colocarlos en soluciones con reguladores de crecimiento. La única excepción a este resultado se dio con el material obtenido de *D. alternifolius* sin contaminación que desarrolló brotes al colocarlo en medio MS con 0.5mg L⁻¹ BAP y 0.5mg L⁻¹ IAA.

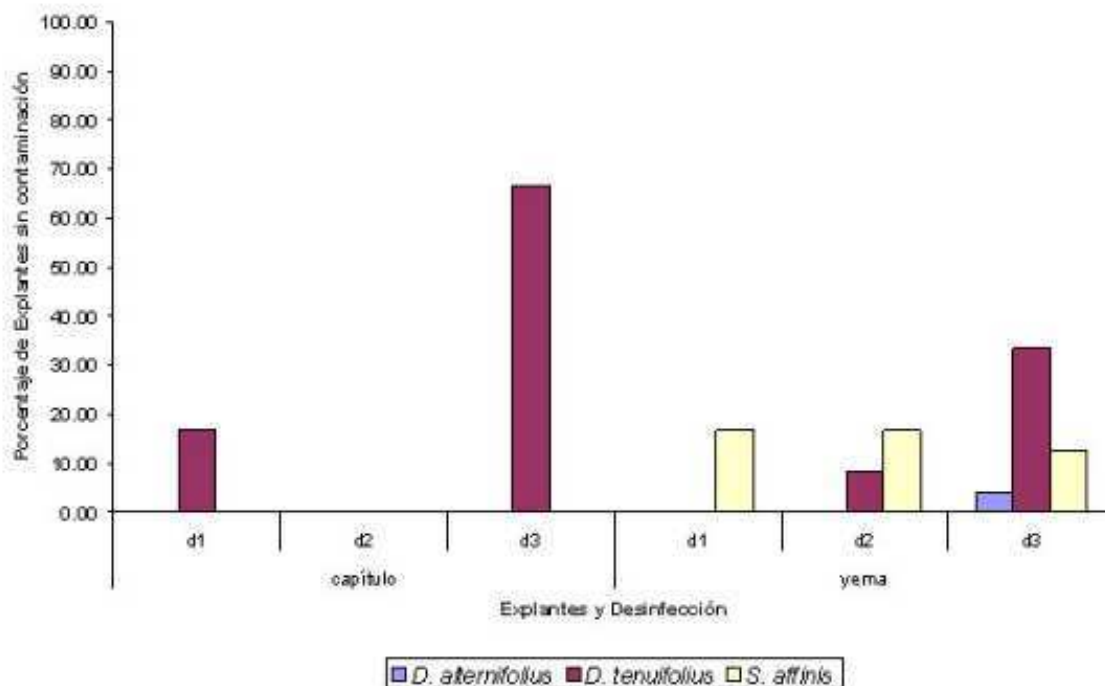


Figura 1. Porcentaje de explantes libres de contaminación luego de la aplicación de tres diferentes tratamientos de desinfección en tres tipos de explantes de *D. alternifolius*, *D. tenuifolius* y *S. affinis*.

A pesar de la contaminación se observaron brotes a partir de explantes de yemas aun estando en medio MS sin reguladores de crecimiento (figura 2) pero finalmente murieron. En muchos de los explantes libres de contaminación se presentó exudación de fenoles en un alto porcentaje, principalmente en capítulos.

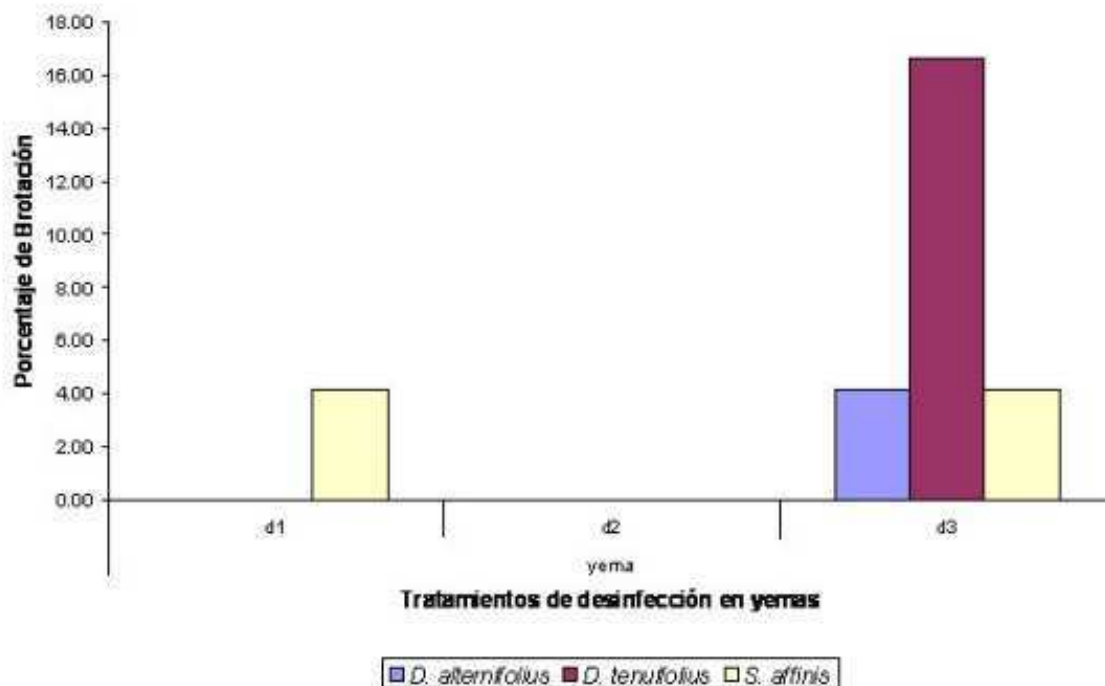


Figura 2. Porcentaje de brotación observado en yemas de *D. alternifolius*, *D. tenuifolius* y *S. affinis* sembrados en MS sin reguladores de crecimiento.

En base a los resultados obtenidos hasta el momento, se continuará con la evaluación de yemas en principio de *D. tenuifolius* buscando un tratamiento desinfectante que permita obtener mayor cantidad de material vegetal para las siguientes etapas de brotación y enraizamiento y aplicarlas a las otras dos especies. Los tratamientos actualmente en evaluación tienen una menor concentración de hipoclorito de sodio y un mayor tiempo de exposición de los explantes al desinfectante. Además, se ha añadido 5 gotas de Tween 20 a todos los tratamientos para ayudar a romper la tensión superficial del agua y aumentar así el contacto con el tejido vegetal (Kyte, 1996).

Para contrarrestar el fenómeno de la fenolización se añadió al medio MS 0.1 % de carbón activado por su capacidad de adsorción de sustancias obteniéndose resultados positivos (George, 1993). Adicionalmente, previa a la desinfección se realizará una inmersión en sustancias antioxidantes que pueden ser útiles en la prevención de polimerización de quinonas reduciendo la posibilidad de reacción con proteínas en el medio de cultivo (Crompton & Preece, 1986).

Conclusiones

- El medio MS permite el desarrollo de brotes en explantes de yema incluso sin reguladores de crecimiento por lo que es un medio adecuado para trabajos de micropropagación con estas especies.
- La adición de 0.5 mg L-1 IAA y 0.5 mg L-1 BAP en el medio MS promueve el desarrollo de múltiples brotes a partir de una yema axilar en *D. alternifolius*.
- El medio MS con diferentes concentraciones de IAA y BAP no ha promovido crecimiento activo en explantes de flósculos.

Agradecimientos

Al Parque Nacional Galápagos, Concepto Azul y Ecociencia por el apoyo tanto financiero como logístico para la realización del presente trabajo.

Referencias

- Clemente, M. 1999. In Vitro Culture and Plant Conservation. In: B.G. Bowes (Ed.) *A Color Atlas of Plant Propagation and Conservation*. Manson Publishing Ltda, London. pp. 224.
- Crompton M.E & J.E. Peerce 1986 Exudation and explant establishment. *I.A.P.T.C. Newsletter* 50: 9-18.
- George, E. 1993. *Plant Propagation by Tissue Culture*. Second/Ed. Exegetic Ltda., Edington, England.
- Kyte, L. & J. Klein. 1996. *Plants from Test Tubes. An Introduction to Micropropagation*. Tercera/Ed. Timber Press, Portland, Oregon.
- McMullen, C.K. 1999. Flowering Plants of the Galapagos. First/Ed. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Murashige, T.; M. Serpa, & J.B. Jones. 1974. Clonal multiplication of *Gerbera* through tissue culture. In D. Hurtado & M. Merino (Eds.). *Cultivo de Tejidos Vegetales*. Editorial Trillas, Mexico DF. pp. 15-30.
- Sands, R. J.; N.R. Brown & A. Koutoulis. 2003. Micropropagation of two threatened Tasmanian species of *Calocephalus* (Asteraceae), with comments on phenotypic plasticity. *Australian Journal of Botany* 51: 415-420.
- Tye, A. 2002. Revisión del Estado de Amenaza de la Flora Endémica de Galápagos. In "Informe Galápagos 2001-2002". Fundación Natura - WWF, Quito, Ecuador. pp. 116-122
- Valencia, R.; N. Pitman; S. León-Yáñez & P.M. Jørgensen (Eds). 2000. *Libro rojo de las plantas endémicas del Ecuador*. Herbario QCA, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito.

Obtaining of protocols of micropropagación for two
subspecies of *Galvezia leucantha* critically endangered
endemic of Galapagos

Obtención de protocolos de micropropagación para dos subespecies de *Galvezia leucantha*
endémicas de Galápagos en peligro crítico de extinción

Llumiyinga Pastuzo Ruth Elena

Parque Nacional Galápagos, Av. Charles Darwin s/n, Santa Cruz –Galápagos, Ecuador, Parque Nacional Galápagos, y
Universidad Central del Ecuador, email: ruthll@spng.org.ec

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.463.1>

Obtaining of protocols of micropropagación for two subspecies of *Galvezia leucantha* critically endangered endemic of Galapagos

Resumen

El presente proyecto se desarrolla en vista de la crítica situación en la que se encuentran algunas plantas endémicas de las Islas Galápagos, como es el caso de *Galvezia leucantha*, que esta en Peligro Crítico de Extinción de acuerdo a criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

La obtención de protocolos de micropropagación se convierte en una herramienta para la conservación de especies en peligro crítico de extinción, ayudando así a mantener la biodiversidad única existente en las Islas Galápagos.

Se ha partido de dos tipos de explantes: yemas y segmentos de hoja sembrados en medio Murashige y Skoog (MS) sin reguladores de crecimiento. Se aplicó tres tratamientos desinfectantes, después de la aplicación de cada desinfectante se realizaron tres lavados en agua destilada esterilizada. Para los tratamientos desinfectantes no se encontraron diferencias significativas. Hasta el momento se ha encontrado que las yemas son las que mejor responden al cultivo in vitro. El porcentaje de explantes sin contaminación es de 58.33%. Del total de explantes sembrados (36) se encontraron cuatro explantes muertos y tres explantes necrosados. Además, las yemas no necesitan la adición de reguladores de crecimiento en el medio para el desarrollo de brotes y raíces. En el caso de segmentos de hoja, se está induciendo la brotación en un medio MS y MS/4 con una mezcla de reguladores de crecimiento a diferentes concentraciones.

Palabras Clave: Yema, reguladores de crecimiento, medio MS, desinfección, brotación.

Abstract

The current study arises due to the critical situation of some Galapagos endemic plants, as the case of *Galvezia leucantha*, critically endangered according to the International Union for the Conservation of the Nature (UICN) criteria.

Development of micropropagation protocols will provide a tool for conservation of endangered species, helping in this way to maintain the existent biodiversity in the Galapagos Islands.

The plant material used was: leaf cuttings and axillary buds placed on Murashige and Skoog (MS) medium without plant growth regulators (PGR). Three disinfectant treatments were applied and after each treatment, explants were rinsed three times with sterilized distilled water. Not significantly differences between disinfectant treatments were found. Presently buds have the best response to in vitro culture. The percentage of explants without contamination was 58.33%. From a total of explants 36 placed in culture, four were found dead and 3 with necrotic tissue. Besides, buds do not need the addition of (PGR) to the medium for the development of shoots and roots. With leaf cuttings, shooting is being induced using MS medium and MS/4 with several concentrations of PGR.

Introducción

La biodiversidad de flora y fauna de las Islas Galápagos es un atractivo para el mundo entero lo que las ha convertido en un destino turístico importante. Con el incremento del turismo también aumentaron las esperanzas de hallar plazas de trabajo impulsando así la migración hacia las Islas. Esta realidad ha afectado a las especies endémicas y nativas debido a la susceptibilidad de las mismas a los cambios en su entorno, producto de la presión poblacional, la introducción de nuevas enfermedades y/o animales (Tye, 2002).

Además, la introducción de plantas y animales que con el tiempo se han adaptado a las condiciones climáticas, llegando a ser agresivas, han alterando la vegetación nativa y endémica de las Islas Galápagos (Soria *et al.* 2002).

Entre las especies vegetales del archipiélago 560 especies son nativas; y de este gran total, 175 especies (32%) son endémicas (Tye, 2002).

Actualmente conocemos que de acuerdo a los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), entre las 175 plantas endémicas existentes casi el 60%, es decir alrededor de 105 especies se encuentran en diferentes niveles de amenaza. Entre ellas,

19 taxones se consideran en peligro crítico de extinción y ocho especies poseen datos insuficientes (DD) y posiblemente estén dentro de esta categoría. El futuro de estas plantas depende completamente de los esfuerzos de conservación de las Islas" (Tye, 2002).

Los 19 taxones en peligro crítico se agrupan en doce familias. De estas especies los trabajos de conservación se han focalizado principalmente en el establecimiento de cercados de protección contra animales introducidos que ayudan a mantener a la vegetación nativa y endémica en su estado natural y bancos de semillas vivos, como ocurre en las Islas Santa Cruz, Santiago, San Cristóbal e Isabela (Herbario CDRS, 2004).

En el caso específico de la familia Scrophulariaceae, se observa que el género *Galvezia leucantha* abarca a tres taxones que se encuentra en peligro crítico de extinción.

Estos taxones surgen de los estudios morfológicos entre las poblaciones de *G. leucantha* que han permitido diferenciar tres subespecies: *G. leucantha leucantha*, *G. leucantha porphyrantha*, y *G. leucantha pubescens*, distribuidas en cuatro islas: Isabela y Fernandina, Santiago y Rábida respectivamente (McMullen, 1999).

Entre las estrategias realizadas en el ámbito mundial para la conservación de especies que se encuentran en algún nivel de amenaza está la utilización de técnicas de cultivos de tejidos de plantas y micropropagación que juegan un rol muy importante en programas de conservación y dirección de colecciones botánicas.

Existen muchas ventajas en la aplicación de ésta técnica, por ejemplo: alto coeficiente de multiplicación, demanda menor número de plantas iniciales, demanda menor espacio y multiplicación de plantas a pesar de la época del año (Kováč 1995/cit. por Mikulík, 1999). Su aplicación en las Islas Galápagos, servirá como una herramienta útil para la conservación de las especies en peligro crítico de extinción y otras vulnerables que podrían desaparecer.

El presente estudio plantea el desarrollo de una metodología eficiente de regeneración vegetativa In Vitro de *Galvezia leucantha*, con el fin de aportar a la conservación de esta especie.

Materiales y Métodos

Para la selección del material vegetal se realizó salidas de campo a las islas: Isabela y Santiago en las cuales se encuentran las subespecies de *Galvezia leucantha*, se colectó material vegetal que fue transportado en fundas plásticas ziploc colocadas dentro de un cooler y transportadas en barco hasta la isla Santa Cruz, lugar donde se encuentra el Laboratorio de Epidemiología, Patología y Genética de Galápagos Fabricio Valverde del Parque Nacional Galápagos.

En el laboratorio se procedió a lavar las muestras y separar los diferentes explantes para luego aplicarles los tratamientos desinfectantes.

La selección del material vegetal se realizó básicamente con las mejores plantas presentes en el campo (determinado en forma visual), se tomo muestras de plantas de Bahía James en la Isla Santiago en la salida de campo realizada a mediados del mes de mayo del 2005. No fue posible localizar a la subespecie *Galvezia leucantha ssp leucantha* razón por la cual el trabajo se realizó solamente con *Galvezia leucantha ssp porphyrantha*. Las muestras tomadas fueron ramas jóvenes medianamente lignificadas así de esta manera se redujo la sensibilidad de los explantes a los tratamientos desinfectantes y también que la manipulación al momento de disecar sea fácil previa la siembra (Toro, 2004). Los explantes utilizados durante el presente trabajo fueron porciones de hoja de alrededor de 1cm² y yemas tanto laterales como apicales. Las hojas fueron separadas de los tallos para el lavado inicial.

Los explantes se trataron primero con un lavado que consistía en agua destilada adicionada unas gotas de Tween 20. Inmersión en etanol al 70% por 20 seg. y un minuto. Inmersión en hipoclorito de sodio 1% por 5 y 10 minutos. Inmersión en una mezcla de hipoclorito al 0.3% mas ácido láctico al 1.4% adicionada unas gotas de Tween 20 por 10 y 20 minutos para hojas y yemas respectivamente. Inmersión en peróxido de hidrógeno 10% por un minuto, después de cada tratamiento desinfectante se realizó tres aclarados de un minuto cada uno en agua destilada esterilizada.

Para este ensayo se utilizó el diseño completamente al azar con un factorial 2 x 3 con tres observaciones, con una unidad experimental de cuatro tubos.

Los explantes fueron sembrados y permanecieron por 30 días en medio MS (Murashige y Skoog, 1962) con sus sales orgánicas e inorgánicas completas, adicionado con tiamina (1mg/l), ácido nicotínico (0.5mg/l) y mio-inositol (100mg/l), se adicionó sacarosa (30g/l) y agar (7g/l), el agar fue

mezclado con el medio de cultivo para obtener la solidificación del mismo mediante la agitación y calentamiento del medio de cultivo.

La siembra se realizó bajo condiciones asépticas utilizando pinzas y bisturís esterilizados mediante mechero. Los cultivos fueron mantenidos en el cuarto de crecimiento con una temperatura de 24 - 25 °C, un fotoperíodo de 16 horas luz y una humedad relativa de 60 - 70%.

Después de los 30 días los explantes provenientes de hojas fueron transferidos a un medio de cultivo con las mismas características al inicial, además de la utilización de medio MS reducido al 25% de los componentes originales, con la adición de una mezcla de reguladores de crecimiento en este caso BAP (0.1, 0.5, 1.0mg/L) y NAA (0.0, 0.1, 0.5 mg/L), existiendo en el medio de cultivo mayores cantidades de BAP y menores de NAA, para la sucesiva formación de brotes.

Para este ensayo se utilizó el diseño experimental de parcela dividida con tres repeticiones para cada proliferador.

Resultados y Discusión

Para el ensayo de desinfección se pudo observar que no existen diferencias significativas entre los tres diferentes tratamientos utilizados.

Cuadro 1. Promedios del porcentaje de contaminación de explantes.

Código	Significado	Promedios
d2	NaOCl 0.3%+Ac. Lác.	29.17 ^a
d1	NaOCl 1%	33.33 ^a
d3	NaOCl 1% y H2O2	37.50 ^a

Cuadro 2. Promedios de número de explantes muertos.

Código	Significado	Promedios
d1	NaOCl 1%	1.17 ^a
d3	NaOCl 1% y H2O2	1.50 ^a
d2	NaOCl 0.3%+Ac. Lác.	1.67 ^a

Cuadro 3. Promedio de número de explantes necrosados.

Código	Significado	Promedios
d1	NaOCl 1%	1.50 ^a
d2	NaOCl 0.3%+Ac. Lác.	1.50 ^a
d3	NaOCl 1% y H2O2	1.67 ^a

Por otro lado se pudo observar diferencias significativas y altamente significativas de los explantes en las diferentes variables tomadas.

Cuadro 4. Respuesta de los explantes frente a la contaminación.

Código	Significado	Promedios
e1	Segmento de hoja	22.22 ^a
e2	Yema	44.44 ^b

Cuadro 5. Promedio del número de explantes muertos.

Código	Significado	Promedios
e2	Yema	0.56 ^a
e1	Segmento de hoja	2.33b

Cuadro 6. Respuesta de los explantes frente al necrosamiento.

Código	Significado	Promedios
e2	Yema	0.78 ^a
e1	Segmento de hoja	2.33b

A pesar que presentan el más alto porcentaje de contaminación (44.44%), las yemas son las que mejor responde al cultivo in vitro, los segmentos de hojas se ven muy afectados por los desinfectantes y el constante movimientos durante la aplicación de los mismos.

Claramente podemos apreciar que para las variables número de explantes necrosados y número de explantes muertos las yemas presentan valores bajos (0.67) y (0.50). Además se pudo observar en yemas el desarrollo de brotes y raíces en MS sin reguladores de crecimiento al final del ensayo de desinfección, razón por la cual solo se procedió a aplicar los tratamientos proliferadores.

En el caso de los segmentos de hoja se procedió sembrar en MS con diferentes tratamientos proliferadores. Hasta el momento se hay visto solo un notable engrosamiento de las hojas pero no un definido desarrollo de brotes.

Conclusiones

La aplicación de la micropropagación es un recurso valioso no solamente para las especies que tienen algún nivel de amenaza, sino también para las plantas nativas que están siendo desplazadas por diferentes factores.

Podría utilizarse a la micropropagación como una herramienta para repoblar la parte urbana con especies tanto endémicas como nativas que actualmente ya no están en la parte urbana.

Los explantes provenientes de yemas son más fáciles de manejar, además que respondieron al cultivo in vitro bien sin necesidad de aplicar reguladores de crecimiento en el medio.

Los segmentos de hojas no responden favorablemente a los proliferadores utilizados, existe formación de callos pero no proliferación de brotes que es lo que se esperaba.

Agradecimientos

Servicio Parque Nacional Galápagos, Msc. Washington Tapia y guardaparques.

Concepto Azul

Ecociencia

Patricia Jaramillo y Pablo Izquierdo.

Referencias

Herbario CDS. 2004. Charles Darwin Research Station. Base de datos de la Flora de las Islas Galápagos (Access 2000).

McMullen, C.K. 1999. *Flowering Plants of the Galápagos*. Cornell University Press. Ithaca. Comstock Publishing Associates. p. 167.

Mikulík, J. 1999. Propagation of Endangered Plant Species by Tissue Cultures. Czech Republic. <http://publib.upol.cz/~obd/fulltext/biolog37/biolog37-03.pdf>

Murashige, T. & F. Skoog. 1962. A revised medium for rapid growth and bio assays with tobacco tissue cultures. *Physiologia Plantarum* 15.

Soria, M.; U. Taylor; A. Tye & S.R. Wilkinson. 2002. *Manual de identificación y manejo de malezas en Galápagos*. Charles Darwin Research Station. Puerto Ayora. Galápagos. Ecuador.

Toro Carcamo, M. 2004. *Establecimiento de Protocolos para regeneración In Vitro de Cerezo Dulce (Prunus avium L.) var. Lambert. Temuco-Chile*. Tesis Ing. Agr. Chile: Universidad Católica de Temuco. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales. Escuela de Agronomía. 35-36p.

Tye, A. 2002. *Revisión del Estado de Amenazas de la flora Endémica de Galápagos*. Fundación Científica Charles Darwin Santa Cruz. Galápagos

Impact of *Cinchona pubescens* litter on the native vegetation of the Island Santa Cruz, Galapagos (Preliminary Data)

Impacto de la hojarasca de Cascarilla (*Cinchona pubescens*) sobre la vegetación nativa de la isla Santa Cruz, Galapagos (Datos Preliminares)

Pablo R Cuenca Capa

Estación
Científica Charles Darwin, email: pcuenca@fcdarwin.org.ec,
pablorcuenca@yahoo.es

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=2.467.1>

Impact of *Cinchona pubescens* litter on the native vegetation of the Island Santa Cruz, Galapagos (Preliminary Data)

Resumen

Cinchona pubescens (cascarilla) posee una corteza rica en alcaloides (quinina). Fue introducida a Galápagos, específicamente en la Isla Santa Cruz en 1946. El propósito es determinar la diferencia de la cantidad de hojarasca debajo y afuera de los árboles de *Cinchona*, identificar la diferencia del coeficiente de descomposición debajo y determinar la línea base en la zona de *Miconia* para predecir un probable impacto de la *Cinchona*. El estudio se lo realiza desde julio del 2004 hasta octubre de 2005 en la zona húmeda de la isla Santa Cruz, a través de la recolección de la hojarasca y biomasa en trampas colocadas debajo y afuera de los árboles de cascarilla, arbustos de *Miconia robinsoniana* y zona de *Miconia* con *Cinchona*. Los resultados abarcan dos épocas del año (húmeda y seca), y los mismos muestran que el peso de la hojarasca recolectada debajo de los árboles de cascarilla es significativamente mayor al peso de la hojarasca afuera. Los coeficientes de descomposición muestran que la hojarasca debajo de los árboles de cascarilla se descompone mucho más rápido que afuera de los árboles, en consecuencia la vegetación nativa se ve afectada por la presencia de esta especie, posiblemente debido a los cambios en las características físicas y la disponibilidad de nutrientes del suelo por su alto aporte de materia orgánica. La investigación servirá para cuantificar impacto de la cascarilla a la vegetación nativa y formular una línea base para predecir su impacto.

Palabras Claves: Ecología, Introducidas, Biomasa, Galápagos, Descomposición

Abstract

Cinchona pubescens has a rich crust in alkaloids (quinine). It was introduced to Galápagos, especially on the Island Santa Cruz in 1946. The intention is to determine the difference of the amount of litter underneath *Cinchona* trees to identify the difference of the decomposition coefficient underneath and to determine the base line on the zone of *Miconia* to predict a probable impact of the *Cinchona*. The study was made from July 2004 to October 2005 in the humid zone of the island Santa Cruz, through the harvesting of litter and biomass in traps placed underneath and outside of the *Chinchona* stands, shrubs of *Miconia robinsoniana* and zone of *Miconia* with *Cinchona*. The traps were emptied two times of the year (humid and dry), and they show that the weight of litter collected underneath the *Chinchona* trees is significantly greater to the weight of litter outside. The decomposition coefficients show that litter underneath the *Chinchona* trees is decomposed much faster than that outside of the stands, consequently the native vegetation is itself affected by the presence of this species, possibly due to the changes in the physical characteristics and the availability of nutrients of the ground by its high contribution of organic matter. The investigation will serve to quantify impact of the husk to the native vegetation and to formulate a line bases to predict its impact.

Key words: Ecology, Introduced, Biomass, Galápagos, Decomposition

Introducción

La fragilidad de estas islas se ve amenazada por la introducción de especies como es el caso de la cascarilla, *Cinchona pubescens*, que fue introducida a Galápagos en el año de 1946 (Hamann, 1974). En 56 años esta especie se ha esparcido a un ritmo promedio de 200 ha/año, pero la expansión a gran escala solamente ocurrió desde el fin de los años 70). Ocupa casi por completo toda la parte alta de la Isla Santa Cruz, específicamente en la zona húmeda, cubre una área aproximada de 11 000 ha (Rentarías, 2002). La cascarilla (*Cinchona*) es un género de planta que posee una corteza rica en alcaloides (quinina), que fue descubierta en el sur de Ecuador (Loja) y Perú cuya primera descripción botánica fue hecha por Lineo basada en muestras colectadas por La Condamine (Acosta Solís 1971).

La sobre explotación de este género para la extracción de la quinina contra la malaria en los años 40's, la puso en peligro de extinción por lo cual fue nombrado como el Árbol Nacional del Ecuador (Acosta Solís 1971).

Aquí en las Islas Galápagos se conoce aproximadamente 700 especies de plantas vasculares han sido introducidas por personas (CDS Herbario base de datos 2005) desde el descubrimiento

de las islas en 1535, convirtiéndose este el problema mas grave que enfrenta la vegetación nativa

Se sabe que la cascarilla no esta presente en otras islas del archipiélago. En Santa Cruz se observa que su dispersión es acelerada por sus semillas aladas, reproducción vegetativa y tolerancia de las plántulas a la sombra (Jäger 1999). Según estudios que se han realizado bajo grandes árboles de cascarilla individuales la cobertura de *Miconia* en la zona de Miconia ha sido reducida al 50% y especies herbáceas y gramíneas en la Zona de pampa hasta el 80% (Jäger 1999).

Desde hace 30 años el Servicio Parque Nacional Galápagos (SPNGR) y la Fundación Charles Darwin han realizado ensayos químicos para el control de cascarilla pero solo identificaron un método eficaz usando una mezcla de picloram y metsulfuron metil en el año 2000 (Buddenhagen *et al.* 2004). En la actualidad el equipo del SPNGR encargado del control de plantas introducidas esta aplicando este método a gran escala, además de realizar operaciones de control regular en forma manual en algunos lugares con un alto valor ecológico como es la zona de Media Luna.

La invasión y posible dominación de una especie invasora como la cascarilla en una comunidad de plantas nativa puede cambiar procesos de descomposición y ciclo de los nutrientes en el suelo (Standish *et al.* 2004, Vitousek & Walter 1989). La presencia de la cascarilla ha cambiado la estructura de la vegetación nativa dominada por pastos, helechos y arbustos a una estructura dominada por árboles, posiblemente cambiando los procesos mencionados en el suelo.

Preguntas planteadas

Cuál es la diferencia de la cantidad de hojarasca debajo y afuera de los árboles de cascarilla en la Zona de pampa y la zona de Miconia?

Cuál es la diferencia del Coeficiente de Descomposición debajo y afuera de los árboles de cascarilla en la Zona de pampa y en la zona de Miconia?

Identificar la línea base en la zona de Miconia para predecir el impacto causado por la cascarilla

Materiales y Métodos

Ubicación de los Sitios de Estudio

El archipiélago de Galápagos, situado a unos mil kilómetros de la costa continental en el Pacífico, con cerca de 8.000 kms² de tierra emergida, constituye una de las reservas ecológicas más importantes del mundo. Es una provincia compuesta por 13 islas grandes, 5 pequeñas y 105 islotes y rocas dispersos en un área de unos 38.000 Km² de mar interior. (Collados, 2002).

Geográficamente el Archipiélago se extiende entre 01° 40' de latitud norte y 01° 36' de latitud sur y 89° 16' - 92° 01' de longitud oeste (Black, 1973 citado en Rentería, 2002).

Para el estudio se establecieron tres sitios ubicados en el sector Media Luna, con tres diferentes zonas, en la primera Zona de pampa se colocaron 30 trampas, distinguiendo 15 debajo de los árboles de cascarilla y 15 afuera de los árboles de cascarilla. La segunda zona es una combinación entre dos especies *Miconia* y *Cascarilla* y aquí también se situó 30 trampas, dividiéndolas la mitad debajo de *Miconia* y las restantes 15 afuera de ésta especie. La última zona el criterio que prevaleció fue que solo hubiese arbustos de *Miconia* y se instaló 24 trampas.

Instalación de las trampas para la recolección de hojarasca en las trampas y en el suelo

Previamente se construyeron trampas para la determinar la cantidad de hojarasca, con marcos de madera de un tamaño de 0.5 x 0.5 m y como base de malla plástica con orificios de 2mm, lo que da una superficie de 0.25 m² en cada trampa.

En la Zona de pampa se escogió 20 sitios al azar y se colocaron dos trampas en cada sitio, una debajo de la copa de los árboles de cascarilla y otra afuera, a una distancia de 4 metros aproximadamente desde la base del árbol, 40 trampas en total (Alencastro, 2005), y a partir del mes de abril del presente año se las añadió 10 trampas más debajo de la copa de los árboles y 10 trampas más afuera de los árboles de cascarilla, con un total de 60 trampas. El área de investigación debió cumplir con las siguientes características: 1. poseer árboles de cascarilla que sean mayores a los 5 m y se encuentren entre Media Luna y el cerro Puntudo siguiendo el camino (mas cerca al cerro Puntudo); 2. Contar con sitio denominada pampa únicamente con árboles de cascarilla, una zona con una combinación entre *Miconia* y cascarilla y una zona con vegetación solo *Miconia*.

Para la recolección de la hojarasca en el suelo se la realizó en la Zona de pampa, en la zona de *Miconia* con cascarilla y zona de *Miconia* sin cascarilla (Media Luna), cerca a los sitios donde se tomaron las muestras para determinar la cantidad de la hojarasca.

Para tomar estas muestras se utilizó un marco de madera con las mismas dimensiones que la trampa (0.5 x 0.5 m) que se lo colocó a un metro de distancia al lado de las trampas debajo y afuera

de los árboles de cascarilla y debajo de la copa de *Miconia*. Por medio del uso de un rastrillo de jardín se colectó la biomasa muerta en el suelo (O hojarasca en el suelo) teniendo cuidado de no extraer tierra, raíces y vegetación viva.

Métodos de muestreo

Este estudio comprende dos fases la primera llevada a cabo de julio del 2004 hasta abril de 2005, la segunda desde abril hasta octubre del presente año, cuyos datos son analizados y contrastados en conjunto cumpliendo un año de monitoreo, para ello se empleo un muestreo una vez al mes y se recolecto hojarasca en las trampas debajo y afuera de los árboles de cascarilla, los sitios fueron ubicados al azar.

Muestreo primera fase

Recolección de la hojarasca en trampas puestas debajo y afuera de los árboles de cascarilla (Zona de pampa) y debajo de los arbustos de *Miconia robinsoniana* únicamente (zona de Miconia).

Recolección de biomasa en el suelo en cuadrantes debajo y afuera de los árboles de cascarilla (Zona de pampa) y debajo de los arbustos de *Miconia robinsoniana* únicamente (zona de Miconia) (Alencastro, 2005).

Muestreo segunda fase

Esta fase a igual que la primera se efectuó de la misma forma, con la diferencia que al haber insertado mayor número de trampas también se incrementaba su recolección de muestras, es así, que cada mes se realizaba el muestreo alternando la recolección entre hojarasca y biomasa una ves por mes, aquí para efectos de cálculo se procedió a vaciar las trampas que no eran recolectadas para tener datos únicamente de un solo mes.

Colección y Secado de las muestras

La recolección de la hojarasca y las muestras de la biomasa en el suelo/hojarasca en el suelo, se la realizó mediante el uso de fundas de papel para evitar que proliferen los hongos en un clima húmedo-lluvioso y además para facilitar su secado.

El secado de las fundas se lo realizó en la estufa por un tiempo de 48 horas a 60 grados Celsius (Standish *et al.* 2004), para luego ser llevado al laboratorio, en donde se prosiguió con el pesado de las muestra.

Pesaje y clasificación de hojarasca

Una vez que las muestras fueron trasladadas al laboratorio, antes del pesaje se las clasificó en tres categorías "cascarilla", "helechos", y "restos", para la Zona de pampa, en "*Miconia*", "cascarilla", "helechos", y "restos", para la zona de *Miconia* - casacarilla y en "*Miconia*", "helechos" Y "restos" en la zona de *Miconia*.

La categoría "*Miconia*" y "cascarilla" se conformaba por hojas, tallos, flores y frutos de estas plantas, en cambio "helechos", lo conformaban especies como: *Dicranopteris flexuosa*, *Pteridium arachnoideum*, *Blechnum occidentale*, *B. polypodioides*, *Thelypteris oligocarpa*, *Asplenium auritum*, *A. serra*.

La categorria restos la conformaban por fracciones de las especies mencionadas en mínimas fracciones, que no pudieron ser clasificadas, además de pastos, fracciones de herbáceas, musgos, y a veces presencia de excremento de roedores, de la misma forma para la zona de *Miconia* - cascarilla y la zona de *Miconia*.

Cálculos empleados

Análisis Estadístico Prueba de Whitman - U

El estadístico fue analizado U , a través del programa estadístico MINITAB (Dytham, 1999) y su cálculo proviene de la siguiente fórmula (Yáñez, 2005).. $U = n_1 n_2 - U'$

Cálculo del Coeficiente de Descomposición

El Coeficiente de Descomposición es la proporción de hojarasca descompuesta en un año y es calculada mediante la fórmula: $kL = I/X$ donde I es el promedio anual de hojarasca recolectada y X es el promedio de biomasa en el suelo anual encontrada (Olson 1963 citado en Standish *et al.* 2004).

Promedio anual de la hojarasca

Para calcular el promedio anual de la hojarasca, se utilizó los datos obtenidos de la recolección de la hojarasca en las trampas de los cuatro monitoreos, y se los transformó a t/ha/a.

Promedio anual de la biomasa en el suelo

Para obtener el promedio anual de biomasa, se utilizó los datos obtenidos de la recolección de la biomasa en el suelo en los cuadrantes de tres monitoreos, y se los transformó a t/ha/a.

Resultados

A continuación se presentan los resultados en conjunto de la primera fase (Alencastro, 2005), con los de la segunda fase, ambas realizadas en periodos diferentes del año? De los años 2004 y 2005?.

=

Peso promedio de la hojarasca recolectada debajo y afuera de los árboles de cascarilla en la Zona de Pampa; Miconia -cascarilla y ; Miconia?

Gráfico 1 Peso promedio de hojarasca recolectada en las tres zonas de estudio

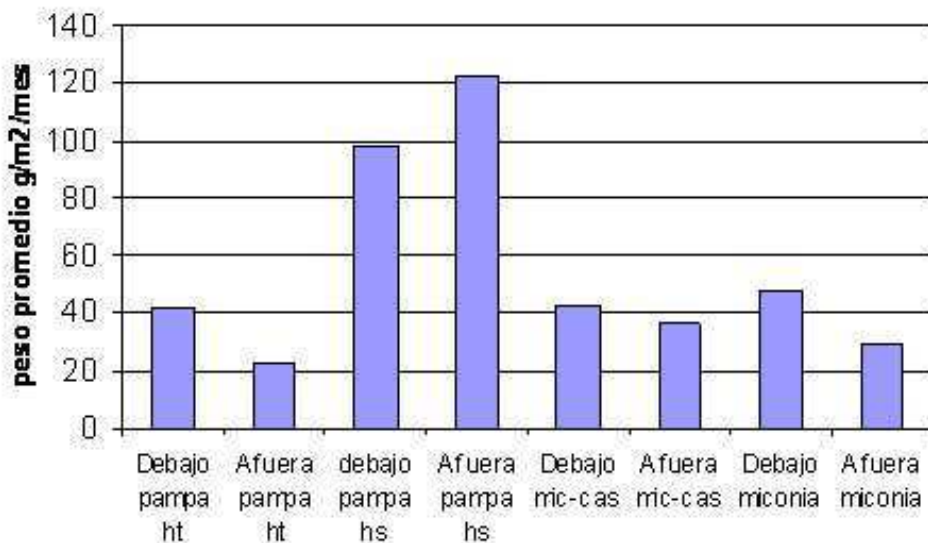


Figura 1. Peso promedio de hojarasca recolectada en las tres zonas de estudio

Ht: Hojarasca trampas / Hs: hojarasca suelo

En el gráfico 1 la hojarasca recolectada en el suelo, presenta cantidades superiores en relación a las otras categorías, en cambio las restantes mantienen casi similares pesos de hojarasca colectada debajo y afuera de las trampas.

Peso promedio de las categorías de hojarasca recolectada debajo y afuera de los árboles de cascarilla en la Zona de Pampa; *Miconia* -cascarilla y ; *Miconia*.

Gráfico 2 Peso promedio de las categorías de hojarasca recolectada en las tres zonas de estudio

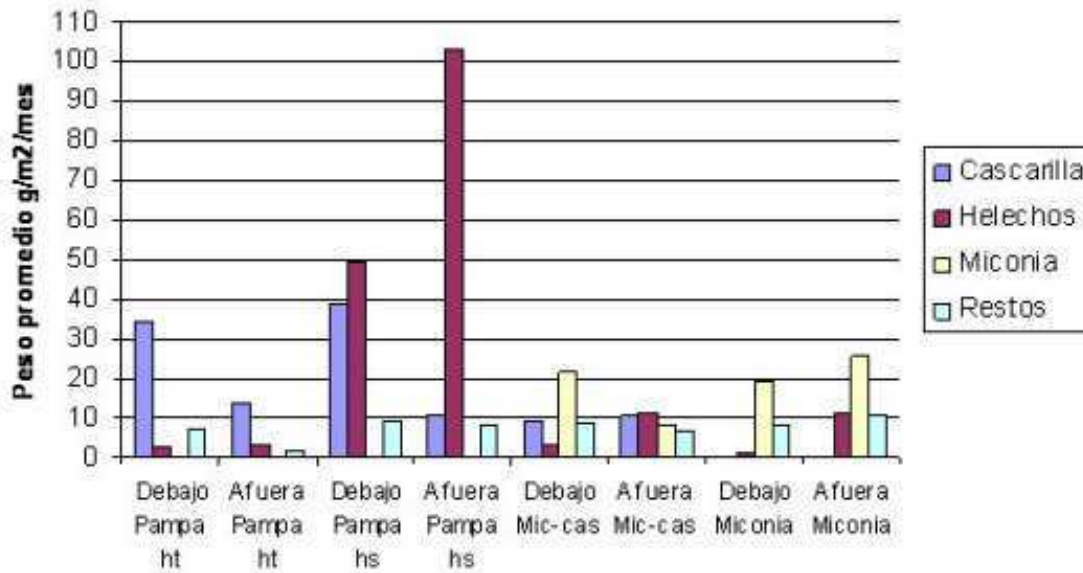


Figura 2 Peso promedio de las categorías de hojarasca recolectada en las tres zonas de estudio

Ht: hojarasca trampas / Hojarasca suelo

Para la Zona de pampa, la mayor proporción está en la categoría de cascarilla debajo, con 34,3 g/m², y en menor cantidad es la categoría helechos debajo, con 2,6 g/m², cabe señalar que en esta categoría difiere de las demás por la razón que la cantidad de material vegetal es menor en debajo de los árboles de cascarilla a diferencia de las dos restantes cascarilla y restos. g/m²

En lo que se refiere al peso promedio en la zona de Miconia - cascarilla la división de Miconia obtuvo mayor valor con 21,5 g/m², la misma que se ubicó debajo de los árboles de cascarilla, así mismos la categoría helechos alcanzó la menor cantidad con 3,2 g/m², en cambio la hojarasca colectada afuera de los árboles presentó la más alta cantidad en helechos con 11,1 g/m², y la más baja fue para restos con 6,7 g/m²

En la zona de Miconia la categoría que se colectó en mayor cantidad fue hojarasca de Miconia afuera con 25,3 g/m², y la categoría helechos presentó 1,2 g/m² debajo, convirtiéndose en la más baja cantidad de hojarasca encontrada debajo de Miconia

El peso promedio de hojarasca en cada categoría debajo y afuera de los árboles de cascarilla para los cuadrantes alcanzó para la división helechos afuera la mayor cantidad con 103,2 g/m², por otro lado la categoría con menor cantidad de hojarasca se ubicó en restos con 8,3 g/m², así mismo afuera. La hojarasca que más se colectó debajo de los árboles fue cascarilla con 39,1 g/m², y la categoría restos obtuvo una cantidad ligeramente superior a la categoría restos afuera con una diferencia de 1,2 g/m².

Peso promedio en porcentaje de las fracciones de la división de la hojarasca en las zona de Pampa, Zona de Miconia - Cascarilla y Zona de Miconia

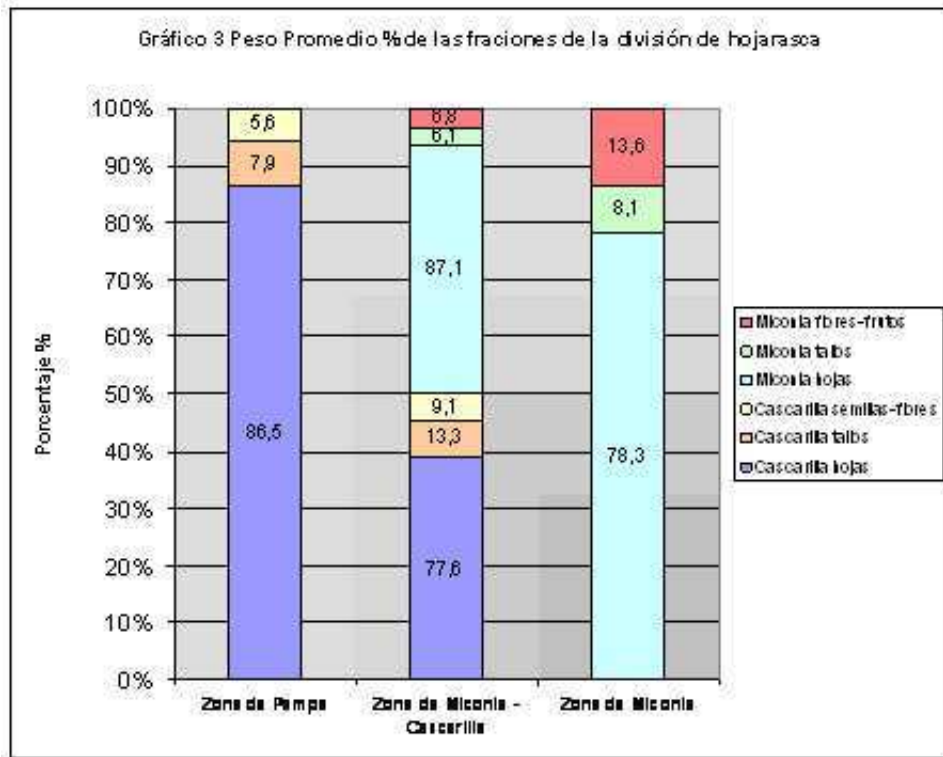


Figura 3 Peso promedio de las fracciones de la división de la hojarasca

Diferencia del Coeficiente de Descomposición debajo y afuera de los árboles de cascarilla en la Zona de pampa y en la zona de *Miconia*

Cuadro 1 Promedio anual de hojarasca de trampas y hojarasca en el suelo

Promedio Anual	Sitio	g/m ²	kgr/ha	kgr/ha/a
Hojarasca de trampas	Debajo de cascarilla	41,932	419,3	5031,6
	Afuera de cascarilla	22,98	229,8	2757,6
del suelo	Debajo de Miconia - .cascarilla	42,004	420,0	5040,0
	Debajo de Miconia	47,31	473,1	5677,2
	Debajo de cascarilla	97,85	978,5	11742
del suelo	Afuera de cascarilla	122,3	1223,0	14676
	Debajo de Miconia -cascarilla	36,748	367,48	4409,76
	Debajo Miconia	29,062	290,62	3487,44

El coeficiente de descomposición se muestra en el cuadro 1, siendo para la zona de Miconia de 1,62 el más alto y la Zona de pampa en hojarasca afuera de los árboles de cascarilla con 0,18 representando el más bajo

Identificar la línea base en la zona de Miconia para predecir el impacto causado por la cascarilla

Gráfico 4 Línea bases del impacto causado por la cascarilla a la vegetación nativa

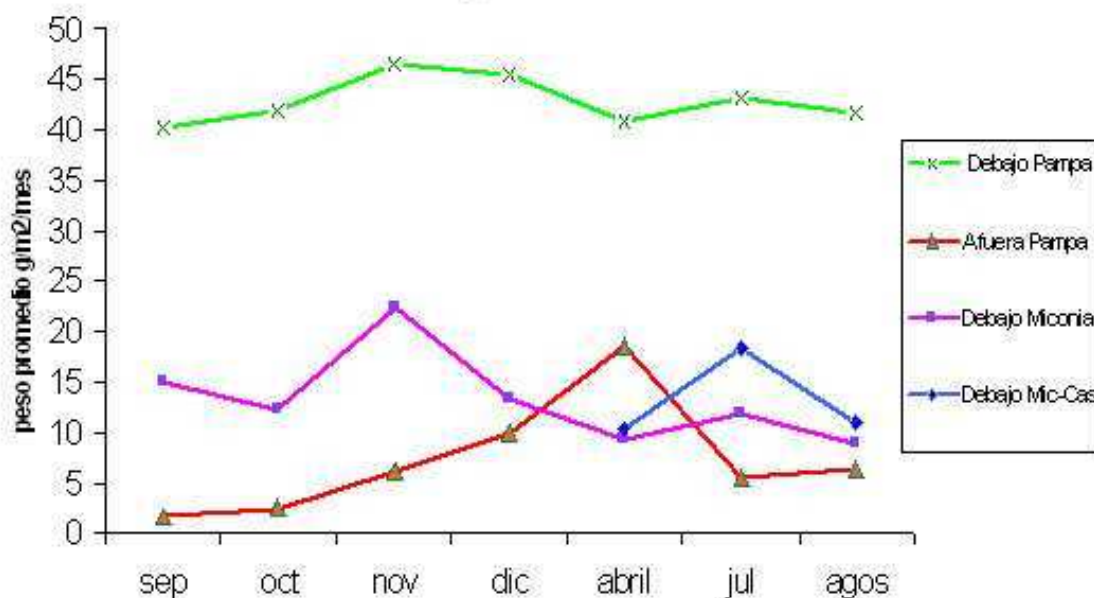


Figura 4 Línea base del impacto causado por la cascarilla a la vegetación nativa

En el gráfico 4 se presenta el peso promedio de hojarasca recolectada durante los meses de estudio, en donde se observa que la hojarasca que obtuvo mayor cantidad es la recolectada debajo de los árboles en la zona de Pampa, en el mes de noviembre con 46,55 g/m² y el mes más bajo es septiembre 40,3 g/m². Por otro lado la hojarasca colectada afuera de los árboles en la misma zona, presenta totales mucho menores, obteniendo su punto más alto en el mes de abril 18,58 g/m², y el mes con menos presencia de hojarasca es septiembre 1,7 g/m².

Para la zona de Miconia y cascarilla en el mes que se recolectó mayor cantidad de hojarasca fue en julio con 18,37 g/m², y fue afuera de los árboles de cascarilla, en cambio se obtuvo un 10,39 g/m², en el mes de abril de bajo de los árboles, aunque la diferencia es muy insignificante en relación con el mes de agosto con 11,06 g/m².

El mes que presentó mayor cantidad de hojarasca en la zona de Miconia fue noviembre con 22,3 g/m², y el mes con menor representatividad es abril con 9,3 g/m².

Cuadro 2 Promedio de peso de la hojarasca y la biomasa (kgr/ha/a) y Coeficiente de descomposición debajo y afuera de los árboles de cascarilla (Zona de pampa), en la *Miconia* con cascarilla y en la *Miconia*

Sitio	Ubicación	Hojarasca de trampas(kgr/ha/a)	Hojarasca del suelo(kgr/ha/a)	Coeficiente de descomposición kL
Zona de pampa	Debajo de la cascarilla	4821,36	4394,88	1,1
	Afuera de la cascarilla	2757,6	14676	0,18
Zona de Miconia - Cascarilla	Debajo de Miconia -cascarilla	5040,0	4409,76	1,14
Zona de Miconia	Debajo de Miconia	5677,2	3487,44	1,62

Discusión

La Zona de pampa esta representada únicamente por árboles de cascarilla (*Chinchona pubescens*), helechos, pastos, debido a la fenología propia de esta especie, su proceso de defoliación ocurre todo el tiempo, sin notable variación e intensidad, el rebrote de las hojas también es constante de tal forma que los árboles nunca se encuentran totalmente desprovisto de follaje (Rentería, 2002), debido a esto la diferencia del peso promedio de la hojarasca recolectada debajo de los árboles de cascarilla es mayor que la cantidad de hojarasca colectada afuera, casi el doble de la encontrada con 22,9 g/m².

Otra variable que también incide es el clima, debido que casi todo el año se cuenta con una época húmeda, contribuyendo a no detener los procesos fisiológicos, y a un invariable aporte de materia orgánica al suelo. Sumado a todo esto la cobertura de la especie, las trampas ubicadas debajo de los árboles son aquella en donde se registra mayor cantidad, por poseer mayor cobertura de copa y las hojas que caen de los árboles se depositan con mayor facilidad e intensidad debajo de los mismos.

Durante los meses que duró el estudio, se registro que en noviembre se colecto mayor hojarasca afuera de los árboles de cascarilla (46,5 g/m²), a causa de su incremento de intensidad de defoliación que es a partir de septiembre (Rentería, 2002), además del aporte de agua por efecto de la precipitación que aún es fuerte, por continuar en la épocas seca y fría. Por otro lado en el mes de abril empieza un período de transición a la estación de calida y húmeda, registrando en éste, el nivel más alto de hojarasca (18,58 g/m²), afuera de los árboles de cascarilla. La diferencia entre los meses que se observó mayor cantidad de hojarasca, podría radicar que en noviembre las lluvias son constantes en cambio en abril existe una disminución de las lluvias lo que contribuiría a que las hojas de cascarilla puedan trasladarse varios metros y no caigan directamente en su área radicular, que es en donde se situaba la trampa "debajo de los árboles de cascarilla", incrementando la hojarasca en los espacios abiertos favoreciendo a las trampas que se hallaban "afuera de los árboles de cascarilla".

Lo antes mencionado se corrobora con los datos obtenidos en la zona de *Miconia* sin cascarilla la mayor cantidad de hojarasca se registró en el mes de noviembre con 22,3 g/m², e igualmente en el mes de abril la hojarasca fue menor con 9,3 g/m², debido a razones mencionadas en al párrafo anterior.

En la zona de *Miconia*, los datos obtenidos servirán como una línea base para futuros estudios donde se encuentra cascarilla, pues la información recabada en la zona Miconia - cascarilla (*Miconia* con cascarilla), y en la Zona de pampa, demuestra que *Cinchona pubescens*, puede cambiar las características ecológicas desplazando especies nativas y endémicas, alterar la dinámica de las especies por competencia de luz y nutrientes, así como cambiar las características del suelo por el aporte de materia orgánica y su descomposición acelerada, alterando la fragilidad ecosistémica de la isla ya que *Miconia robinsoniana* es habitad de anidación de la ave marina Pata pegada (*Pterodroma galapaguensis*), Buddenhagen *et al.* (2005), menciona el nido en la madriguera sufrió cambios al modificarse la zona de arbustos de Miconia que dominaba, por la invasión de árboles de cascarilla (*Cinchona pubescens*) formando bosques que ocasionaría un cambio en las estructuras de las madrigueras y produciría que las aves no distinguan cual es camino para llegar a sus nidos.

En lo referente al peso de hojarasca total recolectada en el suelo debajo de los árboles, el peso mayor corresponde al colectado afuera de los árboles, debido a la presencia de otras especies como helechos, tallos, troncos de cascarilla y otros (ver anexo 1). El peso de la hojarasca de la *Chinchona pubescens* en el suelo debajo de los árboles es tres veces el peso, que afuera y la hojarasca de los helechos en el suelo afuera es casi el doble que debajo, por la razón que en los espacios abiertos las especies más predominantes son las pteridofitas.

Por otro lado el coeficiente de descomposición (*KL*) es mayor en la zona de Miconia 1,62, seguido de la Zona de pampa debajo de la cascarilla 1,1, muy similar en la zona de Miconia - cascarilla, el valor más bajo corresponde afuera de la cascarilla en la Zona de pampa, es decir que de acuerdo a (Olson, 1963), si el valor de descomposición es mayor a 1, eso quiere decir que la descomposición de la hojarasca en el suelo ocurrirá en menos de un año, es así como en bosques tropicales su valor es 4 y en bosques sub-alpinos corresponde a 0,01.

Entonces el proceso de descomposición en la Zona de pampa debajo de los árboles de cascarilla es menos de un año acepción de la hojarasca colectada afuera de los árboles de cascarilla (Zona de pampa) la descomposición será más lenta seguramente más que un año debido que su *KL* es

0,1. Así mismo para la zona de Miconia - cascarilla y la zona de Miconia es 1,14 y 1,62 respectivamente lo que significa que el proceso de descomposición es menos de un año por la constante. Estos procesos de descomposición están directamente relacionados con la cantidad de hojarasca colectada específicamente si son hojas facilitarán su degradación al contacto con agentes como el agua, altas temperatura, humedad, evapotranspiración de la especie, procesos que ocurren más lentamente en las estructuras leñosas como ramas, troncos. Es importante conocer o manejar una idea del tiempo que demora en descomponerse la hojarasca de una determinada especie que esta alterando probablemente la ecología de las especies endémicas por la disponibilidad incrementada y acelerada de nutrientes por *Cinchona pubescens* que puede afectar la dinámica de crecimiento en este caso de *Miconia robinsoniana*.

Conclusiones

La hojarasca colectada debajo de los árboles de cascarilla en la zona de pampa es el doble en relación a la hojarasca colectada afuera

La diferencia de hojarasca colectada debajo de los árboles de cascarilla con la hojarasca afuera es 6,2 g/m².

En la zona de Miconia la hojarasca recolectada debajo de los arbustos de Miconia es aproximadamente el doble a la hojarasca colectada afuera de los arbustos.

Así mismo existe mayor hojarasca producida cada mes debajo de cascarilla que afuera y se descompone más rápido en la zona de pampa.

Aparentemente debajo de Miconia y cascarilla la productividad no es muy distinta a la zona Miconia o de pampa sin árboles o arbustos.

La productividad de hojarasca en las tres zonas cambia durante el año.

Recomendaciones

Complementar el análisis con un estudio de suelos en las tres zonas de estudio, para tener una idea muy cercana de la dinámica del mismo.

Continuar con estudios de la dinámica e interacción de especies endémicas para prever posibles amenazas e impactos de las especies introducidas.

Seguir con el control de *Cinchona pubescens* para evitar que invada nuevas zonas en donde la presencia de ésta es mínima o no existe.

Evaluar el impacto de la *Cinchona pubescens* desde una perspectiva ecosistémica en la isla Santa Cruz.

Agradecimientos

Deseo expresar mi agradecimiento a la Fundación Charles Darwin, en especial a mis compañeros y amigos del departamento de botánica. Un reconocimiento especial a Alan Tye, jefe de área por su comprensión y apoyo durante mi paso por la FCD, a Heinke Jagüer por coordinar el presente proyecto y a todos mis entrañables amigos de Galápagos quienes de una u otra forma aportaron para llevar a cabo la investigación.

Referencias

- Acosta Solís, M. 1971. *Cinchonas del Ecuador*. Ed. Ecuador. Quito, Ec. pp.279.
- Alencastro, M. 2005. *Informe impacto de la hojarasca de la cascarilla (Cinchona pubescens) sobre la vegetación nativa de la isla Santa Cruz* (datos preliminares I fase). doc. no publicado, Estación Científica Charles Darwin, 19 pp.
- Buddenhagen, C.; J. Rentería; M. Gardener; S. Wilkinson; M. Soria; P. Yanez; A. Tye & R. Valle. 2004. The Control of a Highly Invasive Tree *Cinchona pubescens* in Galápagos. *Weed Technology* 18: 1194-1202.
- Collados, E., 2002. *Origen, colonización y dispersión de las especies endémicas de las Islas Galápagos*, <http://biogeografia.tripod.com/Resto/Emilia/gralapagos.html>
- Dytham, C. 1999. *Choosing and using statistics a biologist's guide*. Ed. Offices. 218 pp.
- Hamann, O. 1974. Contribution to the flora and vegetation of the Galápagos Islands III: five new floristic records. *Bot. Notiser*, 127: 309-316.
- Jaeger, H. 1999. *Impact of the introduced Tree Cinchona pubescens Vahl on the native flora of the highlands of Santa Cruz Island (Galápagos Islands)*. Diplomarbeit. Oldenburg University, Alemania, pp.102.

- Johnson, R. & D. Wichern. 1998. *Applied multivariate statistical analysis*. Second Ed. 607 pp.
- Palacios, J., 1993. *Efecto de la Cinchona pubescens Vahl. sobre la comunidad de Miconia robinsoniana Cong. En la isla Santa Cruz, Galápagos*. Tesis de grado. Lcdo. Bici. UCE. Quito, Ec. 181 pp.
- Renteria, J., 2002. *Ecología y Manejo de la Cascarilla (Cinchona pubescens Vahl), en Santa Cruz, Galápagos*. Tesis de grado. Universidad Nacional de Loja, Loja, Ec. pp.100.
- Standish, R. P. Williams; A. Robertson; N. Scott & D. Hedderley. 2004. Invasion by a perennial herb increases decomposition rate and alters nutrient availability in warm temperate lowland forest remnants. *Biological Invasions* 6: 71-81
- Vitousek P.M. & L.R. Walker. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: plant demography, nitrogen fixation, and ecosystem effects. *Ecological Monographs* 59: 247-265
- Yanez, P. 2005. *Biometría y bioestadística fundamentales, analizando la estructura numérica de la información ecológica*. Guía de estudio. 127 pp.

The vegetation of the tropical dry forest of the Cali Botanical Garden, Cali, Colombia

La vegetación del Jardín Botánico de Cali en la cuenca del Río Cali, Cali, Colombia.

Jorge E. Orejuela, Jorge L. Contreras

Universidad Autónoma de Occidente, Environmental Studies Group for Sustainable Development- GEADES, Cali Botanical Garden, Cali, Colombia, email: jeorejuela@uao.edu.co, jardinbocali@hotmail.com

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=158.471.1>

The vegetation of the tropical dry forest of the Cali Botanical Garden, Cali, Colombia

Abstract

The Cali Botanical Garden, located in the middle sector of the Cali river basin, is totally covered by vegetation classified as Tropical dry-Forest. The preliminary analysis of its flora shows a marked dominance of about six tree species including Arrayán (*Myrcia popayanensis*), Laurel Jigua (*Cynammomum triplinerve*), Sangregao (*Croton gossypifolius*), Guácimo (*Guazuma ulmifolia*), Chiminango (*Pithecellobium dulce*) and Chagualo (*Clusia sp.*). The vegetation of the lower stratum is dominated by herbaceous species of the genus *Piper* and by members of the *Phytolaccaceae* and small individuals of the emergent plant species. Among the climbing species the *Aristolochia*, *Passiflora* and *Cucurbitaceae* are noteworthy. The aerial roots of *Ficus*, *Clusia* and *Sapindaceae* are equally numerous. The vegetation present in the CBG became established in an area totally devoid of vegetation in the last 80 years. The area was subjected to cattle ranching and agriculture in addition to recurrent episodes of man-provoked fires. The 50 tree species of the garden constitute a germplasm bank of early successional plants ideal for advancing ecological restoration processes in interandean hillsides. The Garden initiated last year a program to substantially increase the native vegetation cover in the watershed using the reproductive potential of the existing regenerated forest.

Key words: restoration, conservation, systematics, ecological succession

Resumen

El Jardín Botánico de Cali, ubicado en la cuenca media del río Cali, está cubierto en su totalidad por una vegetación clasificada como Bosque seco-Tropical. El análisis preliminar de su flora indica una dominancia marcada de unas seis especies en los estratos altos entre las que se destacan Arrayán (*Myrcia popayanensis*), Laurel Jigua (*Cynammomum triplinerve*), Sangregao (*Croton gossypifolius*), Guácimo (*Guazuma ulmifolia*), Chiminango (*Pithecellobium dulce*) y Chagualo (*Clusia sp.*). La vegetación del estrato bajo está dominada por *Piper* spp, *Phytolaccaceae* y plántulas de las especies de estratos superiores. Asociada al bosque hay una profusión de plantas trepadoras y de bejucos. Entre estas especies se destacan las *Aristolochiaceae*, *Passiflorae*, y *Cucurbitaceae*. Vale la pena anotar que la vegetación boscosa, se ha establecido en un área de 12 hectáreas en los últimos 80 años sobre un terreno cuya vegetación fue alterada y removida como consecuencia de ganadería extensiva, incendios forestales y obras civiles. Las cerca de 50 especies arbóreas del JBC constituyen un banco de germoplasma de especies pioneras ideales para adelantar procesos de restauración ecológica en laderas de los valles interandinos.

Palabras clave: restauración, conservación, sistemática vegetal, sucesión

Introduction

The Tropical dry Forest (Bs-T) is a vegetation formation with continuous forest cover between 0-1,000 m in altitude and temperatures above 24° C and average annual rainfall between 700 and 2,000mm, with one or two dry periods per year (Espinal 1985; Murphy & Lugo 1986; Institute von Humboldt 1997). The Bs-T represents about 50% of the forested areas of Central America and 22% of South America (Murphy & Lugo 1986). In Colombia this formation is found in the Caribbean region and in the interandean valleys of the rivers Magdalena and Cauca in an area which presumably covered about 8,146,000 hectares (Espinal & Montenegro 1977).

The Tropical dry Forest is one of the most threatened ecosystems of the Neotropics (Janzen 1987). In Colombia it is one of the most degraded and fragmented, with estimates of present total cover of less than 1.5% of the original cover (Etter 1993). Of this total the greatest proportion is found in the arid pericaribbean belt with more than 6 million hectares and the NorAndean-Chocó-Magdalena province with about one million hectares (Espinal and Montenegro 1977; Hernández et al. 1992). The dry forest of the upper Cauca river valley, the main tributary of the Magdalena river, originally covered about 300,000 hectares in the Department of Valle del Cauca. Presently, the dry forest has practically disappeared to the advance of sugarcane cultivation, the major economic crop of the State. It is estimated that the cover of this formation in

the Cauca Valley is less than 3,000 hectares with documented reductions of 66% between 1957 and 1986 (CVC 1994). Only a few forest relicts remain, all below 16 hectares each. The situation is only slightly less dramatic along the piedmont areas of the Central and Western Andean ranges where a few remnants and regenerated forests exist (Figure 1).



Figure 1. Panoramic view of the Cali river basin with Botanic Garden and Commune One.

General Objective:

The study was undertaken to determine the composition and structure of the vegetation of the Cali Botanical Garden and to develop an education for conservation of biodiversity strategy aimed at the neighboring populations in the city of Cali, Colombia.

Specifically, we set to analyze the species composition and the structure of the vegetation in relation to the development of the forest. Actually, the vegetation described in this project constitutes the living plant collection of the Botanical Garden, since the CBG is a conservation garden. The determination of the potential of the forest remnant of the Cali Botanic Garden to serve as a source of germplasm to undertake restoration processes along the middle sector of the Cali river basin and in Andean hillsides was also a goal of the project. To involve the local communities surrounding the Garden, the project developed an education strategy to familiarize them with the most prominent aspects of the vegetation and the fauna.

Methods

The characterization of the vegetation was developed in three stages: The collection of plants, the identification, and the systematization of the information. The area inventoried covered 8 hectares in which 20 belt transects (50m X 2m) was established. All individuals with DBH \geq 10 cm were included, following the methodology used by Gentry (1982).

Standard measurements were obtained from each individual plant sampled; DBH, above ground height and canopy cover. A collection of desired specimens was assembled for identification and confirmation by specialists of the herbaria of the Universidad del Valle and State Botanic Garden. To determine the development stage of the vegetation of the Botanical Garden a comparison was made with photographs of known age of the watershed. The vegetation cover which existed at various times was estimated as the progression of the regeneration process during the past 100 years of history along the Cali river basin. Both the vegetation cover in the hillsides as well as the presence of human infrastructures was established.

The data collected in the field permitted the calculation of relative abundance and cover, species composition and richness. A profile of the vegetation was made along the guidelines of Gonzalez and Devia (1995) in a forest of similar conditions in the piedmont area of the Central Andes in Tuluá, Valle del Cauca.

The presence of many plant species in areas affected by forest fires of known dates and magnitudes in the middle sector of the watershed permitted an initial evaluation of the precocity of establishment and growth in degraded and compacted hillsides

Results

History of the regeneration process:

By 1910, the inauguration date of the first hydro electrical power plant of Cali, the native vegetation had been totally eliminated. A combination of reasons explain this forest conversion: large demand of wood charcoal by the 25,000 inhabitants of Cali; removal of native vegetation during the construction of the water conduction channels to the power plants; use of round logs for construction of roads; use of hardwoods for the construction of railroad ties; use of fires to clear land for agriculture and cattle ranching; and dry season natural forest fires. Between 1910 and 1930 the regeneration process was rather slow, even though the water channel and the river provided complete protection from forest fires generated outside and above the water channels to the vegetation undergoing regeneration within the forest. The most vigorous regeneration occurred in the last fifty years, when most homes were using electricity instead of charcoal to cook their meals. The vegetation we see today includes mature trees of 20 meters! The photographic evidence of the watershed also provides evidence that the forest of the Garden is not a recent relict but a vigorous regeneration favored by the water channels and the river which isolated two forest fragments one of 11.5 hectares (now the Botanical Garden) and a 26 hectare plot just a couple of kilometers west of the Garden.

Thus, the forest cover found today in the CBG (and in various places in the basin) is the consequence of vigorous regeneration processes. A continuous secondary succession process has taken place which started in an opened field dominated by grasses with little arboreal vegetation and rather distant sources of plants for colonization more than four kilometers and at least 300 meters of altitudinal difference to the nearest continuous forest patch.

The species of the Garden:

The species found at the CBG comprise an arrangement of pioneering secondary succession, with level of species richness comparable to those of other dry forests formations in the Cauca River valley (Gonzalez and Devia 1995). The total number of 49 tree species is lower than the average number of 58.1, $n=8$ sites) found by Gentry (1995). The forest of the Garden shows a notorious dominance of six tree species which in terms of numbers are ranked as follows: Arrayán (*Myrcia popayanensis*), Laurel Jigua (*Cynammomum triplinerve*), Sangregao (*Crotón gossypifolius*), Guácimo (*Guazuma ulmifolia*), Chiminango (*Pithecellobium dulce*) and Chagualo (*Clusia sp.*). The vegetation of the lower stratum is heavily dominated by Cordoncillo (*Piper sp.*) and Anamú (*Petiveria alliacea*) Phytolacaceae family, (*Croton*) and individual plants of the dominant middle and upper strata. Associated to the forest there is a profusion of climbing and liana species. Among these species the *Aristolochia* (two species) (Figure 2), *Passiflora* (four species) and Cucurbitaceae are noteworthy. The species of medium levels are: Sangregao (*Croton*) two species), Arrayán (*Myrcia*), two species), Guava (*Psidium guajava*), Verraquillo (*Trema micrantha*), Carbonero (*Calliandra pittieri*), Jigua (*Cynammomum*), Guácimo (*Guazuma*), (*Leucaena*), Chagualo (*Clusia*), (*Solanum*) and (*Miconia spp.*).



Figure 2. One of the dominant species of the Garden is Chagualo (*Clusia sp.*).

The totality of the flora of the botanical garden constitutes a germplasm bank of native pioneering species ideal to advance reforestation processes in the interandean river valleys. About 20-25 tree species were identified as promissory for ecological restoration and enrichment processes along Andean hillsides (Figure 3).



Figure 3. Regenerated gallery forest along the Cali river

The Cali Botanical Garden vegetation compared with neighboring mature relict forests

In comparisons with other forests found in the Andean piedmont areas of similar size and level of connectivity with other forest fragments the CBG registers slightly lower species richness and the species composition differs in several key species. For example, in the municipality of Jamundi just south of Cali, the Ecological Reserve of Miravalle (CVC unpublished), in the Calichal river (affluent of the Jamundí river), and the piedmont forests along the Rio Claro (Hacienda La Novillera) the dominant species are: Cascarillo (*Laderbergia magnifolia*), Tumbamaco (*Didimopanax morototoni*), Niguitos (*Miconia spp*), Balso (*Ochroma lagopus*), Ceiba (*Ceiba pentandra*), Caracolí (*Anacardium excelsum*), Algarrobo (*Hymenaea courbaril*), Madroño (*Garcinia madruno*), Dinde (*Maclura tinctoria*), Cañafístula (*Cassia grandis*), Cedro (*Cedrella odorata*), Samán (*Albizzia saman*), Orquídea (*Catasetum tabulare*), Orejero (*Enterolobium cyclocarpum*), Azulito (*Petrea rugosa*), Siete-Cueros (*Machaerium capote*), Guáimaro (*Brosimum alicastrum*), Caimo (*Chrysophyllum argenteum*), Guácano (*Oxandra espintana*), Cámbulo (*Erythrina glauca*) and (*E. poeppigiana*), Cachimbo or Pízamo (*Erythina*), Palma cuesco (*Attalea (Scheelea) butyraceae*), Rose and Yellow Gauyacanes (*Tabebuia rosea*) and (*T. chrysantha*), Totocal (*Achatocarpus nigricans*) (Figure 4). Although this zone is slightly wetter (1.300 a 1.400 mm) than the Cali river basin (900-1,000mm), the difference in species composition is notorious in the presence of mature tropical dry forest species. The relict forest of the valley floor and the piedmont areas showed a vegetation typical of late stages of the ecological succession.



Figure 4. Algarrobo (*Hymenaea courbaril*) typical species of mature tropical dry forest

Discussion

The age of continuous regeneration processes is an important factor in the species composition of a secondary forest. The early pioneering species have special competitive and reproductive abilities. Their capacity to establish themselves in harsh conditions is remarkable. This was evidenced in the site where the Cali Botanical Garden is located today. In addition to being good dispersers and colonizers, they are tolerant to difficult climatic and edaphic conditions like solar exposure, scarcity of nutrients, compacted soils. Many species are also tolerant of forest fires or they are opportunistic to take advantage of the bursts of nutrients following the fire events. Additionally, it is the experience of the authors that these species recuperate rapidly after the foraging voracity of Harvester Ants (*Atta cephalotes*). This relative tolerance or resistance confers them short and medium term advantages over competing plant species. When the species of plants establish themselves in the plot, they benefit directly from the soil improvement the ants bring to the sites. It is noteworthy that the six dominant species in the Garden are also among the species most readily consumed by the ants!

Conclusions

To use the identified pioneer species of the tropical dry forest as ideal germplasm of native species to promote vegetation enrichment and restorative processes in degraded interandean valley floors and hillsides. Only in the Cauca River valley these areas cover in excess of 200,000 hectares. To enrich the forest of the Cali Botanical garden with species found in nearby relicts of mature tropical dry forest. These enrichments would in a sense mimic advanced stages of secondary regeneration. Nursery trials with these species would be of paramount importance.

To promote the conservation of regenerated forests in all altitudinal levels in the interandean river valleys, particularly where the vegetation cover has been most severely affected by human activities, like in the coffee belt region (1,300-1,700m) and in the sugar cane zone (1,000m). The connexion of these two areas through biological corridors would generate great environmental and socio-economic benefits.

Acknowledgements

The authors wish to thank the following people: Beatriz Bustamante, Silvia Rodríguez, Margarita González and Flor Ortega, all students of the Environmental Administration program of the Universidad Autónoma de Occidente for their assistance with the plant inventory at the Botanical garden. The financial resources were supplied through a research grant from the Universidad Autónoma de Occidente and through the Fondo para la Acción Ambiental and Regional Corporation of Cauca Valley-CVC.

References

- CVC. (1994). *Comparación de la cobertura de bosques y Humedales entre 1957 y 1986 con delimitación de las comunidades naturales críticas del valle geográfico del Río Cauca*. Cali, Informe 90-7. Documento interno. CVC.
- CVC, (1999). *Informe sobre la vegetación de Parque Miravalle, Jamundí, Valle del Cauca*. Regional Development Corporation of Cauca Valley. Unpublished document.
- Echeverri, A.M. (2003). *El bosque seco tropical*, *Boletín Semillas* 2 y 3. Jardín Botánico de Cali.
- Echeverri, A.M., Soto, I.C. & J.E. Orejuela. (2004). *Manual de Recursos Interpretativos del Jardín Botánico de Cali*. Fundación Jardín Botánico de Cali, Informe al DAGMA
- Espinal, L.S. (1985). Geografía ecológica del departamento de Antioquia. *Revista de la Facultad Nacional de Agronomía* 38 (1): 24-39.
- Espinal, L.S. & E. Montenegro. (1977). *Formaciones vegetales de Colombia*. Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá, pp 201 .
- Etter, A. (1993). Diversidad ecosistémica en Colombia hoy. in: *Nuestra diversidad biótica* Pp 43-61. CEREC & Fundación Alejandro Angel Escobar.
- Gentry, A.H. (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15: 17-18.
- Gentry, A.H. (1995). Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. in: Bullock, S., Medina, E. & H.A. Mooney (eds). *Tropical deciduous Forest Ecosystems*. Pp. 116-194. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- González, S. & W. Devia. (1995). Caracterización fisionómica de la flora de un bosque seco secundario en el corregimiento de Mateguadua, Tuluá, Valle. *Cespedesía* 20(66): 35-63.
- Hernández, C., Walschburger, T., Ortiz, R. & A. Hurtado. (1992). Sobre origen y distribución de la biota suramericana y colombiana. in: Halffter, G. (Ed.). *Diversidad biológica en Iberoamerica* Pp. 55-104. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Instituto de Ecología, Secretaría de Desarrollo, Mexico, D.F., Mexico.
- Instituto Alexander von Humboldt, Programa de Inventario de la Biodiversidad, Grupo de Exploraciones y Monitoreo Ambiental GEMA. (1998). *El Bosque seco Tropical (Bs-T) en Colombia*.
- Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. (1998). *Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad en Colombia*. Tres tomos. Instituto von Humboldt, Ministerio del Medio Ambiente, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA. Santafé de Bogotá.
- Janzen, D.H. (1987). Insect diversity of a Costa Rican dry forest: Why keep it. *Biol. Journal of the Linn. Soc.* 30: 343-356.
- Mahecha, G. & R. Echeverri. (1983). *Arboles del Valle del Cauca*. Litografía Arco, Bogotá, 208 Pp
- Murphy, P.G. & A.E. Lugo (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 67-68 .
- Orejuela J.E. (2004). *Restauración y aumento de la cobertura vegetal nativa en la cuenca del Río Cali*. Convenio Interinstitucional Fondo para la Acción Ambiental-Corporación Autónoma Regional del valle del Cauca y Fundación Jardín Botánico de Cali. Cali, Colombia. Proyecto en curso.

The Cali Botanical Garden and the Conservation of Ecosystems in the Cali River basin, Cali, Colombia.

El Jardín Botánico de Cali y la Conservación de Ecosistemas en la cuenca del Río Cali.

Jorge E. Orejuela

Universidad Autónoma de Occidente
Environmental Sciences Department
Environmental Studies for Sustainable Development Group
email: jeorejuela@uao.edu.co
Cali Botanical Garden
jardinbocali@hotmail.com

February 2006

Download at: <http://www.lyonia.org/downloadPDF.php?pdfID=158.472.1>

The Cali Botanical Garden and the Conservation of Ecosystems in the Cali River basin, Cali, Colombia.

Abstract

The Cali Botanical Garden, situated in the middle sector of the Cali river in the Municipality of Cali, Valle del Cauca, Colombia, is a private conservation effort which promotes the integration of nature conservation and development of human communities in its influence zone. The strategy recommended in this document is the conservation of ecosystems which is based on a philosophy of regional development, where the conservation of biological resources and the satisfaction of human community needs are inseparable. Since the beginning of operations two years ago, the Garden has been operating a conservation education program with adequate infrastructure which provides education and recreation opportunities for the school children of the city. Through a subsidized Green Pass the Garden provides students of low income sectors an enriched learning experience. An ecological restoration process is being advanced to increase the native vegetation cover in the degraded hillsides near Cali. As part of this project local community members are trained in the tree nursery of the Garden and their participation is basic in the tree planting and protection of forest resources in the watershed. An ecological park along the Cali river is being promoted with participation of the environmental committee of the Commune One and the botanical garden. Key words: restoration, community development, education, botanical gardens

Conceptual Framework

The Ecosystem vision as basis for territorial environmental ordination.

The conservation of ecosystem programs is a pragmatic approximation to the regional development theme as it integrates three aspects of diversity:

The species level; the level of ecological communities and ecological processes, and, the level of human uses of the biological systems.

The protection of the animal and plant species of a region is one of the central goals of the ecosystem conservation programs. The complexity of interactions among tropical species is generally accepted. Each community poses a distinctive character which is larger than the sum of its component parts. The conservation of ecosystems considers the richness of species in a community as well as the peculiarities and singularities of the species found and the interactions among them which make up a wet tropical forest, a mangrove, a dry forest or a paramo.

These two levels sustain a third one, which is the level of the use of species and ecosystems by people. Neither the local communities nor the distant ones in urban centers can remove themselves of the ecosystem dynamics. The regional economies depend on the sound environmental management achieved and their quality and development options rely, ultimately, on the ways they administer their environment (Hamilton 2003). What unifies this ample spectrum of concern is the sensibility with which we may adapt to the changes which occurs in natural communities and in our commitment to manage and to anticipate change, without destroying the ecological integrity of the region.

At the regional level the challenges we have to FACE to advance in an appropriate way to conserve strategic ecosystems are great. On one side we must gather appropriate knowledge, which requires to augment the knowledge base at a biogeographical scale to create a sound base for planning purposes. At the same time, it is crucial to strengthen the local capacity of people (and decision makers) to manage the environment (Blanchflower 2003). But this is not possible unless the mechanisms of participation are improved, to generate an audience for consultation, dialogue and decision making. Likewise, it is required to mobilise the human, technical, political and financial resources to manage adequately the ecosystems identified and selected for action

The Conservation of Ecosystems: A Unifying concept

The conservation of ecosystems is a philosophy of regional development. Its success can not be measured only by the protection of individual species in parks and reserves, or by the sustainable management of species and ecological processes harvested in oceans and over lands, but by the successful integration of elements in an interactive system in which the biological diversity and the ecological processes are maintained, the legitimate aspirations of the people are met and the knowledge of the interdependence of human and natural processes is advanced (Hedlund

1989).

The conservation of ecosystems unifies place and processes. Its first concern are the discrete natural ecosystems and the human communities, and the role they play in broader patterns which unite each region to the adjacent ones and to distant ecosystems and the national and global economies. But its special concerns are the processes through which the links are expressed: the flow of water in the watersheds of a region, the cycles of nutrients which help sustain the productive capacity of soils, the climatic patterns which maintain the reproductive, the regenerative and the dispersion processes which characterize ecological communities.

The level of decision taking at the local level

The local capacity to resolve problems and to manage the development process must frequently be improved. Since the people of a region is affected directly by change, they are natural agents for dialogue and consultation. The true development rarely begins with the assignment of new institutions or new authorities; instead, the local institutions must be recognized and strengthened and their leaders must be supported to become more effective. The conservation of ecosystems is oriented to assist processes based directly on the local cultures and traditional economies.

To build successfully on the basis of local traditions requires two steps: Firstly, to involve local traditions like cooperatives, local conservation groups, the traditional and the municipal authorities-and to empower them with information, financial and technical resources, and assistance and above all with the power of external encouragement. Secondly, to identify and to animate local leadership for conservation. This requires to support the roles of local leaders of local institutions and to provide access to education or professional contacts which may increase their efficiency on a local, regional or national level.

The ecosystem conservation assumes that the local needs-for income, food, materials and pure water-can to a great extent be satisfied with local systems and resources, once such -necessities" and -resources" are recognized as part of an interdependent system whose destinies are intertwined (Hamilton 2003). There exists a great variety of innovative methods which can help meet basic human needs. Described as regenerative or sustainable methodologies, these practices seek to apply lessons learned of the experiences in natural communities to design agricultural, animal husbandry and forestry practices. The traditional cultures of resource management and the scientific and technical knowledge may contribute in equal ways to generate uses of the land (and water) that may be profitable, competitive and sustainable.

The character of Ecosystem Programs

The Cali Botanical garden is advancing the following regional initiatives for the conservation of nature and the development of human communities in the framework of the ecosystem strategy:

In Education

-The Cali Botanical Garden: A place for education and conservation": This project develops an education infrastructure which allows it to receive its guests with the following features:

A nature trail and visitor center which incorporates forested areas, stream and open zones, all arranged for public use and enjoyment. Ten education stations located along the path, which highlight the importance of the tropical dry forests and the contributions of plants to the wellbeing of people. In each education station the visitor finds interpretive elements and cultivated plants which signal the ways plants provide material goods like construction materials, food, medicines, beauty treatments, and art and cultural elements (Echeverri 2004a, Orejuela 2003) (Figure 1.)

Figure 1. Topographic map of the Cali Botanical Garden with the placement of the nature trail and education stations



Figure 1

-A Green Pass to the Garden". Through special visits to the Garden, the students from schools of depressed and limited development sectors of the city, participate of the comfortable and rich environment of the Garden, where they broaden their daily experience with learning, recreational and ludic activities. At the garden they find a dynamic and practical complement to their classes at the time that they promote significant encounters with a rich natural environment.

In Conservation

-Establishment of an ecological and recreation park in the middle sector of the Cali river". This project which was submitted to the Cali municipality as part of the integrated ordination plan of the Cali river, will help to advance and protect a beautiful region of the city in the vicinity of the Botanical Garden as a public linear park. A work consortium of private, public and community organizations is being assembled to promote the social and environmental development in the Cali river basin. One of the main activities of the ecopark is the design and construction of passive recreation and education infrastructure like public baths, recycling and rubbish collection programs, camping sites, nature and health trails and decks for the observation of wildlife and scenery.

(Figure 2).

Figure 2. Area proposed for environmental and cultural improvement in the Cali river basin.



1

Figure 2

-Recuperation and increase of native vegetation cover in the middle portion of the Cali River basin". This project promotes the preservation of 75 hectares of tropical dry forest and ecological restoration and natural regeneration of 150 hectares. The project was initiated with the training of local neighbours in themes like propagation of native species in nurseries, soil preparation and tree planting, management of ecological successions, prevention and attention of forest fires (Orejuela 2004). This project is permitting the CBG to acquire experience in restoration which will be applied to other situation in the Cali municipality and other places in the State like the Andean hillsides of interandean river valleys (Figure 3).

Figure 3. Cali river in front of the Cali Botanical garden and Cali river Ecopark.



Figure 3

In Research

With the participation of the Universidad Autónoma de Occidente several research projects are being advanced to know the elements of biodiversity of river and forest of the area and the socio-economic processes which affect the development of the region. Some of the projects advanced in the last two years are (Echeverri 2005):

- Ecological succession in plots affected by forest fires in the middle sector of the Cali river".
- Description of the vegetation of the Cali Botanical Garden, a vigorous regeneration of tropical dry forest"
- Foraging habits of the Harvester Ant *Atta cephalotes* in the tropical dry forest of the Cali Botanical Garden".
- Community ecology of the birds of the Cali Botanical Garden and neighbouring region".
- Inventory of the fishes of the Cali river basin with ecological notes".
- Characterization and repopulation of the native orchid species in the middle sector of the Cali river basin".
- Soil macroinvertebrates of the tropical dry forest of the Cali Botanical garden".
- Hydrological resources of the Cali river in the middle sector of the basin"
- Foraging behaviour and habitat use of two populations of Night Monkey *Aotus lemurinus* in the Cali Botanical garden, Comuna One of the Municipality of Cali".

Considerations about the role of the Botanical gardens working with difficult audiences

Botanical gardens are generally regarded as friendly, secure places, with adequate infrastructure for peaceful gatherings of communities. They are visited by many people who find in them recreational and educational opportunities. For these reasons among others, the Botanical Gardens become ideal places for the advancement of environmental culture and values associated with life in the cities. In the Gardens it is possible to promote through various methodologies and to different audiences the results of research and positive actions that people are doing that contributes to the improvement of city life

Perhaps the most remarkable aspect of the botanical garden community is its ability to adapt to local conditions. With a wide vision of opportunities and a diversified educational offer of actions and services, the Gardens can program themselves to work simultaneously as ecoparks, nature reserves, biological research stations, interactive educational centers, living museums and zoological parks, conservation of biodiversity theme parks, didactic units and environmental educational units.

In Colombia there exists an active and organized network of 25 gardens (Echeverri 2004b). The opportunities to establish strategic alliances are ample. A working example brings together several botanical gardens, universities and regional development corporations (environmental authorities) of the southwest with the purpose of providing technical support for the establishment and management of nature conservation and ecological restoration of the tropical dry ecosystem, one of the most severely diminished ecosystems of the country, and one of few protected areas. The consortium is advancing conservation in: Cali river basin: Jardn Botnico de Cali, Universidad Autnoma and CVC; El Ocaso forest: Botanical Garden of the Universidad del Quindo, CRQ; Bosque of Alejandra: Botanical Garden of the Universidad Tecnolgica de Pereira, CARDER; Bosque de Yotoco: Universidad Nacional de Colombia-sede Palmira/Bosque de Yotoco, Corporacin Autnoma Regional del Valle del Cauca-CVC; Bosque El Medio: Universidad del Valle; Bosques Pata River basin: Jardn Botnico Universidad del Cauca-Popayn, CRC;

Botanical Gardens can play a role as important as the national and provincial parks. Their ability to bring together private, public and community organizations make them ideal to lead conservation, education, recreation and cultural programs

References

- Blanchflower, P. (2003). *Restoring the tropical evergreen forest through community participation*. In: II World Botanic Gardens Congress, Barcelona
- Echeverri, A.M. (2004a.) *Las plantas del bosque seco tropical*. Jardn Botnico de Cali.
- Echeverri, A.M. (2004b). *Red Nacional de jardnes Botnicos de Colombia*. Jardn Botnico de Cali.
- Echeverri, A.M. (2005). *Semillero de investigaciones*. Jardn Botnico de Cali.
- Hamilton, A. (2003). *How can botanic gardens implement the ecosystem approach ?*. In: II World Botanic Gardens Congress, Barcelona.
- Orejuela, J.E. (2003). *Looking beyond the gardens borders: The environmental and socioeconomic concerns of a garden in a developing nation*. In: II World Botanic Gardens Congress, Barcelona.
- Orejuela, J.E. (2004). *El Jardn Botnico de Cali: Un dinamizador del manejo ambiental y el desarrollo social en la ciudad*. *El Hombre y*