

Bosques del Mundo

cambio climático y amazonía



Hernando Bernal Zamudio
Carlos H. Sierra
Miren Onaindia Olalde
Tirso A- González Vega



ISBN: 978-84-615-6723-2

BOSQUES DEL MUNDO, CAMBIO CLIMÁTICO & AMAZONÍA

Hernando Bernal Zamudio, Carlos Hugo Sierra, Miren Onaindia Olalde
& Tirso A. Gonzales Vega (Editores)

© Hernando Bernal *et alii*, 2011

Los editores desean dirigir un agradecimiento especial a la Cátedra Unesco-EHU de Desarrollo Sostenible y Educación Ambiental y a la Keele University (Research Institute for Life Course Studies).

Esta obra ha sido financiada en su completitud por el Excelentísimo Ayuntamiento de Basauri, institución a la que agradecemos nuevamente su decidida implicación en materia de sensibilización medioambiental.

Fotografía de portada: “Parque Natural del Gorbea”

Autor: Asier Larrazabal & Igone Palacios

Fotografías de contraportada:

“Udazkena” (Alrededores de Arantzazu), Toni Grimalt

“Bosque Amazónico”, Walter Apolo Berru

“Bosque de Palmeras en Oasis” (Valle del río Ziz - Oasis de Tafilalet), Pedro J. Escriche

“Paisaje Cafetero. Región Andina Colombiana”, Hernando Valdés

“Bosque de Frailejones-Páramo Andino”, René López

“Bosque amazónico (Várzea)”, Francisco Maldonado (INPE, Brasil)

“Páramo de La Esperanza. Carchi, Ecuador”, Carlos Boada (EcoCiencia)

“Bosques contruidos, Agroecosistema chagra”, Hernando Bernal

CÁTEDRA UNESCO / UNESCO KATEDRA

Todos los derechos reservados. Esta publicación no puede ser reproducida, ni en todo ni en parte, ni registrada en, o transmitida por, un sistema de recuperación de información, en ninguna forma ni por ningún medio, sea mecánico, fotoquímico, electrónico, magnético, electroóptico, por fotocopia, o cualquier otro, sin el permiso previo por escrito de los editores. Las opiniones vertidas en esta publicación son responsabilidad exclusiva de los autores participantes en la misma y no se corresponden necesariamente con las de los editores e instituciones colaboradoras.

BIOARTE AMAZÓNICO



Januari. Acrílico sobre tela (145 x 200 cm), 2010



Muratuba. Acrílico sobre tela (145 x 200 cm), 2010

JANDR REIS (Óbidos/PA 1968) radicado em Manaus no ano 1980. É formado em Comunicação Digital Design e Multimídia na Universidade Paulista/UNIP, e Pós-graduado em Museologia na Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Procurou aprimorar-se cada vez mais nas pinturas (objetos/instalações), utilizando modelo vivo, cinema e mídias contemporâneas, através de cursos realizados no Rio de Janeiro, como no MAM, Escola de Artes Visuais – Parque

Lage, FUNARTE e Atualização em Introdução à Museologia e Museografia, concepção, montagem e ação educativa em exposições. Atualmente é um dos responsáveis pelas curadorias e exposições de Galeria e Centros Culturais, Órgãos da Secretaria de Estado de Cultura do Amazonas. Participou de exposições coletivas nacionais e internacionais, e várias individuais. Artista mapeado Região Norte 99/2000 e 2001/2002, do Projeto Rumos Visuais Itaú Cultural. (jandrreis@hotmail.com)



Samauma. Acrílico sobre tela (123 x 153 cm), 2009



Xapuri. Acrílico sobre tela (145 x 200 cm), 2010

JANDR REIS (Óbidos / CP 1968), radicado en Manaus en 1980. Se formó en Diseño Multimedia y Comunicación Digital en la Universidad Paulista / UNIP, y obtuvo el posgrado en Museología de la Universidad Federal de Amazonas (UFAM). Su objetivo es mejorar cada vez más en las pinturas (objetos e instalaciones), utilizando modelos vivos, cine y medios de comunicación contemporáneos, a través de cursos celebrados en Río de Janeiro, como en el MAM, la Escuela de Artes Visuales - Parque

Lage, FUNARTE y la investigación en el campo de la Museología y Museografía, diseño, montaje y actividades educativas en las exposiciones. En la actualidad es responsable de las exposiciones en galerías y centros culturales de la Secretaría de Estado de Cultura de la Amazonía. Ha participado en exposiciones colectivas e individuales a nivel nacional e internacional. Artista asignado Región Norte 99/2000 y 2001/2002, del proyecto Rumbos Visuales Itaú Cultural. (jandrreis@hotmail.com)



Vernissage na floresta1



Vernissage na floresta2

JANDRREIS (Óbidos / PA 1968) lives in Manaus from 1980. He graduated in Multimedia Design and Digital Communication at the University Paulista / UNIP, and obtained the Post-graduate degree in Museology at the Federal University of Amazonas (UFAM). His purpose is to improve increasingly in the paintings (objects / installations), using live models, films and contemporary media, through courses held in Rio de Janeiro, as, for example, MAM, School of Visual Arts - Parque Lage, FUNARTE and the Update

and Introduction on to Museology and Museography, design, development and educational activities in exhibitions. He is currently responsible for one of the curators and gallery exhibitions and cultural centers of the Secretariat of Culture of the Amazon State. He has participated in group exhibitions nationally and internationally, and has organized several individual exhibitions. He was Assigned Artist Northern Region 99/2000 and 2001/2002, of Itaú Cultural Visual Directions Project. (jandrreis@hotmail.com)

Índice

Bosques del Mundo

<i>Igone Palacios</i> Los Bosques del País Vasco y Cambio Climático	23
<i>Marc Parren</i> Threats and Challenges to the Congo Basin: the case of Cameroon	35
<i>Iván Lira, Carlos Galindo & Miguel Briones</i> ‘La Selva Zoqué’. La gran selva ingnorada de México y su importancia en la conservación de los mamíferos	47
<i>Lado Kutnar & Andrej Kobler</i> What Might be the Effects of Climate Change on the Forest Vegetation Pattern in Slovenia?	71
<i>Luciana Spinelli & João Roberto dos Santos</i> A Paisagem com Bambus na Floresta Atlântica Brasileira: caracterização e mapeamento com imagens de alta-resolução	87
<i>René Montalba, Leonardo Vera & Lorena Vieli</i> Historia Ecológica de la Degradación de los Bosques y Recursos Naturales en la Araucaria Chilena	97
<i>Tello Espinoza</i> Especies Forestales Amazónicas promisorias para la captura de CO ₂ Atmosférico como un nuevo marco para el desarrollo sostenible en Iquitos-Perú	119
<i>Jiří Kolbek & Ivan Jarolímek</i> Forests of the Northern Korean Peninsula	125
<i>Luis Eduardo Acosta</i> Bosques Amazónicas y la Sostenibilidad de la ‘Abundancia’, de los hijos del Tabaco, la Coca y la Yuca dulce. La Chorrera, Amazonas	141
<i>René López Camacho & Nelly Rodríguez Eraso</i> Bosques Inundables de la Amazonía: Ambientes Acuáticos Estratégicos	147

<i>Armando Contreras</i> El Bosque Mediterráneo y la Dehesa Española	159
<i>Antón Borja & Urtzi Mendizabal</i> El Bosque como Ecosistema Forestal y su Aprovechamiento sostenible: el Papel de las Plataformas tecnológicas	171
<i>M. Luis Ruffino, M. C. Silva-Forsberg, M. Derzi, M. Bassols, A. Santos & R. Queiroz</i> O Provárzea e o seu Impacto no Desenvolvimento Regional	181
<i>N. H. Ravindranath, R. Kumar Chaturvedi & Indu K. Murti</i> Forest Conservation, Afforestation and Reforestation in India: Implications for Forest Carbon Stocks	189
<i>Phillip da Silva</i> Mangroves in Guyana: Status, Management and Role in Coastal Protection in a Changing Climate	201
<i>Tran Huu Nghi</i> Forest in Viet Nam	213

Cambio Climático & Amazonía

<i>Juan Antonio Nieto Escalante</i> Humedales y Cambio Climático	223
<i>Philip M. Fearnside</i> Cambio Climático y el Bosque Amazónico	227
<i>Toni Jiménez Luque</i> Sociedades Tradicionales en América Latina: Soluciones a la Lucha contra el Cambio Climático, la degradación Ambiental y la Pérdida de Biodiversidad desde la interculturalidad	235
<i>Tirso Gonzales</i> Peruvian Andean-Amazonian Indigenous Peoples and the Current Climate Change Challenge	243
<i>Joseba I. Arregi</i> Guerreros contra el Cambio Climático: entre la Frustación y la Esperanza	253

<i>Sandra Jaramillo, Verenice Sánchez-Castillo & E. H. Durán-Castillo</i> El Pago por Captura de Carbono: ¿Oportunidades reales o falsas Expectativas para los Productores en la Amazonía?. El caso del Cultivo del Caucho en la Amazonía Colombiana	261
<i>Pedro José Escriche</i> Influencia del Turismo y del Cambio Climático en las Comunidades Oasianas del Sudeste Marroquí: hacia la Adaptación o la Desaparición	269
<i>Cecilia Gelabert, Ariel Zajdband & Hugo Centrángolo</i> Deforestación en Amazonía y Cambio Climático: una aproximación desde la teoría de la Resiliencia	281
<i>Asier Arcos & Ettore Papa</i> Cooperación al Desarrollo y Lucha contra el Cambio Climático: una Estrategia de Buenas Prácticas en la Amazonía Ecuatoriana y en el Sahel Senegalés	287
<i>Martín Mantxo</i> Impactos en la Selva Indonesia de la Producción de Agrocombustibles Vasca	297
<i>Juán Carlos Arias</i> Los Gramalotales: Pasturas Acuáticas de Gran Importancia Ecológica en la Amazonía	309
<i>Denise M. Golden, M. A. (Peggy) Smith & S. J. Colombo</i> Forest Carbon Management and Carbon Trading: A Review of Canadian Forest Options for Climate Change Mitigation	313
Autores	331

EL BOSQUE EN EL MUNDO

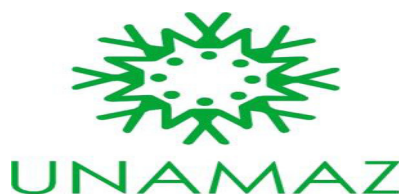
Tradicionalmente, el bosque ha recibido del hombre una consideración ambigua. Siendo una de las más refinadas y complejas manifestaciones del ecosistema natural, queda en nuestro imaginario la idea de ser fuente proveedora primordial de la existencia humana, pero también, no lo olvidemos, la poderosa creencia de que en su densa y sombría espesura se halla esencialmente lo salvaje y lo inhóspito. En ese sentido, el bosque se ha caracterizado a lo largo de la historia bajo el modelo occidental globalizado como un valor anatematizado que dificultaba, cuanto menos, un orden de civilización y progreso. Como consecuencia de este antagonismo ontológico irreconciliable, el bosque se alza como una realidad extraña que debía ser conquistada y dominada, neutralizada y sometida a la triunfante racionalidad del hombre para pasar a instrumentalizarse como un recurso económico útil y provechoso. No hay nada nuevo en ello. Se trata de un hito sociocultural que hunde sus raíces en el tiempo, partiendo de las primeras talas, allá por el Medievo, de los viejos bosques primarios europeos y terminando por las grandes deforestaciones en las regiones templadas provocadas por la empresa colonizadora de ultramar o por la acelerada revolución industrial. Hoy en día la situación se ha agravado en mayor medida ya que, con la expansión de los modos de producción y de los movimientos de capitales a gran escala, las amenazas que se ciernen sobre las masas boscosas adquieren una dimensión planetaria. Si se da un repaso a la situación actual, se constata que el área total de bosques en el mundo comprende aproximadamente 4.000 millones de hectáreas, lo que corresponde al 31% del área total de la tierra. Pues bien, gran parte de esta masa forestal se encuentra concentrada en los territorios de cinco estados nacionales de extraordinario dinamismo económico: la Federación de Rusia, la República Federal de Brasil, Canadá, la República popular de China y los Estados Unidos de América. Desde este punto de vista, no parece un ejercicio de prospectiva extemporánea anticipar una creciente presión antropogénica sobre estas áreas boscosas, además del impacto directo que el intercambio comercial globalizado está ya ejerciendo sobre bosques tropicales y subtropicales de Asia, África Ecuatorial y, en menor medida, de Suramérica. Ahora bien, este escenario se torna realmente sombrío si atendemos a las previsiones de espacios agrícolas adicionales, en detrimento de los bosques, que van a ser necesarios en los próximos cuarenta años para responder a las demandas de materias primas y de alimentos en los mercados mundiales (y que equivale a 109 millones de hectáreas de espacios naturales boscosos). Al mismo tiempo, todo parece indicar que las masas arbóreas se hallan desprotegidas ante las externalidades negativas del sistema productivo imperante, cuyo modelo energético, altamente contaminante, está incidiendo de modo substancial en una alteración térmica planetaria y en la progresiva conversión de los bosques en sabanas y praderas. La implicación de todo ello en la red co-dependiente de procesos de auto-regulación naturales es realmente extraordinaria, en la medida en que la desaparición de los bosques contribuye a la conmoción drástica del ciclo hidrológico a nivel mundial, al desequilibrio del balance energético y a la intensificación del efecto invernadero en la atmósfera terrestre (los bosques albergan aprox. 289 Giga toneladas (Gt.) de carbono, más que la atmósfera en su conjunto), a la pérdida ininterrumpida de la biodiversidad existente (cerca de un 60% para el 2050) o a la alteración de los ciclos biogeoquímicos.

Todas estas circunstancias, análisis y previsiones, apenas mencionadas en este escueto

introito, se encuentran profusamente tratadas, ya sea de un modo específico o haciendo uso de un enfoque más panorámico, en el libro que se presenta aquí, Bosques del Mundo, Cambio Climático y Amazonía. Coincidiendo con la declaración de la ONU del 2011 como Año Internacional de los Bosques que se celebra en 2011, el lector tiene la oportunidad de conocer de mano de prestigiosos expertos a nivel internacional reunidos en esta obra colectiva cuál es la situación presente de la práctica totalidad de los ecosistemas boscosos del planeta. Guiados por una pretensión generalista, los editores han perseguido intencionalmente que en las páginas que siguen se halle contenido un amplio espectro de ecosistemas boscosos terrestres. De esta forma, quien se adentre en este enjundioso texto encontrará trabajos acerca de los bosques templados radicados en el País Vasco, en los Cárpatos, Chile o Canadá, pero también sobre bosques subtropicales y tropicales localizados en territorios tan dispares como la cuenca del Congo, Vietnam, Indonesia, India, Corea del Norte, Colombia, Perú o Brasil, sin dejar de prestar atención a otros ecosistemas más particulares como, por ejemplo, las várceas amazónicas o los palmerales africanos. Lejos de constituir exclusivamente una densa e interesante aproximación a los bosques del mundo, la obra acoge también una segunda sección dedicada a analizar en profundidad los efectos del cambio climático sobre el fértil y diverso ecosistema amazónico, tomado como ejemplo prototípico de los cambios que están aconteciendo en los demás sistemas boscosos y como bioma estratégico para la conservación de los ciclos naturales y la vida en el planeta.

En definitiva, sirva esta relevante obra que el lector tiene entre manos para mejorar su conocimiento de los entornos naturales que le rodean y, en especial, para contribuir a desechar la primacía exclusiva de presupuestos economicistas y desvelar, como muchas culturas tradicionales tienen presente desde hace milenios, la profunda identificación del bosque con la existencia humana.

Hernando Bernal & Carlos H. Sierra



La participación de la población rural en el análisis del uso de los recursos del bosque se constituye en el punto de partida que mejore las expectativas de mitigar los efectos del cambio climático, entendiendo que esta población en su mayoría desarrolla agricultura de sobrevivencia ampliando sus áreas de cultivo a costa del uso de dichos recursos que cada vez es menos, amenazando su libertad absoluta como persona y que reduce cada vez más sus opciones de desarrollo.

Debemos tomar conciencia de que el cambio climático, definido como la alteración del clima, atribuida directa o indirectamente a la actividad humana, que afecta la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima, provocará peligros crecientes, minando inclusive la resiliencia de muchos ecosistemas.

Experiencias de investigadores en el acompañamiento a comunidades indígenas y originarias en el uso de los recursos del bosque, junto a modelos que permite simular el cambio de la vegetación en relación a las alteraciones, así como su composición, por efecto del impacto del cambio climático, permitieron plantear actuaciones fundamentales en la construcción del paisaje natural y cultural que estarían influenciados por determinantes económicas externas.

Sin embargo debemos valorar lo existente, la Amazonía, el ecosistema boscoso y su rol relevante en la regulación del clima, juega un doble papel frente al cambio climático, los bosques inundables y las especies vegetales que alberga son vitales para las comunidades amazónicas por lo que su deforestación ha sido motivo de preocupación ya que constituye una de las amenazas principales sobre la diversidad de la cuenca amazónica.

Considerando el “desarrollo sostenible”; (tema de mucha reflexión en la UNAMAZ) debemos propugnar a una “gestión forestal sostenible” en todos los niveles. El Pago por Servicios Ambientales; así como, programas de conservación y regeneración forestal relacionados con el stock de carbón en los bosques, la extracción de biomasa, y otros mecanismos, deben constituirse pilares en este enfoque.

El gran reto; la adaptación o la desaparición en sus diversas formas, sean sociales por el turismo, la interculturalidad, entre otros o de infraestructura para la satisfacción de necesidades de agua, energía, comunicación, económicas como explotación de recursos no renovables, etc. deberá tratarse cuidadosamente con políticas estratégicas ambientales, considerando el tipo de sociedad y su cosmovisión. Reflexionemos de verdad en el cambio climático como un desafío distinto, pensemos en quienes vienen, no debemos parar.

Alfredo Quinteros García
Presidente UNAMAZ



Todos los momentos son buenos para hablar de los bosques, pero especialmente en este Año Internacional de los Bosques vamos a intensificar la labor de conocimiento y divulgación de la importancia de estos ecosistemas por su gran valor como un patrimonio de la humanidad y por su contribución al bienestar humano. La diversidad de los bosques y su complejidad es grande, pero hay muchos procesos fundamentales de estos ecosistemas que son comunes en todos los lugares. Uno de estos procesos es el relacionado con el ciclo hidrológico, de hecho la intensa evapotranspiración de la masa vegetal de los árboles hace que se concentren en la atmósfera minúsculas gotitas de agua en forma de nubes, que son transportadas por el viento y al enfriarse producen lluvias, contribuyendo así al ciclo del agua. Si toda esta masa verde no transpirara cambiaría el ritmo y la cantidad de las lluvias, lo que puede suceder por la deforestación y el cambio climático.

En los bosques amazónicos la biomasa lo ocupa todo, no hay hueco sin planta, todos los pisos están ocupados, con tantas especies de árboles, helechos arborescentes, lianas, orquídeas y otras epifitas. Todas estas plantas a su vez mantienen una trama de insectos, tucanes, monos aulladores, etc. También en el suelo la cantidad de organismos es inmensa, los organismos descomponedores hacen su trabajo reciclando para devolver al suelo los restos de hojas y animales muertos mineralizados. La mayor parte del nitrógeno y demás nutrientes que llegan al suelo con la hojarasca y restos de animales vuelve a mineralizarse para ser tomado por las plantas y producir nueva biomasa, de manera que se completa el ciclo de los nutrientes en el ecosistema. Si imitáramos a la naturaleza en estos procesos, algunos problemas de nuestra sociedad podrían ser solucionados.

Otro papel importante que cumplen los bosques es la protección del suelo, como en el caso de los manglares, que asientan fuertemente sus raíces en el fango costero sujetando la costa y protegiéndola frente a los ciclones y fuertes vientos. Igualmente otros tipos de bosque, realizan similares procesos tanto en el reciclado de los nutrientes como en el mantenimiento del suelo y protección frente a la erosión. El paisaje forestal es un escenario de vida, que mantiene la biodiversidad de plantas y animales, y también de la especie humana.

Con este libro BOSQUES DEL MUNDO, CAMBIO CLIMÁTICO Y AMAZONIA se contribuye al conocimiento y valoración de los ecosistemas forestales, fundamentales y necesarios para la vida.

Dra Miren Onaindia
Catedrática de Ecología
Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea

CAMBIO CLIMÁTICO Y RESPONSABILIDAD COMPARTIDA

JUAN ANTONIO NIETO ESCALANTE

Secretario Distrital de Ambiente, Bogotá, Colombia.

Como introducción a esta excelente compilación de documentos sobre “Bosques del mundo, cambio climático & Amazonía”, creo conveniente plantear, desde una ciudad del tercer mundo, la responsabilidad que le cabe a los países del primer mundo en el enorme desafío que se plantea de cara a los problemas de adaptación, más que de mitigación, para afrontar el cambio climático.

Se trata de tareas que implican un enorme esfuerzo técnico y de recursos, muy por encima de la obligación que debería surgir de la participación de Bogotá y de Colombia en la emisión de gases de efecto invernadero. Como bien se sabe, Colombia apenas contribuye con el 0.37 % de las emisiones anuales en el mundo y, en el caso específico del Distrito Capital, contribuye con menos de 3 centésimas.

El problema más grave que afrontaremos en el futuro y del cual se empezaron a dar las primeras muestras en el reciente desastre por la ola invernal, son los catastróficos efectos que el cambio climático podrá traer a nuestra región y, en especial, al Distrito, si no se realizan las acciones de adaptación necesarias, que requerirán inversiones multimillonarias. Frente a este hecho real es imperativo recordar a los grandes países desarrollados que son, a su vez, los grandes emisores de los gases de efecto invernadero, su responsabilidad moral de apoyar los esfuerzos de los países en vía de desarrollo para adaptarse a las condiciones climáticas que no han propiciado. Esta es una clara expresión del principio de responsabilidades compartidas pero diferenciadas.

En síntesis, si se suman las exigencias de inversión relacionadas con la protección de las fuentes de agua - situadas en los ecosistemas de páramos, la protección de suelos, humedales, entre otros - se requerirán no menos de US\$ 2.210 millones en los próximos 20 años en un programa básico de adaptación.

La financiación de esta inversión no sólo supera la capacidad del Distrito Capital, ya comprometido ampliamente en las labores de mitigación, sino que debe ser responsabilidad, como atrás dijimos, de los grandes emisores mundiales de gases de efecto invernadero.

Constituir líneas de crédito y fondos no reembolsables para la realización de estas tareas es la única manera efectiva de que los países desarrollados demuestren su sentido de solidaridad y responsabilidad internacional. Otra manera de actuar es simple retórica.

LA FAO Y SU VISIÓN DE LOS BOSQUES EN EL MUNDO

KAREN ANDRADE MENDOZA
FAO Ecuador

Los millones de personas dependen de los bosques y desempeñan un papel vital en su gestión, conservación y desarrollo sostenible en todo el mundo, pero se subestima su derecho a usar los recursos forestales locales y a obtener beneficio de ellos, según el informe de la FAO “Situación de los bosques del mundo” (2011). La necesidad de enfatizar la conexión entre la gente y los bosques, y los beneficio que pueden devengarse cuando los bosques son gestionados por la población local en formas sostenibles e innovadoras, debe ser puesto en relevancia en todo el mundo. Los bosques, por lo general, son una óptima cubierta vegetal para las cuencas de captación que suministran agua potable, protección costera y del suelo. Los bosques y los árboles contribuyen a reducir los riesgos asociados al agua, como los deslaves, las inundaciones locales y la sequía, y ayudan a prevenir la desertificación y la salinización.

La buena gobernanza en el sector forestal es cada vez más importante en los países que desean participar en los nuevos planes de mitigación del cambio climático. Para esto es relevante la revisión y fortalecimiento de los marcos normativos, legales, institucionales y políticos, los procesos de planificación y toma de decisiones, su implementación, aplicación y cumplimiento. En este ámbito debe incorporarse criterios de responsabilidad, eficacia, eficiencia, equidad, participación y transparencia. En el 2011, La FAO y el Banco Mundial, desde su programa de Bosques, buscan ofrecer propuestas para evaluar la gestión sostenible de los bosques a través de un enfoque participativo que identifique las acciones necesarias para el seguimiento de los flujos financieros en el sector y el reparto equitativo de beneficios.

La continua demanda de tierra por parte de una población mundial creciente, con relación al aumento de la frontera agrícola, actividades extractivas y explosión urbana, entre otras, se suma a los graves problemas que implican los desafíos globales como el cambio climático, reduciendo la extensión de bosques prístinos, primarios, y pone en riesgo la biodiversidad en ellos existentes. La conservación de los bosques es importante para la subsistencia de las poblaciones cercanas a ellos, ya que el bosque permite obtener productos forestales maderables y no maderables.

En los últimos años, la FAO ha realizado de forma extensiva evaluaciones sobre la tenencia forestal en África, el Sudeste Asiático, Asia Central y Latinoamérica y su impacto sobre la gestión sostenible de los bosques y la mitigación de la pobreza, ofreciendo orientaciones prácticas para los responsables de las políticas gubernamentales y la sociedad en general. Según la FAO, cerca del 80 por ciento de los bosques de mundo son de titularidad pública, pero la propiedad y gestión de los bosques por parte de las comunidades, individuos y empresas privadas está aumentando en algunos países más que otros.

Los bosques pueden ser cruciales para las estrategias de supervivencia de las mujeres campesinas, pues los productos de bosque les permiten obtener ingresos que sostienen su economía familiar y seguridad alimentaria. Al mismo tiempo, el sector encierra un gran potencial para la retención de carbono y reducción de las emisiones de gases de efecto

invernadero. La deforestación y degradación de los bosques supone casi el 20 por ciento de las emisiones globales de gases de efecto invernadero y la mayoría de estas emisiones tiene lugar en los países en desarrollo, el ritmo de deforestación anual se sitúa en los 5,2 millones de hectáreas, de un total de 4.000 millones en todo el mundo.

El convenio marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático aborda este problema mediante una iniciativa que se conoce como “Reducción de emisiones por deforestación y degradación de los bosques”, o REDD+. La idea básica es ofrecer incentivos para reducir las emisiones de la deforestación e incrementar la retención de carbono a través de la plantación de nuevos bosques, su conservación, la gestión sostenible y la mejora de las existencias forestales de carbono. La FAO participa activamente en esta iniciativa, en compañía con otras agencias de Naciones Unidas.

Más esta es una de las múltiples acciones en las que FAO participa, así por ejemplo en Ecuador, esta agencia es parte del Programa para la Conservación y Manejo de Sostenible del Patrimonio Natural y Cultural de la Reserva de Biosfera del Yasuní, y trabaja en brindar alternativas de producción económica ligadas a la seguridad alimentaria, al aprovechamiento de los recursos forestales no maderables y a la conservación del bosque a través del apoyo al control forestal que realiza el Estado Ecuatoriano. Este es uno de los muchos ejemplos de conservación de los bosques que son ícono de la preservación de la naturaleza y que reciben apoyo desde la opinión pública en el mundo.

BOSQUES DEL MUNDO
WORLD'S FORESTS
AS FLORESTAS DO MUNDO

LOS BOSQUES DEL PAÍS VASCO Y EL CAMBIO CLIMÁTICO

IGONE PALACIOS

Resumen

Los socio-ecosistemas forestales vascos tienen un elevado potencial para garantizar el mantenimiento de las funciones y servicios de sus ecosistemas, y por lo tanto, para ayudar en la mitigación del cambio climático y global. Estos ecosistemas forestales ocupan más de la mitad del territorio, con dominio de las plantaciones de coníferas, si bien es cierto que en los últimos diez años se observa una tendencia de aumento tanto de los bosques naturales, como de las plantaciones de eucalipto. A fin de orientar las decisiones presentes que ayuden en la búsqueda conjunta de soluciones positivas de cara al futuro, es importante fomentar procesos de gestión democrática y participativa.

1. Introducción

Una de las mejores formas de afrontar el cambio climático; y en definitiva el cambio global, consiste en dejar de obviar lo obvio y empezar a dar valor (importancia) y significado a los ecosistemas globales y locales, con especial incidencia en los ecosistemas forestales, dado su relevante papel como reservorios de carbono.

En este contexto, es evidente el importante papel que ejerce la amazonía a escala global y por ende, es fundamental preservar estos y otros ecosistemas de alto valor para la población mundial. Sin embargo, en un mundo interconectado como es el mundo actual, es de suma importancia ver la doble vía de interconexiones existente entre lo local y lo global. En el contexto del País Vasco, este asunto es crucial por dos motivos: por un lado, se trata de un territorio con una cobertura forestal elevada (más del 50% del territorio es forestal) que aún conserva bosques naturales de gran interés; por otro lado, la población vasca, en línea con las poblaciones de las mal-llamadas regiones desarrolladas, consume por encima de la capacidad de su territorio, por lo que sus hábitos de producción y consumo repercuten no sólo a escala local, sino que también a escala global.

El presente estudio analiza los socio-ecosistemas¹ forestales vascos, centrándose en el territorio de Bizkaia, que es la provincia más humanizada del País Vasco. Para ello, en primer lugar, se caracteriza el paisaje forestal actual y se estudia su evolución en los últimos diez años a partir de los Inventarios Forestales del Gobierno Vasco de 1996 y de 2005, mediante la aplicación de herramientas de Sistemas de Información Geográfica (GIS). Los resultados obtenidos en este estudio ecológico, se interrelacionan con la información obtenida del análisis socio-económico y cultural del sector. Con todo ello, y mediante la aplicación de metodología participativa que ha permitido recoger el conocimiento de actores clave del territorio, se han estudiado las funciones y los servicios de los ecosistemas forestales y se han analizado las dificultades, amenazas, oportunidades y potencialidades del sector.

En el contexto de cambio global, el objetivo de este trabajo es dar a conocer la situación actual de los socio-ecosistemas forestales vascos y poner en valor la contribución que estos ecosistemas hacen al bienestar de la población mediante el mantenimiento de sus funciones y servicios; y vislumbrar así posibles caminos a seguir de cara a la consecución de un futuro más sostenible.

2. Contexto socio-ecológico del País Vasco, y en concreto en Bizkaia

La comunidad Autónoma del País Vasco (en adelante Euskadi) está situada en el Norte de la península ibérica (42°28'-43°27' N; 1°44'W-3°27'W) y cuenta con una extensión de 7.226 Km² (ver figura 1). Su población es de 2.169.038 habitantes, repartidos de la siguiente manera por los tres Territorios Históricos que la componen: 1.151.704 en Bizkaia, 700.318 en Gipuzkoa y 317.016 en Álava (EUSTAT, 2009a). El 80% de la población vasca se concentra en municipios de más de 10.000 habitantes, mientras que los municipios de menos de 2.000 habitantes, que representan el 59% de los municipios vascos, tan sólo acogen el 5% de la población (EUSTAT 2009a).

En lo que al clima se refiere, en Euskadi se pueden distinguir a grandes rasgos tres zonas: la vertiente atlántica al norte, que presenta un clima templado oceánico o clima atlántico, moderado en cuanto a las temperaturas y muy lluvioso (entre 1.200 y más de 2.000 mm de precipitación media anual); la zona media, que ocupa gran parte de Álava y se presenta como una zona de transición entre el clima oceánico y el clima mediterráneo; y por último, el extremo sur, entrando en la depresión del Ebro y la Rioja Alavesa, donde se pasa ya a un clima mediterráneo con veranos claramente secos y calurosos (se superan los 22°C en las temperaturas medias de algunos meses) e inviernos bastante fríos y de escasas precipitaciones (EUSKALMET 2005). Las diferentes influencias climáticas dan lugar así a un mosaico de microclimas en los que habita una flora especializada (Aizpuru et. al., 1990).

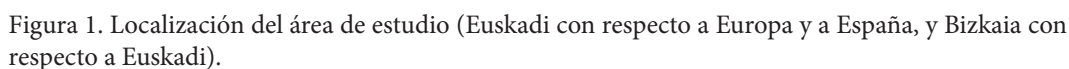
Bizkaia, que tiene una extensión de 2.217 Km² pertenece a la vertiente atlántica y presenta un clima templado oceánico o clima atlántico. Con una densidad poblacional de 519 habitantes por kilómetro cuadrado (EUSTAT, 2009a), muestra en su conjunto un paisaje muy humanizado.

La actividad industrial, los asentamientos urbanos distribuidos por todo el territorio, con las infraestructuras que las comunican y las dotan de otros servicios comunitarios, y los usos productivos intensivos establecidos en el medio rural han transformado intensamente el paisaje original. Así, la vegetación potencial del territorio, dominada por el robledal bosque mixto en la vertiente atlántica (GESPLAN, 2002), ha sido sustituida en gran medida por plantaciones forestales de especies alóctonas, por pastizales y prados de siega e instalaciones auxiliares para la explotación del medio rural y, más recientemente, por espacios para la práctica de actividades de ocio.

A principios del siglo XX, el desarrollo económico de Bizkaia se basaba fundamentalmente en la industria metalúrgica, especialmente centrada en el hierro, la cuál caracterizó el desarrollo socio-económico de Bizkaia hasta la década de los 80. Esta historia reciente de Bizkaia, ha traído consigo una alta densidad poblacional en los estuarios industrializados, con especial incidencia en el área de Bilbao Metropolitano, que cuenta con una densidad poblacional de 2.197 habitantes por kilómetro cuadrado (EUSTAT, 2009).

Esta provincia que ha sido fuertemente industrializada, humanizada y transformada, es muy heterogénea y conserva algunas zonas de gran interés ambiental, como es el caso

Tras la crisis económica de principios de los noventa que sufrió España, el País Vasco y Bizkaia en particular se sumergieron en un profundo proceso de transformación del sector secundario hacia lo conocido como neindustria y una clara apuesta por el sector terciario, y apostando asimismo desde las instituciones vascas por reforzar las medidas ambientales y trabajar por la sostenibilidad. El sector primario por su parte, que históricamente ha sido el principal responsable del sistema de explotación del medio natural, ha ido perdiendo peso específico en la economía de Bizkaia, y en la vasca en su conjunto.



En el contexto socio-ecológico actual se detecta la necesidad de enlazar, conciliar y acercar el mundo rural vasco y el urbano, que posibilite la búsqueda de nuevas soluciones de producción y consumo local que permitan mantener a largo plazo el sector primario, además de implementar sistemas integrales de gestión sostenible que respetando el medio ambiente y los valores socio-culturales, favorezca la conservación del patrimonio natural y cultural.

3. Ecosistemas Forestales del País Vasco

El País Vasco por su historia y sus condiciones climáticas y geográficas ha estado fuertemente ligado a sus bosques, siendo éstos un pilar muy importante de su sociedad, cultura, economía y paisaje. Señal de esto es que el propio euskera (idioma local) guarda en la raíz de muchas palabras significativas la palabra “basoa” o bosque; como por ejemplo, “baserri” que significa caserío o barrio rural, cuya traducción literal vendría a ser “pueblo en el bosque”; “basalore” que significa flor silvestre, o “basajaun” que es un personaje de la mitología vasca. De los bosques, la sociedad vasca además de madera, ha obtenido y obtiene setas, frutos, caza, recreo y otros muchos beneficios (tanto materiales como inmateriales).

Como consecuencia de la fuerte explotación llevada a cabo durante años (para hacer carbón, para la industria naval, para la construcción), a principios del siglo XX apenas quedaban bosques en el territorio vizcaíno. Para hacer frente a esta situación, y como consecuencia de la crisis agraria, se empezaron a hacer repoblaciones forestales con especies alóctonas, es decir, especies traídas de fuera, con especial incidencia en el *Pinus radiata*.

Desde entonces, se ha llevado a cabo una fuerte actividad forestal en el territorio, que ha traído consigo que en la actualidad el 57% de la superficie de Bizkaia esté cubierta por sistemas forestales, de los cuales el 79% se corresponde con plantaciones forestales mayoritariamente dedicadas a la producción de madera, mientras que el 21% son bosques seminaturales. Si bien es cierto que las plantaciones de coníferas alóctonas pueden ayudar en la recuperación de bosque natural (Onaindia – Mitxelena, 2009), cabe señalar que durante estas décadas de gran auge y desarrollo del sector forestal en Bizkaia, se ha primado el criterio de la productividad. En los últimos años, por el contrario, se empieza a reconocer la importancia de tener en cuenta otro tipo de aspectos socio-ambientales.

Los porcentajes de cobertura forestal que presenta Bizkaia son muy inferiores a su porcentaje forestal potencial, que prácticamente supondría la totalidad del territorio (GESPLAN 2002). Sin embargo, este valor es superior al de aquellos descritos para otros paisajes templados tanto de la cornisa cantábrica (García *et al.*, 2005) como de otros lugares del mundo (Pan *et al.*, 2001) donde la superficie forestal no supera el 30 % de la cobertura. Comparando los datos de Bizkaia con los de la Comunidad Autónoma de Euskadi, que engloba los territorios históricos de Álava y Gipuzkoa, además del de Bizkaia, resalta el hecho de que a pesar de que el porcentaje de cobertura forestal de ambos se asemeja (57% del territorio en Bizkaia y 53% en Euskadi), el porcentaje de bosques naturales dentro de esa cobertura forestal es muy superior en el conjunto de Euskadi (45,5% del área forestal) que en el territorio de Bizkaia (21% del área forestal) (tabla 1).

Las plantaciones de coníferas, por lo tanto, son el componente principal del paisaje forestal de Bizkaia (y de Euskadi, aunque en menor medida) en cuanto a la superficie ocupada se refiere, ocupando un 39% de la superficie de Bizkaia y el 69% de su cobertura forestal. Esto, junto con el elevado porcentaje forestal del territorio, se explica debido a los cambios en los usos del suelo ocurridos en las últimas décadas. Entre estos cambios, el más significativo ha sido la arriba mencionada plantación de coníferas, particularmente de *Pinus radiata* D. Don. (Atauri *et al.*, 1992a,b), las cuales han substituido cosechas, prados y bosques de especies frondosas autóctonas (Rescia *et al.*, 1995). Este cambio fue impulsado por las administraciones públicas a fin de poner solución a la crisis del mundo rural (Groome, 1990), la cual surgió como consecuencia del proceso de industrialización y provocó el abandono de tierras de cultivo. De esta forma, se pasó en un corto periodo de tiempo de un modelo tradicional agro-silvo-ganadero a dedicar gran parte del territorio de Bizkaia a monocultivos forestales de turno corto.

Los resultados del estudio muestran que el paisaje forestal ha evolucionado en los últimos diez años, dándose un cambio en la ocupación del suelo en una quinta parte de la superficie de Bizkaia. Más de un tercio de estos cambios (el 38%) se corresponden con coníferas que han pasado a ser zonas no forestadas y viceversa, fruto de la intensa actividad forestal característica del territorio. Se observan sin embargo, ligeros cambios de tendencia en esta actividad: se constata un descenso en la superficie de plantaciones de coníferas y un incremento en la superficie de plantaciones de eucaliptos (del 25%), que substituyen a las plantaciones de coníferas y a zonas no forestadas.

Los ecosistemas del robledal constituyen la vegetación potencial de la mayor parte del

territorio, sin embargo en la actualidad su ocupación no llega al 7 % del área total y su grado de fragmentación es elevado. En el periodo de tiempo estudiado, se muestra una tendencia a la recuperación (como consecuencia de la sucesión ecológica del matorral), de este tipo de bosque, ya que ha aumentado la superficie y el tamaño medio de tesela.

Tipos de Vegetación Forestal	Bizkaia			Euskadi		
	CA	%CA	% del área Forestal	CA	%CA	% del área Forestal
Zonas no forestadas	95.739,81	43,31		338.696,16	46,87	
Plantaciones de coníferas	86.734,14	39,24	69,21	193.367,29	26,76	50,37
Plantaciones de eucalipto	11.110,60	5,03	8,87	11.497,71	1,59	2,99
Plantaciones de frondosas	1.328,86	0,60	1,06	4.439,80	0,61	1,16
Bosques de ribera	1.496,78	0,68	1,19	4.790,35	0,66	1,25
Encinar	5.138,91	2,32	4,10	28.845,08	3,99	7,51
Quejigal	365,77	0,17	0,29	24.603,97	3,40	6,41
Robledal bosque mixto	14.506,00	6,56	11,58	48.896,12	6,77	12,74
Hayedos	4.338,68	1,96	3,46	54.759,09	7,58	14,26
Abedular	22,62	0,01	0,02	122,20	0,02	0,03
Torcomal o marojal	267,33	0,12	0,21	12.331,40	1,71	3,21
Bosque de cantil	4,27	0,00	0,00	246,94	0,03	0,06
Total Bosque Autóctono	26.140,36	11,83	20,86	174.595,15	24,16	45,48
Total Masas Forestales	125.313,96	56,69		383.899,94	53,13	
Área Total (TA)	221.053,77			722.596,11		

Tabla 1. Comparación entre los valores del área total (CA) (en ha.), porcentaje del área total (%CA) y % del área forestal calculados en Bizkaia y en Euskadi para los doce tipos de vegetación forestal considerados.

Por lo tanto, los cambios más destacados de los últimos 10 años son el aumento de los bosques naturales, el descenso en las plantaciones de coníferas y el aumento de las plantaciones de eucalipto.

Se considera preocupante esta tendencia de aumento del eucalipto como especie seleccionada para la silvicultura, ya que al ser una especie de turno muy corto (incluso bastante más corto que el del *Pinus radiata* que es de entre 30 y 35 años) (APFG, 2003), se da un fuerte desequilibrio entre la extracción de nutrientes que conlleva la tala (madera extraída y pérdidas por erosión) y los aportes de nutrientes al medio que se dan de forma natural, de forma que estos suelos se encuentran cada vez más empobrecidos. En la planificación y toma de decisiones se debe considerar que el turno de corta sostenible estimado para los casos en los que se extrae únicamente el tronco del árbol supera los 45 años (Aber & Melillo, 2001). Además, debido a la elevada tasa de evapotranspiración del eucalipto, éste tiende a desecar los terrenos en los que es plantado, causando desajustes hídricos en su área de actuación.

La gestión y el papel de las Administraciones

De cara a la gestión, es importante señalar que más del 62% del total del área forestal del territorio de Bizkaia es de titularidad privada, y que este está repartido en muchos propietarios con pequeñas extensiones. Sin embargo, la gestión llevada a cabo en los suelos de titularidad pública en los últimos años, ha estado, al igual que en el caso de los de titularidad privada, principalmente orientada a la producción, como lo muestra el hecho de que un 19% de la superficie que ocupa el eucalipto se corresponde con suelo público.

Por todo ello, y de cara a fomentar la multifuncionalidad de los bosques, es importante que desde las administraciones públicas, además de desarrollar políticas que animen a los propietarios a comprometerse con el medio ambiente, se lleve a cabo la gestión de los terrenos públicos bajo criterios de responsabilidad social y ambiental, de forma que supongan un ejemplo para las y los propietarios privados así como para la sociedad en general. En este sentido, se considera aconsejable por un lado, el fomento de prácticas extractivas respetuosas con el entorno, y por otro, la utilización de especies autóctonas en las repoblaciones de los terrenos públicos a fin de posibilitar la recuperación de los bosques naturales; que además de un gran valor ambiental, conllevan un elevado valor sociocultural.

Contexto de cambio del sector forestal vasco

En la última década el valor económico de la producción final del sector forestal vasco ha sufrido una notoria disminución, a pesar de los esfuerzos financieros realizados (Bizkaia es el territorio histórico de Euskadi que mayor apoyo económico da al sector forestal, que sumando las subvenciones y las inversiones públicas alcanza en el 2006 los 6.603.000 euros -Gobierno Vasco, 2008-). En concreto, según los datos del Instituto Vasco de Estadística (EUSTAT 2009b), entre los años 1995 y 2006 la producción final del sector forestal de Euskadi ha disminuido por encima del 37% (y a partir del año 1998, por encima del 50%) (Figura 2). En la actualidad, el sector agro-silvo-ganadero apenas supone el 0,6% del Producto Interior Bruto (PIB) tanto de Euskadi como de Bizkaia (EUSTAT 2010).

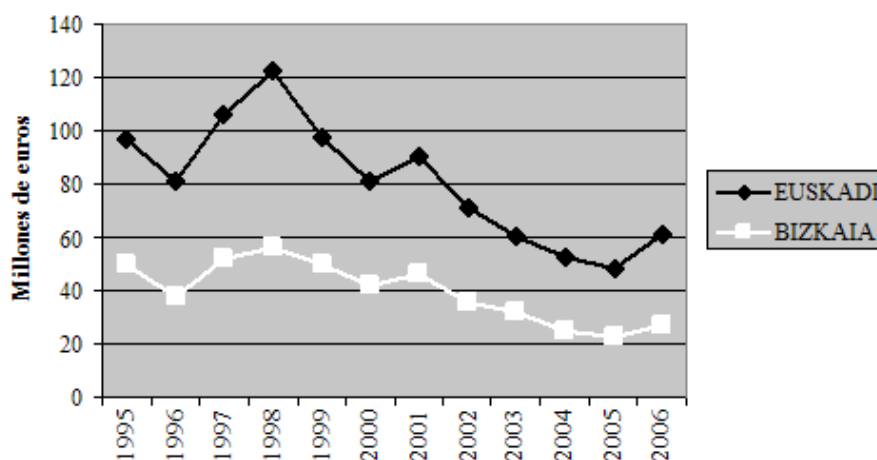


Figura 2. Evolución de la producción final del sector forestal (millones de euros) entre los años 1995 y 2006 en Bizkaia y en Euskadi en su conjunto.

Entre las causas de la disminución de rentabilidad del sistema productivo forestal vasco destaca la importante bajada de cortas ligada a la bajada de precios de las coníferas provocada por múltiples factores externos (como son la importación de *pino radiata* de Chile, la inusual importación de madera de Francia debida a los vendavales, o la caída del mercado de mueble macizo de pino). Según los datos de la Mesa Intersectorial de la Madera de Euskadi y del Departamento de Agricultura Pesca y Alimentación del Gobierno Vasco (Gobierno Vasco, 2008), entre los años 2004 y 2007 el volumen de cortas ha descendido un 13,5%, y se observa que la evolución de las cortas totales va ligada a las de pino radiata.

La complicada situación económica que afronta el sector forestal vasco, junto con la necesidad de buscar nuevas vías de producción y consumo acordes con el contexto de cambio global, hacen que resulte aún más importante poner en valor ante la sociedad vasca los beneficios socio-ambientales y económicos del mantenimiento de la multifuncionalidad de los bosques.

4. Funciones y Servicios de los Ecosistemas

Los ecosistemas con integridad ecológica y resilientes, contribuyen al bienestar humano mediante la generación de una amplia variedad de funciones de los ecosistemas, las cuales son definidas como la capacidad que tienen los ecosistemas de proveer servicios que satisfagan a la sociedad (De Groot et al. 2002). Los servicios de los ecosistemas, a su vez, se definen como los “beneficios obtenidos de los ecosistemas por los seres humanos, que contribuyen tanto a hacer la vida posible como a que ésta merezca la pena” (Díaz et al., 2006), o lo que es lo mismo, contribuyen a que la vida sea posible y digna de ser vivida. Estos conceptos se basan en la idea de que la contribución que los ecosistemas hacen al bienestar humano, mediante el mantenimiento de sus funciones capaces de generar un flujo de servicios, debe ser mejor conocida y valorada por la sociedad.

Los ecosistemas, por lo tanto, constituyen un capital natural que es necesario conservar para disponer de funciones y servicios como la regulación del clima, fijación de carbono, fertilidad del suelo, polinización, filtración de contaminantes, provisión de agua limpia, control de las inundaciones, ocio y valores estéticos y espirituales (Daily 1997). Estas funciones y servicios de los ecosistemas tienen consecuencias en la prosperidad de la sociedad humana, y no sólo en su economía, sino también en la salud, las relaciones sociales, libertades o la seguridad (Millenium Ecosystem Assessment 2005).

La aproximación a la naturaleza desde las funciones y los servicios de los ecosistemas viene dada desde una perspectiva antropocéntrica, que sin embargo, puede ayudar a la conservación de la naturaleza ya que es útil tanto para científicos como para gestores, por su aplicación en temas relacionados con la gestión de recursos (Reid, 2006), y dado su enorme potencial de involucrar a distintos actores sociales.

Los ecosistemas forestales del País Vasco aportan un elevado y variado número de beneficios a sus habitantes. De nuestros bosques obtenemos desde los beneficios más tangibles (como pueden ser la obtención de madera, el aprovechamiento de la leña en los caseríos para generar calor, o la recolección de setas) hasta los más intangibles (disfrute del paisaje, senderismo, o regulación del clima).

En la tabla que se muestra a continuación se presentan de forma resumida, las principales funciones y servicios de los ecosistemas forestales de Euskadi y de Bizkaia en particular, con algunos ejemplos:

Servicios de abastecimiento	
-Alimento: •Recolección de frutos silvestres (moras, castañas, nueces, avellanas, endrinas para hacer pacharán) •Recolección de setas (tradición muy extendida en el País Vasco) •Caza (Perdices, faisanes, ciervos, corzos, jabalíes, entre otros) •Pasto para ganado •Apicultura (miel) -Madera (servicio potenciado en la actualidad: elaboración de papel, palets, mobiliario, exportación de madera, etc). -Combustibles vegetales (la leña es utilizada en muchos caseríos) -Medicinas procedentes de plantas (hipérico, hierbabuena, romero) -Materiales para artesanía y ornamentación	 Fotografía: Jon Fernández Pérez
Servicios de regulación	
-Regulación del clima local -Calidad del aire -Regulación hídrica -Retención de suelo / control de la erosión (especialmente importante en zonas de gran pendiente, muy frecuentes en Bizkaia debido a su orografía). -Protección frente a perturbaciones (tormentas, incendios, inundaciones, riadas, sequía) -Control de plagas -Biodiversidad (además de su valor intrínseco, sirve de soporte para otros muchos servicios)	 Fotografía: Jon Fernández Pérez
Servicios culturales	
-Sentido y valores espirituales asociados al lugar (personajes mitológicos como Mari o Basajaun) -Artísticos (bosque de Oma) -Ocio, turismo naturaleza, relajación y disfrute -Estéticos (valor paisajístico) -Educativos y científicos -Sentido de lugar o de pertenencia (árbol de Gernika) -Conocimiento tradicional (plantas medicinales, bosques trasmochos)	 Fotografía: Asier Larrazabal Ugalde

Tabla 2. Funciones y servicios de los ecosistemas forestales de Euskadi y de Bizkaia en particular.

Cuanto menos agresiva es la acción del ser humano sobre los sistemas forestales y estos mayor biodiversidad albergan, mayor potencial tienen de ofrecer servicios de regulación, así como de abastecimiento y culturales. Por ello, cuanto más natural sea un sistema forestal, mayor capacidad tendrá de proporcionar múltiples servicios. Sin embargo, una plantación forestal debidamente gestionada en base a criterios de sostenibilidad (como pueden

ser: evitar el uso de maquinaria pesada, mantener algunos árboles viejos, evitar retirar la madera muerta, respetar la biodiversidad, no revolver en exceso el suelo para permitir que se mantengan las micorrizas, llevar a cabo plantaciones mixtas), puede llegar a cumplir importantes servicios de regulación, así como culturales, además de los de abastecimiento propiamente dichos.

En este sentido, destacar que si en Bizkaia aumentase la cantidad y la calidad de bosques seminaturales y/o se redujesen las prácticas agresivas de gestión, muchos de los servicios mostrados en la tabla 2 cobrarían mayor importancia en el territorio (producción de miel, recolección de frutos silvestres, uso medicinal de plantas silvestres) e incluso otros que en la actualidad no se dan podrían llegar a desarrollarse e adquirir cierta relevancia (por ejemplo, cultivo de trufas o utilización del humus del bosque como fertilizante).

En lo relativo a mitigar los efectos del cambio climático, señalar que a menudo se defiende que al tener las plantaciones de turno corto una tasa de crecimiento rápido, fijan una elevada cantidad de carbono de la atmósfera en forma de biomasa. Sin embargo, en los cálculos de fijación de carbono se debería de tener en cuenta el ciclo total del carbono, atendiendo al cálculo total de carbono fijado y emitido durante las labores silvícolas, así como al origen final de esa madera (no siendo lo mismo que se dedique a un producto de vida larga, como puede ser un mueble, o a un palet para construcción que previsiblemente va a ser quemado tras su uso). Es decir, hay que ser conscientes de que el stock (almacenamiento o retención) de carbono es muy diferente al flujo del mismo, que tan pronto es fijado, puede volver a la atmósfera. Por lo tanto, a la hora de elegir qué tipo de plantación primar en base al criterio de la regulación del carbono, las valoraciones deben de ser realizadas con un prisma amplio e integral. Si nos inclinamos por primar el stock o retención del carbono, tendremos que tener en cuenta el hecho de que la densidad del roble o del haya es mayor que la de la conífera, por lo que en el mismo volumen tendríamos mayor fijación de carbono.

Señalar finalmente, que la mayoría de servicios que proporcionan los ecosistemas forestales vizcaínos se aprovechan localmente; pero que sin embargo, la población vizcaína además de hacer uso de los servicios de los ecosistemas de su propio territorio, hace uso de servicios ecosistemas de otros territorios, sean cercanos como lejanos. Muestra de esto es que la Huella Ecológica del territorio de Bizkaia es de 4,84 ha/pers, mientras que su biocapacidad es de 1ha/pers, por lo que la población vizcaína utiliza 3,8 veces más territorio del que dispone (EEMBIZKAIA, 2010). Al depender de recursos de otros países y regiones, se reduce la disponibilidad de éstos en sus territorios de origen, disminuyendo las opciones de desarrollo de sus poblaciones.

5. Búsqueda Conjunta de Soluciones Positivas

A la vista del periodo de cambios ante el que nos enfrentamos, destaca el hecho de que Euskadi (así como Bizkaia, a pesar de ser la provincia más poblada) tienen un elevado potencial para garantizar el mantenimiento de los servicios de sus ecosistemas forestales, donde la Administración puede cumplir un papel relevante.

El momento actual es clave para el sector forestal vasco, ya que requiere de una profunda reflexión y transformación. Por lo tanto, las decisiones actuales sobre el camino a fomentar desde los distintos ámbitos de incidencia en el sector (forestalistas, universidades y centros de investigación, Administración pública, ciudadanía), determinarán el sentido de esa transformación, cuestión que se encuentra actualmente en el centro del debate. Por

ello, y puesto que en los socio-ecosistemas forestales vascos hay diferentes opiniones e intereses encontrados, es importante fomentar procesos de gestión democrática y participativa que ayuden en la búsqueda conjunta de soluciones positivas (win-win solutions). Para mitigar los efectos del cambio climático (y en definitiva del cambio global) desde el ámbito del País Vasco, por lo tanto, es importante, por un lado, buscar nuevas formas de gestión de los socio-ecosistemas forestales locales que involucrando a diferentes actores sociales, permita mantener la multifuncionalidad de los ecosistemas y además, reconfigurar las relaciones entre el ámbito rural y el urbano. Por otro lado, es esencial hacer visibles las interrelaciones existentes entre la conservación de la naturaleza, el bienestar humano y la justicia social, tanto a escala local como global, potenciando con todo ello procesos en red de cooperación multidireccional e interdisciplinares.

Agradecimientos

A Miren Onaindia, por todo su apoyo, confianza y enseñanza constante. A la Diputación Foral de Bizkaia y, en especial, al Departamento de Medio Ambiente y a todos los políticos y técnicos que participan en el proyecto de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en Bizkaia (con especial mención a Iosu Madariaga y Xabier Arana por todo su apoyo y trabajo); A Izaskun Casado, Gloria Rodríguez, Ibone Amezaga y todo el equipo de trabajo de la UPV/EHU involucrado en el proyecto. Al equipo del Laboratorio de Socio-Ecosistemas de la Universidad Autónoma de Madrid, a Aitana y Nekane Viota de UNESCO Etxea, y a todas las personas que han participado en los talleres sobre las masas forestales de Bizkaia.

BIBLIOGRAFÍA

- Aber, J.D. y Melillo, J.M. (2001): *Terrestrial Ecosystems*. New York, Academic Press.
- Aizpuru, I., Catalán, P. y Garin, F. (1990): *Guía de los árboles y arbustos de Euskal Herria*. Vitoria-Gasteiz, Servicio central de publicaciones del Gobierno Vasco.
- Anderies, J.M., Janssen M.A. y Ostrom E. (2004): "A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective". *Ecology and Society*, 9 (1): 18. Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18/>
- APFG, Asociación de Propietarios Forestales de Guipúzcoa. (2003): *Basoberritzea eta basoaren erabilera / Repoblación y Manejo Forestal*. San Sebastián, Departamento de Agricultura y Medio Ambiente de la Diputación Foral de Guipúzcoa.
- Atauri, J.A. et al. (1992a). "Tendencias de cambio recientes en el paisaje: relación con los factores socioeconómicos en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Bizkaia)", *Cuad. Sección Hist.*, 20, 413-434.
- Atauri, J.A., de Pablo, CL. y Martín de Agar, P. (1992b): "Land use change and landscape organization in northern Spain". 6th European Ecological Congr. Marseille. Abstracts: 29.
- Daily, G. C. (1997): *Nature's Services*. Washington D.C., Island Press.
- De Groot, R., M. Wilson, y R. Boumans. (2002): "A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services", *Ecological Economics*, 41, 393-408.
- Díaz, S. et al. (2006): "Biodiversity loss threatens human well-being", *PLoS Biology*, 4, e277.
- EEMBIZKAIA, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en Bizkaia. (2010): "La

Huella Ecológica de Bizkaia”. Colección de fichas divulgativas, nº 3, Bilbao, UNESCO Etxea. (ISBN: 978-84-934779-9-8). Disponible en: www.ehu.es/cdsea

EUSKALMET. (2005): ‘Clasificación de territorios climáticos’. Dirección de Meteorología y Climatología - Gobierno Vasco. <http://www.euskalmet.net>

EUSTAT. (2009a): ‘Población por ámbitos territoriales y sexo’. 31-XII-2009. Instituto Vasco de Estadística. <http://www.eustat.es>

EUSTAT. (2009b). ‘Producción final agraria por territorio y sector’. 15/09/2009. Instituto Vasco de Estadística. <http://www.eustat.es>

EUSTAT (2010): ‘Distribución sectorial del PIB oferta por TH, rama de actividad (A-4), tipo de dato y tipo de medida’. 22/12/2010. Instituto Vasco de Estadística. <http://www.eustat.es>

García, D. et al. (2005): “Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain)”, *Forest Ecology and Management*, 208, 29-43.

GESPLAN 2002. *Sistema de Cartografía Ambiental del País Vasco*. Vitoria-Gasteiz, Gobierno Vasco.

Gobierno Vasco, 2008. ‘Selvicultura y Medio Ambiente en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores 2008’. Vitoria-Gasteiz, Gobierno Vasco. Disponible en: http://www.euskadi.net/r33-2288/es/contenidos/libro/selvicultura_mambiente/es_doc/adjuntos/selvicultura_mambiente.pdf

Gobierno Vasco (1996): ‘Inventario forestal de la Comunidad Autónoma de Euskadi 1996’. www.euskadi.net

Gobierno Vasco (2005): ‘Inventario forestal de la Comunidad Autónoma de Euskadi 2005’. www.euskadi.net

Groome, H. (1990): “Historia de la política forestal en el Estado español”, *Monografías de la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Madrid*, 1, 335 pp.

Onaindia, M. y Mitxelena A. (2009): “Potential use of pine plantations to restore native forests in a highly fragmented river basin”. *Annals of Forest Sciences*, 66, 305.

Millenium Ecosystem Assessment. (2005): *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Washington D.C, Island Press.

Pan, D. et al. (2001): “Spatial pattern of coniferous and deciduous forest patches in an Eastern North America agricultural landscape: the influence of land use and physical attributes”, *Landscape Ecol.*, 16, 99–110.

Reid W.B. (2006): “Nature: the many benefits of ecosystem services”, *Nature* 443,749.

NOTAS

¹ Los socio-ecosistemas o sistemas socio-ecológicos son aquellos que integran la perspectiva ecológica, socio-cultural y económica, o lo que es lo mismo, el ser humano en la naturaleza (Anderies et al. 2004).

THREATS AND CHALLENGES TO THE CONGO BASIN: THE CASE OF CAMEROON

MARC PARREN

1. Introduction

The Congo Basin covers six countries Cameroon, Central African Republic (CAR), DR Congo, Equatorial Guinea and Republic of Congo with a total area of just over 4 million km². In 2005 the total human population was estimated at around 86 million inhabitants and it should reach 99 million by the year 2010. DR Congo and CAR are amongst the poorest countries in the world while they contain about 73% of the human population of the sub-region. Cameroon and the Republic of Congo belong to the lower middle income countries, while Gabon is classified as a higher middle income country and Equatorial Guinea even as high income country. However, in the latter two countries only 2% of the human population of the sub-region are confined. The majority of the population lives from shifting cultivation to survive and uses the forests as a resource to expand its living space and to collect forest produce as a source for food and fuelwood (de Wasseige *et al.* 2009).

The main rain forest area in Africa is the Guineo-Congolian region that extends from Senegal to western Kenya and northern Angola (White 1979). Although the rain forests in this region are generally less diverse than those in the Neotropics and Indo-Malaysia (Huston 1994), they are estimated to house more than half of Africa's species (Sayer *et al.* 1992). For example, the region holds some 84% of the primate species, 68% of the passerine bird species and 66% of the butterfly species found in Africa (Crowe & Crowe 1982, Carcasson 1964, Sayer *et al.* 1992). In addition, an estimated 8 000 plant species are found in the Guineo-Congolian region (Sayer *et al.* 1992). Some 41% of the total area of Central Africa, or 162 million ha (2008 figures), is still covered by closed forest formations and accordingly the Congo Basin forms the second largest forest block in the world, after the Amazon Basin. They rank among the top conservation priority areas in the world (Davis *et al.* 1994, Myers *et al.* 2000). While the characteristics and functioning of the African rain forests are still poorly understood, they are increasingly subject to large-scale degradation, fragmentation and deforestation (Sayer *et al.* 1992, Archard *et al.* 2002, de Wasseige *et al.* 2009). In Central Africa, an estimated 0.16% of the rain forests are deforested annually (1990-2000), mainly for agricultural purposes (de Wasseige *et al.* 2009) while logging operations are estimated to affect another 0.7% (Laurance 1999). The annual forest loss for West and Central Africa over the period 2000-2005 was approximately 1.5 million ha (FAO 2007). With the steady decline in forest cover in the region, secondary forests are becoming increasingly important landscape elements. Central African forests play a prominent role in conservation schemes aimed at the protection of global biodiversity (Myers *et al.* 2000). Some 14% of the rain forests in the area or over 57 million ha are presently protected by law of which almost 19 million ha with the national park status (de Wasseige *et al.* 2009). Outside protected areas, human land use activities affect the rain forest species by modifying and degrading their habitat.

For the present distribution and composition of African rain forests, the most important historical large-scale disturbances were arguably the periods of severe aridity and low temperatures during the last 40 000 years (Bonnefille *et al.* 1990, Sosef 1994, Ngomanda *et al.* 2009). These periods, coinciding more or less with the glacial periods, resulted in strong temporary reductions of the rain forest cover. At the height of the last glacial maximum some 18 000 years ago, it has been hypothesised that only a few isolated rain forest fragments ('refugia') remained, surrounded by savannah vegetation (Haffer 1969). During the inter-glacials, the climatic conditions for rain forest species was generally more favourable and resulted in the expansion of the rain forest cover. The repeated expansion and retraction of the rain forest cover has been hypothesised to explain the current distribution patterns of slow dispersers and endemic species (Haffer 1969, Sosef 1994). Areas with large numbers of endemics (i.e. species with small geographic distributions) are found in Sierra Leone -Liberia, Côte d'Ivoire - Ghana, Cameroon – Gabon and the eastern part of the Democratic Republic of Congo (former Zaire). While there is general agreement on their approximate location, the processes that lead to high species accumulation in these areas are much debated (e.g. Aubréville 1962, Maley 1991, Sosef 1994, Fjeldsø and Lovett 1997). At present large-scale disturbances such as hurricanes, landslides, volcanic activity and large river dynamics, are very rare in large parts of the African rain forest biome (Olivry 1986, Jans *et al.* 1993). The main natural disturbances in most African forests are canopy opening by tree and branch falls. Such natural gaps are generally relatively small. In African forests high diversity may be cultural artefacts as well created by Bantu migration over previous centuries (Laburthe-Tolra 1981, Schwartz 1992, Oslisly 2001). Present-day biodiversity may exist in West- and Central Africa not in spite of human habitation, but because of it (White and Oates 1999, Mbida Mindzie *et al.* 2001). Numerous stone age and iron age human settlements have been discovered below extensive areas of rain forest vegetation in West and Central Africa in the form of finds such as pottery, charcoal, oil palm (*Elaeis guineensis*) kernels used as food source, and iron furnaces. Widespread and significant human impact on African forests is noted (Schwartz 1992, White *et al.* 1996, White and Oates 1999, Kahlheber *et al.* 2009). The exact nature of human impact may vary between areas of the African rain forest, but what becomes very obvious is that many of the timber species which are often dominant in the upper canopy are long-lived pioneers who required much light during most stages of their life cycle.

2. Cameroon and its forests

Cameroon lies between latitudes 2° and 13°N and between longitudes 8° and 16°E and covers an area of 475,440 km². It is bound to the south by Equatorial Guinea, Gabon and Congo, to the north by Chad, to the east by the Central African Republic and to the west by Nigeria and the Atlantic Ocean. The coastal plain decreases in width from 100 km in the north to 30 km in the south and hills rise abruptly from this plain to a vast plateau block (500-1 000 m above sea level). A mountain ridge, oriented south-west to north-east, continues inland from the oceanic volcanic ridge, extends along the north-western side of the interior plateau, along the Nigeria border and then east across the country in the Massif de l'Adamaoua. The highest point in Cameroon, which is part of the ridge, is Mt Cameroon (4 095 m). Drainage is very complex, with nine major river basins. The largest river in Cameroon, the Sanaga, drains much of the central highland region before reaching the sea at a delta on the Bight of Biafra.

Many of Cameroon's forests are subject to an equatorial climate with four seasons per year (a long and a short dry season and a long and short rainy season), but the coastal and montane forests tend to have an anomalous climate with only two seasons (a long wet season and a short, albeit often severe, dry season). Most of the coastal plain has more than 4 000 mm of precipitation annually and at Debundscha, at the foot of Mt Cameroon, rainfall regularly exceeds 10 000 mm. Mountains receive more rain than lowlands at similar latitudes so that montane forest islands are often surrounded by relatively dry savanna. The first attempt to classify the vegetation types of Cameroon was made by Letouzey (1968, 1985). Who adopted the phyto-geographical approach to map the vegetation of Cameroon at a scale of 1: 500 000. These maps were based on aerial photos taken during the 1960s with ground checking and descriptive observations during field trips in various parts of Cameroon. Cameroon contains moist forest of two of Africa's four major biogeographical regions: the Afromontane and the Guineo-Congolian (White 1979). The Afromontane region comprises two major domains, Afro-subalpine grassland and montane forest, both of very limited extent. The Guineo-Congolian region, which includes submontane forest and extensive dense, humid, evergreen forest as well as semi-deciduous forest of middle and lower elevations, covers a total of 168 761 km², or 36.2 per cent of the land area of the country (Cerutti *et al.* 2009).

The montane forest is evergreen, and there are few lianas and covers about 177 km². The understorey tends to be open and lichens and mosses are common. Five species of tree characterise the montane zone: *Nuxia congesta*, *Podocarpus latifolius*, *Prunus africanus*, *Rapanea melanophloeos* and *Syzygium staudtii*. While levels of endemism are fairly high, species diversity is low. It seems likely that this phenomenon may correlate with the severe reduction in the area of the forest which occurred during dry climatic periods. The submontane forest zone is found between 800 and 2 200 m in the south of the country and from 1 200 to 1 800 m in the north and covers about 2 705 km². It is characterised by floral uniformity and an abundance of plants of the family Guttiferae. At lower altitudes, the species structure of the forest is similar to that of the adjacent lowland forests, as elevation increases the epiphytic flora, principally orchids and mosses, increases and tree species not found in lowland forests (e.g. *Erythrococca hispida*, *Prunus africanus* and *Xylopia africana*) begin to appear. The submontane forests are very poorly known biologically compared to both the lowland and montane types. Medium and low altitude forests are found from sea level to 800 m in the south and from sea level to 1200 m in the north of Cameroon. Within this domain, the dense, humid, semi-deciduous forest is often fragmented and it is seriously endangered by brush fires set during the dry season. This forest type covers around 40 000 km² or about 8.6 per cent of national land. The dense humid evergreen forest covers about 27.5 per cent (128 000 km²) of the country's land area and is made up of two principal zones: evergreen Cameroon-Congolese forest and evergreen Atlantic forest.

The evergreen Cameroon-Congolese zone of medium altitude forest covers about 81 000 km² or 17.4 per cent of the national land. The floristic diversity of this zone tends to be lower than that of the Atlantic coastal forests. Principal affinities are with the Congo basin forests with such species as *Lannea welwitschii*, *Cleistopholis patens*, *Xylopia staudtii*, *Bombax buonopozense*, *Cordia platythyrsa*, *Swartzia fistuloides*, *Irvingia grandifolia* and *Entandrophragma utile*. With the notable exception of *Gilbertiodendron dewevrei* this forest, unlike parts of the Atlantic zone, is not characterised by gregarious Caesalpiniaceae.

Associations found within this zone include the swamp forests of the Upper Nyong

with *Sterculia subviolacea* and *Macaranga* spp., swamp forests with *Phoenix reclinata* and *Raphia newbultorum* and flooded forests with *Guibourtia demeusei*.

The evergreen Atlantic zone of the low and medium altitude forest covers about 47 000 km² or 10.1 per cent of national land. The floristic diversity here is very high and there is marked endemism. Tchouto (2004) found in the Campo Ma'an area on the border with Equatorial Guinea 114 narrow endemics (or 5% of total diversity) including *Beilschmiedia cuspidata*, *Monodora zenkeri*, and *Petchia africana*. Moreover he noted that 540 species (23% of total diversity) were endemic to the Lower Guinea centre of endemism, 1 123 species (49%) were Guinea-Congolian endemics and 105 species (5%) were Guinea endemics as described by White (1979). This zone is the centre of diversity for various plant taxa including the genera *Cola*, *Diospyros*, *Garcinia* and *Dorstenia*. The forest shares species with the Ituri forest of eastern D.R. Congo (e.g. *Diospyros gracilescens*), with the forests of the Congo basin (e.g. *Oubanguia alata*, *Afzelia bipindensis* and *Enantia chlorantha*) and with those of Upper Guinea (e.g. *Diospyros kamerunensis* and *D. piscatoria*). These species shared with other regions are evidence of past connections between the forests. The flora has affinities with the forests of South America. For instance, the trees *Erismadelphus exsul* and *Sacoglottis gabonensis* belong to families poorly represented in Africa, but which are abundant in South America. *Andira inermis*, which has a very local distribution in this forest zone, is another species that is also found in South America.

Cameroon's vascular plant species diversity with 7 850 species, including 100 endemic species, is high considering its surface. Some 815 of the vascular plant species or 10.4% of the total are considered to be threatened according to the IUCN criteria and form part of Cameroon's Red Data book (Onana and Cheek 2011). The South West Region bordering Nigeria has the greatest concentration of threatened species in Cameroon and is also the most species rich area with more than 2 300 species concentrated in Korup National Park (Thomas et al. 2003), Mt. Cameroon, Mt. Kupe and the Bakossi Mountains (Cheek *et al.* 2004). Another hotspot is located near Bipindi and the Ngovayang Massif in the South Region bordering Equatorial Guinea. Major threats to the rain forests, and to rare plants, have been forest clearance for agriculture and timber.

3. Cameroon's economy and the timber sector

Cameroon had, in 1990, a population of 11.1 million people while in 2010 it had increased to 19.4 million, which at an annual growth rate of 2.6% implies it will double in less than 25 years (Anon. 2010). Fifty per cent of the people are of working age (15-64), while most of the rest are below it. Before 1977, the economy of Cameroon was based principally on agriculture. The major exports were cocoa, coffee, timber, cotton, rubber, palm oil, bananas, tobacco and tea. Conversion of c. 0.5 million ha of moist forests to smallholder coffee and cocoa plantations from the 1950s to the 1970s resulted in relatively equitable economic growth, averaging 3 to 4% per annum. By 1980, petroleum had become the country's primary export and in 1985 production peaked, bringing in US\$ 1 617 million. However, by 1987 this income was more than halved to US\$ 783 million. At the same time the strength of agriculture was maintained and three quarters of the working population were engaged in this sector. With the exception of rubber and palm oil, peasant farmers dominate agricultural export production. In more recent years, timber exploitation has overtaken coffee and cocoa production as the most important economic activity in the moist forests contributing 4.8% to the GDP of the country (2004 figures).

Cameroon is now the leading African exporter of tropical timbers, with over \$460 million in annual export sales (Topa et al. 2009).

What made Cameroon to become the principal timber exporting country of Africa by 1999? In the tropics, commercial logging on a significant scale dates back to the end of the nineteenth century. Since then, deforestation of unprotected forests in densely populated West African countries (Nigeria, Ghana and the Côte d'Ivoire) has been almost complete. The permanent forest estate (both timber production reserves and conservation areas) is the last stronghold of forests in these countries. The actual allowable annual yield in each of these countries equals approximately 1 million m³, a sharp drop compared to previous figures of up to 6 million m³ (Martin 1989, Parren and de Graaf 1995). By the end of the 1980s Cameroon, located transitionally between west and central Africa, was still covered by about 17 million ha of tropical moist forest or about 70% of the original moist forest zone. When in the early 1990s the timber crises first appeared in these West African countries, an upsurge of logging activities could be seen in the Congo Basin, and Cameroon more specifically. So what made Cameroon to fare better than other timber producers: (1) the timber crisis in countries like Ghana and Côte d'Ivoire, which supplied the same species, (2) the vast concessions (Cameroon, max. 200 000 ha) of unlogged forests still accessible in the Congo Basin, (3) the devaluation of the CFA Franc in 1994, (4) the increasing demand for African timber in Asia at the time, and (5) Cameroon's national policy to become the principal timber exporter of Africa.

Cameroon's production level in the late 1990s reached c. 3 million m³. Some two thirds of this total production was exported as roundwood and over half to the Asian markets (Eba'a Atyi 2000). The formal roundwood production has declined over time to just 2.2 million m³ in 2007, mainly consisting of Ayous (*Triplochiton scleroxylon*), Azobe (*Lophira alata*), Iroko (*Milicia excelsa*), Sapelli (*Entandrophragma cylindricum*), and Tali (*Erythrophloeum ivorense*). However the big difference is that almost 75% is now locally processed (de Wasseige et al. 2009). In addition, some 2.1 million m³ roundwood equivalents are felled by small-scale operators without license (informal sector) to serve principally the local market with cheap lumber. So the real production figure for Cameroon is somewhere close to 4.3 million m³ (Cerutti and Lescuyer 2011). The forest sector is nowadays the second largest source of export revenue after petroleum, accounting for 26% of non-petroleum exports in 2004. In addition the forest sector provides up to 13 000 formal and perhaps 150 000 informal jobs and accordingly is Cameroon's largest employer outside the public sector.

4. Forest policy and management

Cameroon's rain forest cover extends over 22.5 million ha of which only 40% which are not affected by agriculture. Not only can the Cameroonian forests be characterised by its high biological complexity but also by a notable presence of indigenous populations of Baka (pygmies) and Bantu who live in and from these forests. The two most widespread land uses in Central Africa are selective logging and shifting cultivation. Selective logging entails the felling and extraction of a small number of large individuals of a few commercial tree species. The proportion of the area that is physically affected by the logging operations depends on the logging intensity. In Cameroon, on average 0.7 trees are exploited per hectare, which causes damage to 5% of the area (Jonkers and van Leersum 2000). Logging gaps are generally larger than natural gaps (< ca. 100 m², Jans et al. 1993), i.e. ca.

550 m² (Parren and Bongers 2001). Shifting cultivation is a traditional form of agriculture in which forest patches (generally 0.5 – 1.5 ha) are cleared, burned and interplanted with a variety of crops (Nounamou and Yemefack 2002). Depending on soil productivity, the tending and harvesting gradually stops after 2-3 years and the land is generally left fallow for more than 10 years. With adequate recovery periods, shifting cultivation is generally a sustainable form of land use (Nounamou and Yemefack 2002).

Cameroon has progressively adopted modern legislation integrating the notion of sustainable forest management in the 1990s ever since the Earth Summit of 1992 that took place in Rio de Janeiro, Brasil. The government's strategy for forest use is laid down in the 1994 Forest Law and has subsequently been elaborated in the Forest and Environmental Sector Plan. Cameroon's forest sector strategy gives priority to poverty reduction as formulated in the Poverty Reduction Strategy Paper, which in turn is linked to the Millennium Development Goals. The 1994 Forest Law had as major innovations the creation of council forests and community forests, as well as an annual area tax to be paid by concessionaires. We will next discuss the three pillars of commercial forest exploitation which demand a management plan and are oriented towards (1) industrial concessionaires which operate at Forest Management Unit level, which in French are called *Unité Forestière d'Aménagement* (UFA), and at a mere decentralised level they focus on (2) council forests and (3) community forests. The former two belong to the permanent forest estate while the latter does not and could in principle be converted into other land uses. During the 1990s a national land use planning exercise aimed to reserve 30% of the national territory as permanent forest estate of which some 9 million ha of rain forest (Côté 1993). This is possible since the government abolished customary land tenure in 1974 and became the 'keeper' and 'manager' of all land held under such tenure (Karsenty 2010). The local population responded to this 'nationalisation' of customary land by clearing as much forested land as they could to prove their occupancy of the lands and prevent allocation for industrial timber concessions. In total 7.2 million ha are designated timber production areas and 5 million of these are handed out as concessions.

Industrial timber concessions are attributed by a kind of bidding procedure which an inter-ministerial commission is delegated to oversee. A single concessionaire is not allowed to hold Forest Management Units (in French UFAs) surpassing 200 000 ha. When an UFA is attributed temporarily the holder has to compile a management plan based on sustainability principles within the next three years and which has to be endorsed by the forest administration. Concessions last 15 years and are renewable (Cerutti et al. 2009). The main taxes to be paid are the annual area tax or in French *redevance forestière annuelle* (RFA), as well as a stumpage fee for every cubic meter harvested. At least 70% of the roundwood harvested should be locally processed and the rest of the logs can be exported as such. All logs exported above this level of 30% is progressively heavier taxed. The RFA is a kind of eco-tax of which 50% goes to the State, 40% to the councils and 10% to the local communities surrounding the UFA. These form considerable amounts that are entering the local economy and constitute a large proportion of the municipalities or council budgets for their functioning and development.

Almost 4.5 million ha of industrial timber concessions are currently certified in Central Africa, which according to Karsenty (2010) can largely be contributed by improved workers' conditions and the focus on the social agenda. In Cameroon almost 1 million ha is now certified mainly during the last two years (see Table 1). All these certified concessions have a largely European ownership and capital and have invested large sums to attain

the required management plan which has been audited and certified by FSC. However, since the global financial crisis of 2008-2010 a number of these European investors were no longer able to recover these investment and even made a loss and were forced to sell their companies. This is the case for the Danish DHL group which sold CIB in northern Congo and CFA in Gabon to the Singapore based firm Olam International in 2010. The same happened with Leroy-Gabon in 2009 which was sold to Chinese interests. The price premium for certified timber, which can be estimated at 15-25%, do under the economic crises not outweigh all the additional costs involved. Asian companies can be seen taking up an ever larger share of the timber business in Central Africa and it is still too early to evaluate this new trend.

Table. 1 FSC certified concessions (UFA) in Cameroon as per April 2011

Company	UFA	Surface	Date
Wijma	UFA 09021	41.965 ha	08/12/05
	UFA 09024	55.078 ha	03/07/07
TRC	UFA 00004	125.490 ha	12/02/08
Pallisco	UFA 01030/31/39/41/42/43	341.708 ha	09/10/08
SFIL - Decolvenaere	UFA 10052	69.008 ha	19/01/10
CAFECO - Wijma	UFA 11005	71.815 ha	19/03/10
SFID – Groupe Rogier	UFA 10038/40/54/56	285.902 ha	03/02/11
		990.966 ha	

In Cameroon, decentralisation of forest management authority has proceeded to an advanced degree. Community forests in Cameroon have been operating since 1997, with numbers of new community forests established reaching a peak around 2004. At the end of 2010 some 457 community forests are now at some stage in the application and approval process, of which 291 with an approved simple management plan (Cuny in press). The same applies for council forests of which some 34 are at different stages of the required process to be followed. These community and council forests are situated in diverse ecological, political, economic and institutional landscapes, although between almost all are confined to the lowland forest zone with timber exploitation as their major objective.

At the level of municipalities or councils the law gives them the right to create council forests. At the moment only 11 councils have succeeded to get their forests gazetted as such, actually six are even at the stage to extract timber according to a harvesting plan. To qualify several steps have to be taken such the compilation of (1) a management plan, (2) an environmental impact assessment and (3) a socio-economic study. However, the councils often face financial restraints and administrative hurdles that slow down and prolong the procedure. For a good number of these municipalities or councils the timber production in their council forest forms indispensable revenue for their functioning and to attain the development goals proposed in the council development plan. An important local institution with legal responsibility in the management of council forest is the Village Forest Management Committee (VFMC), whose composition, responsibilities and management

are clearly spelt out in an Act of the Ministry of Forests of 1999. However, an important hurdle that still needs more attention is to determine responsibilities and how benefits are shared. As for the latter a revenue distribution scheme for the rational usage of generated income should take into account the following aspects: (1) equal revenue sharing between the management partners (council and villages), (2) revenue allocation following priority needs of each of the villages according to a village development plan, (3) revenue allocation following the council's overall developmental priority needs (the whole council area), (4) there should be a portion of the revenue allocated for operational cost of the council forest management and should by far be less than the investment budget (Ngoma & Tatah 2008).

A community forest forms part of the non-permanent forest estate (agro-forestry zone) in which the village community and the forest administration sign a management agreement. The management of this forest, which is not to surpass 5 000 ha, is effected with the technical assistance of the forest administration. The objectives are (i) to create employment and generate revenue in rural areas, (ii) improve living conditions of the population, (iii) to manage sustainable the forest taking into account the basic needs of the rural communities. It also aimed to enhance the access by rural communities to the forest resources, to generate revenue which was almost absent at that level and to empower the development by rural communities. To qualify several steps have to be taken, first a process of sensitization has to take place and the boundaries of the forest to set apart have to be decided upon. Next a simple management plan has to be compiled as well as an environmental impact study to be conducted under the supervision of the forestry administration. This would allow for temporary exploitation until the definitive convention of 25 years would be signed. Almost 1 million ha of community forests have a simple management plan and some 677 000 ha are already managed by 182 communities engaged in the extraction of timber and non-timber forest products.

One of the most important services provided by rainforests for local people is wildlife as an extractable resource. However, the first to suffer from high human pressure is forest wildlife (Wilkie and Carpenter 1999, Robinson and Bennet 2004). Wildlife is a free commodity that is exploited in a ravaging way, hardly ever with any regulation to guarantee a long-term sustainable yield. Animals caught in the forest (hereafter called bushmeat) do not only provide local households with food, but are also traded with urban centres sometimes far away. The bushmeat trade from the forest interior to large urban settlements, sometimes far away, is huge and difficult to control (Milner-Gulland and Clayton 2000, Cowlshaw et al. 2005, Crookes *et al.* 2005). It is estimated that approximately 5 million tons of bushmeat is harvested annually in the Congo basin alone (Fa *et al.* 2002), or on average 645 kg of bushmeat per km² per year (range 50-897 kg, Wilkie and Carpenter 1999). For the Amazon basin this is far less: 0.15 million tons annually. Fa *et al.* (2002) calculated that Congo basin mammals should produce 93% of their total biomass annually to balance extraction rates, while this is only 4% for the Amazon. Harvest rates in the Congo basin surpass by far the suggested sustainable harvest rate of 20% of the production of long-lived species (production is immigration and reproduction, minus emigration and deaths, Robinson and Redford 1991). Hunting often accompanies logging companies in the forest interior (Auzel and Wilkie 2000, Putz *et al.* 2001). During extractive exploitation hunters provide the labour force and their families with meat. Professional hunters follow these labourers into the forests and apart from providing the local people with meat, also transport large amounts of bushmeat to cities (Wilkie *et al.* 2000). When logging exploita-

tion has ceased, more people turn to hunting as a source of income, increasing the pressure on wildlife. Alternatives for bushmeat are scarce and underdeveloped (Fa *et al.* 2003), or have a direct effect on the level of bushmeat exploitation (e.g., decline in fish supply increases bushmeat consumption: Brashares *et al.* 2004).

5. Conclusions

By and large a poor nation, Cameroon has little choice but to develop its forest resources. From the standpoint of government policy, the critical question is whether Cameroon's rain forests will be turned into sustainable agricultural and forestry production systems or 'mined' into a state of degraded vegetation as can be seen in West African timber producing countries such as Côte d'Ivoire and Ghana. Natural resources, such as timber, minerals and wildlife are often exploited far above sustainable levels by national and international operators. What is very encouraging though is that a major strive is made for sustainable forest management by certification schemes with already almost 1 million ha certified. Another major achievement is the 15 years of experience with decentralisation of forests exploitation as community or council forests. Even though the experiences are not perfect it means empowerment of local communities and a reverse of the claim made in the 1970s of all 'vacant land without a master' to belong to the State. This decentralisation process could slow down the deforestation process and even lead to more locally driven development if well guided and supported. It is a phenomenon which demands no short term solutions but rather a policy of long perspective and support. With its unique flora and fauna biodiversity conservation will demand a major effort at fine, medium and large grained levels. The major concern is that at the increased rate at which wildlife is killed at the moment they will end up as bushmeat and might lead in the coming years to a 'silenced' forest where the cries of major fauna elements will be something of the past.

REFERENCES

- Anon. 2010. 3e recensement général de la population et de l'habitat. Bureau Central des Recensements et des Etudes de Population, Yaoundé, Cameroun.
- Archard F, Eva HD, Stibig H-J, Mayaux P, Gallego J, Richards T & Mallongreau J-P 2002. 'Determination of deforestation rates of the World's humid tropical forests'. *Science* 297: 999-1002
- Aubréville A 1962. 'Savanisation tropical et glaciations quaternaires'. *Adansonia* 2: 16-84.
- Auzel P & Wilkie DS 2000. 'Wildlife use in northern Congo: Hunting in a commercial logging concession'. In Robinson JG., Bennett E. (eds). *Hunting for sustainability in tropical forest*. New-York: Columbia University Press, p. 413-426.
- Bonnefille R, Roeland JC & Guiot J 1990. 'Temperature and rainfall estimates for the past 40,000 years in equatorial Africa'. *Nature* 346: 347-349
- Brashares JS, Arcese P, Sam MK, Coppolillo PB, Sinclair ARE, & Balmford A 2004. 'Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa'. *Science* 306: 1180-1183.
- Carcasson RH 1964. 'A preliminary survey of the zoogeography of African butterflies'. *East African Wildlife Journal* 2: 122-157
- Cerutti PO & Lescuyer G 2011. 'Le marché domestique du sciage artisanal au Camer-

oun. État des lieux, opportunités et défis'. Document Occasionnel No. 59. Jakarta, Indonesia, CIFOR.

Cerutti PO, Ingram V & Sonwa D 2009. 'Les forêts du Cameroun en 2008'. Dans. *Les forêts du Bassin du Congo*. Etat des Forêts 2008. De Wasseige C, Devers D, de Marcken P, Eba'a Atyi & Mayaux P (Eds). Les forêts du Bassin du Congo. Etat des Forêts 2008. Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg, 45-59.

Cheek M, Pollard BJ, Darbyshire I, Onana JM & Wild C 2004. *The plants of Kupe, Mwanenguba and the Bakossi Mountains, Cameroon. A conservation checklist*. Kew Publishing, Royal Botanic Gardens, Kew, UK. 508 pp.

Côté S 1993. 'Plan de zonage du Cameroun forestier méridional'. Québec, Canada, Poulin Thériault Inc., 62 p.

Cowlishaw G, Mendelson S, & Rowcliffe JM 2005. 'Structure and operation of a bushmeat commodity chain in Southwestern Ghana'. *Conservation Biology* 19:139-149.

Crookes DJ, Ankudey N, & Milner-Gulland EJ 2005. 'The value of a longterm bushmeat market dataset as an indicator of system dynamics'. *Environmental Conservation* 32:333-339.

Crowe TM & Crowe AA 1982. 'Patterns of distribution, diversity and endemism in Afrotropical birds'. *Journal of Zoology* 198: 417-442

Cuny P (in press). 'Etat des lieux de la foresterie communautaire et communale au Cameroun'. Tropenbos International Congo Basin Programme, Yaoundé, Cameroon.

Davis S.D., Heywood V.H. and Hamilton A.C. 1994. *Centres of Plant Diversity. A Guide and Strategy for their Conservation*. WWF, IUCN.

Eba'a Atyi, R. (2000). 'TROPFOMS, a decision support model for sustainable management of South-Cameroon's rain forests'. Tropenbos-Cameroon Series 2. Tropenbos-Cameroon Programme, Kribi, Cameroon.

Fa JE, Peres CA, & Meeuwig J. (2002). 'Bushmeat exploitation in tropical forests: an intercontinental comparison'. *Conservation Biology* 16(1):232-7.

Fa JE, Currie D, & Meeuwig J. (2003). 'Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future'. *Environmental Conservation* 30(1):71-78.

FAO (2007). 'State of the world's forests 2007'. Food & Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Fjeldså J & Lovett JC 1997. 'Geographical patterns of old and young species in African forest biota: the significance of specific montane areas as evolutionary centres'. *Biodiversity and Conservation* 6:325-346

Haffer J 1969. 'Speciation in Amazonian forest birds'. *Science* 165: 131-137

Huston MA 1994. *Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.

Jans L, Poorter L, van Rompaey RSAR & Bongers F 1993. 'Gaps and forest zones in tropical moist forest in Ivory Coast'. *Biotropica* 25, 258-269

Jonkers WBJ & van Leersum GJR 2000. 'Logging in south Cameroon: current methods and opportunities for improvement'. *International Forestry Review* 2, 11-16.

Kahlheber S, Bostoen K & Neumann K 2009. 'Early plant cultivation in the Central African rain forest: First millennium BC pearl millet from South Cameroon'. *Journal of African Archaeology* 7: 253-272.

Karsenty A 2010. *Large-scale acquisition of rights on forest lands in Africa. Rights and Resources Initiative*, Washington DC, USA.

Laburthe-Tolra, P. (1981). 'Les seigneurs de la forêt. Essai sur le passé historique,

l'organisation social et les normes éthiques des anciens Beti du Cameroun'. Série NS Recherche 48. Publications de la Sorbonne, Université René Descartes-Paris 5e, Paris, France.

Laurance WF 1999. 'Reflections on the tropical deforestation crisis'. *Biological Conservation* 91:109-117

Letouzey R 1968. *Etude phytogéographique du Cameroun*. Ed. P. Lechavelier, Paris

Letouzey R 1985. 'Notice de la carte phytogéographique du Cameroun au 1:500 000. Institut de la Carte Internationale de la Végétation'.

Maley J 1991. 'The African rain forest vegetation and palaeoenvironments during the late Quarternary'. *Climatic change* 19: 79-98

Martin C 1989. *Die Regenwälder Westafrikas. Oekologie, Bedrohung und Schutz*. Basel, Switzerland, Birkhäuser Verlag, 235 pp.

Mbida Mindzie C., Doutrelepont H., Vrydaghs L., Swennen R.L., Swennen R.J., Beeckman H., de Langhe E. & de Maret P. (2001). 'First archaeological evidence of banana cultivation in central Africa during the third millennium before present'. *Vegetation History and Archaeobotany* 10: 1-6.

Milner-Gulland EJ, & Clayton L. (2000). 'The trade in babirusas and wild pigs in North Sulawesi, Indonesia'. *Ecological Economics* 42: 165-183

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB & Kent J 2000. 'Biodiversity hotspots for conservation priorities'. *Nature* 403: 853-858

Ngoma P & Tatah PN 2008. 'Elaboration of provisions for institutional set-up for the management of Nguti Council Forest. Sustainable Management of Natural Resources-South-West Province, Buea, Cameroon'.

Ngomanda A, Neumann K, Schweizer A & Maley J 2009. 'Seasonality change and the third millennium BP rainforest crisis in southern Cameroon (Central Africa)'. *Quaternary Research* 71: 307-318.

Nounamo L & Yemefack M 2002. 'Farming systems in the evergreen forest of southern Cameroon: shifting cultivation and soil degradation'. *Tropenbos-Cameroon Documents* 8. Tropenbos-Cameroon, Kribi

Olivry JC 1986. 'Fleuves et rivières du Cameroun'. Collection Monographies Hydrologiques d'ORSTOM 9. MESRES-ORSTOM, Paris

Onana JM & Cheek M 2011. *Red data book of the flowering plants of Cameroon*. IUCN Global Assessments. Kew Publishing, Royal Botanic Gardens, Kew, UK. 578 pp.

Oslisly, R. (2001). 'The history of human settlement in the middle Ogooué valley (Gabon)'. In: Weber, W., White L.J.T., Vedder, A. & L. Naughton-Treves (eds.), *African rain forest ecology and conservation. An interdisciplinary perspective*. Yale University Press, New Haven, U.S.A., pp. 101-118.

Parren MPE & Bongers F 2001. 'Does climber cutting reduce felling damage in southern Cameroon?' *Forest Ecology and Management* 141, 175-188

Parren MPE & de Graaf NR 1995. 'The quest for natural forest management in Ghana, Côte d'Ivoire, and Liberia'. *Tropenbos Series* 13. The Tropenbos Foundation, Wageningen, The Netherlands

Putz FE, Blate GM, Redford KH, Fimbel R, & Robinson J. (2001). 'Tropical Forest Management and Conservation of Biodiversity: An Overview'. *Conservation Biology* 15(1):7-20.

Robinson JG, & Bennet EL. (2004). 'Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems'. *Animal Conservation* 7:397-408.

Robinson JG, & Redford KH. (1991). 'Sustainable harvest of Neotropical forest mam-

mals'. In: *Neotropical wildlife use and conservation*. Eds. Robinson JG, Redford KH, pp. 415–429. University of Chicago Press, Chicago.

Sayer JA, Harcourt CS and Collins NM 1992. *The conservation atlas of tropical forests: Africa*. Macmillan Publishers Ltd., New York

Schwartz, D. (1992). 'Assèchement climatique vers 3000 B.P. et expansion Bantu en Afrique cantrale atlantique: quelques réflexions'. *Bull. Soc. géol. France* 163: 353-361.

Sosef MSM 1994. 'Refuge Begonias: taxonomy, phylogeny and historical biogeography of Begonia sect. Loasibegonia and sect. Scutobegonia in relation to glacial rain forest refuges in Africa'. *Studies in Begoniaceae* 5. Wageningen Agricultural University Papers, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands

Tchouto MGP 2004. *Plant diversity in a Central African rain forest. Implications for biodiversity conservation in Cameroon*. PhD thesis, Department of Plant Sciences, Biosystematics Group, Wageningen University, The Netherlands.

Thomas DW, Kenfack D, Chuyong GB, Moses SN, Losos EC, Condit RS & Songwe N 2003. 'Tree species of Southwestern Cameroon. Tree distribution maps, diameter tables, and species documentation of the 50-hectare Korup Forest Dynamics Plot'. Center for Tropical Forest Science of the Smithsonian Tropical Research Institute, Wagington DC, USA, 247 pp.

Topa G, Karsenty A, Megevand C & Debroux L (2009). *The rainforests of Cameroon. Experience and evidence from a decade of reform*. World Bank, Washington DC, USA, 194 pp.

De Wasseige C, Devers D, de Marcken P, Eba'a Atyi & Mayaux P 2009. 'Les forêts du Bassin du Congo. Etat des Forêts 2008'. Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg.

White F 1979. 'The Guineo-Congolian Region and its relation to other phytochoria'. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.* 49: 11-55

White L.J.T. & J.F. Oates (1999). 'New data on the history of the plateau forest of Okomu, southern Nigeria: an insight into how human disturbance has shaped the African rain forest'. *Global Ecology and Biogeography* 8 : 355-361.

White, L.J.T., Oslisly, R., Abernethy, K. & Maley, J. (1996). 'L'Okoumé (*Aucoumea klaineana*): Expansion et déclin d'un arbre pionnier en Afrique centrale atlantique au cours de l'Holocène'. *Dynamique à long terme des écosystèmes forestiers intertropicaux*, pp. 195–198. Editions de l'ORSTOM, Paris.

Wilkie DS, & Carpenter JF. (1999). 'Bushmeat hunting in the Congo Basin: an assessment of impacts and options for mitigation'. *Biodiversity and Conservation* 8(7):927-55.

Wilkie D, Shaw E, Rotberg F, Morelli G, & Auzel P. (2000). 'Roads, development, and conservation in the Congo basin'. *Conservation Biology* 14(6):1614-22.

“LA SELVA ZOQUE”. LA GRAN SELVA IGNORADA DE MÉXICO Y SU IMPORTANCIA EN LA CONSERVACIÓN DE LOS MAMÍFEROS

IVÁN LIRA, CARLOS GALINDO & MIGUEL BRIONES

Resumen

La Selva Zoque en el sureste de México contiene una de las coberturas forestales más grandes y mejor conservadas de Mesoamérica. Con poco más de un millón de hectáreas, su territorio abarca municipios en los estados de Veracruz, Oaxaca y Chiapas, México. No obstante, debido a la complejidad de la tenencia de la tierra, problemas agrarios y colonización, las propuestas que han sugerido el establecimiento de grandes Reservas de la Biósfera en esta región han fracasado, siendo a su vez ignorada por la Legislación Mexicana. El presente capítulo documenta una lista actualizada de los mamíferos de la Selva Zoque; población de vertebrados más afectadas, analizando el estado de riesgo que presentan algunas especies de acuerdo a las leyes Mexicanas e internacionales, y evaluando el uso que las comunidades indígenas les dan.

1. Introducción

La Selva Zoque, que incluye la Sierra Atravesada en Oaxaca hasta la Sierra Madre de Chiapas, es considerada la segunda mayor extensión de selvas y bosques bien conservados al norte de Mesoamérica. Localizada en el Istmo de Tehuantepec, al oriente de Oaxaca, en los Municipios de Santa María y San Miguel Chimalapa, así como en las comunidades de la región de Nizanda; Santiago Laollaga, Ciudad Ixtepec, Chivela, La Ventosa, Lázaro Cárdenas, La Venta, y Santo Domingo Ingenio, abarca áreas también en los estados de Veracruz (Uxpanapa) y Chiapas (Reserva de la Biosfera Selva El Ocote) (Caballero 2000, Aparicio 2001). Esta región, ha sido considerada como un refugio pleistocénico, ya que no sufrió cambios dramáticos durante la época de enfriamiento de la tierra hace miles de años. Debido a esto, se considera que tiene un elevado índice de endemismos, y es considerada como un centro de diversidad de plantas (Wendt 1989, Gobierno del Estado de Oaxaca 1990, Pérez – García *et al.* 2010). No obstante, no se encuentra protegida por la Legislación Mexicana (Chimalapas y Uxpanapa).

Actualmente los procesos de deforestación, conflictos agrarios, ganadería extensiva, cacería de subsistencia, tráfico ilegal de fauna, incendios, así como el narcotráfico que ocurren en la Selva Zoque, están dividiendo bosques y selvas en fragmentos aislados y deteriorados. Esta pérdida de hábitat y deterioro disminuye fuertemente su capacidad de mantener la diversidad genética de la flora y fauna silvestre, empobreciendo a su vez a los pobladores de esta región (Gobierno del Estado de Oaxaca 1990, Cid 2001).

La información sobre flora y fauna es escasa; sin embargo, se presume que la riqueza natural de la Selva Zoque es una de las más importantes de México. Con respecto a los mamíferos, existe información únicamente de los mamíferos asociados al Sistema Lagunar del Istmo de Tehuantepec (López *et al.* 2009), uso de vertebrados terrestres por Huaves y Zapotecas (Vargas 2001); distribución y densidad de tres especies de zorrillos: *Mephitis*

tis macroura, *Conepatus leuconotus* y *Spilogale gracilis* (Lorenzo *et al.* 2005); el uso de hábitat y la densidad poblacional de la liebre del Istmo (*Lepus flavigularis*) (Farías *et al.* 2006 y Sántiz 2006), y el nuevo registro de *Conepatus semiestriatus* para los Chimalapas (Lira y Sánchez-Cordero 2006).

Por lo anterior, los objetivos son: 1) reunir una lista de los mamíferos de la Selva Zoque; 2) documentar su estado de riesgo en categorías nacionales e internacionales y 3) evaluar el uso de las especies cazadas para consumo local.

Área de Estudio. Localizada en los municipios, congregaciones y ejidos: a) Oaxaca: Cabecera Municipal de Santa María Chimalapa y San Miguel Chimalapa, Congregación de la Fortaleza y San Francisco La Paz, Ejidos La Esmeralda, y El Porvenir, Región de Nizanda, abarcando los Municipios La Venta, La Ventosa, Santiago Laollaga, Santo Domingo Ingenio; b) Veracruz: Uxpanapa, Ejido de Tamayo y Poblados 12, 13, 14 y 15; c) Chiapas: Reserva de la Biosfera Selva El Ocote y Rancho Los Ocotones, Cintalapa de Figueroa; coordenadas 16° 00' 32'' a 17° 32' 00'' N y 93° 21' 40'' a 94° 53' 53'' W. (Fig. 1). El clima predominante es cálido húmedo con lluvias en verano; Am(f) y (A)C(w2) (García 1973). La precipitación y temperatura varían de 1 000 a 1 800 mm y de 18 a 22° C respectivamente (Arriaga *et al.* 2000).

La Selva Zoque cuenta con diferentes tipos de vegetación: Bosque tropical perennifolio, subperennifolio y caducifolio, bosque mesófilo de montaña, bosques de coníferas y sabanas (Rzedowski 1991). De la superficie total, el 78.3% corresponde a vegetación bien conservada. De ésta, el bosque tropical perennifolio cubre aproximadamente el 48%, seguida del bosque tropical subperennifolia 14.4% y bosque mesófilo de montaña 13.5% (Salas *et al.* 2001).

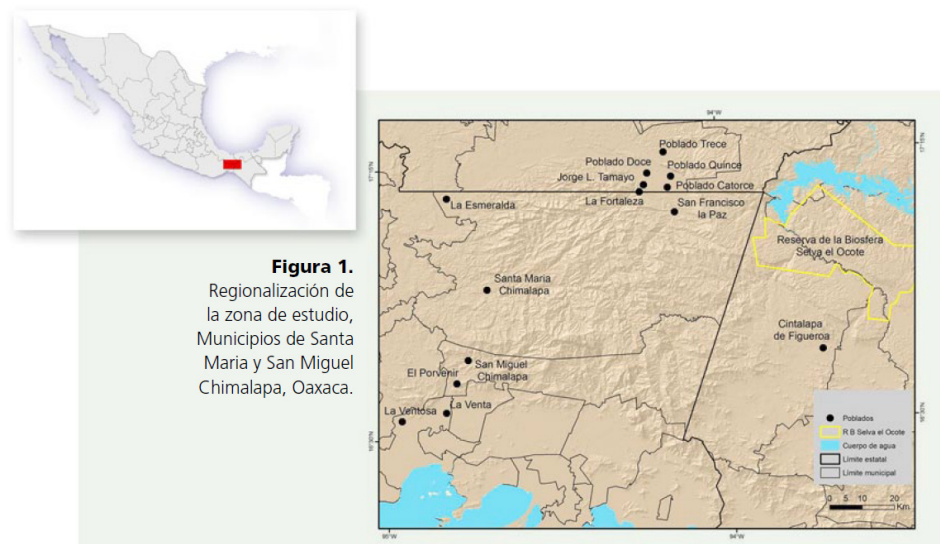


Figura 1.
Regionalización de la zona de estudio, Municipios de Santa María y San Miguel Chimalapa, Oaxaca.

Fig. 1. Delimitación del Área de Estudio.

Material y Métodos. Se realizaron 42 viajes de campo con duración entre seis a quince días, durante el periodo de agosto del 2003 a agosto del 2010. Se registraron las especies de mamíferos a través de métodos directos e indirectos, para conocer la riqueza específica. Los métodos directos incluyen registros visuales, auditivos, capturas físicas, capturas mediante trampas Sherman, Tomahawk y redes de niebla, fotografías, restos óseos y registros

de caza; los indirectos incluyen huellas y excretas. La identificación de las especies se hizo con guías estándares (Hall 1981, Medellín *et al.* 1997, Reid 1997, Aranda 2000). Se consultaron bases de datos y publicaciones con ejemplares registrados de los estados de Oaxaca, Veracruz, Chiapas y de la región en particular (Goodwin 1969, Hall 1981, López-W 2003, Arita y Rodríguez 2004, Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004, Ceballos y Oliva 2005, López *et al.* 2009, UICN 2010).

Para conocer el estado de conservación de las especies se revisaron tres fuentes, a nivel nacional la lista de especies en riesgo (NOM-ECOL 059-2010; SEMARNAT 2010). A nivel internacional la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y la Convención Internacional de Tráfico de Especies de Flora y Fauna Silvestres (CITES).

Para conocer el uso de los mamíferos, se aplicaron 50 cuestionarios a los cazadores de: Cabecera Municipal de Santa María (5), Congregación de la Fortaleza (20), San Francisco La Paz (9), Ejido La Esmeralda (5) y en la Cabecera Municipal de San Miguel Chimalapa (11). En los cuestionarios se incluyó el número de animales cazados o capturados, partes aprovechadas, sitios de captura y métodos de caza.

También se llevó el registro de los animales consumidos por diez familias de la congregación de la Fortaleza, Municipio de Santa María, Chimalapa, Oaxaca, con la finalidad de obtener la biomasa extraída (Robinson y Redford 1991, Naranjo *et al.* 2004).

2. Resultados

Riqueza de especies: La riqueza de mamíferos de la Selva Zoque está integrada por 149 especies, pertenecientes a 99 géneros, 30 familias y diez órdenes. Los órdenes mejor representados son los murciélagos (79), los roedores (29) y los carnívoros (20) con un 86% del total de las especies (Anexo 1).

Considerando que el total de especies de mamíferos para México es de 535 (Ceballos *et al.* 2002, CONABIO 2009), la Selva Zoque cuenta con el 27.85% del total nacional, y representan el 76, 78 y 73% con respecto a los estados de Oaxaca, Veracruz y Chiapas, mismos que cuentan con 196, 191 y 204 especies (Retana y Lorenzo 2002, Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004, González *et al.* 2006).

En la Selva Zoque se encuentran mamíferos con distribución amplia hacia Sudamérica, y otras con distribución en Centroamérica o Norteamérica. Del total de los mamíferos, 71 especies (47.6%) son compartidas con Sudamérica; 27 especies (18.1%) son endémicas de Mesoamérica; y 26 (17.4%) son compartidas con Norteamérica y Sudamérica. Finalmente, *Tlacuatzin canescens*, *Glossophaga morenoi*, *Rhogeessa gracilis*, *Spilogale pygmaea*, *Dasyprocta mexicana*, *Oryzomys chapmani*, *Peromyscus melanophrys*, *Sigmodon mascotensis* y *Orthogeomys cuniculus* son endémicas de México. De acuerdo a listas de mamíferos de otras regiones en el sureste de México, la Selva Zoque es la región con mayor riqueza de especies en el área (Cuadro 1).

Estado de conservación: La Norma 059 considera a las especies en cuatro categorías de riesgo, Extinta (0), En Peligro (11), Amenazada (15) y Protección Especial (9). La UICN contempla varias categorías: Críticamente amenazada (1), Casi Amenazada (3), Amenazada (1), y Vulnerable (2). CITES incluye a las especies en tres apéndices de acuerdo a su estado: I (6), II (2) y III (9) (Anexo 1).

Uso: En la región de la Selva Zoque, de las 50 entrevistas realizadas en las comunidades circunvecinas, 41 de los entrevistados fueron hombres y nueve mujeres. El 74% tenían un

promedio entre 30 y 50 años, dedicándose 27% a la agricultura, 37% a la ganadería y 28% a la caza y pesca. Del total de los entrevistados, 41.81% cazaron en los acahuales y 36.36% en el río o lagunas, utilizando escopetas calibre 16, 20 y 22. Los pobladores realizan recorridos de día con o sin perros, lampareo nocturno y arriadas. La finalidad es la obtención de carne y vísceras para consumo local, así como para su comercialización al exterior.

Región	Estado	Número de especies	Referencia
Selva Zoque	Oaxaca, Chiapas, Veracruz	149	Este trabajo
R.B. Montes Azules (Selva Lacandona)	Chiapas	125	March y Aranda, 1992; Medellín, 2005
R.B. El Triunfo	Chiapas	112	Espinoza et al., 1998
R.B. La Sepultura	Chiapas	98	Espinoza et al., 2004
R.B. El Ocote	Chiapas	97	Navarrete et al., 1996
R.B. Calakmul	Campeche	94	CONANP-SEMARNAT, 2000
R.B. Los Tuxtlas	Veracruz	90	Coates-Estrada y Estrada, 1986
R.B. Sian Ka'an	Quintana Roo	70	Pozo de la Tijera y Escobedo, 1999
P.N. Cañón del Sumidero	Chiapas	46	Gálvez, 1990

Cuadro 1. Regiones con mayor número de especies de mamíferos en México. R.B. = Reserva de la Biosfera, P.N.= Parque Nacional.

El total de biomasa extraída durante el año 2010 fue de 493.8 kg. Los ungulados constituyeron 73% del total de la biomasa cosechada, seguido por los roedores (14.94%), carnívoros (7.29%) y los armadillos (3.5%). Las ocho especies con más alta contribución fueron: Pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) con cuatro hembras y un macho (142.4 kg de carne), venado temazate (*Mazama americana*) con una hembra y cuatro machos (130.5 kg), pecarí de collar (*Pecari tajacu*) con dos hembras y tres machos (87.5 kg), tepezcuintle (*Cuniculus paca*) con dos hembras y siete machos (73.8 kg), mapache (*Procyon lotor*) con una hembra y dos machos (24 kg), armadillo nueve bandas (*Dasypus novemcinctus*) con una hembra y cuatro machos (17.5 kg), tejón (*Nasua narica*) con un macho y una hembra (12 kg), y un oso hormiguero (*Tamandua mexicana*) (6 kg).

3. Discusión

Logramos documentar que la Selva Zoque contiene la fauna de mamíferos más diversa de todo el país (149 especies) (Cuadro 1). Esta elevada riqueza de especies es el resultado de la diversidad de ecosistemas, así como de su buen estado de conservación y difícil acceso (Salas et al. 2001).

El grupo de los murciélagos (79 especies) es muy diverso en zonas tropicales. En la Selva Zoque además se encuentran especies de hábitos templados en las partes altas de las montañas. La mitad de las especies de murciélagos registradas pertenecen a la familia Phyllostomidae, con hábitos alimenticios muy diversos, que incluyen frutos, néctar, in-

sectos y ranas. Otros grupos registrados en el área son más especializados en la captura de insectos (Vespertilionidae y Molossidae). Por otro lado, se registraron pocos roedores (29 especies), a diferencia de las regiones áridas o templadas. Esto es común en los bosques tropicales, debido a que estas especies se concentra en latitudes intermedias (Ceballos *et al.* 2002, Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004).

El grupo de los carnívoros presenta una elevada riqueza debido a que en la Selva Zoque ocurren especies de afinidad compartida, destacando en número los felinos que son tropicales (*Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii*, *Puma concolor* y *Puma yagouaroundi*). Otros grupos bien representados son los marsupiales (*Marmosa mexicana*, *Tlacuatzin canescens*, *Caluromys derbianus*, *Chironectes minimus*, *Didelphis marsupialis*, *Didelphis virginiana*) y los primates (*Alouatta palliata* y *Ateles geoffroyi*) con afinidades también tropicales (Álvarez y de Lachica 1991, Briones-Salas y Sánchez-Cordero 2004).

Es difícil describir el estado de conservación de las especies de mamíferos de la Selva Zoque, ya que no existen estudios previos que evalúen este aspecto, sin embargo, muchas de las especies están registradas en las listas nacionales e internacionales de especies en riesgo. No obstante, no existe concordancia entre los criterios empleados por Norma 059, la lista roja de la UICN o en CITES. De las 40 especies incluidas en alguna de las listas, solamente el tapir centroamericano, el jaguar y el pecarí de labios blancos están incluidos en las tres listas y catorce especies son compartidas por dos de ellas.

De forma similar a otros sitios en Centro y Sudamérica (Redford y Robinson 1987, Robinson y Redford 1991, Escamilla *et al.* 2000), los principales usos que se les da a los mamíferos silvestres en el área son: 1) carne de monte (siendo los tepezcuintles, pecaríes, venados y armadillos los más buscados); 2) mascotas (aves canoras y de ornato, pequeños carnívoros, serpientes, lagartos y tortugas); 3) pieles (felinos, nutrias, cocodrilos y serpientes); y 4) medicina tradicional (serpientes, zorrillos, coyotes y felinos) (Naranjo y Cuarón 2010).

Así mismo, en las congregaciones, ejidos, cabeceras municipales y mercados regionales de la Selva Zoque, la cacería de subsistencia y comercio de la misma está permitida extraoficialmente para los campesinos por las autoridades correspondientes, obteniendo de esta forma los productos de origen animal y recursos económicos que requieren (Bodmer y Robinson 2004, González-Pérez *et al.* 2004, Naranjo *et al.* 2004). Por lo que es fundamental realizar una evaluación del estado de conservación de las principales especies aprovechadas, con la finalidad de estimar tasas de extracción adecuadas para cada una y de esta manera asegurar la permanencia del recurso a largo plazo. Dado que es posible que una extracción tan grande de biomasa como la ocurrida durante el año 2010 por diez familias de la Congregación de la Fortaleza, Municipio de Santa María Chimalapa, Oaxaca (493.8 kg, sin considerar las familias de otras congregaciones o ejidos que no quisieron participar) puede llegar a afectar a estas poblaciones (Naranjo *et al.* 2004).

Durante casi ocho años (2003 a 2010) se ha obtenido información sobre el estado actual y distribución de las diferentes especies de la región:

El tepezcuintle (*Cuniculus paca*) es una de las especies más buscadas en los Municipios de Santa María Chimalapa, Oaxaca y Uxpanapa, Veracruz, donde se cree que es abundante por la topografía abrupta y húmeda de la zona. Su carne, piel y vísceras son muy cotizadas y consideradas entre las más exquisitas (Álvarez del Toro 1991). Desafortunadamente, los métodos de caza empleados no discriminan sexo, edad o estado reproductivo.

El pecarí de collar (*Pecari tajacu*); especie común y abundante, es cotizada por el sabor de su carne y piel, pero también cazada como forma de control por los daños que ocasiona

en los cultivos y hortalizas (Bodmer & Sowls, 1996, Naranjo *et al.* 2004).

Actualmente las poblaciones de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*), conocidos localmente como “Marín o Marines”, se han ido recuperando de la sobreexplotación y erradicación a la que estuvieron sometidas en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, en los años de 1970 y 1980’s (Villa 1951, Álvarez del Toro 1991, Navarrete *et al.* 1996, March 2005, Reyna-Hurtado *et al.* 2008). Actualmente es frecuente observar piras de más de 100 individuos cruzando poblados o ejidos como en el Poblado 12, La Horqueta, Uxpanapa, Veracruz (junio 2009), o en la Congregación de la Fortaleza, Municipio de Santa María, Chimalapa, Oaxaca (marzo 2010), alarmando a los pobladores. La distribución y localización de esta especie se ha centrado en la parte norte de Santa María Chimalapa, Oaxaca y en la Sierra del Espinazo del Diablo, misma que abarca parte de Uxpanapa, Veracruz (March 2005, Reyna-Hurtado *et al.* 2008).

El venado mazate (*Mazama americana*) se distribuye ampliamente en la Selva Zoque, pero al parecer su mayor abundancia está localizada en las zonas húmedas de los municipios de Santa María y los bosques mesófilos de montaña de San Miguel, Chimalapa, Oaxaca y en la Sierra del Espinazo del Diablo. La carne de los mazates; nombre regional, es también muy apreciada para la elaboración de platos típicos. Su piel es curtida y utilizada como adorno local (Galina 2005). En general, donde abunda el mazate no hay presencia de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) mismo que se le ha observado con más frecuencia en los bosques tropicales caducifolios y áreas fragmentadas del Municipio de San Miguel, Chimalapa, la región de Nizanda y en los bosques de coníferas del Ocote y el rancho Los Ocotones en el Municipio de Cintalapa de Figueroa en el Estado de Chiapas.

No obstante que en la región se localiza una de las mayores poblaciones del tapir (*Tapirus bairdii*) a nivel de Mesoamérica, su distribución esta restringida a los bosques mesófilos de montaña del Municipio de San Miguel, zonas húmedas de Santa María Chimalapa, Oaxaca y Sierra del Espinazo del Diablo (Lira *et al.* 2006). Sin embargo, similar a lo que pasa en otras localidades en todo su rango de distribución, estas poblaciones podrían estar en peligro de desaparecer si la caza indiscriminada continua. Tan solo en los últimos ocho años, doce tapires han sido cazados en diferentes puntos de la región, ya sea para la obtención de carne, o por diversión e ignorancia. Asociado a esta situación, la especie ha sido erradicada de Uxpanapa, Veracruz y cada vez es más raro observarla en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas.

Entre las especies que son cazadas por los daños que ocasionan a los agricultores están el armadillo (*Dasypus novemcinctus*), tejón (*Nasua narica*), conejos (*Sylvilagus brasiliensis* y *Sylvilagus floridanus*), mapache (*Procyon lotor*) y guaquiteque (*Dasyprocta mexicana*). Aun así, es común observarlos y no parecen tener problemas de conservación (Naranjo y Cuarón, 2010).

De forma similar, los carnívoros silvestres suelen causar inconvenientes depredando animales domésticos (equinos y bovinos), como consecuencia de la disminución en las poblaciones de sus presas naturales. En aquellas situaciones donde se ven involucrados el jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*), el riesgo y perjuicios económicos son mayores respecto a los daños causados por otros carnívoros. Ante la falta de alternativas para proteger su ganado, a menudo los ganaderos se ven forzados a cazar a estos depredadores. Por lo que es fundamental establecer un programa de monitoreo y evaluación de sus poblaciones para conocer su estado de conservación, así como modificar las prácticas ganaderas extensivas a estabuladas para evitar los conflictos estos felinos (Lira y Ramos – Fernández 2007).

La nutria de río (*Lontra longicaudis*) no es una especie apreciada por su carne, ni piel, sin embargo se caza para controlar la supuesta competencia por peces y crustáceos en ríos y lagunas. Aun así, es común observarla en las partes mejor conservadas de las cuencas de los ríos Uxpanapa, Oaxaca, El Corte, El Frío, El Negro y La Venta en Oaxaca.

Los únicos primates del área; el mono araña (*Ateles geoffroyi*) y el mono aullador (*Alouatta palliata*), aun son comunes, independientemente de que son comercializados porque la gente local que cree que tienen propiedades medicinales. En la Sierra del Tolistoque, ubicada en la región de Nizanda, Oaxaca, se localiza el registro más norteño, en la vertiente del Pacífico, del mono araña. Es prioritario implementar un proyecto de conservación que investigue el estado de conservación de estas poblaciones y el efecto de la cacería sobre ellas (Pérez – García *et al.* 2010).

Finalmente, los efectos del cambio climático son cada día más evidentes en diversos aspectos relacionados con la distribución de las especies, lo que sugiere que su permanencia puede estar en riesgo. Especies como los roedores y las musarañas, habitantes de los bosques de coníferas y bosques mesófilos de montaña de la Selva Zoque, y que tienen una limitada capacidad de dispersión, podrían tener un riesgo adicional por la pérdida y fragmentación de su hábitat, dado que éstas no responden al cambio climático desplazándose a zonas más favorables, enfrentando con esto una pérdida de su área de distribución. Por lo que la conservación y permanencia de esta región no sólo permitirá la permanencia de estas especies, sino que evitara afectar el mantenimiento de la fertilidad de los suelos, el transporte de nutrientes, el control biológico de plagas, la formación de suelo, el control de la erosión y la polinización, en las cuales casi todos los mamíferos participan directa o indirectamente y que afectaría notoriamente el balance ecológico de la región y el planeta (García 2010).

La investigación en la Selva Zoque sobre fauna silvestre y en particular sobre los mamíferos, debe abordar el conocimiento de la riqueza, abundancia, estado de conservación y endemismo a un nivel regional. Esta región contiene una riqueza biológica admirable, pero también es necesario conocer más a fondo la sustentabilidad de la cacería local y su impacto a largo plazo. Por lo que las estrategias de acción a recomendar para la conservación de los mamíferos en esta área son: 1) Evaluación de la distribución, utilización de hábitat y estado poblacional de las especies más aprovechadas y el impacto de la cacería sobre ellas; 2) Diseño e implementación de programas de educación ambiental; 3) Establecimiento de Unidades de Manejo y Aprovechamiento de la Vida Silvestre (UMA's) intensivas, con planes de aprovechamiento, manejo y monitoreo de las especies más aprovechadas, en particular de los venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*), mazate (*Mazama americana*) y el jabalí de collar (*Pecari tajacu*), cuyos costo / beneficio, comparados con el tepezcuintle (*Cuniculus paca*) no son tan altos; 3) Implementación de sistemas agrosilvopastoriles y agroforestales, con menor impacto a la biodiversidad de la región y coadyuvando a reducir el cambio climático, 4) Implementación de programas de ecoturismo a nivel regional enfocados a la observación de primates, psitácidos, rapaces, grandes ungulados y cocodrilianos, y 5) Establecimiento de corredores biológicos (Los Chimalapas – Uxpanapa - El Ocote) para mantener la viabilidad de poblaciones con requerimientos altos de espacio y otros procesos ecológicos.

Agradecimientos

Esta investigación no hubiera sido posible sin el apoyo constante de la gente de Chi-

malapas, Oaxaca y Uxpanapa, Veracruz. Agradecemos el acceso a las Colecciones: Nacional del Instituto de Biología y Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la UNAM, Colegio de la Frontera Sur, Chiapas, Field Museum of Natural History, Chicago, Kansas University, Colección Mastozoológica del CIIDIR, Oaxaca, del Instituto Politécnico Nacional (IPN), Texas Comparative Wildlife Collection, Department of Wildlife Science, Texas A&M. Finalmente, agradecemos al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca otorgada para realizar estudios de Posgrado (registro 239333), y a la UICN/SSC Tapir Specialist Group, Idea Wild (Biodiversity Organization), Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF - México), Agencia de Desarrollo Internacional de Estados Unidos (USAID) y el Parque Zoológico de León, Guanajuato, por el apoyo logístico brindado, equipo de campo donado y financiamiento otorgado.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, T., y F. de LaChica (1991): *Zoogeografía de los vertebrados de México*. SITEA/IPN. México.

Álvarez del Toro, M. (1991): *Los mamíferos de Chiapas*. Gobierno del Estado de Chiapas, México.

Aparicio, R. (2001): *Chimalapas. La Última Oportunidad*. WWF, SEMARNAP. México.

Aranda, M. (2000): *Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México*. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, México.

Arriaga, L., et al. (2000): *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

Arita, H.T., y G. Rodríguez (2004): *Patrones Geográficos de Diversidad de los Mamíferos Terrestres de América del Norte*. Instituto de Ecología, UNAM. Bases de Datos SNIB-CONABIO proyecto QO68. México, D.F.

Briones- Salas, M., y V. Sánchez- Cordero (2004): *Mamíferos*. (ed.): Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund. México.

Bodmer, R. E. y K. L. SOWLS (1996): *El pecarí de collar*. (ed.): Plan de Acción y Evaluación de la Condición actual de los Pecaríes. IUCN, Gland, Suiza.

Bodmer, R.E., y J.G. Robinson (2004): *Evaluating the Sustainability of Hunting in the Neotropics*. (eds): People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America. Columbia University Press / Nueva York, EUA.

Caballero, J.(2000): Serie de Estudios de Casos del Proyecto de Desarrollo de la Biodiversidad 5. México – Proyecto Reserva Ecológica Campesino, de Los Chimalapas. European Comisión, Department for International Development, The World Conservation Union (IUCN).

Ceballos, G., y G. Oliva (2005): *Los Mamíferos de México*. Fondo de Cultura Económica. CONABIO.

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabral, y R. A. Medellín (2002): *Mamíferos de México*. (ed.): Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales. CONABIO-UNAM. México, D.F.

Cid, I. A. (2001): *El Aprovechamiento de la Fauna Silvestre*. (eds): Chimalapas. La Última Oportunidad. WWF, SEMARNAP.

CITES 2010. (2010): Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres www.cites.org/esp/resources/pub/checklist08/index.html.

Coates – Estrada, R., y A. Estrada (1986): Manual de Identificación de Campo de los Mamíferos de la Estación de Biología de “Los Tuxtlas”. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.

CONABIO (2009): El Capital Natural de México. Vol. I. Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.

Ceballos, G., y G. Oliva (2005): *Los Mamíferos de México*. Fondo de Cultura Económica. CONABIO.

Ceballos, G., J. Arroyo–Cabrales, y R. A. Medellín (2002): *Mamíferos de México*. (ed.): Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales. CONABIO–UNAM. México, D.F.

Cid, I. A. (2001): *El Aprovechamiento de la Fauna Silvestre*. (eds): Chimalapas. La Última Oportunidad. WWF, SEMARNAP.

CITES 2010. (2010): Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres www.cites.org/esp/resources/pub/checklist08/index.html.

Coates – Estrada, R., y A. Estrada (1986): Manual de Identificación de Campo de los Mamíferos de la Estación de Biología de “Los Tuxtlas”. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.

CONABIO (2009): *El Capital Natural de México*. Vol. I. Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.

CONANP / SEMARNAT (2000): ‘Programa de Manejo de la Reserva de La Biosfera Calakmul’, México. CONANP - SEMARNAT. México D.F.

Escamilla, A. et al. (2000): ‘Habitat mosaic, wildlife availability and subsistence hunting in the tropical forest of Calakmul’, Mexico. *Conservation Biology* 14:1592-1601.

Espinoza, M. E., et al. (2004): ‘Mamíferos de La Sepultura’, Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop. / Int. J. Trop. Biol.* 52 (1): 249 – 259.

Espinoza, M., E.A. Anzures y E. Cruz (1998): ‘Los Mamíferos de El Triunfo’. *Rev. Mex. Mastozoo*. 3: 79-94.

Farias, V. et al. (2006): ‘Home range and social behavior of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México’. *Journal of Mammalogy*. 87:748-756.

Gálvez, J. (1990): ‘Mastofauna del Parque Nacional “Cañón del Sumidero” Chiapas, México’. Tesis de licenciatura, Instituto de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.

Galina, S. (2005): *Temazate (Mazama americana)*. (ed.): Los Mamíferos de México. FCE, CONABIO.

García, E. (1973): Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, U.N.A.M. México.

García, M. Y. (2010). ‘Efecto del cambio climático en la distribución potencial del Orden Soricomorpha en el estado de Oaxaca’. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional. México.

Gobierno del Estado de Oaxaca (1990): Tequio por Chimalapas. Comité Estatal de Pla-

neación para el Desarrollo de Oaxaca, Subcomité Especial del COPLADE para la Microrregion de los Chimalapas, Vocalía Ejecutiva de los Chimalapas.

González, C., González, R. y Rodríguez, C. (2006): 'Primer registro de *Taxidea taxus* Berlandieri Baird, 1858 (Mammalia: Carnivora: Mustelidae) para el Estado de Veracruz, México'. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 22 (3): 153-156.

González-Pérez, G., M. Briones-Salas y A.M. Alfaro (2004): Integración del conocimiento faunístico del estado. (ed.). Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM; Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza; World Wildlife Fund, México.

Goodwin, G. (1969): 'Mammals from the state of Oaxaca, México', in the American Museum of Natural History. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. New York. Vol. 141: 1

Hall, E. R. (1981): *The Mammals of North America*. Vols. I, II. John Wiley y Sons. New York, EUA.

Goodwin, G. (1969): 'Mammals from the state of Oaxaca, México', in the American Museum of Natural History. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. New York. Vol. 141: 1

Hall, E. R. (1981): *The Mammals of North America*. Vols. I, II. John Wiley y Sons. New York, EUA.

IUCN 2010 (2010): IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org.

Lira, I., y V. Sánchez – Cordero (2006): 'Nuevo Registro de *Conepatus semistriatus* Boddaert 1784 (Carnívora: Mustelidae) en Oaxaca, México'. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 22 (1): 119-121.

Lira, T. I., et al. (2006): 'Status and Conservation of Baird's Tapir in Oaxaca, México. Tapir Conservation'. *Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group*. Vol. 15/1 (19): 21 - 28.

Lira, T.I., y Ramos – Fernández, G. (2007): *El Estado del Jaguar en los Chimalapas, Oaxaca*. (ed.). Conservación y Manejo del Jaguar en México: Estudios de Caso y Perspectivas. Conabio – Alianza WWF / Telcel – Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F.

López-W. R. (2003): 'Base de datos de los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá'. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

López, J.A., et al. (2009). 'Mamíferos terrestres de la zona lagunar del istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México'. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 80:491-505.

Lorenzo, C. et al. (2005): *Distribución de Zorrillos en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México*. (ed.). Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa. Instituto de Biología, UNAM / Instituto de Ecología, UNAM/Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.

March, I. (2005): *Tayassu pecari* (Link, 1795). (ed.). Los Mamíferos de México. FCE, CONABIO.

March, I., y M. Aranda (1992): *Mamíferos de la Selva Lacandona*. (ed.). Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su Conservación. Publicaciones Especiales Ecosfera.

Medellín, R. (2005): *Metachirus nudicaudatus* (Desmarest, 1817). (ed.) Los Mamíferos de México. FCE, CONABIO.

Medellín, R. A., H. T. Arita y O. Sánchez T. (1997): Identificación de los murciélagos de México: Clave de campo. Publicaciones Especiales, Asociación Mexicana de Mastozo-

ología, A.C.

Naranjo, E.J. et al. (2004): *Hunting sustainability of ungulate populations in the Lacandon Forest, Mexico*. (ed.). People in nature: wildlife conservation in South and Central America. Columbia University Press, New York, USA.

Naranjo E.J. y A. Cuarón (2010): *Usos de la Fauna Silvestre*. (ed.). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas del Pacífico de México. FCE, CONABIO, CONANP, Alianza WWF – TELCEL, ECOCIENCIA S.C., TELMEX. México D.F.

Navarrete, D.A., et al. (1996): *Mamíferos de la Selva El Ocote, Chiapas*. (ed.). Conservación y Desarrollo Sustentable en la Selva El Ocote, Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur en colaboración del Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales, A.C.

Pérez – García, E., J. Meave, y S. Salas (2010): *Nizanda, Oaxaca*. (ed.). Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas del Pacífico de México. FCE, CONABIO, CONANP, Alianza WWF – TELCEL, ECOCIENCIA S.C., TELMEX. México D.F.

Pozo de la Tijera, C., y J.E. Escobedo Cabrera (1999): 'Mamíferos terrestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an'. *Rev. Bio. Trop.* 47:251-262.

Reid, A. F. (1997): *A Field guide to the mammals of central and southeast Mexico*. Oxford University Press, Nueva York.

Retana, O. y C. Lorenzo (2002). 'Lista de los mamíferos terrestres de Chiapas: Endemismo y Estado de Conservación'. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 85: 25 - 49.

Redford, K.H., and J.G. Robinson (1987): 'The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics'. *American Anthropologist*. 89: 650-667.

Reyna-Hurtado, R. et al. (2008): *Tayassu pecari*. (ed.): IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>.

Rzedowsky, J. (1991): *Vegetación de México*. Limusa. México.

Robinson, J.G., and K.H. Redford (1991): *Sustainable harvest of neotropical forest animals*. (ed.): Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago.

Salas, M., Schibli, L., y Torres, B. E. (2001): *La importancia ecológica y biológica*. (eds): Chimalapas. La Última Oportunidad. WWF, SEMARNAP. México.

Sántiz, L. E. (2006): 'Selección de hábitat y densidad de la liebre del istmo de *Lepus flavigularis* (Wagner, 1844) en Oaxaca, México'. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz.

Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). (2010): 'Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo'. *Diario Oficial de la Federación*, Jueves 30 de diciembre de 2010, 1:1-77.

Vargas, Z. (2001): 'Valoración de los vertebrados terrestres por los huaves y zapotecas de la zona lagunar del istmo de Tehuantepec, Oaxaca'. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Pozo de la Tijera, C., y J. E. Escobedo Cabrera (1999): 'Mamíferos terrestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an'. *Rev. Bio. Trop.* 47:251-262.

Reid, A. F. (1997): *A Field guide to the mammals of central and southeast Mexico*. Oxford University Press, Nueva York.

Retana, O. y C. Lorenzo (2002). 'Lista de los mamíferos terrestres de Chiapas: Endemismo y Estado de Conservación'. *Acta Zool. Mex.* (n.s.) 85: 25 - 49.

Redford, K.H., and J.G. Robinson (1987): 'The game of choice: patterns of Indian and

colonist hunting in the Neotropics'. *American Anthropologist*. 89: 650-667.

Reyna-Hurtado, R. et al. (2008): *Tayassu pecari*. (ed.): IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>.

Rzedowsky, J. (1991): *Vegetación de México*. Limusa. México.

Robinson, J.G., and K.H. Redford (1991): *Sustainable harvest of neotropical forest animals*. (ed.): Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago.

Salas, M., Schibli, L., y Torres, B. E. (2001): *La importancia ecológica y biológica*. (eds): Chimalapas. La Última Oportunidad. WWF, SEMARNAP. México.

Sántiz, L. E. (2006): 'Selección de hábitat y densidad de la liebre del istmo de *Lepus flavigularis* (Wagner, 1844) en Oaxaca, México'. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz.

Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). (2010): 'Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo'. Diario Oficial de la Federación, Jueves 30 de diciembre de 2010, 1:1-77.

Vargas, Z. (2001): 'Valoración de los vertebrados terrestres por los huaves y zapotecas de la zona lagunar del istmo de Tehuantepec, Oaxaca'. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas.

Villa, B. (1951): *Jabalíes y Berrendos*. Departamento de Caza. Secretaria de Agricultura y Ganadería. Dirección General Forestal y de Caza. México, D.F.

Wendt, T. (1989): 'Las Selvas de Uxpanapa, Veracruz – Oaxaca, México: Evidencia de Refugios Florísticos Cenozoicos'. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica*. 58:29–54.

ANEXO1. LISTADO ACTUAL DE LOS MAMÍFEROS DE LA SELVA ZOQUE, MÉXICO

Los órdenes se mencionan en la secuencia filogenética propuesta por Wilson y Reeder (1993), con una actualización sistemática y taxonómica propuesta por Ceballos, Arroyo - Cabrales y Medellín (Ceballos y Oliva, 2005) y Ramírez-Pulido et al. (2005). Las familias, géneros y especies se listan en orden alfabético. Las abreviaturas en las columnas representan: INS: insularidad (A= Acuático; I = Estrictamente Insular; C= Continental; IC Insular y Continental). DIST: Distribución. 1) Especies mexicanas compartidas con otros países norteamericanos (NA); 2) Especies mexicanas compartidas con otros países de Sudamérica (SA); 3) Especies con áreas de distribución amplias que incluyen tanto Norte como Sudamérica (ES); 4) Especies que son endémicas a América Central, es decir, a México y Centroamérica (MA); y 5) Especies endémicas mexicanas (MX). Nom: Conservación según NOM-059-ECOL-2010 (E = Extinta en Medio Silvestre; P = Peligro de Extinción; A = Amenazada; PR = Sujeta a Protección Especial) UICN: Categoría según UICN 2010 (EX = Extinta; EW = Extinta en Estado Silvestre; CR = Críticamente en Peligro; EN = En Peligro; VU = Vulnerable; NT= Cercanamente Amenazado; LR / cd = En Menor Riesgo; DD = Datos Deficientes; NE = No Evaluada; LC = Poco Concerniente).

CITES: Apéndice según CITES 2010 (I = podrían ser extinguidas por el tráfico; II = podrían extinguirse si no se controla el tráfico; III = reguladas por algún socio del tratado). Las fuentes de información son las siguientes:

N°	ACRÓNIMO	NOMBRE
1	ECO-SC-M.	Colección Mastozoológica de El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de las Casas. Chiapas.
2	CNMA	Colección Mastozoológica del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México.
3	OAXMA	Colección Mastozoológica del CIIDIR – Oaxaca.
4	MZFC	Museo de Zoología “Alfonso L. Herrera” de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México.
5	FMNH	Field Museum of Natural History, Chicago.
6	KU	Kansas University, Museum of Zoology.
7	Texas A&M	Texas Comparative Wildlife Collection. Departament of Wildlife Science, Texas A&M.
8	CONABIO	Arita, H, T. & G. Rodríguez. 2004. Patrones Geográficos de Diversidad de los Mamíferos Terrestres de América del Norte. Instituto de Ecología, UNAM. Bases de Datos SNIB-CONABIO proyecto QO68. México, D.F.
9	CONABIO/FCE	Ceballos, G. & G. Oliva, 2005. Los Mamíferos de México. FCE, CONABIO, 986 p.
10	American Museum of Natural History	Goodwin, G. 1969. Mammals from the state of Oaxaca, México, in the American Museum of Natural History. Bulletin of the American Museum of Natural History. New York. Vol. 141: 1
11	IBUNAM / FOCN / WWF	Briones-Salas, M. & V. Sánchez-Cordero. 2004. Mamíferos. p 423-447. In A. J. García- Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.) Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza- Word Wildlife Fund. México.
12	IUCN	IUCN 2010. 2010 IUCN Red List of Threatened Species. <www.iucnredlist.org>.
13	UAM / Iztapalapa	
14	Hall, E.R.	López-W. R. 2003. Base de datos de los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
		Hall, E. R. 1981. The Mammals of North America. Vols. I, II. John Wiley & Sons. New York, EUA. 1181 p.

#	CATEGORIA TAXO-NOMICA	NOMBRE COMÚN	INS	DIST	NOM	UICN	CITES	REG-ISTRO ANTE-RIOR	ESTE ES-TUDIO
	ORDEN DIDELPHI-MORPHIA								
	Familia Marmosidae								
1	Marmosa mexicana Merriam, 1897	Ratón tlacuache	C	MA		LR/lc		MZFC	
2	Tlacuatzin canescens J. A. Allen, 1893	Tlacuachín	IC	MX					Fotografiado
	Familia Caluromyidae								
3	Caluromys derbianus Waterhouse, 1841	Tlacuache dorado	C	SA	Pr	VU A1c		ECO-SC-M	Fotografiado
	Familia Didelphidae								
4	Chironectes minimus Zimmermann, 1780	Tlacuache acuático	C	SA	P	LR/nt			Observado
5	Didelphis marsupialis Linnaeus, 1758	Tlacuache común	IC	SA		LR/lc		ECO-SC-M. / MZFC	Fotografiado
6	Didelphis virginiana Kerr, 1792	Tlacuache común	IC	AM		LR/lc		ECO-SC-M. / MZFC	Observado
7	Philander opossum Linnaeus, 1758	Tlacuache 4 ojos	C	SA		LR/lc		ECO-SC-M. / MZFC	Fotografiado

#	CATEGORIA TAXO-NOMICA	NOMBRE COMÚN	INS	DIST	NOM	UICN	CITES	REG-ISTRO ANTE-RIOR	ESTE ES-TUDIO
	ORDEN CINGULATA								
	Familia Dasypodidae								
9	Dasypus novemcinctus Linnaeus, 1758	Armadillo 9 bandas	IC	AM		LC		ECO-SC-M. / MZFC	Fotografiado / Observado
10	ORDEN PILOSA								
	Familia Myrmecophagidae								
	Cyclopes didactylus Linnaeus, 1758		C	SA	P	LC			Piel y Craneo
11	Tamandua mexicana Saussure, 1860	Hormiguero	C	SA	P	LC	III		Observado
12	ORDEN INSECTIVORA								
	Familia Soricidae								
	Cryptotis parva Say, 1823	Musaraña	C	AM		LR/lc		ECO-SC-M.	
	Sorex saussurei Merriam, 1892	Musaraña	C	MA		LR/lc		MZFC	

#	CATEGORIA TAXO-NOMICA	NOMBRE COMÚN	INS	DIST	NOM	UICN	CITES	REG-ISTRO ANTE-RIOR	ESTE ES-TUDIO
	ORDEN CHIROPTERA								
	Familia Emballonuridae								
13	Balantiopteryx io Thomas, 1904	Murciélago	C	MA		LR/nt		ECO-SC-M.	Obser-vado
14	Balantiopteryx plicata Peters, 1867	Murciélago	IC	SA		LR/lc			Obser-vado
15	Diclidurus albus Wied – Neuwied, 1820	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	
16	Peropteryx kappleri Peters, 1867	Murciélago	C	SA	Pr	LR/lc		MZFC	
17	Peropteryx macrotis Wagner, 1843	Murciélago	C	SA		LR/lc		ECO-SC-M.	
18	Rhynchonycteris naso Wied – Neuwied, 1820	Murciélago	C	SA	Pr	LR/lc		MZFC	
19	Saccopteryx bilineata Temminck, 1838	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	Obser-vado
	Familia Noctilionidae								
20	Noctilio leporinus Lin-naeus, 1758	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	Cráneo y obser-vado
	Familia Mormoopidae								
21	Mormoops megalophylla Peters, 1864	Murciélago	IC	AM		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
22	Pteronotus davyi Gray, 1838	Murciélago	IC	SA		LR/lc		MZFC	Obser-vado
23	Pteronotus parnellii Gray, 1843	Murciélago	IC	SA		LR/lc		MZFC	Obser-vado
24	Pteronotus personatus Wagner, 1843	Murciélago	IC	SA		LR/lc			Obser-vado
	Familia Phyllostomidae								
25	Macrotus waterhousii Gray, 1843	Murciélago	IC	MA		LR/lc		MZFC	
26	Glyphonycteris sylvestris Thomas, 1896	Murciélago	C	SA		LR/nt		MZFC	
27	Micronycteris brachyotis Dobson, 1879	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	
28	Micronycteris microtis Miller, 1898	Murciélago	IC	SA				MZFC	
29	Desmodus rotundus E. Geoffroy Saint - Hilaire, 1810	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	Obser-vado
30	Diphylla ecaudata Spix, 1823	Murciélago	C	AM		LR/nt		Goodwin 1969 / OAXMA	
31	Chrotopterus auritus Peters, 1856	Murciélago	C	SA	A	LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	

32	<i>Trachops cirrhosus</i> Spix, 1823	Murciélago	C	SA	A	LR/lc		MZFC	
33	<i>Lonchorhina aurita</i> Tomes, 1863	Murciélago	C	SA	A	LR/lc		ECO-SC-M. / MZFC	
34	<i>Lophostoma brasiliense</i> Peters, 1866	Murciélago	C	SA	A	LR/lc		MZFC	
35	<i>Lophostoma evotis</i> Davis & Carter, 1978	Murciélago	C	MA	A	LR/nt		MZFC	
36	<i>Mimon cozumelae</i> Goldman, 1914	Murciélago	C	SA	A			MZFC	
37	<i>Phyllotomus discolor</i> Wagner, 1843	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	
38	<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	
39	<i>Choeroniscus godmani</i> Thomas, 1903	Murciélago	C	SA		LR/nt		ECO-SC-M. / MZFC	
40	<i>Choeronycteris mexicana</i> Tschudi, 1844	Murciélago	C	NA	A	LR/nt		Goodwin 1969 / OAXMA	
41	<i>Glossophaga commissarisi</i> Gardner, 1962	Murciélago	C	SA		LR/lc		ECO-SC-M.	
42	<i>Glossophaga leachii</i> Gray, 1844	Murciélago	C	MA		LR/lc		ECO-SC-M.	
43	<i>Glossophaga morenoi</i> Martínez & Villa, 1938	Murciélago	C	MX		LR/nt		Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	Observado
44	<i>Glossophaga soricina</i> Pallas, 1766	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	Observado
45	<i>Hylonycteris underwoodi</i> Thomas, 1903	Murciélago	C	MA		LR/nt		MZFC	
46	<i>Leptonycteris curasoae</i> Miller, 1900	Murciélago	IC	AM	A	VU A1c		Goodwin 1969 / OAXMA	
47	<i>Artibeus intermedius</i> J. A Allen, 1897	Murciélago	IC	SA		LR/lc		MZFC	Observado

48	<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	Murciélago	IC	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	Observado
49	<i>Artibeus lituratus</i> Olfers, 1818	Murciélago	IC	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	Observado
50	<i>Carollia sowelli</i> Baker et al. 2002	Murciélago	C	MA				Goodwin 1969 / OAXMA	
51	<i>Carollia perspicillata</i> Linnaeus, 1758	Murciélago	C	SA		LR/lc		ECO-SC-M.	Observado
52	<i>Carollia subrufa</i> Hahn, 1905	Murciélago	C	MA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
53	<i>Centurión senex</i> Gray, 1842	Murciélago	C	SA				Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	Observado
54	<i>Chiroderma salvini</i> Dobson, 1878	Murciélago	C	SA		LR/lc		ECO-SC-M.	
55	<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	Observado
56	<i>Dermanura azteca</i> Andersen 1906	Murciélago	C	MA				MZFC	
57	<i>Dermanura phaeotis</i> Miller, 1902	Murciélago	IC	SA				Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	
58	<i>Dermanura tolteca</i> Sausure, 1860	Murciélago	C	MA				Goodwin 1969 / OAXMA / ECO-SC-M	Observado
59	<i>Dermanura watsoni</i> Thomas, 1901	Murciélago	C	SA	Pr			MZFC	
60	<i>Enchisthenes hartii</i> Thomas, 1892	Murciélago	C	SA	Pr	LR/lc		MZFC	
61	<i>Platyrrhinus helleri</i> Peters, 1866	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	
62	<i>Sturnira lilium</i> E.Geoffroy St.-Hilaire, 1810	Murciélago	C	SA		LR/lc		ECO-SC-M.	
63	<i>Sturnira ludovici</i> Anthony, 1924	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	Observado
64	<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	

65	<i>Uroderma magnirostrum</i> Davis, 1968	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	Observado
66	<i>Vampyresa thylene</i> Thomas, 1909	Murciélago	C	SA				ECO-SC-M.	
67	<i>Vampyrodes caraccioli</i> Thomas, 1889	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	
	Familia Natalidae								
68	<i>Natalus stramineus</i> Gray, 1838	Murciélago	IC	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
	Familia Vespertilionidae								
69	<i>Corynorhinus townsendii</i> Cooper, 1837	Murciélago	IC	NA				MZFC	
70	<i>Eptesicus brasiliensis</i> Desmarest, 1819	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
71	<i>Eptesicus furinalis</i> d'Orbigny, 1847	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
72	<i>Eptesicus fuscus</i> Beauvois, 1796	Murciélago	C	AM		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
73	<i>Lasiurus blossevillei</i> Lesson & Garnot, 1826	Murciélago	IC	AM		LR/lc		MZFC	Observado
74	<i>Lasiurus cinereus</i> Palisot de Beauvois, 1796	Murciélago	C	AM		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
75	<i>Lasiurus ega</i> Gervais, 1856	Murciélago	C	AM		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
76	<i>Lasiurus intermedius</i> H. Allen, 1862	Murciélago	C	NA		LR/lc		MZFC	Observado
77	<i>Myotis albescens</i> E. Geoffroy, 1806	Murciélago	C	SA	Pr	LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
78	<i>Myotis fortidens</i> Miller & Allen, 1928	Murciélago	C	MA		LR/nt		Goodwin 1969 / OAXMA	Observado
79	<i>Myotis keaysi</i> J.A. Allen, 1914	Murciélago	C	SA		LR/lc		ECO-SC-M.	
80	<i>Myotis nigricans</i> Schinz, 1821	Murciélago	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
81	<i>Myotis thysanodes</i> Miller, 1897	Murciélago	C	NA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
82	<i>Myotis velifer</i> J.A. Allen, 1890	Murciélago	C	AM		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
83	<i>Rhogeessa gracilis</i> Miller, 1897	Murciélago	C	MX		LR/nt		MZFC	

84	Rhogeessa tumida H. Allen, 1866	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	
	Familia Molossidae								
85	Eumops underwoodi Goodwin, 1940	Murciélago	C	AM		LR/nt		MZFC	
86	Molossus aztecus Saus-sure, 1860	Murciélago	C	MA		LR/nt		MZFC	Obser-vado
87	Molossus rufus E. Geoffroy Saint – Hilaire, 1805	Murciélago	C	SA				MZFC	Obser-vado
88	Promops centralis Thomas, 1915	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	
89	Nyctinomops aurispinosus Peale, 1848	Murciélago	C	SA				MZFC	
90	Nyctinomops laticaudatus E. Geoffroy St. Hilaire, 1805	Murciélago	C	SA		LR/lc		MZFC	
91	Tadarida brasiliensis I. Geoffroy St.- Hilaire, 1824	Murciélago	C	AM		LR/nt		Goodwin 1969 / OAXMA	

	ORDEN PRIMATES								
	Familia Atelidae								
92	Alouatta palliata Gray, 1849	Mono aullador	C	SA	P	LC		ECO-SC-M. / MZFC	Obser-vado
93	Ateles geoffroyi Kuhl, 1820	Mono araña	C	MA	P	LC		ECO-SC-M. / MZFC	Obser-vado
	ORDEN CARNIVORA								
	Familia Canidae								
94	Canis latrans Say, 1823	Coyote	IC	NA		LC			Piel y cráneo
95	Urocyon cinereoargenteus Schreber, 1775	Zorra Gris	IC	AM		LC		ECO-SC-M.	Piel y cráneo / Fotografiado
	Familia Felidae								
96	Puma yagouaroundi Lacépède, 1809	Leoncillo	C	AM	A	LC	I	MZFC	Piel y cráneo / Fotografiado
97	Leopardus pardalis Linnaeus, 1758	Ocelote	C	AM	P	LC	I	ECO-SC-M. / MZFC	Piel y cráneo / Fotografiado
98	Leopardus wiedii Schinz, 1821	Tigrillo	C	AM	P	LC	I	ECO-SC-M. / MZFC	Piel y cráneo / Fotografiado

99	Puma concolor Linnaeus, 1771	Puma	C	AM		NT		ECO-SC-M.	Piel y cráneo
100	Panthera onca Linnaeus, 1758	Jaguar	C	AM	P	NT	I		Piel y cráneo
	Familia Mustelidae								
101	Lontra longicaudis Olfers, 1818	Nutria de río	C	SA	A	DD	I	ECO-SC-M. / MZFC	Observado / Piel
102	Eira barbara Linnaeus, 1758	Viejo de Monte	C	SA	P	LR/lc	III	ECO-SC-M. / MZFC	Piel y cráneo / Fotografiado
103	Galictis vittata Schreber, 1776	Grisón	C	SA	A	LR/lc	III		Piel y cráneo
104	Mustela frenata Lichtenstein, 1831	Comadreja	C	AM		LR/lc			Observado
	Familia Mephitidae								
105	Conepatus leuconotus Lichtenstein, 1832	Zorrillo Espalda Blanca	C	NA		LR/lc		MZFC	Piel y cráneo
106	Conepatus semistriatus Boddaert, 1784	Zorrillo tropical	C	SA	Pr	LR/lc		CNMA	Piel y cráneo / Fotografiado
107	Mephitis macroura Lichtenstein, 1832	Zorrillo listado	C	AM		LR/lc		MZFC	Piel y cráneo
108	Spilogale gracilis Merriam, 1890	Zorrillo manchado	C	NA				CNMA	Piel y cráneo
109	Spilogale pygmaea Thomas, 1898	Zorrillo pigmeo	C	MX	A	LR/lc			Piel y cráneo / Fotografiado
	Familia Procyonidae								
110	Potos flavus Schreber, 1774	Martucha	C	SA	Pr	LR/lc	III	ECO-SC-M.	Piel y cráneo
111	Bassariscus sumichrasti Saussure, 1860	Cacomixtle tropical	C	MA	Pr	LR/nt	III	ECO-SC-M.	Observado
112	Nasua narica Linnaeus, 1766	Tejón	C	AM		LR/lc	III	ECO-SC-M.	Piel y cráneo / Fotografiado
113	Procyon lotor Linnaeus, 1758	Mapache	C	AM		LR/lc		ECO-SC-M.	Piel y cráneo / Fotografiado
	ORDEN PERISSODACTYLA								
	Familia Tapiridae								

114	Tapirus bairdii Gill, 1865	Tapir	C	SA	P	EN	I		Cráneo / Fotogra- fiado
	ORDEN ARTIODAC- TYLA								
	Familia Cervidae								
115	Mazama americana Erx- leben, 1777	Temazate	C	SA		DD		ECO- SC-M.	Piel y cráneo / Fotogra- fiado
116	Odocoileus virginianus Zimmermann, 1780	Venado cola blanca	IC	AM		LR/lc		ECO- SC-M. / MZFC	Piel y cráneo
	Familia Tayassuidae								
117	Tayassu pecari Link, 1795	Marín	C	SA	P	NT	II		Piel y cráneo / Fotogra- fiado
118	Pecari tajacu Linnaeus, 1758	Jabalí de collar	IC	AM			II	ECO- SC-M. / MZFC	Piel y cráneo / Fotogra- fiado
	ORDEN RODENTIA								
	Familia Sciuridae								
119	Glaucomys volans Lin- naeus, 1758	Ardilla voladora	C	NA	A	LR/lc			Obser- vado
120	Sciurus aureogaster F. Cuvier, 1829	Ardilla gris	C	MA		LR/lc		ECO- SC-M. / MZFC	Obser- vado
121	Sciurus deppei Peters, 1863	Ardilla de selva	C	MA		LR/lc	III	ECO- SC-M. / MZFC	Obser- vado
	Familia Geomyidae								
122	Orthogeomys cuniculus Elliot, 1905	Tuza	C	MX	A	CR			Cráneo
123	Orthogeomys hispidus Le Conte, 1852	Tuza	C	MA		LR/lc		ECO- SC-M.	
	Familia Heteromyidae								
124	Heteromys desmaresti- anus Gray, 1868	Ratón	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
125	Liomys pictus Thomas, 1893	Ratón	C	MA		LR/lc		MZFC	Cráneo
126	Liomys salvini Thomas 1893	Ratón	C	MA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
	Familia Muridae								

127	Baiomys musculus Merriam, 1892	Ratón	C	MA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
128	Neotoma mexicana Baird, 1855	Ratón	C	NA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAX-MA/MZFC	
129	Nyctomys sumichrasti Saussure, 1860	Ratón	C	MA		LR/lc		MZFC	
130	Oligoryzomys fulvescens Saussure, 1860	Ratón	C	SA		LR/lc		MZFC	
131	Oryzomys alfaroi J. A. Allen, 1891	Ratón	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAX-MA/MZFC	
132	Oryzomys chapmani Thomas, 1898	Ratón	C	MX		LR/lc		ECO-SC-M.	
133	Oryzomys couesi Alston, 1877	Ratón	IC	AM		LR/lc		ECO-SC-M.	
134	Oryzomys rostratus Merriam, 1901	Ratón	C	MA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
135	Peromyscus aztecus Saussure, 1860	Ratón	C	MA		LR/lc		MZFC	
136	Peromyscus leucopus Rafinesque, 1818	Ratón	IC	NA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
137	Peromyscus melanophrys Coues, 1874	Ratón	C	MX		LR/lc		Goodwin 1969 / OAX-MA/MZFC	
138	Peromyscus mexicanus Saussure, 1860	Ratón	C	MA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAX-MA/MZFC	Piel y cráneo
139	Reithrodontomys fulvescens J.A. Allen, 1894	Ratón	C	NA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
140	Reithrodontomys mexicanus Saussure, 1860	Ratón	C	SA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
141	Reithrodontomys sumichrasti, Saussure, 1861	Ratón	C	MA		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
142	Sigmodon hispidus Say & Ord, 1825	Ratón	C	AM		LR/lc		Goodwin 1969 / OAXMA	
143	Sigmodon mascotensis J. A. Allen, 1897	Ratón	C	MX		LR/lc		ECO-SC-M.	

144	Tylomys nudicaudus Peters, 1866	Rata arborí- cola	C	MA		LR/lc		MZFC	Piel y cráneo
	Familia Erethizontidae								
145	Coendu mexicanus Kerr, 1792	Puerco espín	C	MA	A		III		Obser- vado
	Familia Cuniculidae								
146	Cuniculus paca Linnaeus, 1766	Tepescuin- tle	IC	SA			III	ECO- SC-M. / MZFC	Cráneo / Fotogra- fiado
	Familia Dasypsectidae								
147	Dasypsecta mexicana Saussure, 1860	Guaqueque	C	MX		LR/nt		ECO- SC-M. / MZFC	Cráneo / Fotogra- fiado
	ORDEN LAGOMOR- PHA								
	Familia Leporidae								
148	Sylvilagus brasiliensis Linnaeus 1758	Conejo	C	SA				ECO- SC-M. / MZFC	Cráneo
149	Sylvilagus floridanus J.A. Allen, 1890	Conejo	C	AM		LR/lc			Cráneo

WHAT MIGHT BE THE EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON THE FOREST VEGETATION PATTERN IN SLOVENIA?

LADO KUTNAR & ANDREJ KOBLER

Summary

By using an empirical GIS model, the potential spatial changes of forest vegetation in Slovenia driven by expected climate change have been analysed. Based on the three different scenarios predicting climate warming in Slovenia (the mean, pessimistic and optimistic scenarios), the simulation showed that the vegetation pattern will be altered under the impacts of climate change, and the shift of vegetation belts upwards might be expected. Nowadays dominant forests, mostly mesic *Fagus sylvatica* forests, might be replaced by different thermophilous, drought-tolerant forests. A significant part of the coniferous forest with *Picea abies* and *Abies alba* predominating might be converted to deciduous forests.

1. Climate Change Forecasts for Europe

The results of climate research suggest that the risks caused by weather extremes may increase considerably in future (McCarthy *et al.*, 2001; Alcamo *et al.*, 2007). Warmer, drier conditions will lead to more frequent and prolonged droughts, as well as to a longer fire season and increased fire risk, particularly in the Mediterranean region (Alcamo *et al.*, 2007). Beniston *et al.* (2007) estimated that countries in central Europe would experience the same number of hot days as currently occur in southern Europe, and that in the Mediterranean droughts would start earlier in the year and last longer. The regions most affected could be the southern Iberian Peninsula, the Alps, the eastern Adriatic coast, and southern Greece. The regions most prone to an increase in drought risk are the Mediterranean and some parts of central and eastern Europe (Alcamo *et al.*, 2007). The Mediterranean and even much of eastern Europe may experience an increase in dry periods by the late 21st century (Polemio and Casarano, 2004), and the longest yearly dry period could increase by as much as 50%, especially over France and central Europe (Good *et al.*, 2006).

Forest ecosystems in Europe are very likely to be strongly influenced by climate change and other global changes (Shaver *et al.*, 2000; Blennow and Sallnäs, 2002; Askeev *et al.*, 2005; Kellomäki and Leinonen, 2005; Maracchi *et al.*, 2005; Alcamo *et al.*, 2007). Forest area is expected to expand in the north (White *et al.*, 2000; MNRRE, 2003; Shiyatov *et al.*, 2005), but contract in the south (Metzger *et al.*, 2004; Alcamo *et al.*, 2007). Native conifers are likely to be replaced by deciduous trees in western and central Europe (Maracchi *et al.*, 2005; Koca *et al.*, 2006). The distribution of a number of main tree species might decrease in the Mediterranean (Schröter *et al.*, 2005) and in central and southeast Europe (Geßler *et al.*, 2007; Mátyás *et al.*, 2010; Czúcz *et al.*, 2011).

At higher elevations in the Alps, net primary productivity (NPP) is likely to increase throughout the century. However, by the end of the century (2071 to 2100) in continental central and southern Europe, NPP of conifers is likely to decrease due to water limitations (Lasch *et al.*, 2002; Lexer *et al.*, 2002; Martínez-Vilalta and Piñol, 2002; Freeman *et al.*,

2005; Körner *et al.*, 2005) and higher temperatures (Pretzsch and Dursky, 2002). Negative impacts of drought on deciduous forests are also possible (Broadmeadow *et al.*, 2005).

Abiotic hazards for forests are likely to increase, although expected impacts are regionally specific and will be substantially dependent on the forest management system used (Kellomäki and Leinonen, 2005). Fire danger, length of the fire season, and fire frequency and severity are expected to increase in the Mediterranean (Santos *et al.*, 2002; Pausas, 2004; Pereira *et al.*, 2005; Moriondo *et al.*, 2006), and lead to the increased dominance of shrubs over trees (Mouillot *et al.*, 2002). Although to a lesser degree, the danger of fire is also likely to increase in central, eastern and northern Europe (Goldammer *et al.*, 2005; Kellomäki *et al.*, 2005; Moriondo *et al.*, 2006).

2. Forests and Forestry in Slovenia

Slovenia, situated on the transition between the Mediterranean and central Europe, between the mountain region of the Alps and the Dinaric range, is the under influence of the Mediterranean and of the continental climate of the mountainous ranges and of the Pannonia basin (Wraber, 1969).

In terms of relative forest cover, Slovenia is one of the most forested countries in Europe, and its share is continues to increase. Despite rather favourable conditions, the country's forest cover has not always been so high. It began to increase approximately 130 years ago, growing from 737,000 hectares (36%) in 1875 to 1.16 million hectares (58%) in 2006. According to FRA (2010) report, forests cover even 62% of the country, and broadleaf forests are prevailing (near 55% of all forests), and the mean growing stock is 332 m³ per hectare.

Slovenia has an established tradition of planned management of forests. The first forestry plans for this territory were made in the 18th century (Flamek, 1771), while individual edicts for regulating forests were being made as early as the 15th century. Nowadays, the forest management planning system in Slovenia covers all forest areas, regardless of ownership (71% privately owned, 3% owned by local communities or other organisations, 26% in state ownership; Lesnik and Matijašić, 2006). Close-to-nature forestry, which has been used in Slovenia for over 50 years, promotes the conservation of nature and forests, as nature's most complex creation, while deriving benefits from a forest in such a way as to preserve it as a natural ecosystem of all the diverse life forms and relations formed therein. The idea of forest planning and management oriented towards natural species composition and a very limited share of non-indigenous tree species is widely applicable. The number of naturally growing tree species determined in Slovenia is 71 (Kotar and Brus, 1999). Among these, the following tree species have the highest share of the growing stock: *Fagus sylvatica* L. (32%), *Picea abies* (L.) Karst. (32%), *Abies alba* Mill. (8%) and different species of *Quercus* sp. L. (7%) (Lesnik and Matijašić, 2006).

Diverse vegetation patterns have been recognised in Slovenian forests: in periodically flooded lowlands, in narrow strips along the rivers and brooks, forests of willows (*Salix* sp.), alders (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., *Alnus incana* (L.) Moench), ashes (*Fraxinus excelsior* L., *Fraxinus oxycarpa* Willd.), and common oak (*Quercus robur* L.) grow. In the hilly areas above the floodplains, where for the most part the forests have now been converted to farmland, is the region of mixed forests of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and hornbeam (*Carpinus betulus* L.). In the mountainous areas, these change gradually into forests with predominantly beech (*Fagus sylvatica* L.) trees. The beech forests with mixtures of different broadleaves (e.g. *Quercus* sp., *Acer* sp., *Ulmus* sp., *Prunus avium* L.,

Fraxinus sp.) and conifers (e.g. *Picea abies* (L.) Karst., *Abies alba* Mill., *Pinus* sp.) cover the major part of the forested area of the country, and the Dinaric forest of common beech and silver fir (*Abies alba* Mill.) is one of the most extensive forest communities in the country. In the Alpine region, together with Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.), and European larch (*Larix decidua* Mill.), more or less pure beech forests reach up to the belt of the dwarf mountain pine (*Pinus mugo* Turra) in the Dinaric range. On extremely warm, steeper sites all over the country, mainly on limestone and dolomite terrain, forests and woodland of different thermophile tree species (e.g. *Ostrya carpinifolia* Scop., *Fraxinus ornus* L. *Quercus pubescens* Willd.) extend.

In its natural range, spruce grows more abundantly only on the high plateaus in the Alpine area. To a small extent, natural spruce forests grow in cold valleys and sinkholes in the Dinaric region. However, they also grow on Pohorje Mountain, where they are, for the most part, not native, and throughout the country in which they have been disseminated, mainly by man, for their useful wood. In these areas, the spruce is much more sensitive to the rigours of the weather and to the more widespread bark beetles. Beside woodlands of dwarf mountain pine in the high-alpine zone, the pine forests are composed of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and of Austrian pine (*Pinus nigra* Arnold). The Scots pine can be found throughout the interior of the country on the poorest soils, and Austrian pine forests grow on some of the steeper slopes of the continental part and extend over the larger part of south-western Slovenia, in the Karst area (Sub-Mediterranean region). Centuries ago, the deciduous forests of this region were degraded by logging, burning and pasturing. Intensive reforestation and afforestation of the Karst area with Austrian pine started in the middle of the 19th century.

This study is focused on the potential forest vegetation, based on the forest-plant community system by Košir et al. (1974, 2003), described on 74,123 forest compartments – the lowest level of the hierarchical forest-management system – which are sized from 10 to 30 hectares. Based on the similarity of site characteristics with a special emphasis on climatic factors, the potential-forest-community types have been aggregated together in 13 group or so-called vegetation types (Table 1, Figure 1).

3. Climate Change Projections

In Slovenia, the evidence on climate change can also be found in datasets of air temperature and precipitation amounts (Bergant, 2007). In this paper, simulation of the future forest vegetation in Slovenia driven by expected climate change is discussed. Taking into consideration different climate-change scenarios for this region, changes of forest vegetation pattern will be forecasted. For simulation of future vegetation states, the existing climate-change predictions for Slovenia have been used (Bergant, 2007; Kutnar *et al.*, 2009). To estimate the future temperature and precipitation conditions in different regions of Slovenia by the end of the 21st century, empirical downscaling was used to project the results of General Circulation Model (GCMs) simulations with four different models (CSIRO/Mk2, UKMO/HadCM3, DOE-NCAR/PCM in MPI-DMI/ECHAM4-OPYC3) to five selected locations in Slovenia. A combination of empirical orthogonal function analysis together with a partial least squares regression was used to develop empirical models based on local observations and NCEP/NCAR reanalysis in the large scale. As GCM simulations are commonly based on a limited number of emission scenarios, in this case SRES A2 and B2, local projections were additionally scaled to other marker SRES

A2 and B2, local projections were additionally scaled to other marker SRES scenarios (A1FI, A1T, A1B). The results of projections indicate the strongest warming in summer (3.5°C to 8°C) followed by winter (3.5°C to 7°C), spring (2.5°C to 6°C), and autumn (2.5°C to 4°C) (Bergant, 2007). No significant change in precipitation amounts is expected in spring and autumn, while in summer a decrease in precipitation (-20%) and in winter an increase (+30%) is expected. For the simulation of changes of potential forest vegetation, the existing climate-change predictions for Slovenia (Bergant, 2007) have been used to create three different scenarios.

4. Forecasting Model

Within the present forest area, a model was constructed, linking the vegetation type to the climate factors, the relief and the soil at the spatial level of 100×100 m quadrants, in order to provide the model-based predictions of potential vegetation distribution in case of climate warming. The relationship was gleaned with the data mining tool SEE5 (www.rulequest.com) from the empirical data (training dataset). The training data consisted of equal numbers of randomly sampled records for each vegetation type. Each record consisted of the current vegetation type at a particular 100×100 m quadrant, followed by the corresponding climate data (average monthly and yearly temperature, precipitation and evapotranspiration values for the 1970-2000 period), relief data (elevation, terrain slope, terrain exposition), and soil data (FAO soil type). The model constructed with SEE5 took the form of a decision tree. The accuracy of the model was estimated to be 71% (at the level of 13 vegetation types) with 10-fold cross-validation on training data. The cross-validation returns similar accuracy values as the validation using an independent control sample. Using the model and the existing predictions of the likely future climate (Bergant, 2007), we predicted the shift of the forest vegetation in Slovenia for the years 2040, 2070 and 2100 under three climatic scenarios: the mean scenario (median predicted temperature T, median predicted precipitation R, median predicted evapotranspiration E), the pessimistic scenario (max T, min R, max E), and the optimistic scenario (min T, max R, min E). For comparisons of the predicted values to the present values, we used the potential present values, i.e. modelled present values, and not the real present values. Therefore, the differences between the present and the predicted values were less influenced by the errors of the model. Since the empirical model is only valid within the present forest area, it cannot predict change of the forest area due to climate warming. Therefore, our predictions of vegetation change were only made within the present confines of the forests.

5. Model-Based Simulation of Forest Vegetation in Slovenia

Taking into consideration the future climate changes (defined by three different climate scenarios: the mean scenario, the pessimistic scenario and the optimistic scenario), the simulation of the future potential forest vegetation showed significant changes of vegetation-type shares in Slovenia. By using all three climate scenarios in an empirical GIS model, the simulations showed the alteration of spatial pattern of 13 vegetation types (groups of similar forest communities) under impacts of climate vary considerably (Table 1, Figure 2). The mesic forest vegetation may be adversely affected by such changing environmental conditions. The decrease of the share of currently prevailing beech vegetation types, e.g. groups of Acidophilic *Fagus sylvatica* forests (14.2%), of Submontane *Fagus sylvatica* fo-

rests (13.0%), and (Alti-) montane *Fagus sylvatica* forest in (Pre-)Dinaric region (11.2%), could be expected (Table 1). By the year 2100, the share of Acidophilic *Fagus sylvatica* forests might be decreased to range between 0.0% (pessimistic scenario) and 5.0% (optimistic scenario); and the share of Submontane *Fagus sylvatica* forests might be contracted to range between 0.0% and 4.0% (Table 1). The constant decreasing of (Alti-)montane *Fagus sylvatica* forest in the (Pre-)Dinaric region, among which Dinaric fir-beech forests prevail, has been forecasted (Figure 3).

Table 1. Forest vegetation types (groups of similar forest communities) and forecast forest areas for the year 2100 based on different scenarios

Veg. type	Description of vegetation type	Actual forests in year 2000		Forecasted forest areas (in %) in year 2100		
		Area (ha)	Share (%)	Mean scenario	Optimistic scenario	Pessimistic scenario
1	Acidophilic <i>Fagus sylvatica</i> forests	168.591	14.2	0.7	5.0	0.0
2	Acidophilic <i>Pinus sylvestris</i> forests	56.045	4.7	0.0	2.5	0.0
3	Submontane <i>Fagus sylvatica</i> forests	154.624	13.0	0.1	4.0	0.0
4	Montane <i>Fagus sylvatica</i> forests	113.116	9.5	4.3	6.4	1.4
5	(Alti-)montane <i>Fagus sylvatica</i> forest in (Pre-)Alpine region	103.438	8.7	0.2	3.2	0.0
6	(Alti-)montane <i>Fagus sylvatica</i> forest in (Pre-)Dinaric region	133.599	11.2	0.4	7.4	0.0
7	Thermophile <i>Fagus sylvatica</i> forests	78.109	6.6	4.8	11.7	1.3
8	Collinar forests of <i>Quercus petraea</i> and <i>Carpinus betulus</i>	101.964	8.6	18.6	17.8	11.8
9	Lowland forests of <i>Salix</i> species, <i>Alnus glutinosa</i> and <i>Quercus robur</i>	34.521	2.9	0.0	0.1	0.0
10	Thermophile forests of <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Quercus</i> species, <i>Pinus sylvestris</i> and <i>P. nigra</i>	91.244	7.7	70.8	38.7	85.5
11	<i>Abies alba</i> forests	77.707	6.5	0.0	1.4	0.0
12	<i>Picea abies</i> forests	43.453	3.7	0.0	1.7	0.0
13	<i>Pinus mugo</i> woodlands	34.117	2.9	0.0	0.1	0.0
SUM		1.190.528	100.0	100.0	100.0	100.0

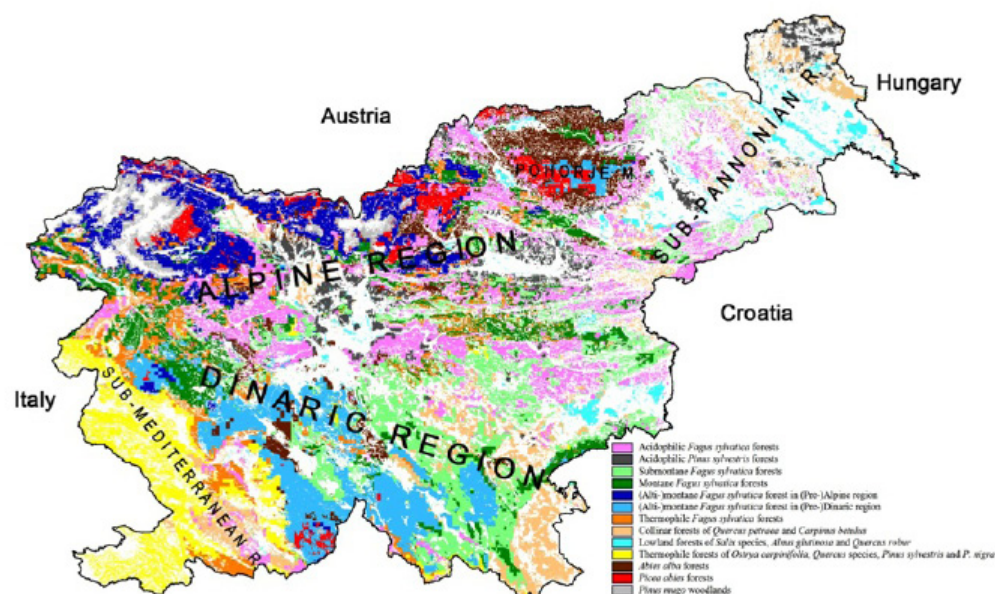


Figure 1. Model of the present forest vegetation state in Slovenia (main eco-regions are marked)

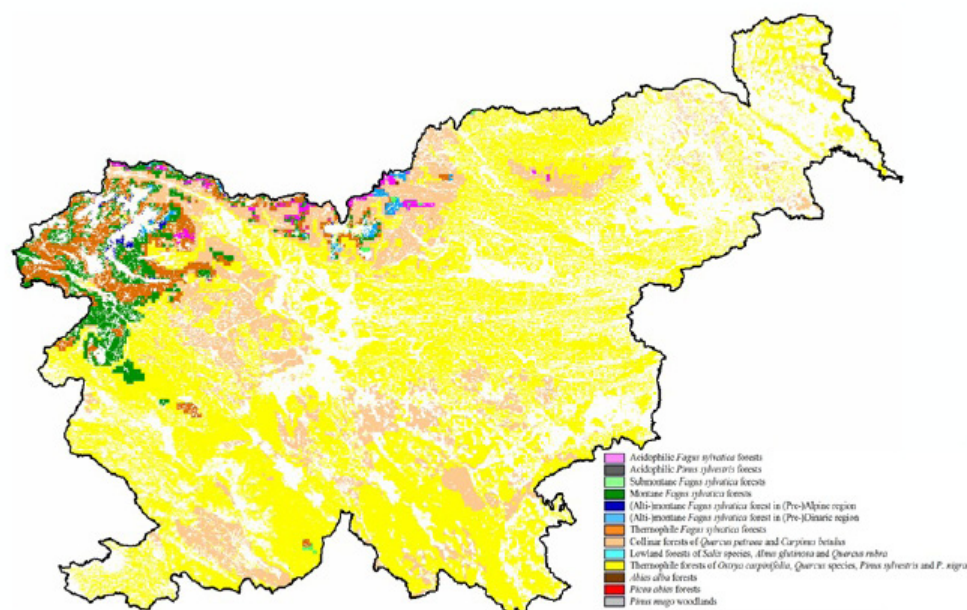


Figure 2. Forecast of forest-vegetation distribution in the year 2100 according to the mean climate scenario. The white color denotes currently non-forested areas, since the model only predicts vegetation changes within the forest areas.

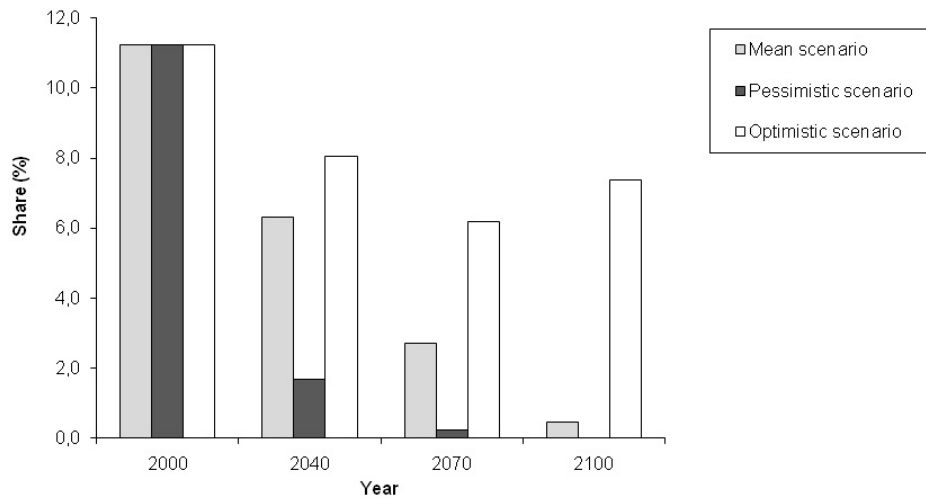


Figure 3. Forecast share of (Alti-)montane *Fagus sylvatica* forest in (Pre-)Dinaric region based on different scenarios for three periods

On the contrary, the warmer climate predicted by all three future scenarios will favour drought-tolerant forest species and vegetation types. It could be expected that different thermophile forests, which are partly dominated by beech trees, but mostly by different drought-tolerant tree species, like *Ostrya carpinifolia*, *Fraxinus ornus*, *Sorbus aria*, *Quercus pubescens*, *Q. cerris*, *Q. ilex* and *Q. petraea*, and also *Pinus sylvestris* L. and *P. nigra*, will expand over a larger area of the country. Even different Mediterranean evergreen forests and maquis shrublands of the order *Quercetalia ilicis*, with dominant *Quercus ilex*, *Q. coccifera*, *Pinus halepensis* or *Carpinus orientalis*, similar to current vegetation of the Croatian coastal area (Trinajstić, 2008) could possibly be distributed over extreme warm sites in Slovenia. By the end of century, the share of such thermophile vegetation might be enlarged from 14.2% to range between 50.4% (optimistic scenario) to 86.8% (pessimistic scenario) (Figure 4).

Beside this, the Collinar forests of *Quercus petraea* and *Carpinus betulus*, admixed with various tree species, like *Prunus avium*, *Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Fraxinus excelsior*, *Abies alba*, *Picea abies*, growing from plains to hilly areas, from the Sub-Mediterranean to Sub-Pannonian regions, covering 8.6% of total forest cover, will be spread over larger area. By the year 2100, the forecast share of these forests might be between 11.8% (pessimistic scenario) and 17.8% (optimistic scenario). However, even more xerothermic vegetation with dominant oak species (e.g. *Quercus cerris*, *Quercus frainetto*) might also be expected after such significant warming.

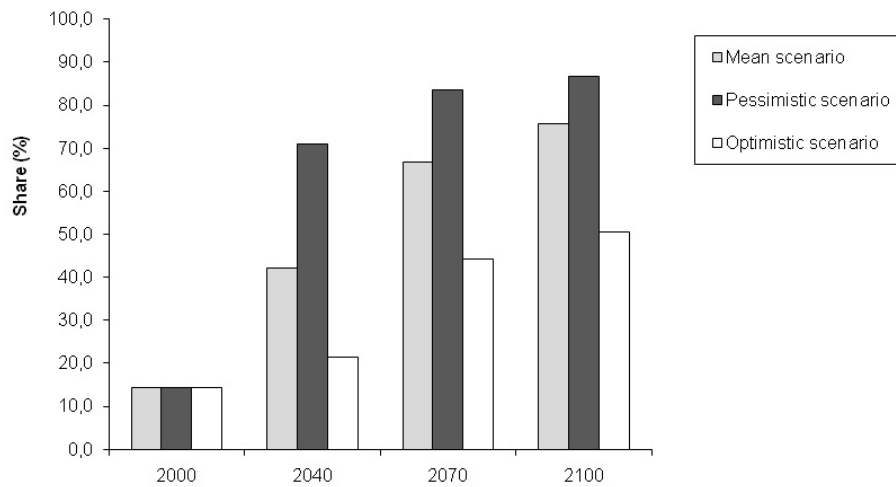


Figure 4. Forecast share of different thermophile forests (vegetation types of Group 7 and Group 10 are aggregated) based on different scenarios for three periods

The more commercially interesting coniferous species, like *Picea abies* and *Abies alba* are present in diverse forest types, and they have significant shares of the total growing stock (Lesnik & Matijašić, 2006). However, taking into account potential sites of coniferous dominant vegetation types (including vegetation types 2, 11, 12, 13) the share of these forests is less than 18% of the total (Table 1). Based on different climate scenarios forecasting the lower ratio between share of coniferous and broadleaves dominant vegetation types (Figure 5), the negative impacts of climate warming and water limitations on the coniferous forests of more humid and colder site conditions were estimated.

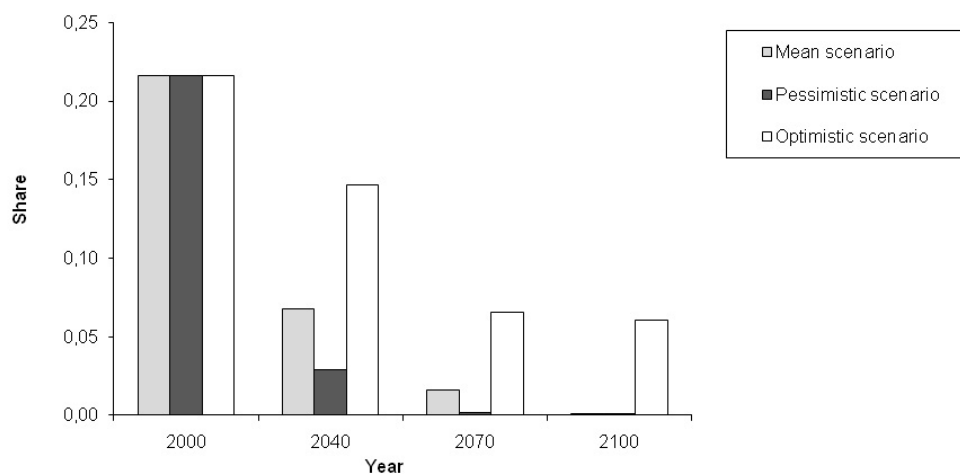


Figure 5. Forecast ratio between share of coniferous dominant vegetation types (2, 11, 12, 13) and broadleaf dominant vegetation types (1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10) based on different scenarios for three periods

The simulation showed that under warmer conditions the shift of vegetation belts upwards could be expected (Figure 6). It means that *Fagus*-dominated communities in the colline-submontane belt might eventually be replaced by oak-hornbeam communities, and the shift of tree-line to higher elevation is predicted. A shift upward of mean average of *Pinus mugo* woodlands by almost 400 metres by the year 2070 has been simulated with the GIS model.

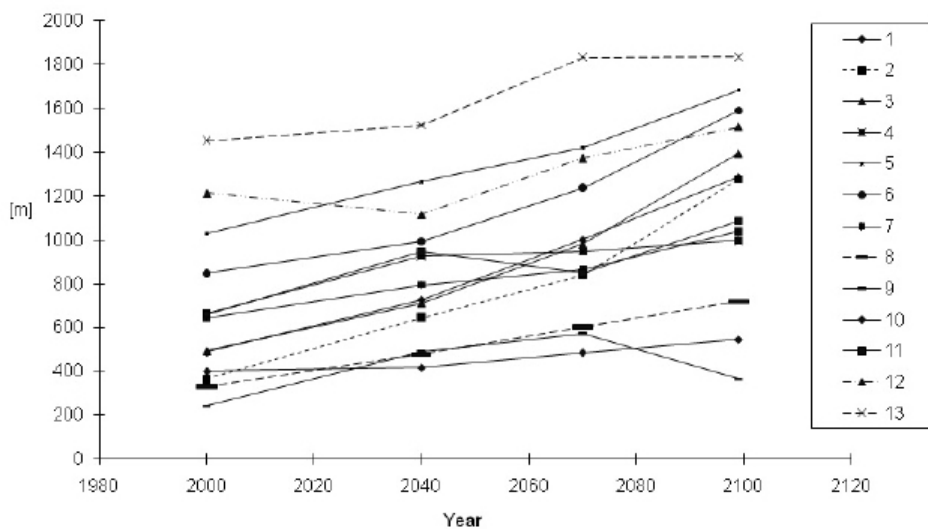


Figure 6. Predicted mean elevation height of vegetation, based on mean scenario (numbers correspond to Table 1)

6. Discussion and Conclusions

Simulations of the future climate with general circulation models (GCMs) indicate an even more intensive climate change than that detected in the last decades of the 20th century (Bergant, 2007). Most of the current climate projections for central Europe predict increased temperatures that are expected to cause an increase in the frequency and duration of intense summer droughts (e.g. McCarthy *et al.*, 2001; Alcamo *et al.*, 2007). Based on the three different climate scenarios, the simulations showed that the spatial pattern of forest vegetation types in Slovenia will be altered, and the vegetation type of major part of forest sites might be changed in the following decades under the impacts of climate change. Under warmer and wetter conditions, the vegetation shift might not be as drastic as under warmer and drier conditions.

Nowadays, the most abundant and dominant tree species of the potential natural vegetation of central Europe is European beech (*Fagus sylvatica*) (Ellenberg, 1996); it is one of the ecologically and economically most important forest tree species presently supported by forest management in this area (Geßler *et al.*, 2007). Beech forests of different types are prevailing in Slovenia too, occurring on calcareous as well as on silicate and mixed bed-rock, on very different soil types, from hills (150 metres a.s.l.) to the subalpine belt (1650

metres a.s.l.) (Lesnik and Matijašić, 2006; Dakskobler, 2008). In Slovenia, approximately 63% of all forests currently grow on the beech, fir-beech and beech-oak potential sites; a reduction of beech sites is predicted to range between 7% (pessimistic scenario) and 42% (optimistic scenario) by the year 2070 (Kutnar *et al.*, 2009). The beech forests are likely to be threatened, owing to beech sensitivity towards low water availability (Ellenberg, 1996) and longer drought periods (Fotelli *et al.*, 2002); the physiological performance, growth and competitive ability of European beech may be adversely affected by such changing climate conditions (Peuke *et al.*, 2002; Geßler *et al.*, 2007). In Slovenia, the situation may be aggravated by the fact that the area of distribution of beech forests includes many sites with shallow limestone- and dolomite-derived soils of low water storage capacity.

By the end of century, the distribution range of fir is likely to change (Anić *et al.*, 2009), and a decrease of the area of Dinaric fir-beech forests (*Omphalodo-Fagetum*) has been forecasted (Kutnar and Kobler, 2007, 2011; Kutnar *et al.*, 2009). According to the most pessimistic hot-and-dry scenario and assuming that the actual ecological niche of this vegetation type would not be changed in the future, this forest type might disappear completely from territory of Slovenia by the end of the 21st century. It seems that Dinaric fir-beech forests might be the most threatened forest community in Slovenia.

Dinaric fir-beech forest is one of the most extensive forest communities in Slovenia (Dakskobler, 2008), covering the Dinaric Mountain area, extended along the Adriatic coast over the Balkan Peninsula. In Slovenia, the Dinaric mountain chain reaches the south-eastern Alps; in term of diversity, the vegetation on the border zones of different ecological influences is especially interesting. Beside their significant forest-management role, the Dinaric fir-beech forests are among the most important timber productive forests; their ecological and nature-conservation aspects are also significant. In area of these forests, the central part of habitat of three large European beasts of prey, the brown bear (*Ursus arctos* L.), lynx (*Lynx lynx* L.), and wolf (*Canis lupus* L.), and of many other species (Kutnar *et al.*, 2002; Ódor and Van Doort, 2002) that are of special interest (e.g. Habitat Directive, 1992), and the major part of these forests has been designated as part of the Natura 2000 network (Skoberne, 2004). Thus, the loss of habitat of Dinaric fir-beech forests is likely to mean the potential extinction of many key species. Climate change has already caused numerous shifts in species abundance and distribution within the last 50 years (Parmesan and Yohe, 2003) and it is presumed to be a major cause of species extinction in near future (Thomas *et al.*, 2004).

The share of different thermophile forests, which are less economically interesting and more fire-prone, will increase significantly, replacing the currently predominant mesic forests. The extension of thermophile forests all over the country would have very dramatic consequences and would affect forest-management, forest policy, and forest protection activities. The shift from dominant semi-natural mesic forests, mainly belonging to order of *Fagetalia sylvaticae*, to low density forests or woodlands, potentially belonging to orders of *Quercetalia pubescentis*, *Erico-Pinetalia* or even to Mediterranean evergreen forests and maquis shrublands of order *Quercetalia ilicis*, is likely to happen by the end of the 21st century. The production of high-quality wood is one of the main objectives of forest management at present, but forests provide a wide range of other benefits. The future forest roles might be critically affected by redistribution and changed proportions among the forest types.

Different types of thermophile forests of the Sub-Mediterranean region of Slovenia have recently been damaged by forest fires (Mavsar *et al.*, 2005; Jakša, 2006). Driven by

the warmer conditions and drought, similar as in the Mediterranean (Santos *et al.*, 2002; Pausas, 2004; Pereira *et al.*, 2005; Moriondo *et al.*, 2006), forest fire frequency and severity are very likely to increase in the future.

In Slovenia, the coniferous forests might be affected by warmer climate (Ogris and Jurc, 2010). As in western and central Europe (Kienast *et al.*, 1998; Maracchi *et al.*, 2005; Koca *et al.*, 2006), a significant share of potential coniferous vegetation might be replaced by forests mainly dominated by deciduous trees. Native coniferous forests characterised by humid site conditions and relatively lower average temperatures might even disappear according to the most pessimistic scenario, which predicts a rapid increase of temperature and a decrease of precipitation.

A shift upward of the treeline by several hundred metres caused by climate change could be expected (Badeck *et al.*, 2001; Grace *et al.*, 2002); there is some evidence that this process has already begun in some regions (Mindas *et al.*, 2000; Kullman, 2002; Peñuelas and Boada, 2003; Camarero and Gutiérrez 2004; Shiyatov *et al.* 2005). In harsh conditions in Slovenia, where continuous forests are no longer able to exist, the *Pinus mugo* woodlands are spread in the subalpine zone, while the scrubland scattered trees of *Larix decidua*, *Picea abies*, *Sorbus aucuparia* subsp. *glabrata*, *Fagus sylvatica* and some other more rare species form the upper treeline in this region. The shift upward of *Pinus mugo* woodlands was simulated with the GIS model, and the change of treeline together with the effect of abandonment of traditional alpine pastures is predicted as in other European mountain areas (Guisan and Theurillat, 2001; Grace *et al.*, 2002; Dirnböck *et al.*, 2003; Dullinger *et al.*, 2004). For this reason, the composition and structure of alpine and nival communities are very likely to change, and threatening of nival flora is predicted (Guisan and Theurillat, 2000; Gottfried *et al.*, 2002; Walthers, 2003).

Although, many research findings support the clear impact of climate change to forests vegetation (e.g. Alcamo *et al.*, 2007), there is no doubt that the results of present climate projections reflect some degrees of uncertainty (see, e.g. Rial *et al.*, 2004; Von Storch *et al.*, 2004) that are due to the incomplete understanding of the climate as a system and its complex interactions with the biosphere and oceans. Beside the relatively uncertain climate-change model, a potentially changed ecological niche of existing forest vegetation types under changed climate or even the ecological niche of future forest vegetation types with other dominant tree species have not been considered. Moreover, the secondary effects of climate change (e.g. higher frequency of forest fires, land use change, and especially effects of tree diseases and harmful pests and their new appearances (Jurc and Ogris, 2006; Jurc *et al.*, 2006; Ogris *et al.*, 2006; Piškur *et al.*, 2011) have not been foreseen in the model.

On particular sites in the centre of the current area of distribution of beech in central Europe, beech may lose its dominance and growing potential as compared to drought or flood-tolerant species (Geßler *et al.*, 2007). Since similar impacts are also likely to occur in the studied area, forest policy and management need to take such risk into consideration. Species-rich forests with a high resilience potential will reduce the risk for forestry related to the prognosticated climate development in this region.

Acknowledgements

The study has been financially supported by national project “Adaptation of forest management to climate changes in relation to expected changes of forest traits and forest spatial changes, V4-0494”, funded by the Ministry of Agriculture, Forestry and Food and by

the Slovenian Research Agency, and by the research programme P4-0107 funded by the Slovenian Research Agency. The English language of the manuscript was checked by Terry Troy Jackson.

REFERENCES

Alcamo, J., Moreno, J.M., Nováky, B., Bindl, M., Corobov, R., Devoy, R.J.N., Gianakopoulos, C., Martin, E., Olesen, J.E., Shvidenko, A. (2007) 'Europe', pp. 541-580 in M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden, C.E. Hanson (eds) *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Anić, I., Vukelić, J., Mikac, S., Bakšić, D., Ugarković, D. (2009) 'Utjecaj globalnih klimatskih promjena na ekološku nišu obične jele (*Abies alba* Mill.) u Hrvatskoj (Effects of global climate change on the ecological niche of silver fir (*Abies alba* Mill.) in Croatia)', *Šumarski list* 133(3-4): 135-144.

Askeev, O.V., Tischin, D., Sparks, T.H., Askeev, I.V. (2005) 'The effect of climate on the phenology, acorn crop and radial increment of pedunculate oak (*Quercus robur*) in the middle Volga region, Tatarstan, Russia', *Int. J. Biometeorol.* 49: 262-266.

Badeck, F.W., Lischke, H., Bugmann, H., Hicker, T., Höniger, K., Lasch, P., Lexer, M.J., Mouillot, F., Schaber, J., Smith, B. (2001) 'Tree species composition in European pristine forests: Comparison of stand data to model predictions', *Climatic Change* 51(3-4): 307-347.

Beniston, M., Stephenson, D.B., Christensen, O.B., Ferro, C.A.T., Frei, C., Goyette, S., Halsnaes, K., Holt, T., Jylhä, K., Koffi, B., Palutikof, J., Schöll, R., Semmler, T., Woth, K. (2007) 'Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections', *Climatic Change* 81: 71-95.

Bergant, K. (2007) 'Projections of climate change for Slovenia', pp. 67-86 in M. Jurc (ed.) *Climate changes: impact on forest and forestry*. Ljubljana: Studia forestalia Slovenica 130.

Blennow, K., Sallnäs, O. (2002) 'Risk perception among non-industrial private forest owners', *Scand. J. Forest Res.* 17(5): 472-479.

Broadmeadow, M.S.J., Ray, D., Samuel, C.J.A. (2005) 'Climate change and the future for broadleaved tree species in Britain', *Forestry*, 78 (2): 145-161.

Camarero, J. J., E. Gutiérrez, 2004: 'Pace and pattern of recent treeline dynamics response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees', *Climatic Change*, 63: 181-200.

Czúcz, B., Gálhidy, L., Mátyás, Cs. (2011) 'Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe', *Ann. of Forest Sci.* 68(1): 99-108.

Dakskobler, I. (2008) 'Pregled bukovih rastišč v Sloveniji (A review of beech sites in Slovenia)', *Zbornik gozdarstva in lesarstva* 87: 3-14.

Dirnböck, T., Dullinger, S., Grabherr, G. (2003) 'A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation', *J. Biogeogr.* 30(3): 401-417.

Dullinger, S., Dirnböck, T., Grabherr, G. (2004) 'Modelling climate change-driven tree-line shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility', *J. Ecol.*, 92 (2): 241-252.

92 (2): 241-252.

Ellenberg, H. (1996) *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*, 5th edn. Stuttgart: Ulmer.

Flamek, F. (1771) *Holz-schätz oder Überschlagung auch Geometrische Einteilung in die Stallungen oder Jährliche Gehausammentlicher Ternovaner Landesfürstlichen Hoch und Schwartz Waldungen so vorgenommen worden anno 1771*.

Fotelli, N.M., Rennenberg, H., Geßler, A. (2002) 'Effects of drought on the competitive interference of an early successional species (*Rubus fruticosus*) on *Fagus sylvatica* L. seedlings: 15N uptake and partitioning, responses of amino acids and other N compounds' *Plant Biol.* 4(3): 311-320.

FRA (2010) *Global Forest Resources Assessment*, FAO, Online, URL (consulted May 2011): <http://www.fao.org/forestry/fra/fra2010/en/>

Freeman, M., Morén, A.S., Strömgren, M., Linder, S. (2005) 'Climate change impacts on forests in Europe: biological impact mechanisms', pp. 46-115 in S. Kellomäki and S. Leinonen (eds) *Management of European Forest under Changing Climatic Conditions*, Joensuu: Research Notes 163.

Geßler A., Keitel C., Kreuzwieser J., Matyssek R., Seiler W., Rennenberg H., 2007. 'Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate', *Trees* 21(1): 1-11.

Goldammer, J.G., Shukhinin, A., Csiszar, I. (2005) 'The current fire situation in the Russian Federation: implications for enhancing international and regional cooperation in the UN framework and the global programs on fire monitoring and assessment', *Int. Forest Fire News* 32: 13-42.

Good, P., Barring, L., Giannakopoulos, C., Holt, T., Palutikof, J.P. (2006) 'Nonlinear regional relationships between climate extremes and annual mean temperatures in model projections for 1961-2099 over Europe', *Clim. Res.* 13(1): 19-34.

Gottfried, M., H. Pauli, K. Reiter, G. Grabherr, 2002: 'Potential effects of climate change on alpine and nival plants in the Alps' pp. 213-223 in C. Körner, C. and E. Spehn (eds) *Mountain Biodiversity - a Global Assessment*. London: Parthenon Publishing.

Grace, J., Berninger, F., Nagy, L. (2002) 'Impacts of climate change on the tree line', *Annals of Botany* 90(4): 537-544.

Guisan, A., Theurillat, J.P. (2000) 'Equilibrium modeling of alpine plant distribution and climate change: how far can we go?', *Phytocoenologia* 30(3-4): 353-384.

Guisan, A., Theurillat, J.P. (2001) 'Assessing alpine plant vulnerability to climate change, a modeling perspective', *Int. Ass.* 1(4): 307-320.

Habitat Directive (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Online, URL (consulted May 2011): <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:EN:HTML>

Jakša, J. (2006) 'Gozdni požari (Forest fires)', *Gozdarski vestnik* 64(9): 97-112.

Jurc, D., Ogris, N. (2006) 'First reported outbreak of charcoal disease caused by *Bisogniauxia mediterranea* on Turkey oak in Slovenia', *Plant Pathology* 55(2): 299-299.

Jurc, D., Ogris, N., Grebenc, T., Kraigher, H. (2006) 'First report of *Botryosphaeria dothidea* causing bark dieback of European hop hornbeam in Slovenia', *Plant Pathology*, 55(2): 299-299.

Kellomäki, S., Leinonen, S. (eds) (2005) *Management of European Forests under Changing Climatic Conditions*. Final Report of the Project Silvistrat. Joensuu: Research Notes 163, University of Joensuu.

Kienast, F., Brzeziecki, B., Wildi, O. (1998) 'Potential impacts of climate change on species richness in mountain forests an ecological risk assessment', *Biological Conservation* 83(3): 291-305.

Koca, D., Smith, S., Sykes, M.T. (2006) 'Modelling regional climate change effects on potential natural ecosystems in Sweden', *Climatic Change* 78: 381-406.

Körner, C., Sarris, D., Christodoulakis, D. (2005) 'Long-term increase in climatic dryness in Eastern-Mediterranean as evidenced for the island of Samos', *Regional Environmental Change* 5: 27-36.

Košir, Ž., Zorn-Pogorelc, M., Kalan, J., Marinček, L., Smole, I., Čampa, L., Šolar, M., Anko, B., Accetto, M., Robič, D., Toman, V., Žgajnar, L., Torelli, N. (1974) *Gozdnovegetacijska karta Slovenije, M 1:100.000* (Forest-vegetation map of Slovenia, M 1:100.000). Ljubljana: Biro za gozdarsko načrtovanje, Gozdarski inštitut Slovenije.

Košir, Ž., Zorn-Pogorelc, M., Kalan, J., Marinček, L., Smole, I., Čampa, L., Šolar, M., Anko, B., Accetto, M., Robič, D., Toman, V., Žgajnar, L., Torelli, N., Tavčar, I., Kutnar, L., Kralj, A. (2003) *Gozdnovegetacijska karta Slovenije, digitalna verzija* (Forest-vegetation map of Slovenia, digital version). Ljubljana: Biro za gozdarsko načrtovanje, Gozdarski inštitut Slovenije.

Kotar, M., Brus, R. (1999) *Naše drevesne vrste*. Ljubljana: Slovenska matica.

Kullman, L. (2002) 'Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes', *J. Ecol.* 90(1): 68-77.

Kutnar L., Kobler, A. (2007) 'Potencialni vpliv podnebnih sprememb na gozdno vegetacijo v Sloveniji (Potential impact of climate changes on forest vegetation in Slovenia)', pp. 289-304 in M. Jurc (ed.) *Climate changes: impact on forest and forestry*. Ljubljana: Studia forestalia Slovenica 130.

Kutnar L., Kobler, A. (2011) 'Prediction of forest vegetation shift due to different climate-change scenarios in Slovenia', *Šumarski list* 135(3-4): 113-126.

Kutnar L., Ódor, P., van Doort, K. (2002) 'Vascular plants on beech dead wood in two Slovenian forest reserves', *Zbornik gozdarstva in lesarstva* 69:135-153.

Kutnar, L., Kobler, A., Bergant, K. (2009) 'The impact of climate change on the expected spatial redistribution of forest vegetation types', *Zbornik gozdarstva in lesarstva* 89: 33-42.

Lasch, P., Linder, M., Erhard, M., Suckow, F., Wenzel, A. (2002) 'Regional impact assessment on forest structure and functions under climate change-the Brandenburg case study', *For. Ecol. Manage.* 162(1): 73-86.

Lesnik, T., Matijašič, D. (2006) 'Wälder Sloweniens', *Forst und Holz* 61: 168-172.

Lexer, M.J., Honninger, K., Scheifinger, H., Matulla, C., Groll, N., Kromp-Kolb, H., Schadauer, K., Starlinger, F., Englisch, M. (2002) 'The sensitivity of Austrian forests to scenarios of climatic change: a large-scale risk assessment based on a modified gap model and forest inventory data', *For. Ecol. Manage.* 162(1): 53-72.

Maracchi, G., Sirotenko, O., Bindi, M. (2005) 'Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe', *Climatic Change* 70(1-2): 117-135.

Martínez-Vilalta, J., Piñol, J. (2002) 'Drought induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula', *For. Ecol. Manage.* 161(1-3): 247-256.

Mátyás, Cs., Berki, I., Czúcz, B., Gálos, B., Móricz, N., Rasztovits, E. (2010) 'Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology', *Acta Silv. & Lign. Hung.* 6: 91-110

Lign. Hung. 6: 91-110

Mavsar, R., Kutnar, L., Kovač, M. (2005). 'Slovenia', pp. 263-278 in M. Merlo and L. Croitoru (eds) *Valuing Mediterranean Forests : towards total economic value*. CABI publishing,

McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J., White, K.S. (eds) (2001) *Climate Change 2001: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Metzger, M.J., Leemans, R., Schröter, D., Cramer W. and the ATEAM consortium (2004) *The ATEAM Vulnerability Mapping Tool. Quantitative Approaches in System Analysis No. 27*. Wageningen, C.T. de Witt Graduate School for Production Ecology and Resource Conservation, Wageningen, CD ROM.

Mindas, J., Skvarenia, J., Strelkova, J., Priwitzer, T. (2000) 'Influence of climatic changes on Norway spruce occurrence in the West Carpathians', *J. Forest Sci.* 46(6): 249-259.

MNRRF (2003) *Forest Fund of Russia (according to State Forest Account by state on January 1, 2003)*. Moscow: Ministry of Natural Resources of Russian Federation.

Moriondo, M., Good, P., Durao, R., Bindi, M., Gianakopoulos, C., Corte-Real, J. (2006) 'Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area', *Clim. Res.* 31(1): 85-95.

Mouillot, F., Rambal, S., Joffre, R. (2002) 'Simulating climate change impacts on fire-frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem', *Glob. Change Biol.* 8(5): 423-437.

Ódor, P., van Doort, K. (2002) 'Beech dead wood inhabiting bryophyte vegetation in two Slovenian forest reserves', *Zbornik gozdarstva in lesarstva* 69:155-169.

Ogris, N., Jurc, D., Jurc, M. (2006) 'Spread risk of Eutypella canker of maple in Europe', *OEPP/EPPO Bulletin* 36 (3): 475-485.

Ogris, N., Jurc, M. (2010) 'Sanitary felling of Norway spruce due to spruce bark beetles in Slovenia: A model and projections for various climate change scenarios', *Ecological Modelling*, 221(2): 290-302.

Parmesan, C., Yohe, G.A. (2003) 'A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems', *Nature* 421: 37-42.

Pausas, J.G. (2004) 'Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin)', *Climatic Change* 63(3): 337-350.

Peñuelas, J., Boada, M. (2003) 'A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain)', *Glob. Change Biol.* 9(2): 131-140.

Pereira, M.G., Trigo, R.M., da Camara, C.C., Pereira, J.M.C., Leite, S.M. (2005) 'Synoptic patterns associated with large summer forest fires in Portugal', *Agric. For. Meteorol.* 129(1-2): 11-25.

Peuke, A.D., Schraml, C., Hartung, W., Rennenberg, H. (2002) 'Identification of drought-sensitive beech ecotypes by physiological parameters', *New Phytol.* 154(2): 373-387.

Piškur, B., Pavlic, D., Slippers, B., Ogris, N., Maresi, G., Wingfield, M.J., Jurc, D. (2011) 'Diversity and pathogenicity of Botryosphaeriaceae on declining *Ostrya carpinifolia* in Slovenia and Italy following extreme weather conditions', *Eur. J. Forest Res.* 130(2): 235-249.

Polemio, M., Casarano, D. (2004) *Rainfall and Drought in Southern Italy (1821-2001)*. UNESCO/IAHS/IWHA.

Pretzsch, H., Dursky, J. (2002) 'Growth reaction of Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) to possible climatic change in Germany. A sensitivity study', *Forstwirtschaft Centralblatt* 121: 145-154.

Rial J.A, Pielke, S.R.R.A., Beniston, M., Claussen, M., Canadell, J., Cox, P., Held, H., De Noblet-Ducoudré, N., Prinn, R., Reynolds, J.F., Salas, J.D. (2004) 'Nonlinearities, feedbacks and critical thresholds within the earth's climate system', *Clim. Change* 65: 11-38.

Santos, F.D., Forbes, K., Moita R. (eds) (2002) *Climate Change in Portugal: Scenarios, Impacts and Adaptation Measures*. Lisbon: SIAM project report.

Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., de la Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J.T., Lavorell, S., Linder, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabaté, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S., Zierl, B. (2005) 'Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe', *Science*, 310(5752): 1333-1337.

Shaver, G.R., Canadell, J., Chapin III, F.S., Gurevitch, J., Harte, J., Henry, G., Ineson, P., Jonasson, S., Mellilo, J., Pitelka, L., Rustad, L. (2000) 'Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis', *Bioscience* 50(10): 871- 882.

Shiyatov, S.G., Terent'ev, M.M., Fomin, V.V. (2005) 'Spatiotemporal dynamics of forest tundra communities in the polar Urals', *Russian J. Ecol.* 36(2): 69-75.

Skoberne, P. (2004) 'Strokovni predlog za omrežje Natura 2000 (Expertise proposal for Natura 2000 network)', *Proteus* 66: 400-406.

Thomas C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., de Squeira, M.F., Grainiger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsfeld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L., Williams, S.E. (2004) 'Extinction risk from climate change', *Nature* 427(6970): 145-148.

Trinajstić, I. (2008) *Biljne zajednice Republike Hrvatske* (Plant communities of Croatia). Zagreb: Akademija šumarskih znanosti.

Von Storch H., Zorita, E., Jones, J., Dimitriev, Y., Gonz'alez-Rouco, F., Tett, S. (2004) 'Reconstructing past climate from noisy data', *Science* 306(5696): 679-682.

Walther, G.R. (2003) 'Plants in a warmer world', *Perspective in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(3): 169-185.

White, A., Cannel, M.G.R., Friend, A.D. (2000) 'The high-latitude terrestrial carbon sink: a model analysis', *Glob. Change Biol.* 6(2): 227-246.

Wraber, M. (1969) 'Pflanzengeographische Stellung und Gliederung Sloweniens', *Veg-etatio*, The Hague 17: 176-199.

A PAISAGEM COM BAMBUS NA FLORESTA ATLÂNTICA BRASILEIRA: CARACTERIZAÇÃO E MAPEAMENTO COM IMAGENS DE ALTA-RESOLUÇÃO

LUCIANA SPINELLI DE ARAUJO & JOÃO ROBERTO DOS SANTOS

Summary

The different vectors of the natural and anthropogenic disturbance caused changes in the floristic composition and physiognomic-structural patterns of forest cover. The Atlantic Forest shows, among the effects of such disturbance of the physical environment, the occurrence of bamboo formations. This study is based on a historical occurrence of this event together with the analysis of high resolution satellite images. It demonstrates the investigative capacity for the characterization and mapping of bamboo enclaves in the forest types, and provides information to understand the landscape dynamics of the Atlantic domain.

1. Introdução

A Floresta Atlântica é um expressivo conjunto de ecossistemas que abriga uma significativa diversidade biológica, distribuída predominantemente ao longo de uma faixa paralela à costa brasileira, desde o Estado do Rio Grande do Norte até o Estado do Rio Grande do Sul, estendendo-se ainda para áreas interioranas nas regiões sudeste e sul do país. Com uma extensão original de cerca de 1.3 milhões de Km², o que correspondia a 15% do território brasileiro, diferentes ciclos históricos de exploração - ouro, cana-de-açúcar, café - tornaram esse domínio Atlântico bastante degradado e a pressão de novos ciclos econômicos, de desenvolvimento e de integração nacional, com a instalação de processos de urbanização e industrialização, reduziu a área a apenas 8% de seu domínio (Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2009). Resultados de pesquisas sobre cenários futuros dos impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade da Floresta Atlântica, demonstrando a alarmante redução na área que algumas espécies poderão ocupar, bem como um deslocamento da ocorrência atual em direção ao sul do Brasil (Colombo e Joly, 2010), evidenciam a necessidade de conhecimento e preservação desses remanescentes.

Altamente fragmentados, alguns trechos da Floresta Atlântica têm sido protegidos como Unidades de Conservação, auxiliando na preservação da biodiversidade e do patrimônio cultural das comunidades tradicionais ali existentes. Dentre essas áreas encontra-se o Contínuo de Paranapiacaba, localizado ao sul do Estado de São Paulo e formado por quatro unidades de conservação que somam cerca de 150 mil hectares de vegetação composta quase que integralmente de Floresta Ombrófila Densa. Nessa região, contudo, recentes diagnósticos em campo apoiados com fotos aéreas identificaram extensas áreas de florestas com domínio de bambus (São Paulo, 2007), formações não consideradas em levantamentos anteriores (Biota/Fapesp, 2008). Dentre as muitas particularidades da Floresta Atlântica, a ocupação dominante por bambus nativos ganha evidência pelo impacto que causa na regeneração da vegetação, reduzindo a diversidade local, e pela sua possível expansão nesses fragmentos, indicando a necessidade de mapeamento da distribuição e monitoramento dessas formações florestais em escala compatível com esta paisagem.

Atualmente, dados de satélite têm sido ferramentas essenciais para o levantamento dos recursos naturais do território brasileiro, otimizando trabalhos de campo e embasando diretrizes de políticas públicas e tomadas de decisão no meio ambiental. Nessa oportunidade apresentamos alguns dados enfocando a análise e discussão da potencialidade de imagens de alta-resolução na caracterização e mapeamento dessa paisagem com bambus na Floresta Atlântica, como parte de um projeto para a análise da distribuição espacial e temporal das florestas com bambus nesse domínio.

2. A paisagem com bambus na Floresta Atlântica

Pertencentes à Família *Poaceae*, os bambus são componentes típicos da Floresta Atlântica. Devido as suas características de rápida colonização a partir dos rizomas e aos hábitos invasivos, bambus e bambusóides podem ocupar o nicho de arbustos e árvores pioneiras (Tabarelli e Mantovani, 1999), interferindo assim na regeneração florestal. Os bambus possuem um longo período vegetativo, geralmente entre 20 e 60 anos, culminando na etapa de reprodução sexuada com elevada produção de sementes e mortalidade maciça da população (Janzen, 1976), o que restringe o conhecimento dos ciclos de vida dessas plantas a poucas espécies. Essas características de propagação associadas possibilitam seu estabelecimento dominante, resultando em padrões diferenciados da paisagem, sendo fundamental o entendimento dos aspectos ecológicos associados a essas florestas com bambus em estudos de dinâmica florestal. Conforme Griscom e Ashton (2002), nesse ambiente a vegetação possui menor área basal, maior mortalidade de plântulas, menor biomassa aérea e os solos apresentam menor teor de umidade comparado às florestas sem bambus. Para esses autores, a competição das raízes e o atrito mecânico com os bambus são fatores que afetam a dinâmica sucessional dessas florestas, impedindo o recrutamento das espécies típicas pioneiras.

Pela extensão, estado de conservação e por abrigar rica biodiversidade, o Contínuo de Paranapiacaba é considerada uma região bastante significativa da Floresta Atlântica. No caso do Parque Estadual Intervales, incluso nessa região do Contínuo entre as coordenadas 24º12' a 24º32' de latitude sul e 48º03' a 48º32' de longitude oeste, os cerca de 40 mil hectares de vegetação apresentam intensas alterações associadas à ocorrência dominante de bambus. Entre setembro e dezembro de 2006, um total de 110 pontos georreferenciados foi coletado em Intervales para caracterização dos aspectos fisionômico-estruturais da vegetação, tais como altura e dominância do dossel, número de estratos, ausência/presença de sub-bosque, e indicação da ocorrência ou não de bambu e sua condição fenológica, permitindo assim uma adequada estratificação temática da paisagem local.

Para o levantamento detalhado dessa paisagem com bambus, foi selecionada uma secção norte de 2300 hectares desse Parque (Figura 1), caracterizada por um intenso histórico de perturbações naturais e antrópicas no período anterior a criação dessa Unidade de Conservação. A precipitação média mensal nessa região é de 1500-1600 mm, com uma temperatura anual média de 14º a 18º C, predominando a floresta ombrófila densa associada aos neossolos litólicos.

Em uma breve descrição da paisagem pode-se mencionar que duas espécies de bambus (Figura 2) predominam na área - *Guadua tagoara* (Nees) Kunth (localmente conhecido como taquaruçu) e *Chusquea oxylepis* (Hack.) Ekman (criciúma). O hábito escandente do *Guadua tagoara* causa danos físicos aos indivíduos arbóreos, modificando a estrutura florestal, principalmente na ocasião do tombamento dos colmos. Já no caso de *Chusquea*

oxylepis, o sombreamento causado pela maior cobertura foliar, similar a um tapete sobre o dossel, ocasiona variações de luminosidade e temperatura no interior da floresta, o que pode interferir no processo de regeneração da vegetação.

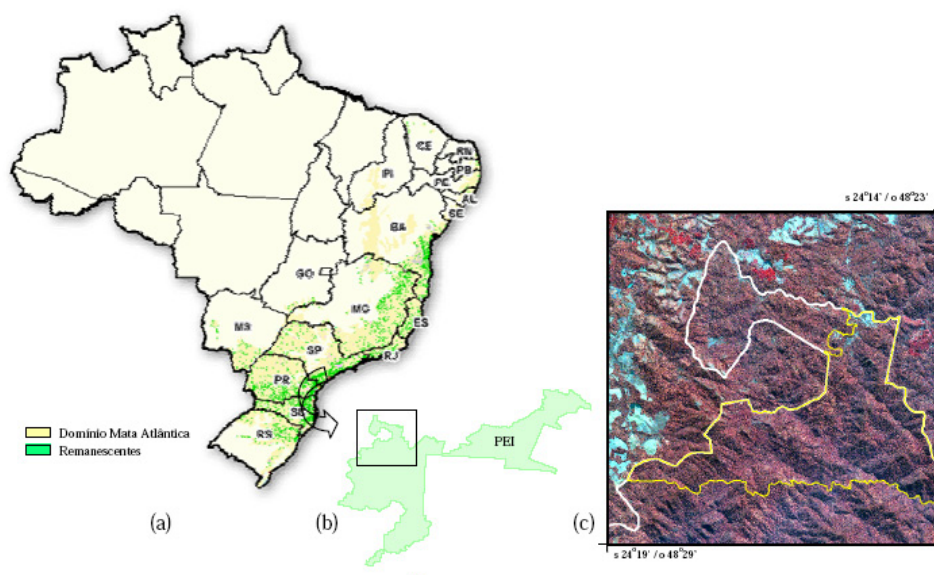


Figura 1. (a) Representação do domínio original de Floresta Atlântica e atuais remanescentes com limites do Brasil e estados (Fundação SOS Mata Atlântica; INPE, 2009), (b) localização do Parque Estadual Intervales (PEI) no estado de São Paulo e (c) detalhe da área de estudo (em amarelo) na imagem QuickBird (R4G2B1).

Em Intervales, as etapas de reprodução sexuada e mortalidade desta espécie de *Guadua* ocorreram ao longo dos 4 anos de observação, havendo na ocasião grupos ainda em estágio vegetativo, enquanto que, para *Chusquea oxylepis*, o período de floração mais recente ocorreu de 2005 a 2007 (Araujo, 2008). Ambas as espécies de bambus apresentam florescimento monocárpico, com abertura de extensas clareiras na floresta após mortalidade maciça do bambuzal.

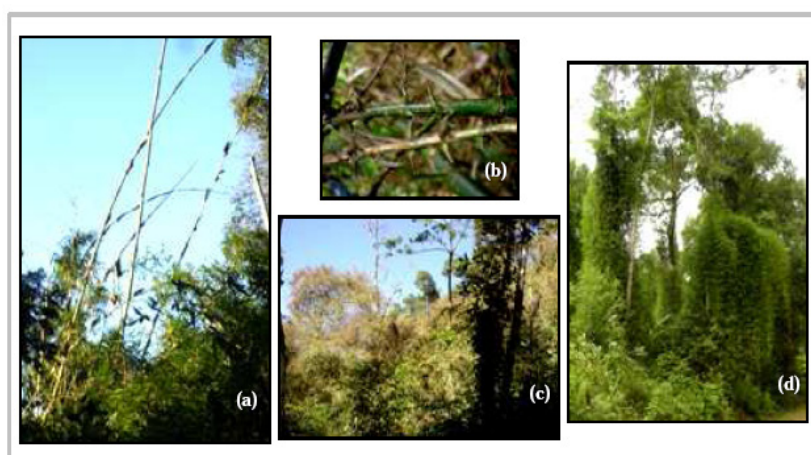


Figura 2. Bambus dominantes: (a), (b) e (c) *Guadua tagoara* (Nees) Kunth e (d) *Chusquea oxylepis* (Hack.) Ekman.

As perturbações antrópicas que ocorreram no Parque, realizadas historicamente e de modo intensivo e recorrente relacionadas às atividades de roça e exploração de palmito (*Euterpe edulis*), parecem refletir nas características fisionômico-estruturais da tipologia florestal atual, facilitando a colonização e o estabelecimento dos bambus e interferindo no processo natural de sucessão. Um modelo generalizado (Figura 3) representa a associação de fatores de perturbação, com eventos naturais e antrópicos funcionando como agentes facilitadores do estabelecimento de bambuzais, enquanto a manutenção dessa dominância é facilitada pelas próprias características de crescimento e reprodução dos bambus (Araujo, 2009). No caso de Intervalles, eventos climáticos extremos como uma geada em 1975, que afetou bastante a vegetação da região, podem ter sido um dos catalisadores da ampliação da área de abrangência natural dos bambus.

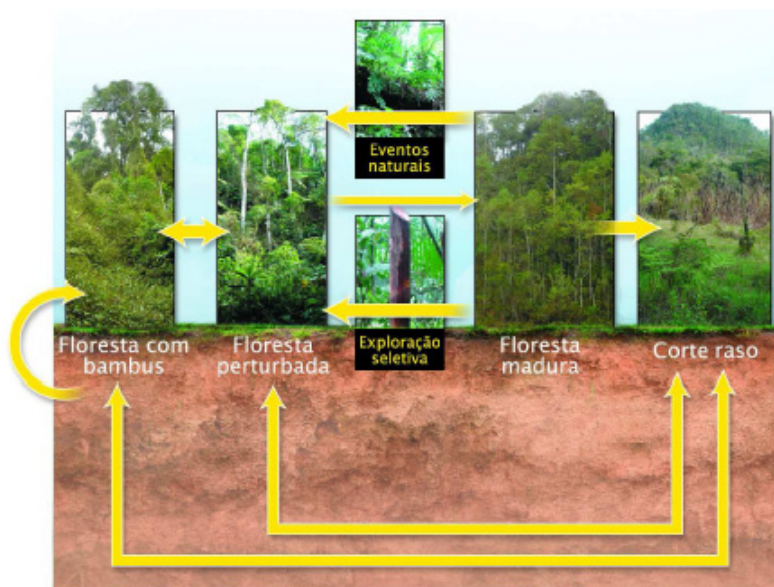


Figura 3. Modelo de dominância de bambus na Floresta Atlântica. Fonte: Araujo (2009).

3. Imagens de alta-resolução no mapeamento da paisagem com bambus

Dados de sensoriamento remoto especificamente para o estudo de áreas com presença de bambus possibilitam o monitoramento das alterações contínuas dessa formação, sendo a solução empregada para o inventário em regiões onde o acesso ao interior de florestas é dificultado pela alta densidade de bambus (RMSI, 2004). No Brasil, trabalhos utilizando técnicas de sensoriamento remoto em estudos de bambus vêm sendo realizados no sudoeste da Amazônia, onde são extensas as áreas dominadas pelo gênero *Guadua* (Nelson *et al.*, 2006). Essa paisagem ocupa mais da metade do Estado do Acre, com duas espécies dominantes - *Guadua weberbaueri* Pilger e *Guadua sarcocarpa* Londoño & Peterson (Silveira, 1999). Utilizando uma série temporal de imagens MSS e TM/Landsat e MODIS/TERRA, Nelson e Bianchini (2005) monitoraram o ciclo de vida da população de bambus do gênero *Guadua* no Estado do Acre, acompanhando dois eventos de mortalidade da população, em 1976 e em 2003-2004, possibilitando o conhecimento sobre os ciclos reprodutivos dessas espécies.

No Contínuo de Paranapiacaba, por sua vez, observações de campo evidenciam cla-

reiras ocupadas por diferentes espécies de bambus, ocorrendo juntamente com áreas de floresta densa. Este mosaico da paisagem, aliado às características da topografia da região, extremamente montanhosa, dificultam o mapeamento com o emprego tradicional de imagens de média resolução espacial. Assim, imagens de alta-resolução surgem como um produto importante no estudo dessas áreas florestais com ocorrência de bambus.

Nessa região de Intervalos, as atividades de caracterização e mapeamento com as imagens de alta-resolução QuickBird (modo *Standard 2A*, com 5 bandas espectrais – 1 PAN, resolução espacial de 0,6m e 4 MS com resolução espacial de 2,4m, datada de 19 de maio de 2006) foram apoiadas por um banco de dados formados por registros históricos da área (1962-2000) e um conjunto descritivo de campo com levantamento das paisagens dominantes, referentes a quatro anos de coleta e monitoramento (2004-2008), conforme descrito em Araujo (2008).

No processamento das imagens QuickBird, realizado no *software* ENVI 4.1, foi empregado o método de fusão de imagens, através de Principais Componentes, permitindo integrar a alta-resolução espacial da banda pancromática com as informações espectrais das demais bandas. Essa imagem fusionada, gerada com resolução espacial de 0,6 m, foi posteriormente registrada através do procedimento de reamostragem pelo vizinho mais próximo, para se obter uma acurácia de 3 pixels, tendo como base um mosaico semi-controlado de fotografias aéreas na escala de 1:35.000.

A partir das informações do banco de dados, foi então estabelecida uma chave de interpretação considerando os diferentes padrões encontrados na imagem QuickBird, baseado em parâmetros de interpretação visual, através da análise dos aspectos de textura e cor, associados às informações estruturais da vegetação, como porte e densidade do dossel, além da informação sobre dominância de bambus. Essas informações nortearam a interpretação visual da imagem, realizada no *ArcGis* 9.2 com escala aproximada de 1:5.000, e geração do mapa temático. O desempenho do mapeamento foi avaliado a partir da análise da matriz de confusão, conforme Congalton et al. (1983) e Landis e Koch (1977), com o respectivo coeficiente *Kappa* gerado em função de 45 pontos de campo utilizados para teste.

Nessa paisagem fragmentada da Floresta Atlântica, reflexo das diversas perturbações históricas, diferentes estágios de sucessão secundária, por vezes com dominância de bambus, ocorrem juntamente com áreas de floresta mais densa. Considerando esses diferentes padrões identificados em campo, a caracterização da paisagem na análise do produto fusionado QuickBird foi elaborada com 9 classes de cobertura da terra (Figura 4).

Em relação às classes com estrutura florestal, a dominância do dossel por bambus ou indivíduos arbóreos acarreta em variações nos padrões tonais e texturais da imagem de alta-resolução. As áreas de florestas mais densas, associadas em grande parte às formações da Floresta Ombrófila Densa Montana, apresentam-se na imagem fusionada QuickBird com variações de intensidade de coloração vermelho-escura e textura rugosa, devido aos diversos estratos e presença de indivíduos emergentes e ao efeito do sombreamento ocasionado pela localização nos topos e encostas de morros e pela heterogeneidade do dossel. A classe capoeirão, localizada em áreas menos inacessíveis, apesar de características florísticas similares às florestas densas, apresenta o dossel ligeiramente mais homogêneo pela ausência de indivíduos emergentes, com textura menos rugosa e com coloração mais clara.

Em situações que os bambus atingem e dominam o dossel florestal, tem-se um aspecto mais homogêneo, de textura mais fina, possibilitando a identificação de esparsas manchas com bambus em meio à floresta mais densa. As variações de tons e texturas nas classes

com bambus são relacionadas, principalmente, às suas fases fenológicas. As áreas dominadas por bambus em estágio vegetativo representam a classe mais crítica para mapeamento por possuírem características por vezes próximas às classes de vegetação sem bambu.

Classe	Campo	Imagem
1		
2		
3		
4		
5		
6		
7		
8		
9		

* Classes: (1) corpos d'água, (2) solo exposto, (3) vegetação rasteira, (4) vegetação arbustiva, (5) capoeira com domínio de bambus em estágio vegetativo ou reprodutivo, (6) capoeira com domínio de bambus em estágio senescente, (7) capoeira com manchas espaçadas de bambus, (8) capoeirão e (9) floresta.

Figura 4. Caracterização da paisagem nas imagens QuickBird (composição R4G2B1 – banda 4 no vermelho, banda 2 no verde e banda 1 no azul). Fonte: Araujo (2008).

Nesse estágio, o bambu muitas vezes ainda não domina integralmente o dossel florestal, havendo influência de indivíduos arbóreos na sua resposta espectral. Durante o estágio reprodutivo, período de floração e frutificação, as folhas dos bambus ficam amareladas, sendo facilmente discriminadas na imagem pela cor alaranjada e textura menos rugosa. Com o término do ciclo reprodutivo há maciça mortalidade da população, resultando em amplas clareiras com grande volume de biomassa seca, que posteriormente são recolonizadas por outras espécies de bambus, recomeçando o ciclo de dominância.

Apesar das estratégias de estabelecimento distintas, ambas as espécies de bambus dominantes originam um padrão estrutural semelhante, caracterizado por dossel descontínuo e baixa densidade de indivíduos arbóreos de médio e grande porte. A similaridade estrutural da vegetação, aliada à sobreposição dos ciclos reprodutivos dessas espécies, dificulta o estabelecimento de padrões distintos para as espécies na imagem QuickBird.

O resultado da interpretação da imagem fusionada QuickBird apresentou um desempenho temático adequado, com valor de $Kappa$ de 0,85 e variância de 0,0035. O mapa de cobertura da terra gerado (Figura 5) possibilita avaliar a espacialização das classes, que forma um mosaico composto pela vegetação em diferentes estágios de sucessão, muitas delas com ocorrência dominante de bambus em diferentes fases de vida.

A delimitação das manchas com bambus na imagem QuickBird, associadas predominantemente às presenças de *G. tigoara* e *C. oxylepis*, demonstram a formação de 'blocos' com bambus em diferentes fenofases, que se expandiriam lentamente de forma

agregada, conforme características de rizomas paquimórficos (Makita, 1998). Diferente da Amazônia, onde cada população de bambus internamente sincronizada ocupa extensas áreas, entre 102 a 104 km², detectadas quando da mortalidade maciça com imagens TM/Landsat e MODIS (Nelson et al., 2006), em Intervalos as manchas com domínio de bambus ocupam áreas de 0,15 a 0,30 km², não sendo portanto passíveis de identificação com sensores de média resolução, independente do estágio fenológico.

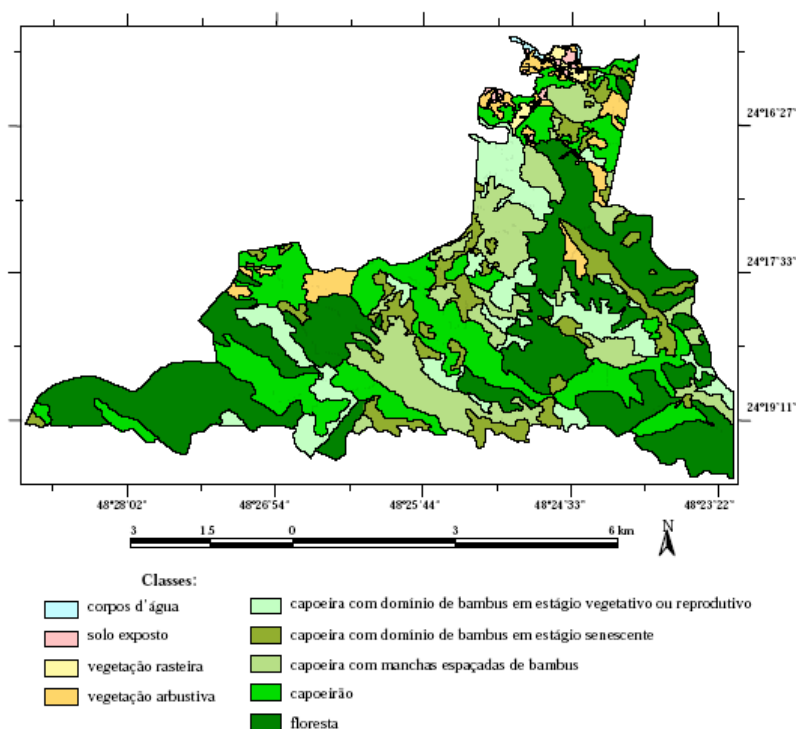


Figura 5. Distribuição espacial das classes de cobertura da terra em secção do Parque Estadual Intervalos. Fonte: Araujo (2008).

4. Considerações Finais

A Floresta Atlântica é formada por um mosaico de paisagens distintas referentes às suas diversas fisionomias, incluindo formações identificadas apenas em escalas detalhadas de trabalho, como as florestas com bambu recentemente diagnosticadas no Contínuo de Paranapiacaba, estado de São Paulo. No Brasil, de modo geral, há uma escassez de informações sobre os bambus existentes, principalmente em relação à taxonomia, à ecologia e aos registros de ocorrência nas diversas fisionomias de vegetação, dados essenciais para análises da sua distribuição, dinâmica e estratégia de ocupação. Os recentes levantamentos evidenciaram a necessidade de conhecimento das características peculiares dessa formação, importante para o planejamento de políticas públicas visando à conservação e preservação dos fragmentos da Floresta Atlântica já naturalmente vulneráveis.

Os padrões da paisagem relacionados à ocorrência e dinâmica das diferentes espécies de bambus acarreta uma diversidade de padrões espectrais identificados nas imagens QuickBird, possibilitando delimitar grandes clareiras ocupadas por populações de bambus internamente sincronizadas e acompanhar os ciclos fenológicos das espécies

dominantes. O conhecimento dos aspectos ecológicos da tipologia florestal com bambus, aliado às informações históricas e documentais da área, é fundamental ao entendimento da dinâmica da vegetação dessa região de Floresta Atlântica, concomitante ao uso de imagens de alta-resolução, que são ferramentas úteis nesses estudos, auxiliando nos processos de inventário e monitoramento florestal, em escala compatível à expansão desse evento estudado.

Agradecimentos

Os autores agradecem o suporte recebido da FAPESP através dos processos 03/12485-7, 04/13047-6 e 99/09635-0, além do apoio da ESALQ/USP, Fundação Florestal de São Paulo e Instituto Florestal de São Paulo.

REFERÊNCIAS

Araujo, L. S. (2009): "As (fascinantes) Florestas com Bambus", *Scientific American Brasil*, 86, 68-73.

Araujo, L.S. (2008): Padrões e condicionantes da dinâmica da paisagem na floresta com bambus do Parque Estadual Intervales, SP. ESALQ, Universidade de São Paulo.

Biota/Fapesp. Atlas Sinbiota. <http://sinbiota.cria.org.br/atlas/>. [consulta: janeiro de 2008].

Colombo, A.F.; Joly, C.A. (2010): "Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change". *Braz. J. Biol.*, 70(3). http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842010000400002&lng=en&nrm=iso. [consulta: janeiro de 2011].

Congalton, R.G.; Oderwald, R.G.; Mead, R.A. (1983): "Assessing Landsat classification accuracy using discrete multivariate analysis statistical techniques", *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49(12), 1671-1678.

Fundação SOS Mata Atlântica; INPE. (2009): Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2005-2008. <http://mapas.sosma.org.br/dados/>. [consulta: janeiro de 2011].

Griscom, B.W.; Ashton, P.M.S. (2002): "Bamboo control of forest succession: Guadua sarcocarpa in Southeastern Peru", *Forest Ecology and Management*, 175: 445-454.

Janzen, D.H. (1976): "Why bamboos wait so long to flower?", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7, 347-391.

Landis, J.; Koch, G.G. (1977): "The measurements of observer agreement for categorical data". *Biometrics*, 33(3), 159-179.

Makita, A. (1998): "The significance of the mode of clonal growth in the life history of bamboos", *Plant Species Biology*, 13, 85-92.

Nelson, B. W. ET al. (2006): "Florestas dominadas por tabocas semi-escandentes do gênero Guadua, no sudoeste da Amazônia", *Seminário Nacional de Bambu: Estruturação da Rede de Pesquisa e Desenvolvimento*, Brasília, Proceedings, 49-55.

Nelson, B.W.; Bianchini, M.C. (2005): "Complete life cycle of southwest Amazon bamboos (Guadua spp) detected with orbital optical sensors", *Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Anais, 1-8.

RMSI. (2004): "GIS and remote sensing based inventory and application for bamboo

livelihood development”, World Bamboo Congress, New Delhi. http://www.rmsi.com/PDF/Bamboo_congress_RMSI.pdf. [consulta: janeiro de 20081].

SÃO PAULO (2007): Plano de Manejo do Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo.

Silveira, M. (1999): “Ecological aspects of bamboo-dominated forest in southwestern Amazonia: an ethnoscience perspective”, *Ecotropica*, 5, 213-216.

Silveira, M. (2005): A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: padrões e processos em múltiplas escalas, EDUFAC, Rio Branco.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. (1999): “Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana”, *Revista Brasileira de Biologia*, 59, 251-261.

HISTORIA ECOLÓGICA DE LA DEGRADACIÓN DE LOS BOSQUES Y RECURSOS NATURALES EN LA ARAUCANÍA CHILENA

RENÉ MONTALBA, LEONARDO VERA & LORENA VIELI

Resumen

Se realizó una deconstrucción holística del proceso de creación del paisaje cultural de la Araucanía, determinando los objetivos y metas (determinantes de orden) de las actuaciones sobre los bosques, recursos naturales y el territorio, su origen y el impacto de éstas en la vida de la población mapuche. Se considera que las actuaciones más relevantes en la construcción de este paisaje cultural estarían influenciadas por determinantes de orden económicas y de producción, externos a los mapuche. Estas actuaciones habrían generado una profunda degradación de los bosques, transformación del paisaje y un alto impacto en la forma de vida mapuche, quebrando el acoplamiento estructural entre estos y su paisaje e iniciando procesos degradativos en sus predios. Contradiciendo la versión de organismos internacionales, se concluye que la principal causa degradación ambiental de La Araucanía no ha sido una alta población empobrecida, sino que más bien actuaciones relativas al desarrollo de actividades económicas con metas y objetivos externos a esta población.

1. Introducción

Tras poco más de 100 años La Araucanía ha pasado de tener un paisaje descrito como “selva impenetrable” (Bengoa, 1898; Peri, 1989; Verniory, 2001) a otro que muestra evidentes signos de deterioro ambiental, “de aspecto agónico” (Vera, 2009). En general los organismos internacionales (e.g. CMMD, 1991) consideran la pobreza, el atraso tecnológico y el aumento de la población como las principales causas de degradación ambiental en países en desarrollo. En Chile, los organismos públicos concuerdan con aquel argumento para explicar el deterioro ambiental en la Araucanía, y en especial en los terrenos de las comunidades mapuches (pueblo originario) (MIDEPLAN, 1999). Sin desconocer la relevancia que estos factores pudieran tener, se considera que existen otros elementos que explican de mejor forma este proceso y que permitirían ser más efectivos en la búsqueda y aplicación de soluciones.

Los seres humanos han desarrollado técnicas de adaptación y uso del territorio, creando los patrones específicos de los campos, granjas, arboledas, áreas urbanas etc., lo cual dependió tanto de las condiciones naturales de territorio como de las condiciones socioeconómicas y culturales (Grigg, 1974). De esta forma, los objetivos y las actuaciones que se llevan a cabo sobre el territorio no son neutras: son el producto de una cultura y una organización social que al actuar sobre la organización natural, genera nuevos escenarios para la vida, lo cual a la vez afecta la vida misma. Los “paisajes culturales”, pueden entonces verse como el resultado contingente e históricamente variable de la interacción entre las fuerzas socioeconómicas y biofísicas en el territorio (Wrbka et al., 2004), o una coevolución entre lo humano y lo natural.

Dado lo anterior, esta investigación pretende hacer una deconstrucción holística del paisaje cultural en la Araucanía, desde un paradigma ecológico (Röling, 2000; Mc Evoy,

1993). Para el planteamiento científico de la deconstrucción del paisaje cultural, consideramos axiomáticamente que la naturaleza y el hombre se determinan recíprocamente en un contexto coevolutivo de “acoplamiento estructural” (Maturana y Mpodozis, 2000; Röling, 2000). Este acoplamiento se mantiene, o se destruye, por determinaciones mutuas que se articulan entre ambos a través de la tecnología (Gastó, 1980). Sin embargo, aunque el hombre construye el paisaje mediante el uso de la tecnología, estas actuaciones están determinadas por motivaciones y metas, que a su vez se expresan en el estilo de uso y ordenación del territorio. Estas “determinantes de orden” pueden ser diferenciadas en tres tipos: económicos de producción, ecológicos de la naturaleza y sociales de los actores (Gastó *et al.*, 2009).

Desde esta perspectiva, la comprensión del proceso de construcción del paisaje cultural de La Araucanía, en los distintos períodos históricos, se lograría a partir de la contextualización de la sociedad de La Araucanía (mapuche y chilena) en una realidad tecnológica y territorial determinada; y de la identificación del determinante de orden, su origen y del paisaje cultural resultante. De esta forma, resulta fundamental el esclarecer si el determinante de orden y las causas del deterioro de los agroecosistemas mapuches, emergen del desarrollo de la consistencia interna de su sociedad, y de la correspondencia entre su forma de actuar y la estructura de su medioambiente, o si es foráneo y afecta el acoplamiento estructural entre los mapuches y su entorno. No obstante a que el estudio se limita a un territorio particular, se considera que tanto el marco teórico como el enfoque utilizado, resultan particularmente útiles para analizar y buscar soluciones a temas intrínsecamente complejos como son los relativos al medio ambiente y desarrollo sustentable en áreas de interacción cultural y transformación del paisaje.

2. Metodología

Desde el punto de vista metodológico, este estudio fue realizado utilizando en forma complementaria técnicas de investigación cuantitativas, cualitativas y participativas. La recopilación de información estadísticas socioeconómicas, estado de los recursos, e historia en las distintas etapas analizadas, fue desarrollada durante los años 2001 y 2002. El trabajo en terreno referido a la verificación de información y trabajo con las comunidades mapuche fue realizado entre 2002 y 2004.

Consideraciones respecto del territorio estudiado

Ubicada aproximadamente a 700 km al sur de Santiago de Chile se encuentra la Región de La Araucanía. Esta Región correspondió al último territorio mapuche autónomo (hasta 1883) y es el que concentra la mayor población rural mapuche del país (MIDEPLAN, encuestas CASEN 1996 y 2000; INE, Censo 2002). Cabe hacer notar que pese a que se trabaja en el contexto del territorio que geopolíticamente comprende la Región de La Araucanía, el principal foco de atención se refiere a un conjunto de “comunidades indígenas” que no alcanzan a ocupar siquiera un 10% de su superficie (Figura 1). Del mismo modo, parte importante de la información se obtuvo al nivel territorial de “sistema predial” y “localidades” y es proyectada hacia un nivel regional.

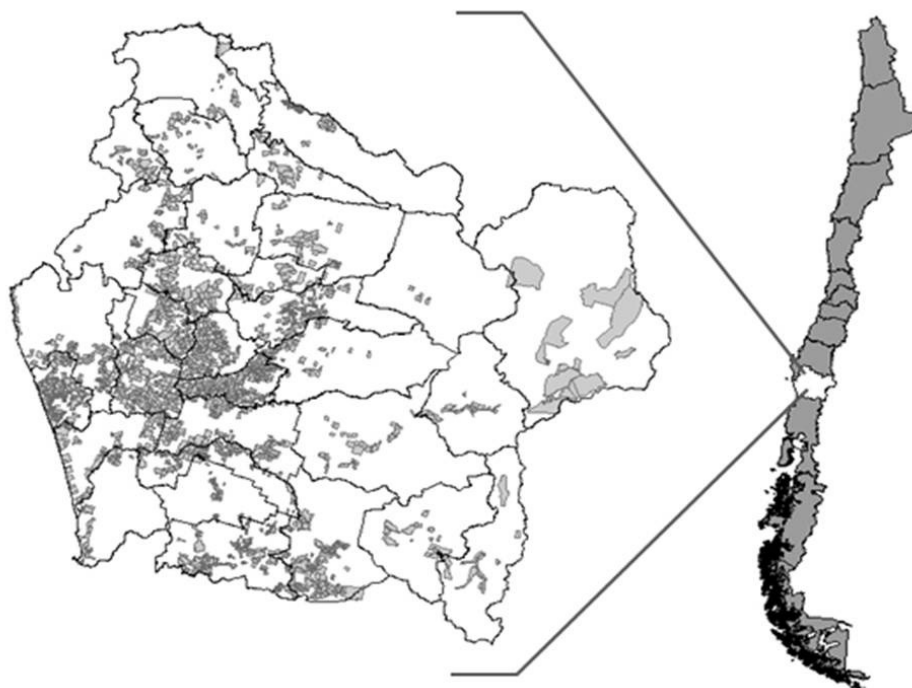


Figura 1: Mapa de ubicación de La Araucanía en Chile, en el cual se muestra la superficie ocupada actualmente por comunidades mapuche. Elaboración propia.

Análisis bibliográfico

Se revisaron los relatos de cronistas, historiadores e investigadores para establecer el marco general histórico del estudio y buscar particularidades de la historia ecológica de los agroecosistemas y del paisaje cultural, privilegiándose información testimonial y fuentes históricas de primer orden. Para el análisis de la componente ecológica, se recopiló información acerca del territorio, sus características climáticas, geomorfológicas, edáficas y de cobertura vegetal, así como información respecto de su evolución en el período de estudio. El análisis de la dimensión económico-productiva se realizó utilizando fuentes testimoniales y bibliográficas relacionadas con la caracterización de los agroecosistemas y sus transformaciones, tanto en el propio sistema como fuera de éste. Por otro lado, para obtener los datos requeridos en relación con los cambios técnico-productivos de los sistemas estudiados y sus efectos, se hizo un análisis de los registros, documentos y estadísticas de organismos públicos, de informes y estudios del estado de la agricultura (en distintas épocas) en La Araucanía y de libros y documentos elaborados por colonias europeas luego de su llegada a la zona.

Memoria histórica mapuche y antecedentes estructurales

Para conocer la visión mapuche de este proceso de transformación ecológica, en general, y de su paisaje cultural, en particular, se realizaron entrevistas semiestructuradas a 40 ancianos de diez comunidades mapuche de la zona de estudio. Esto fue complementado

con entrevistas grupales con integrantes de quince comunidades del territorio, y la participación en reuniones y asambleas con otras comunidades de la zona de estudio.

Corroboración empírica de la información

Por último, se realizó una observación directa cualitativa y cuali-cuantitativa en terreno como una forma de contrastar, complementar y verificar parte de la información obtenida con las entrevistas y la revisión de los distintos relatos, trabajos e investigaciones. Se dio énfasis especial al estado de los agroecosistemas en lo referente a la topología de sus componentes, su vulnerabilidad, la conservación de sus recursos naturales y su progresión y retrogradación.

3. Resultados

Transformaciones del paisaje cultural de La Araucanía

Antecedentes respecto del periodo pre-reduccional

A la llegada de los colonizadores españoles (1550) las 3.180.000 hectáreas del actual territorio de La Araucanía contaban con una población de aproximadamente de 300.000 habitantes, pertenecientes principalmente al pueblo mapuche (Guevara, 1898; Bengoa, 1991). A rasgos muy generales podemos considerar que la mayor parte del territorio se encontraba cubierto por bosques. Estos bosques “templados húmedos”, poseen abundantes hongos silvestre, plantas saprofitas y parásitas, frutos, tallos, pecíolos, etc., los cuales son comestibles (Valenzuela, 1981; Smith, 1997). Siendo los mapuche notables conocedores y consumidores de éstos (Guevara, 1898; Coña, 1973; Valenzuela, 1981; Smith-Ramirez, 1997). Entre los productos que recolectaban la semilla de la conífera *Araucaria Araucana* tuvo un rol fundamental, siendo considerado por cronistas e historiadores como la harina básica de la alimentación mapuche (Guevara, 1898). Esta especie se encontraba presente en gran parte de La Araucanía, alcanzando una superficie mayor a 250.000 hectáreas (CONAF-CONAMA, 1999). Además, si se considera la alta productividad de esta especie (hasta 400 kg por hectárea al año) y el valor nutricional de su semilla (232 cal/100g; 9,6% proteína; 2,3% lípidos), su relevancia como fuente energética y nutricional es comparable a la del trigo (Muñoz, 1984; Caro, 1995; Tacón, 1998; Schmidt-Hebel et al., 1990). Como Guevara (1898) y Bengoa (1991) mencionan, la caza también jugaba un rol importante en la alimentación de los mapuches lo cual es plausible dada la alta abundancia y diversidad de animales existentes en los bosques (pudú, huemul, guanacos, perdices, tórtolas, torcazas, loros, etc.) (Rozzi et al., 1997). La pesca, por su parte, constituía otra actividad relevante. Los mismo autores mencionan que además de pescar, mariscar, y recoger algas marinas (cochayuyo, luche), los mapuches poseían botes de hasta 30 remeros, con los que incursionaban en las islas y recorrían fluidamente el litoral. Así también, la ganadería de llamas para crianza doméstica y autoconsumo estaba bastante expandida. En relación a la actividad agrícola, los mapuches se encontraban en un estado de desarrollo protoagrario, esto es, conocían la reproducción de vegetales en pequeña escala, pero no habían desarrollado aun una agricultura propiamente tal. Cultivaban patata, frijoles, maíz, quínoa, ají, y algunos cereales nativos menores. Al parecer, ellos habrían cultivado muy pequeñas superficies, destinadas sólo a suplementar los alimentos obtenidos por la caza y recolección.

Estos antecedentes estarían indicando que los mapuches se desarrollaban en un ambiente rico en recursos naturales, con suficientes medios alimenticios para sustentar una alta densidad de población, obteniéndolos mediante la recolección, caza, pesca, ganadería de subsistencia y agricultura en pequeña escala. En base a las crónicas y textos históricos revisados en este estudio, es posible reconocer numerosos indicadores que explicarían el bajo impacto de la actividad económico productiva en los recursos naturales. Tales indicadores son: (i) simpleza de las herramientas utilizadas (carecían de tracción animal, hacha, metal, ni uso del fuego para despeje de terrenos); (ii) las dimensiones y características de sus sistemas agrícolas, agroforestales y ganaderos, (iii) la abundancia de recursos naturales (alimenticios principalmente); (iv) la carencia de diferenciación o formas de acumulación en su sistema social; (v) los referentes cosmovisionales en relación a la integración del mapuche con la naturaleza y el medio que lo rodea; (vi) y el estado de conservación de recursos naturales que hasta varios siglos después presentaba la Araucanía.

La llegada de los “españoles” (1550) marca el inicio de la renombrada “Guerra de Arauco” (que duraría 300 años) y de un proceso de cambio en el sistema social y económico que se presentaba en La Araucanía mapuche (Guevara, 1898; Bengoa, 1991). En relación al sistema económico, entre los factores clave que impulsaron la transformación de estos sistemas se encuentra la incorporación de nuevas especies animales y vegetales que se adaptaron muy bien a las condiciones de la Araucanía. Dentro de las especies que adquieren mayor importancia en estos cambios destaca el caballo, el ganado vacuno y las ovejas y el trigo (Guevara, 1898; Bengoa, 1991).

Con el tiempo se incrementó el comercio fronterizo entre “españoles” (o criollos) y los mapuches, utilizándose como medio de pago principal el ganado y en grado menor el trigo. El contacto con la sociedad colonial influyó en los gustos y costumbres mapuches, incorporándose una serie de productos provenientes del comercio. De esta forma, las sementeras adquirieron mayores dimensiones para dedicar el sobrante a la venta (intercambio), y la ganadería comienza a transformarse en la principal actividad mapuche, poseyendo un carácter mercantil. En definitiva, el sistema económico basado en la recolección de frutos, en la caza y la pesca, y en pequeñas superficies agrícolas, fue reemplazado por una economía fundamentada en el ganado vacuno, ovino y equino (Guevara, 1898; Bengoa, 1991).

Tal como se puede deducir de este período, el uso de los recursos naturales se intensifica en forma progresiva. El aumento de la presión por los recursos no estaría dado por un aumento de la población, ya que ésta había disminuido violentamente por enfermedades desde casi 300.000 personas a la llegada de los “españoles” a cifras cercanas a las 60.000 (aumentando aproximadamente a 120.000 a mediados del siglo XIX) (Bengoa, 1991). Este aumento de la presión por los recursos puede explicarse por el aumento de las necesidades que trajo consigo el contacto con los españoles, y por la connotación que pasa a tener el ganado como medio de enriquecimiento y símbolo de estatus, permitiendo por tanto la “acumulación” de recursos. Pese a esta intensificación y expansión de la actividad económica, no hay registros que indiquen problemas de degradación de bosque, agua o suelo, a no ser en los alrededores de poblados españoles los cuales rápidamente eran deforestados, abiertos a la agricultura y paulatinamente sus suelos erosionados.

No obstante que la economía y sociedad mapuche se encontraba profundamente transformada tras 300 años de contacto con españoles y criollos, al parecer la cosmovisión mapuche actuaba a favor de la conservación ambiental. Pese a la gran importancia que adquirió la crianza de ganado, no se tienen registros o relatos que indiquen que los ma-

puches despejaron zonas considerables de bosques para habilitar praderas o áreas de cultivo. Tampoco hay registros de que hubieran sobrepastoreado las praderas ni que hayan producido degradación de suelos por esta razón. Dentro de sus referentes cosmovisionales, no todo lo que produce el “mapu” debe ser para el hombre, sino que el hombre es sólo una parte de este “mapu” y se debe dejar parte de los recursos a los otros seres (naturales y sobrenaturales) que lo habitan (Quidel y Jineo, 1999; Caniullan, 2000).

Pese a lo anterior, no se puede dejar de mencionar que la introducción de nuevas especies (tanto animales como vegetales) sin duda ocasionó graves pérdidas en cuanto a la ecodiversidad de los agroecosistemas mapuches. Esto debido al reemplazo de las especies autóctonas y sus sistemas de cultivo-crianza, por las introducidas (Torrejón y Cisternas, 2002). En algunos casos se produjo la desaparición de los sistemas tradicionales y sus principales especies cultivadas (Latham 1936; Bullock 1958). Así también, la expansión de la actividad ganadera debió producir alteraciones en los patrones de regeneración del bosque y de las especies asociadas a éste, ya sea por daños directos, competencia con otros herbívoros, u otros mecanismos (Díaz et al., 1987; Torrejón y Cisternas, 2002).

Periodo reduccional

Al momento de declararse la independencia de la República de Chile (1810), el territorio mapuche gozaba de un estatus jurídico particular como consecuencia de los parlamentos realizados entre las autoridades mapuches y españolas, considerándose un reino independiente, aliado de España (Bengoa, 1991). Terminada la Guerra de la Independencia el gobierno chileno, preocupado de consolidar el país en el centro del territorio, dejó pendiente la cuestión indígena y la inclusión de La Araucanía al Estado de Chile (Vidal, 2000).

Desde el comienzo de la fiebre del oro en California (1848) y en Australia, Chile comenzó a ampliar sus superficies sembradas de trigo para abastecer estos mercados (Bauer, 1970). Pese a que este mercado sólo duró hasta que California y Australia comienzan a autoabastecerse (a fines de la década de 1850), en 1865 comienza un nuevo período de alta demanda determinado por la Revolución Industrial y la necesidad de alimentar al naciente proletariado urbano. La principal demanda externa en este período proviene de Europa Occidental, especialmente de Inglaterra (Sepúlveda, 1959). Del mismo modo, la demanda interna aumenta bruscamente debido a la próspera actividad minera del desierto de Atacama, vinculada a la extracción y exportación del salitre, y las florecientes ciudades de Santiago y Valparaíso (Cariola y Sunkel, 1991). Las exportaciones de trigo durante toda la década de 1860 alcanzaron cifras de alrededor de los 1.5 millones de quintales anuales, llegando a 6,2 millones de quintales anuales en 1874 (Bauer, 1934). Esta producción no es el resultado de la tecnificación ni de cambios estructurales importantes en los métodos de cultivo, es la resultante de un notable aumento de los terrenos cultivados.

Según datos aproximados (Bauer, 1970), entre 1850 y 1875 en Chile se pasó de unas 120.000 ha a unas 450.000 ha destinadas a este cultivo. De esta forma, los requerimientos de más tierras para dedicarlas al cultivo del trigo y la existencia de terrenos vírgenes en La Araucanía, fueron los factores que determinaron la anexión definitiva de estos territorios a Chile.

El 4 de Febrero de 1866 todos los terrenos al sur del Bío-Bío fueron declarados, por ley, como fiscales, sin embargo dicha ocupación sólo se pudo hacer efectiva tras la derrota militar definitiva de los mapuches. De acuerdo a la Ley de Radicación de 1883, el Estado

de Chile, inspirado en California, decidió rematar, subastar o entregar esas tierras a colonos nacionales, extranjeros y miembros del ejército. (Guevara, 1898-1902; Bulnes, 1985; Bengoa, 1991; Vidal, 2000). Así también se establece para los mapuches la política de reservas indígenas, es decir, se los radica en pequeños asentamientos (reducciones) a través de un título llamado “Título de Merced”. Entre 1884 y 1919 se entregaron 3.078 Títulos de Merced sobre 475.000 ha, lo cual benefició a 78.000 mapuches (en promedio 6,1 ha por persona). Se estima que otros 40.000 no fueron radicados (Guevara, 1898-1902; Bengoa, 1991; Aylwin, 2000; Vidal, 2000).

La derrota militar y la radicación provocaron la transformación de la sociedad mapuche en una sociedad de campesinos pobres, implicó la pérdida de miles de cabezas de ganado, el despojo de los territorios de pastoreo y el fin de la actividad ganadera a gran escala. Pese a la reducción territorial y la eliminación de amplias zonas de bosques por los nuevos colonos, en gran parte del territorio mapuche las zonas boscosas residuales continuaron ocupándose para la recolección, la caza (siendo una fuente importante de alimentos) y como forraje de invierno para el escaso ganado que lograron mantener. Según relatos actuales de ancianos de la zona:

F.C.N., 2001. Comunidad de Pantano: *“Cuando éramos chicos salíamos a buscar muchas comidas naturales que salían solas por lo natural. Salíamos a buscar “naos”, “dihueñes”, nalcas, maquis, boldos, tallos de los colihues, avellanas, unas como habas y otras como arvejas silvestres, papas silvestres, rábanos y muchas otras cosas que no se sembraban. Antes también había venados libres, “luan” que estaban sueltos como pajarito, hartos pajaritos silvestres, gansos silvestres. Las quilas también eran muy importantes para los animales como forraje”*.

S.C.R., 2001. Comunidad Francisco Llanquino: *“Los más antiguos siempre nos conversaban que un dueño de casa guardaba no más un fardo o dos fardos. Mantenían a los animales detrás del campo no más y los llevaban a las montañas por las quilas y la usaban como forraje”*.

Con la llegada de los colonos y la transformación de terrenos forestales y ganaderos en cerealeros, en un comienzo se obtienen muy buenos rendimientos, independientemente de la pendiente del terreno. Esto indica la gran fertilidad presente originalmente en estos sitios. Sin embargo, luego el rendimiento decrece por el agotamiento de los recursos (principalmente la fertilidad de suelo), la erosión y la desertificación (Correa, 1938). La productividad de cereales fue decayendo en un comienzo en los sitios de altas pendientes, en los que se abandona forzosamente la actividad cerealera. En los sitios de menor pendiente, menos vulnerables, se continuó con el cultivo del trigo pero se hizo necesario aumentar progresivamente el input tecnológico (principalmente en lo referente a la fertilidad) para mantener los rendimientos. Según el relato actual de un nieto de los primeros colonos del sector cordillerano de Río Blanco:

L.P., 2004. Valle de Río Blanco, Curacautín: *“El trigo al comienzo nos rendía mucho. Más del 40 por uno. Independiente de si se sembraba en el faldeo o el llano. El primer potrero lo terminamos de limpiar en 1940 (plano y aluvial), y alrededor de 1955 el trigo ya no rendía. Entonces lo empezaron a abonar con guano rojo (estiércol de aves mineralizado) y comenzó a rendir igual que al principio. En 1965 había bajado el*

rendimiento de nuevo y comenzaron a abonarlo con salitre. En 1970 comienzan a echarle además superfosfato triple. En 1985 había que echar el doble de abono, Aldrín y DDT pero ya no rendía y se abandonó mayoritariamente el cultivo porque ya no convenía”.

Principalmente esto se debe a que la fertilidad original de los ecosistemas climáticos que encontraron los primeros colonos es finita, y se descarga mediante la apertura del bosque y el desarrollo de la agricultura (Nava *et al.* 1996). De esta forma, se produce una simplificación del sistema, y una pérdida irreversible de información (a escala de espacio-tiempo humana) (Margalef, 1975; Gastó *et al.*, 2002), los ciclos biogeoquímicos se abren y se produce una extracción neta de la fertilidad del suelo con cada cosecha sin que se produzcan aportes significativos (Gastó, 1980; Odum y Sarmiento, 1998). Según las palabras de un agricultor del secano interior de la región:

O.B., 2004. Curacautín. *“El trigo crecía al comienzo con la fuerza de la tierra. Después crecía sólo con la fuerza del abono. Hoy día el abono es muy caro y el trigo da muy poco, por lo que ya no se puede poner trigo”.*

Múltiples relatos actuales indican que, en la gran mayoría de los casos, la explotación de los recursos forestales de los terrenos reduccionales mapuches, así como su aprovechamiento agrícola inicial (en la etapa de mayor fertilidad), no fueron realizados por los propios mapuches. Éstos no poseían herramientas ni animales de trabajo para hacerlo. Fueron las empresas forestales y los colonos vecinos quienes arrendaron a precios módicos el terreno y la mano de obra indígena. Ellos hicieron uso de las prácticas agrícolas que conocían, las que resultaron especialmente inadecuadas para estos terrenos reduccionales, naturalmente frágiles por su excesiva pendiente y baja retención de nutrientes de sus suelos. Según lo relatan mapuches en la actualidad:

F.M.C., 2001. Comunidad de Chanco: *“Después que llegaron los chilenos los más antiguos arrendaban a la colonia. La colonia arrendaba y rozaba. La colonia empezó a explotar y a explotar y así se llevaron toda la fuerza de la tierra y se hizo loma. Las tierras estuvieron arrendadas mucho tiempo y sembraron muchas veces la tremenda loma.”*

DCH, 2001. Comunidad de Liucura: *“Contaban los antiguos que al principio preferían trabajar al día a los gringos (extranjeros) que trabajar su tierra porque no tenían bueyes para trabajar, ni herramientas como arado, carreta, yugos, lanzones y cadenas. Todas esas cosas ellos no las tenían, las tenían los gringos. La gente vivía trabajando para los gringos y recolectando las cosas naturales.”*

S.P.C., 2001. Comunidad Collipulli: *“Los mapuches de estos lados no sabíamos trabajar la tierra, ni teníamos herramientas ni animales, así que al principio fueron los gringos los que nos arrendaban los terrenos. A veces nos daban comida como pan o cuero de chanco; otras un poco de trigo, y otras un poco de plata. Ellos limpiaron los terrenos para sembrar y lo hicieron hasta que los mapuches aprendimos; pero ya el suelo tenía poca fuerza y la siembra no rendía igual.”.*

En esta nueva situación los mapuches terminaron aprendiendo e imitando las técnicas y métodos agrícolas de los colonos que los rodeaban La Araucanía (Montalba, 2002), que se basaban en instrumentos muy básicos, barbechos muy largos y no se aplicaban fertilizantes (Gay 1973). Tanto estas prácticas como las herramientas que se utilizaban estaban hechas para la agricultura del valle central de Chile, de mayores extensiones y condiciones de distritos planos u ondulados menos vulnerables a la intensificación agrícola. Contrariamente, en la mayoría de los casos los mapuches estaban reducidos a pequeños terrenos con pendientes pronunciadas y alta vulnerabilidad. Respecto de la ganadería, pese a la utilización de estrategias como robar talaje a predios vecinos, buscar talaje en “los montes”, o la mediería; la tecnología de manejo ganadero (de carácter extensivo) fue aplicada en pequeñas superficies (generalmente colinas) que rápidamente se sobre pastorearon y erosionaron, perdiendo buena parte del poco valor productivo que aún conservaban. Los mapuches dejaron de arrendar sus tierras, pero siguieron ocasionándole los mismos daños que les ocasionarían los colonos al imitar su tecnología y sobre pastorearlas.

No obstante lo anterior, se debe mencionar que este proceso degradativo fue mucho más intenso en los terrenos de los colonos nacionales y extranjeros. Mediante un proceso de roce a fuego y eliminación de los bosques, que aún cubrían la mayor parte de la región, los colonos comenzaron a limpiar grandes extensiones de terreno para acondicionarlas para la agricultura y sembrar trigo. Entre 1880 y 1910 en La Araucanía se devastaron más de 500.000 ha de bosque nativo y se degradaron gran parte de sus suelos (Opazo, 1910). Este período de colonización es uno de los procesos de deforestación más masiva y rápida registrados en Latinoamérica antes de la década de 1980 (Veblen, 1979). Conjuntamente con el proceso de deforestación, el uso continuado de prácticas inadecuadas (como el barbecho) erosionó de tal forma los suelos que la mayoría de las tierras agrícolas desaparecieron de la región en un plazo de alrededor de 30 años (Opazo, 1910). De esta forma, sólo en las primeras décadas de control chileno del territorio el impacto en los recursos naturales de la Araucanía (principalmente suelo, bosque, agua y diversidad) fue mucho mayor que al de toda la historia mapuche, aun considerando la época de contacto con los españoles.

Tras la crisis de los años treinta hasta los años sesenta se aplica, a nivel nacional, el modelo de nacional desarrollismo. Este modelo busca fundamentalmente sustituir las importaciones nacionales por producción industrial interna para desarrollar al país. La Araucanía asumió el rol de abastecedora de mano de obra a bajo precio, con lo cual se da continuidad a un intenso ciclo extractivo, de degradación de los recursos naturales y de empobrecimiento de las condiciones de vida de su población.

En los años sesenta, conjuntamente con el auge de la renombrada “revolución verde”, ocurre un cambio en la situación internacional y en el modelo político-económico de Chile. Mediante sistemas de transferencia tecnológica, créditos y subsidios estatales se produce una intencionada y profunda transformación en la gran, mediana y pequeña propiedad agrícola. Los mapuches adoptaron en mucha menor medida que los colonos estos paquetes tecnológicos, dado que eran altamente inadecuados para sus condiciones y características. Aunque una buena parte de los mapuches incorporaron rápidamente las “semillas mejoradas”, no disponían de capital para acceder a los otros insumos asociados al paquete tecnológico (fertilizantes, herbicidas, hormonas, maquinaria agrícola, redes de comercialización, etc.) ni disponían de los conocimientos para su adecuada utilización (Montalba, 2002). En general cultivaron estas variedades de cultivos (de semilla mejorada) confiando en sus prácticas tradicionales de mantención de la fertilidad y en la “fuerza

de la tierra”, con lo que agudizaron la degradación de sus recursos naturales prediales. Al igual que lo que ocurre en el caso de los mapuches, múltiples estudios desarrollados en distintas zonas de Latinoamérica, Asia y África, han mostrado que los primeros años tras la adopción de las nuevas “semillas mejoradas” los rendimientos se incrementan significativamente, provocando que su utilización se extienda rápidamente entre los agricultores; sin embargo, transcurridos algunos ciclos anuales bajo las mencionadas condiciones de cultivo, la situación se revierte en forma drástica ya que estas variedades dependen de altos niveles de insumos y capital y se llega a niveles productivos bastante inferiores a los de partida (Grigg, 1982; Hobbelik, 1992; Evans, 1993; Chrispeels y Sadava, 1994).

A excepción de la incorporación de las semillas mejoradas y el uso, no generalizado, de algunos fertilizantes y pesticidas que éstas imponen, los niveles de tecnología agrícola mapuche no han variado notablemente en las últimas cinco ó seis décadas (fuerza de trabajo familiar o comunitaria, tracción animal, implementos agrícolas rústicos, pequeñas extensiones de cultivo, etc.). Sin embargo, lo que sí ha variado notablemente es el estado de conservación de los recursos naturales prediales, los que se han degradado y desertificado aceleradamente (Vera, 2009). A esto se suma un aumento de la población mapuche y un fuerte proceso de disminución y fragmentación de la superficie utilizable por ellos. De las aproximadamente 6 ha por persona asignadas en la radicación, en la actualidad se ha disminuido a sólo 2 ha por persona (Aylwin, 2000; Vidal, 2000).

Otra de las aristas de los sistemas desarrollados tras la revolución verde es el aumento progresivo de los costos de producción y de los niveles de endeudamiento al exigir un nivel progresivamente mayor de insumos tecnológicos (especialmente fertilizantes, pesticidas y combustibles) sólo para mantener la producción (Altieri, 1999). Los agricultores de La Araucanía (descendientes de colonos y mapuches) que adoptaron estas prácticas y sistemas de cultivo no fueron la excepción (Figura 2). Aumentaron considerablemente los costos de producción y se gigantizó la escala de explotación, dejando al margen a los productores que no pueden crecer y que terminan vendiendo su mano de obra y, finalmente, vendiendo sus predios y emigrando a las ciudades (Vidal, 2000).

Tras el golpe militar de 1973, la Junta Militar de Gobierno convirtió a Chile en el primer país latinoamericano en llevar a cabo una liberalización amplia de su mercado y en abrirse a la economía internacional. Se implementaron una serie de medidas económicas dirigidas a la privatización de las actividades productivas del sector público y la disminución del gasto de dicho sector, la apertura al comercio exterior, la atracción de capital extranjero y la liberalización de los precios internos y del sistema financiero. Se inició una total transformación de la economía, implementando el llamado “modelo exportador”. El éxito de este modelo se basó en la extracción masiva de productos derivados de la minería, la agricultura, la pesca y la explotación forestal, y su exportación como productos de bajo costo y bajo valor agregado (Altieri y Rojas, 1999).

Entre otros muchos efectos en la economía nacional, la liberalización del mercado provocó una disminución de los precios internos del trigo (debido a que debe competir con los mercados internacionales, muchas veces subsidiados y con ventajas comparativas). Por otro lado, el brusco aumento del precio del dólar y del petróleo en los ochenta eleva los precios de los insumos y con ello los costos de producción. Con todo esto, la rentabilidad se deteriora a tal punto que la situación se torna insostenible hasta para la mediana y gran propiedad ganadero-cerealera. Con el 75% de la superficie erosionada y miles de hectáreas deforestadas, el ciclo extractivo de biomasa vegetal y fertilidad de suelo parece llegar a su límite. Sin embargo, las nuevas condiciones institucionales y macroeconómicas alentaron

el desarrollo de industrias forestales basadas en monocultivos para exportación, de especies exóticas de alto crecimiento. En Octubre de 1974 se dicta el Decreto Ley 701 de fomento forestal. Por medio de este instrumento, el Estado subsidia en un 75% los costos de las plantaciones forestales en terrenos calificados como preferentemente forestales. Estos estímulos al sector privado forestal, junto con la liberalización del comercio de la madera, produjeron un extraordinario crecimiento de las tasas de plantación. En este nuevo escenario, los vastos territorios degradados de La Araucanía fueron lugares ideales para el negocio forestal. Los endeudados agricultores vendieron grandes extensiones a las empresas forestales. Coherente con lo anterior, Según datos de INFOR (2002), en 2001 La Araucanía presentaba más de 366.000 ha de plantaciones forestales.

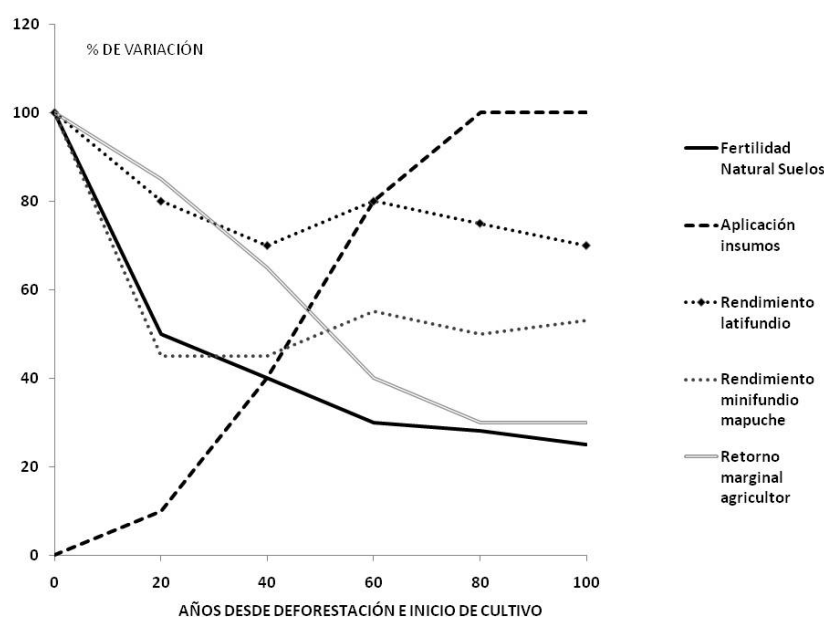


Figura 2: Esquema general del proceso de degradación de suelo y pérdida de rentabilidad de los predios de la región de La Araucanía. Se entienden como factores determinantes de este proceso la reducción de la calidad y fertilidad natural del suelo, lo cual incrementa el requerimiento de nutrientes y otros insumos para mantener un nivel productivo. La diferencia en niveles de producción entre latifundio (empresarial) y minifundio mapuche estarían dado por potencial productivo de sus predios y acceso a capital y tecnología. La reducción de la calidad del suelo y requerimiento de insumos, incrementa los requerimientos de inversión por unidad de ingreso, lo cual se expresa en la reducción del “Retorno Marginal”. Elaboración propia.

Pese a que se podría considerar que el incremento de las superficies con especies forestales ha favorecido la conservación del medio ambiente, cubriendo el suelo durante largo tiempo y protegiéndolo así de la erosión, lo cierto es que estas grandes y concentradas extensiones de cultivos forestales han sido asociadas a una serie de externalidades negativas, que superan con creces los posibles beneficios ambientales que pudieran traer (Cuadro 1). Gran parte de estas externalidades negativas, por su parte, han afectado seriamente las condiciones de vida de los mapuches y su cultura (Figura 3).

Externalidad	Causa
Destrucción del bosque nativo	La sustitución de bosque por plantaciones de especies exóticas es una de las principales causas de destrucción del bosque nativo de Chile. Solo en La Araucanía (entre 1985 y 1994) esta sustitución ha afectado 30.958 hectáreas (Emanueli 1997).
Disminución de la biodiversidad	El establecimiento de plantaciones de pinos y eucaliptos, muchas veces reemplazando bosque nativo, produce una gran reducción de la diversidad, ya que cambia sistemas que presentan más de 20 especies arbóreas y múltiples estratos, por extensas zonas de monocultivos.
Disminución de fuentes de agua superficiales y subterráneas	Es un hecho probado por múltiples estudios (Bosch y Gadow, 1990; Duncan 1980, Huber y López, 1990; Huber et. al. 1998, van Lil et. al. 1980; Smith, 1987) que las plantaciones de pinos producen una reducción en las fuentes superficiales de agua que puede llegar a una reducción de hasta un 60% de los caudales en comparación a praderas y 30% comparados con bosque nativo. Del mismo modo, la napa subterránea de agua puede disminuir hasta 4 metros más en verano (comparado con pradera) (Huber y López, 1990).
Degradación de suelos	Contrapesando los mencionados efectos de protección contra la erosión, han sido estudiados una serie de problemas asociados con las plantaciones forestales que van desde problemas como la acidificación de suelos hasta su compactación (principalmente en la tala) y erosión (entre la tala y hasta los 8 años de la nueva plantación).

Cuadro 1: Algunas externalidades negativas asociadas a las plantaciones forestales en el sur de Chile. Elaboración propia.

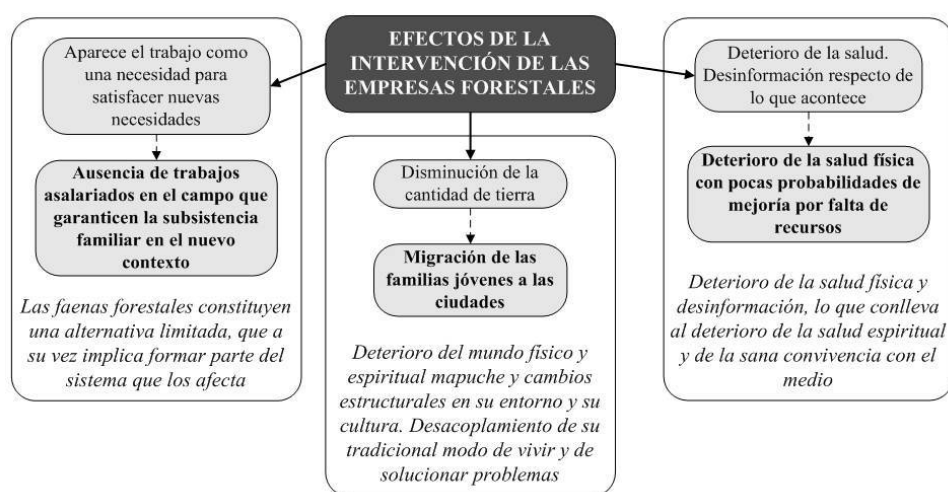


Figura 3: Impactos de la expansión forestal en las vidas de las familias mapuche de La Araucanía. Modificado de Montalba et al. 2005.

Junto con su alto impacto ambiental y social, la actividad forestal también ha producido un fuerte impacto en las frágiles economías mapuches, ya que junto con no incluirlos en la recepción de los beneficios económicos ofrecidos por el modelo, se ha producido un quiebre en las estrategias de subsistencia adoptadas en las distintas etapas del proceso de transformación del paisaje (Cuadro 2).

Estrategia de subsistencia	Factor que determina su ruptura
Recolección de productos del bosque para consumo y venta	Tala y sustitución del bosque nativo por plantaciones forestales (Emanuelli, 1997)
Sistemas de mediería con predios vecinos	El uso de pastos de vecinos de predios con superficies mayores o la siembra en la cual el mapuche utiliza su mano de obra y animales a cambio de la mitad de la producción, se ve cortado por la venta de estos predios a empresas forestales, las cuales cierran el terreno y prohíben el paso.
Trabajo asalariado en predios vecinos	La venta de campos a empresas forestales y su subsecuente reforestación hace perder fuentes de trabajo agrícola al solo requerir mano de obra en períodos determinados (plantación y tala) y el que esta sea especializada. Las extensiones de pinos que rodean las comunidades las aíslan y reducen sus posibilidades de obtención de recursos (Montalba et al., 2005).
Cultivos, horticultura	Al disminuir fuertemente la disponibilidad de agua para cultivos u hortalizas, se imposibilita pensar siquiera en esta actividad como medio para la comercialización
Ganadería	La dificultad de algunas zonas de conseguir agua incluso para consumo familiar, hace muy difícil la manutención del ganado en verano.

Cuadro 2: Estrategias de subsistencia utilizadas por los mapuche luego de la reducción y los factores que están ocasionando su quiebre. Elaboración propia.

Por su parte, el quiebre de las estrategias de subsistencia y de otras alternativas económicas como la empleabilidad (venta de mano de obra), ha producido una mayor presión sobre los recursos prediales ya que son éstos los que mayormente deben dar el sustento familiar, lo cual ha incrementado los niveles de degradación de los recursos naturales prediales, especialmente de las comunidades asentadas en sitios vulnerables y con bajo potencial productivo. Por su parte, la degradación de recursos naturales incrementa los niveles de pobreza y de migración de población mapuche a las ciudades, donde pasan a formar parte de otro paisaje cultural: los periurbanos marginales.

Causas de la degradación ambiental en la Araucanía y desacoplamiento estructural entre los mapuches y su paisaje

En base al proceso de deconstrucción del Paisaje Cultural de La Araucanía, podemos sintetizar de la siguiente forma los aspectos más relevantes en relación a los determinantes de orden de las actuaciones sobre el territorio y su origen:

Previo a la ocupación del estado de Chile, los mapuches tenían una lógica desarrollada y determinada por el acoplamiento estructural entre el actor social mapuche y su territorio originario. Los principios básicos de esta lógica operaban basados en los referentes cosmovisionales, reflejados tanto en su sistemas socioeconómico como en el estado de conservación de sus recursos naturales (Figura 4).

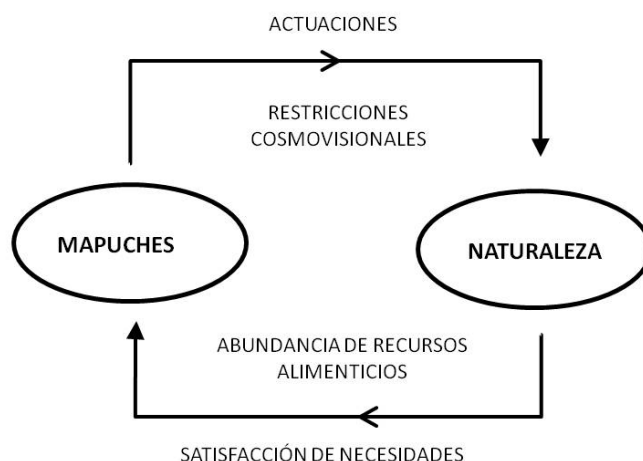


Figura 4: Esquema del acoplamiento estructural de los mapuches con su territorio. Se consideran como factores determinantes el desarrollo en un territorio rico en recursos y actuaciones humanas realizadas en función a determinantes de orden natural y social, basadas en referentes cosmovisionales. Elaboración propia.

La derrota militar mapuche, y la reducción de éstos en las reservas indígenas, marcan el cambio en su relación con el medio ambiente y su lógica de utilización de los recursos naturales. Desde que fueron asignados los terrenos reduccionales, los mapuches han tenido que aprender a vivir como campesinos y practicar una actividad agrosilvopastoril con una tecnología intensiva que no les es propia en territorios marginales, vulnerables y con una capacidad sustentadora muy inferior a la que su población necesita para satisfacer sus necesidades mínimas de subsistencia. Esto ha determinado una presión desmedida sobre los recursos naturales prediales, cuya resultante ha sido una degradación extrema, la pauperización de la economía mapuche y, en muchos casos, el colapso y abandono de los agroecosistemas. En esta transformación de su paisaje, los mapuches se han visto forzados sucesivamente a romper las estrategias de subsistencia que han ido desarrollando desde la radicación, por lo que aún no pueden desarrollar acciones efectivas en el dominio de su cambiante existencia (Figura 5). Sin embargo, es necesario destacar que en algunas zonas, con características de menor vulnerabilidad y ritmo menos acelerado de cambio, se han producido interesantes adaptaciones que otorgan a los sistemas mapuches niveles considerables de sostenibilidad (Contreras y Montalba, 1998; Montalba, 2001, 2002).

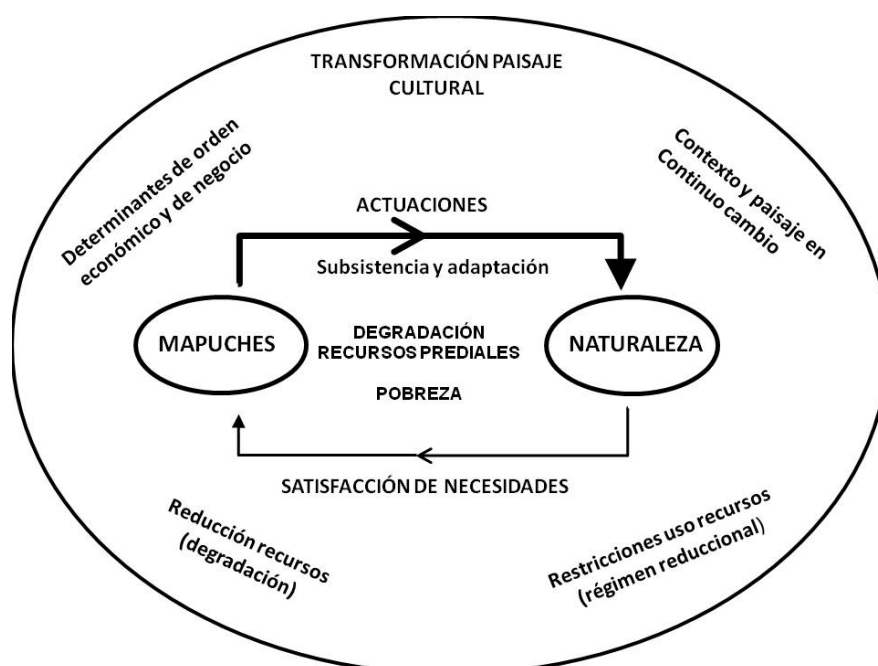


Figura 5: Esquema del quiebre del acoplamiento estructural de los mapuche con su territorio. Se consideran como factores determinantes de este quiebre la imposición de patrones de vinculación-uso con el medio natural, restricciones al uso de recursos, quiebre de estrategias de subsistencia, reducción de superficie, inadecuación tecnológica. Como producto e interactuando con este desacople se tiene a la pobreza y degradación de los recursos prediales. Elaboración propia.

No obstante a lo anterior, cabe destacar que el grueso de la degradación que presenta el paisaje cultural de la Araucanía, no fue mediada por la presión sobre los recursos por parte de una población mapuche pobre y destructiva, sino que más bien desde un comienzo esta degradación ha obedecido a demandas de mercados externos a la región y al país (determinantes de orden económico de producción, externos). Quienes abrieron el bosque para labrar la tierra y degradaron los recursos en su etapa inicial más rica, no fueron tampoco las comunidades mapuches, sino que una pequeña fracción de la población chilena y colonos extranjeros que buscaron nuevas oportunidades de negocio. Primero fue la actividad triguera con fines de satisfacer mercados internacionales (Estados Unidos, Australia e Inglaterra principalmente) y luego otras zonas de Chile. Tras de la aplicación del modelo exportador y del colapso de los sistemas trigueros, se implanta una nueva actividad con características de mayor concentración de la propiedad y capital, así como también con serios efectos sobre el medioambiente, los recursos naturales y la calidad de vida de la población originaria: la industria forestal de exportación a gran escala.

Tal como se muestra en la Figura 6 el proceso de transformación del paisaje (vinculado de los procesos de “apertura” del bosque y paso a actividades silvoagropecuaria) está mucho más fuertemente ligado al modelo económico-social dominante que a la densidad poblacional. Utilizando un indicador biofísico de sustentabilidad territorial como el HANPP (Apropiación Humana de la Productividad Primaria Neta: Gari, 1998; Martínez-Alier y Roca, 2000) es posible observar cómo en el período de mayor población mapuche en el territorio (1500 a 1600) se utilizó una fracción muy baja de la productividad total de los vegetales (4%), lo cual implica que su impacto fue mínimo (Gari, 1998). De la misma

forma, es posible observar como en la actualidad el HANPP presenta valores cercanos al 60%, (Osorio, 2009) lo cual es considerado muy alto (Gari, 1998), e implica que el hombre se está apropiando de gran parte de la productividad del territorio, con fuertes implicancias en el estado de los recursos naturales y de la sustentabilidad del mismo. Finalmente, cabe destacar que en base al requerimiento per cápita de productividad primaria del territorio (lo cual se relaciona con niveles de consumo y riqueza material), los períodos con menor impacto ambiental presentaron una población que en términos relativos era mucho más pobre que en períodos de mayor impacto. De esta forma, podemos considerar que la creación del actual paisaje cultural estaría mayormente vinculado al crecimiento de una población más rica y no al de una población pobre que busca satisfacer sus necesidades básicas. Este indicador cobra más relevancia si consideramos aproximadamente un 25% de los habitantes de la Araucanía corresponde a población mapuche pobre (con un HANPP per cápita mucho menor), lo cual a su vez evidencia una fuerte desigualdad social.

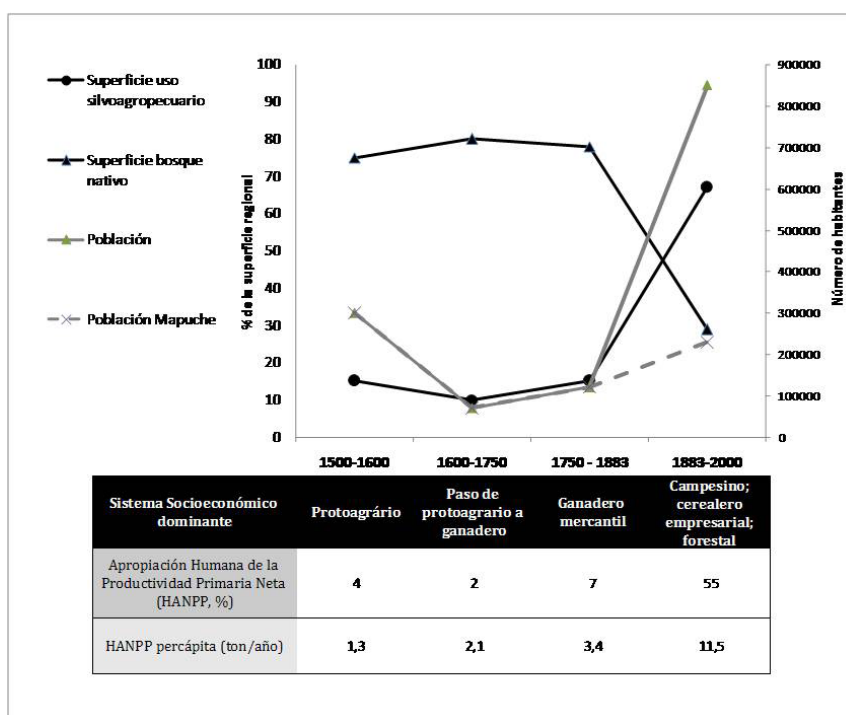


Figura 6: Uso del territorio en distintos periodos históricos de La Araucanía, en función a los sistemas socio-económicos predominantes, población y requerimiento de recursos naturales. El HANPP de los periodo pre reduccionales (1500-1883) fueron estimados a partir de la cubierta vegetal del periodo y su productividad, población, consumo en base a requerimientos nutricionales y estructura socioeconómica. HANPP del año 2000 corresponde al trabajo de Osorio, 2009. Elaboración propia.

4. Reflexiones Finales

Al considerar La Araucanía como un paisaje cultural, y por tanto como el resultado contingente e históricamente variable de la interacción entre las fuerzas socioeconómicas y biofísicas en un territorio, fue posible analizar en forma holística el proceso de transformaciones del territorio y del estado de sus recursos naturales. De esta misma forma, la

identificación de los determinantes de orden dominantes en cada período y el origen de éstos, permitió esclarecer las causas y grupos humanos vinculados a las distintas actuaciones en el territorio.

La inclusión de la Araucanía al territorio del Estado de Chile fue el hito más importante en casi 500 años de creación de su paisaje cultural (1550-2000), dado que esto genera una dominancia de determinantes de orden económico y de producción por sobre los determinantes de orden ecológico y social que predominaban anteriormente.

BIBLIOGRAFÍA

Altieri, M. (1999). *Agroecología, bases científicas para una agricultura sustentable*. Editorial Nordan-Comunidad. Montevideo. Uruguay.

Altieri, M. y Rojas, A. (1999). 'Ecological impacts of Chile's neoliberal policies, with special emphasis on agroecosystems'. *Environmental, Development and Sustainability* 1: 55 - 72.

Aylwin, J. (2000). 'Los conflictos en el territorio mapuche: antecedentes y perspectivas. en: Revista Perspectivas en Política, Economía y Gestión'. Departamento de Ingeniería Industrial de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile. 3(2):277 - 301.

Bauer, A. (1934). *La sociedad rural chilena desde la conquista hasta nuestros días*. Editorial Andrés Bello. Santiago, Chile.

Bauer, A. (1970). 'Expansión económica de una sociedad tradicional: Chile central en el siglo XIX'. en: Historia nº9. Instituto de Historia, Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Bengoa, J. (1991). *Historia del pueblo mapuche (siglos XIX y XX)*. Ediciones Sur, colección Estudios Históricos. Santiago, Chile.

Bosch, J. y Gadow, P. (1990). 'Regulating afforestation for water conservation in South Africa'. *South African Forest Journal*. 153:41 - 54.

Briggs, J. y Peat, F. (1994). *Espejo y reflejo: del caos al orden*. Editorial Gedisa. Barcelona, España.

Bullock, D. (1958). 'La agricultura de los mapuches en tiempos pre-hispánicos'. Apartado del boletín de las Sociedad de Biología de Concepción. Pags. 141-154.

Bulnes, G. (1985). *Los mapuches y la tierra. Política y legislación chilena respecto al pueblo mapuche*. Editorial PAS. Santiago, Chile.

Caniullan, V. (2000). 'El mundo mapuche y su medicina'. en: Duran, T., E. Parada y N. Carrasco (ed.). *Acercamientos Metodológicos hacia pueblos indígenas. Una experiencia reflexionada desde La Araucanía, Chile*. Universidad Católica de Temuco. Editorial LOM. Santiago, Chile.

Cariola, C. y O. Sunkel. (1991). *Un siglo de historia económica de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Caro, P. (1995). 'Producción y dispersión de semillas de Araucaria Araucanía (Mol) Koch en Lonquimay'. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Santiago, Chile. 66 págs.

CONAF-CONAMA. (1999). 'Catastro y evaluación de recursos vegetacionales de Chile. Informe regional Novena Región'.

Contreras, A. y Montalba, R. (1998). 'Agroecologic handing records on pest performed

by the mapuche people of Chile'. Libro de conferencias XII congreso científico internacional IFOAM. Mar del Plata, Argentina.

Coña, P. (1973). 'Memorias de un cacique mapuche'. ICRA. Copia facsimilar de la primera edición, aparecida como; Ernesto de Moesbach, 1930. Vida y costumbres de los indígenas araucanos en la segunda mitad del siglo XIX. Imprenta Cervantes, Santiago, Chile.

Chrispeels, M. y Sadava, D. (1994). *Plants, genes, and agriculture*. Jones and Bartlett Publishers. Boston, Estados Unidos de América.

Comisión Mndial sobre Mediambiente y Desarrolllo (CMMD). (1991). *Nuestro futuro común*. Alianza Editorial. Madrid, España.

Díaz S., Bonnin, M., Laguens, A. y Prieto, M. (1987). 'Estrategias de explotación de los recursos naturales y procesos de cambio de la vegetación en la cuenca del río copacabana (departamento de Ischilin, provinciade Córdoba): mediados del siglo XVI- mediados del siglo XIX'. Publicaciones instituto de antropología de Córdoba (Argentina) 14: 67-130.

Duncan, M. (1980). 'The impact of afforestation on small – catchment hydrology in Moutere Hills', en: seminar on land – use in relation to water quality. nelson catchment board. Nueva Zelandia. págs. 60 - 90.

Emanuelli, P. (1997). 'Las cosas por su nombre: la realidad del bosque nativo de Chile'. Chile Forestal. 247.

Evans, L. (1993). *Crop, evolution, adaptati6n and yield*. Cambridge University press. UK.

Gay, C. (1973). *Agricultura chilena*. ICRA. Santiago, Chile.

Gari, J. (1998). 'The Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP). Evaluating the human impact on the biosphere and biodiversity'. Thesis for the Master in Ecology. Universidad Autonoma de Barcelona. Barcelona, España.

Gastó, J. (1980). *Ecología. El hombre y la transformación de la naturaleza*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Gastó, J., Armijo, R. y Nava, R. (1984). 'Bases heurísticas del diseño predial. Sistemas en agricultura'. IISA 8407. Departamento de Zootecnia. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Gastó, J., Cosio, F. y Panario, D. (1993). 'Clasificación de ecorregiones y determinación de sitio y condición. manual de aplicación a municipios y predios rurales'. Red de pastizales andinos. Quito, Ecuador.

Gastó, J., Rodrigo, P., Aránguiz, I y Urrutia, C. (2002). 'Ordenación territorial rural en escala comunal. bases conceptuales y metodológicas'. en: Gastó, J., Rodrigo, P. y Aránguiz, I. (ed.). *Ordenación territorial. desarrollo de predios y comunas rurales*. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. LOM Ediciones. Santiago, Chile.

Gastó, J., Vieli, L y Vera, L. (2006). 'Paisaje cultural. de la silva al ager'. Aronomía y Forestal UC. 28:29-31. P. Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Gastó, J., Vera, L., Vieli, L. y Montalba, R. (2009). 'Sustainable Agriculture: Unifying Concepts'. Ciencia e Investigación Agraria.. 36: 5-26.

Grigg, D. (1974). *The agricultural systems of the world. an evolutionary approach*. Cambridge University Press, Cambridge.UK.

Grigg, D. (1982). *The dynamics of agricultural change, the historical experience*. Hutchinson & Co. Ltda. UK.

Guevara, T. (1898-1902). 'Historia de la civilización de araucanía'. Imprenta, Litografía y Encuadernación Barcelona. Santiago, Chile.

Hobbelink, H. (1992). 'La diversidad biológica y la biotecnología agrícola; ¿conservación o acceso a los recursos?'. *Ecología Política*. 4: 57-72.

Huber, A. y López, D. (1990). 'Cambios en el balance hídrico provocado por tala raza de un rodal adulto de *Pinus radiata*'. *Bosque* 14(2):11-18.

Huber, A., Barriga, P. y Trecaman, R. (1998). 'Efecto de la densidad de plantaciones de *Eucaliptus nitens* sobre el balance hídrico en la zona de Collipulli', IX Región. *Bosque* 19 (1):61-69.

INFOR. (2002). 'Estadísticas forestales 2001'. Santiago, Chile.

Latham, R. (1936). *La agricultura precolombiana en Chile y los países vecinos*. Ediciones de la Universidad de Chile, Santiago, Chile. 336 pp.

Lawes, J. (1847). 'On agricultural chemistry. Journal of. Royal Agriculture'. Society.. 8 (1847): 226-260.

Martínez-Alier, J. y Roca, J. (2000). *Principios de la Economía Ecológica y Gestión ambiental*. Fondo de Cultura Económica: CEPAL. 320 p.

Mc Evoy, A. (1993). 'Historia y ecología de las pesqueras del nordeste del Océano Pacífico'. En: González, M. y Martínez-Alier, J. (ed.). *Historia y Ecología*. Ayer, vol. 11. Madrid, España.

Margalef, R. (1975). 'Diversity, stability and maturity in natural ecosystems'. En: van Dobben, W. y Lowe-Connell, R. *Report of the plenary sessions of the first international congress of ecology*. sept. 8-14 de 1974. The Hague, Holanda.

Maturana, H. y Mpodozis, J. (2000). 'The origin of species by means of natural drift'. *Revista Chilena de Historia Natural*. 73:261 - 310.

Montalba, R. 2001. 'Historia de la transformación de los agroecosistemas y los recursos naturales del territorio mapuche-nalche de la IX Región: una aproximación agroecológica'. Trabajo de investigación para optar a la suficiencia investigadora del programa de doctorado en agroecología, sociología y desarrollo rural sostenible de la Universidad de Córdoba. Córdoba, España.

Montalba, R. (2002). 'Interacción entre sistemas agrícolas tradicionales y modernos, una retrospectiva agroecológica'. *CUHUSO*. 7:15-24.

Montalba, R., Carrasco, N. y Araya, J. (2005). *The economic and social context of monoculture tree plantations in Chile. the case of the commune of Lumaco*, Araucanía. WRM, Uruguay.

Muñoz, R., 1984. 'Análisis de la productividad de semillas de *Araucaria Araucanía* en el área de Lonquimay, IX Región'. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias agrarias y Forestales. Santiago, Chile. 140 págs

Nava, R., Armijo, R y Gastó, J. (1996). *Ecosistema. la unidad de la naturaleza y el hombre*. Editorial Trillas. México.

Odum, E., y Sarmiento, F. (1998). *Ecología. el puente entre ciencia y sociedad*. Mc Graw-Hill interamericana. México d.f., México.

Opazo, R. (1910). 'Desarrollo agrícola de los territorios que constituían la antigua frontera'. Conferencia dada durante la Exposición Internacional de Agricultura. Imprenta Santiago. Santiago, Chile.

Osorio, C. (2009). 'Uso de la Apropiación de la Productividad Primaria Neta como indicador dinámico de la sustentabilidad de la Región de La Araucanía'. Tesis para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 80 p.

Ovalle, A. (1972). *Histórica relación del reyno de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile (primera edición: 1646).

- Peri, R. (1989). *Reseña de la colonización en Chile*. Editorial Andrés Bello. Santiago, Chile.
- Prigogine, I. (1996). *El fin de las certidumbres*. Editorial Andrés Bello. Santiago, Chile.
- Quidel, J. y Jineo, F. (1999). 'Las raíces para nuestro cultivo'. En: Caro, A., Duraçán, T. Tereucán, J. (ed.). *Estilos de desarrollo para América Latina*. Universidad Católica de Temuco, Universidad Católica del Maule y Universidad de la Frontera. Temuco, Chile. págs. 147-158.
- Röling, N. (2000). 'Gateway to the global garden: beta/gamma science for dealing with ecological rationality'. Eight annual hopper lecture. University of Guelph, Canada.
- Rozzi, R., Martínez, D., Willson, M y Sabag, C, 1997. 'Avifauna de los bosques templados de Sudamérica'. En: *Ecología de los bosques Nativos de Chile*, capítulo 7. J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo (editores). Editorial Universitaria, Santiago. pp. 135-152.
- Sepúlveda, S. (1959). *El trigo chileno en el mercado mundial*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.
- Smith, P. (1987). 'Variation of water yield from catchments under grass and exotic forest', east Toago. *Journal of Hydrology* 26: 175-184.
- Smith-Ramírez C. (1997). 'Algunos Usos Indígenas Tradicionales de la Flora del Bosque Templado'. En: *Ecología de los bosques Nativos de Chile*, Capítulo 20. J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo (editores). Editorial Universitaria, Santiago. Págs. 369 - 404.
- Solé, R. y Goodwin, B. (2000). *Sign of life. How complexity pervades biology*. Basic Books. New York, USA.
- Tacón, A. (1999). 'Recolección de piñón y recolección de la araucaria (Araucaria araucana): un estudio de caso en la comuna de Quinquén'. Tesis para optar al grado de Master en Desarrollo Rural, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 189 págs.
- Torreon, F. y Cisternas, M. (2002). 'Alteraciones del paisaje ecológico araucano por la asimilación mapuche de la agroganadería hispano-mediterránea (siglos XVI y XVII)'. *Revista Chilena de Historia Natural*. 75:729-736.
- Valenzuela R. (1981). 'El Sistema Culinario Mapuche: Una Aproximación Estructural'. Tesis de Antropología, Facultad de Filosofía, Humanidades y Educación de la Universidad de Chile.
- Van Lill, W., Kruger, F. y van Wyk, D. (1980). 'The effect of afforestation with Eucalyptus gladii, Hillex Maiden and Pinus patula Schlecht. et Chan. on streamflow from experimental catchments at Mokobulaan', Transvaal. *Journal of Hydrology*. 48: 107-118.
- Veblen, T. (1979). 'Structure and dynamics of nothofagus forest near timberline in south-central Chile'. *Ecology* 60: 934 - 945.
- Vera, L. (2009). 'Expansión de la frontera Homínida en el Paisaje Cultural de la Cordillera de Los Andes de La Araucanía'. Tesis Doctorado en Recursos Naturales. Universidad de La Frontera. Temuco, Chile.
- Verniory, G. (2001). *Diez años en Araucanía*. Pehuén Editores. Santiago, Chile.
- Vidal, A. (2000). 'Conocimiento antropológico sobre los mapuche de Chile. Efectos socioculturales y económicos de su integración forzada a la nación chilena'. En: Durán T., Parada, E. Carrasco, N. (ed.). *Acercamientos metodológicos hacia pueblos indígenas: una experiencia reflexionada desde La Araucanía, Chile*. Centro de Estudios Socioculturales, Universidad Católica de Temuco. Temuco, Chile. págs 75 - 101.
- Wrbka, T. E., Erb K.-H., Schulz, N. B., Peterseil, J., Cahn, C. y Haberl, H. (2004). 'Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially ex-

plicit indicators'. Land use policy 21 (3): 289-306.

ESPECIES FORESTALES AMAZÓNICAS PROMISORIAS PARA LA CAPTURA DE CO₂ ATMOSFÉRICO COMO UN NUEVO MARCO PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE EN IQUITOS - PERÚ

TELLO ESPINOZA

Resumen

El estudio fue realizado en el bosque de la llanura aluvial temporalmente inundable del río Nanay, Iquitos- Perú con el objetivo de determinar las especies promisorias en la captura de CO₂ para el manejo sostenible del bosque, se usaron datos de árboles (DAP $\geq$ 10 cm) inventariados al 5,7% de intensidad de muestreo. La densidad básica de las especies fue recopilada en el laboratorio de tecnología de maderas de la UNAP y artículos científicos, para las especies sin datos de densidad se asumió el valor de 0,62 gr/cm³. La biomasa aérea total se calculó con la metodología para inventarios forestales de árboles (DAP $\geq$ 10 cm.) empleada por Dauber et al (2005). Son bosques ricos en biomasa (313,23 t/ha) y carbono (156,62 t/ha); las especies promisorias para la captura de CO₂ atmosférico según su abundancia, distribución y gremio ecológico son *Aspidosperma rigidum* Rugby para madera redonda, *Caraipa densifolia* Mart., *Cariniana decandra* Ducke, *Sapium glandulosum* (L.) moroni, *Ocotea cernua* (Nees) Mez, *Vochysia lomatophylla* Standl., para madera aserrada, *Theobroma glaucum* Karst. *Campsandra angustifolia* Spruce ex Benth, *Eschweilera coriacea* (A.DC.) S.Mori y *Licania harlingii* Prance en maderas para leña y carbón

1. Introducción

Las llanuras aluviales en la amazonia peruana que representan más del 12% del área, con más de 60 000 km², (Kvist y Nebel, 2000) sostienen un bosque de capital importancia en la captura de CO₂ atmosférico y para el mantenimiento de los humedales naturales, fuente de vida de la poblaciones rurales, cuya alimentación proviene de los recursos hidrobiológicos existentes. La presencia del agua es la clave del sistema, unos cuerpos de aguas son de color blanco de origen andino ricos en nutrientes y otros son de color negro de origen amazónico pobres en nutrientes. Durante la creciente de los ríos, se produce el desborde formando la llanura aluvial, donde el volumen de madera de este bosque, refleja el aprovechamiento eficiente de la energía solar para acumularlo en biomasa. La energía se almacena en forma de compuestos orgánicos de alta energía, que resulta de la naturaleza de los enlaces que unen a los diferentes átomos (Binkley, 1993) y este depende de cada especie. El carbono en la biomasa se acumula mediante la absorción de CO₂ atmosférico, (Vickery, 1987), y cuando la tasa de captura disminuye ocurren grandes cambios en el mundo que tienen efectos en los bosques tropicales maduros. Lewis *et al.* (2004), observando el incremento de la biomasa sobre el suelo, sugieren que agentes de cambios globales pueden estar causando cambios predecibles en el bosque tropical. La mayor parte de biomasa de los bosques se encuentra en los árboles, bien sea, en la raíz, fuste y copa, por lo que se puede agrupar en biomasa aérea y biomasa subterránea. El uso de la biomasa aérea se incrementa más con el aumento de la densidad poblacional de las zonas rurales y urbanas. Por estas razones y porque el bosque de la llanura aluvial del río Nanay (de aguas negras) y para conservar la diversidad biológica es necesario buscar en

ese ecosistema especies de árboles promisorios para la captura de CO₂ atmosférico cuyo manejo adecuado constituya un nuevo marco para el desarrollo sostenible de la amazonía que ayude a la conservación del ambiente, mantener la cobertura vegetal y las grandes zonas de alimentación de peces.

2. Material y métodos

La zona de estudio está situado en la llanura aluvial inundada temporalmente en el Centro de Investigación y Enseñanza Forestal (CIEFOR) de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana localizado en Iquitos, provincia de Maynas, región Loreto, en las coordenadas 3°49' de Latitud Sur y 73°25' de longitud Oeste (PACHECO y TORRES, 1981). Al que se llega por la ramal carretera Quisto cocha - Puerto Almendra. El clima es de un bosque húmedo Tropical (Bh T) (ONERN, 1976).

Se describen las principales especies amazónicas promisorias para la captura CO₂ atmosférico. El muestreo fue sistemático en fajas al 5,7% de intensidad. El DAP fue medido con el calibrador forestal (Forcípula) con exactitud de 0,5 mm.

Para el cálculo de la biomasa, la densidad básica de las especies se obtuvo de los documentos del laboratorio de tecnología de maderas de la UNAP y artículos científicos, y, para las especies sin datos se asumió una densidad básica de 0,62 g/cm³. La biomasa aérea total (bat) = Volumen (DAP ≥ 10 cm.) * densidad promedio * factor de expansión (Dauber et al, 2005), la mitad de este valor es carbono.

3. Resultados y discusión

En el dosel la copa del árbol está a una altura que asegure su requerimiento energético de acuerdo al gremio ecológico de la especie (esciófitas o heliófitas), muy útil para el manejo sostenible del bosque y captura de carbono. El carbono almacenado en las especies esciófitas es 69,2 t/ha, en las heliófitas durables 73,01 t/ha, en las heliófitas efímeras 4,14 t/ha y en las esciófitas de sotobosque 9,18 t/ha. Según la escala usada por Dietz (2002) el bosque es rico en biomasa (313,2 t/ha), está dentro del rango 300 a 400 t/ha reportada para el noreste de la amazonia incluyendo la costa Brasileira y Guyana en zonas relativamente intactas y baja densidad poblacional (Laurance, *et al.* 1998, Saatchi, *et al.* 2006), y ligeramente inferior al valor reportado por Nebel et al (2000c) para el bosque de la llanura aluvial del río Ucayali (344,9 – 486,9 t/ha). Las especies para leña y carbón (con 93,7 tC/ha) se usa en cocinas, secadores, hornos, etc. constituyendo la principal fuente de emisión de CO₂ a la atmósfera. Según Baluarte (1995) el 81% de la producción controlada de madera rolliza se destina a leña y carbón, estas especies forestales están siendo sobreexplotadas. Adicionalmente de los 32,3 tC/ha que fijan las especies para madera aserrada, una fracción se almacena como parte de las viviendas (muebles, vigas, columnas, etc.) y el resto es desperdicio (varia entre 49 a 85%), adiciona CO₂ y/o C a la atmósfera por la quema del material. La proporción de desperdicios depende del tipo de sierra y tecnología para el aserrado, son mayores en trozas de diámetros menores (Quinteros, 1981; Quirós *et al.*, 2005; Guevara *et al.* 1993; Bellido *et al.*, 2003). En suma, más del 50% de la madera por aserrío se quema o se descompone al aire libre, lo que liberaría unas 16 tC/ha, Baluarte (1995) indica que los desperdicios considerando el árbol entero hasta el producto terminado es del 80% con lo que esta cifra es mayor. Por la quema de madera redonda usada en las viviendas al término de su vida útil aportaría 8,6 tC/ha.

Uso de madera	Aserrada	Leña y carbón	Postes	Redondas	Otros	Total
Biomasa	64,6	178,5	31,3	17,1	12,7	313,2
Carbono	32,3	93,7	15,6	8,6	6,3	156,6

Tabla 1.-Biomasa (B) y carbono (C) agrupado por el uso de la madera. Fuente: Elaborado por el investigador

La dinámica del bosque está influenciada por la extracción selectiva de las especies forestales, fragmentando el bosque y decae el almacenamiento de carbón, por la presencia de especies de baja densidad y por la pérdida de los grandes árboles (Nascimento y Lawrence, 2004). El aumento poblacional de Iquitos, incrementa la presión sobre los bosques sobre todo del río Nanay, disminuyendo la cobertura arbórea y el secuestro de carbono; deteriora el ambiente y la calidad de vida de la población. La fijación de carbono es un servicio ambiental que hace posible que los propietarios de los bosques y de plantaciones forestales puedan recibir un beneficio por el pago por servicios ambientales. El bosque de la llanura aluvial contiene especies forestales promisorias para la captura de CO₂ atmosférico (Tablas 2 y 3). Para madera redonda figuran *Aspidosperma rigidum* Rugby (6,3 árboles/ha) y *Zygia* sp (3 árboles/ha) juntas almacenan 5,6tC/ha de las 8,6 t/ha, son heliófitas durables que aprovechan los claros naturales del bosque; la regeneración, densidad y crecimiento se favorecería con el aumento de claros producidos por la extracción selectiva de maderas para aserrío y para postes. Las seis especies de la tabla 2 concentran 27,6 tC/ha de 32,3tC/ha que contienen todas las especies usadas para aserrío. *Caraipa densifolia* Mart., *Cariniana decandra* Ducke, *Sapium glandulosum* (L.) moroni, *Ocotea cernua* (Nees) Mez que son especies esciófitas, tienen suficiente regeneración natural (alta densidad/ha) para asegurar la producción sostenida de madera, siempre y cuando la entrada de luz causado por la caída de estos árboles no afecten demasiado su desarrollo. Las nueve especies usadas como leña y carbón con alta densidad por hectárea (D/ha), también pueden ser extraídos sosteniblemente, son abundantes y su distribución diamétrica en forma de J invertida indica que existe regeneración natural suficiente para garantizar las próximas cosechas.

ESPECIE	G.E.	D/ha	Biomasa	Carbono
<i>Caraipa densifolia</i> Mart.	E	Alta	13,99	6,99
<i>Cariniana decandra</i> Ducke	E	Alta	9,88	4,94
<i>Vochysia lomatophylla</i> Standl.	H. D	Media	8,77	4,39
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	H. D	Baja	6,10	3,05
<i>Vatairea erythrocarpa</i> (Ducke) Ducke	H. D	Media	5,63	2,82
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) moroni	E	Alta	5,20	2,60
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	E	Alta	3,49	1,74
<i>Iryanthera tricornis</i> Ducke	H. E	Alta	2,21	1,10
Sub total			55,27	27,63
Otras especies de madera aserrío			9,37	4,68
Total para madera de aserrío			64,6	32,3

Tabla 2.- Biomasa y carbono en las especies promisorias para captura CO₂ usados como maderas para aserrío (t/ha). Fuente: Elaborado por el investigador

ESPECIE	G.E.	D/ha	Biomasa	Carbono
Theobroma glaucum Karst.	H. D	Alta	51,22	25,61
Campsiandra angustifolia Spruce ex Benth	E	Alta	21,95	10,97
Eschweilera coriacea (A.DC.) S.Mori	E	Alta	20,75	10,37
Licania harlingii Prance	E	Alta	14,82	7,41
Sub total			108,74	54,36
Sub total otras especies			78,73	39,37
Total			187,47	93,73

Tabla 3.- Biomasa y carbono de las especies promisorias para captura de CO₂ atmosférico usados como maderas para leña y carbón (t/ha). Fuente: Elaborado por el investigador

4. Conclusiones

1) Los bosques de la llanura aluvial inundada del río Nanay son ricos en biomasa y carbono, con un potencial de 313,23 t/ha y 156,62 t/ha respectivamente. El carbono almacenado en esciófitas es 69,20 t/ha, en heliófitas durables 73,01 tC/ha, en heliófitas efímeras 4,14 tC/ha y en las especies de sotobosque 9,18 tC/ha. Las especies para leña y carbón con 93,7 tC/ha, constituyen la principal fuente de emisión de CO₂ a la atmósfera

2) Las especies promisorias para la captura de CO₂ atmosférico según su abundancia, distribución y gremio ecológico son *Aspidosperma rigidum* Rugby para madera redonda, *Caraipa densifolia* Mart., *Cariniana decandra* Ducke, *Sapium glandulosum* (L.) moroni, *Ocotea cernua* (Nees) Mez, *Vochysia lomatophylla* Standl., para madera aserrada, *Theobroma glaucum* Karst. *Campsiandra angustifolia* Spruce ex Benth, *Eschweilera coriacea* (A.DC.) S.Mori y *Licania harlingii* Prance en maderas para leña y carbón.

BIBLIOGRAFÍA

Baluart V. J. 1995. 'Diagnostico del sector forestal en la región amazónica instituto de investigaciones de la amazonía peruana'. DOCUMENTO TECNICO N° 13. OCTUBRE 1995. IIAP. QUITOS – PERU. 22p

Bellido, M; Egoavill-Cueva, G., Gonzalez, E. 2003. 'Tableros de fibras de la madera de "tornillo" (*Cedrelinga cateniformis* Ducke)'. Bosque, Vol. 24 N° 3, 2003, pp. 39-44

Binkley, D. (1993). *Nutrición forestal. Prácticas de manejo*. Ed. LIMUSA. México.

Dauber, E.; Terán, J. y Guzmán, R (2005). 'Estimaciones de biomasa y carbono en bosques naturales de Bolivia'. Revista Forestal Iberoamericana. V(1) 1:10p

Dietz, J. 2002. *Variation and distribution of forest types on the southern foothills of the cordillera Cahuapanas, Alto Mayo, Perú*. University of Bayreuth. Department of Biogeography. Germany.

Guervara S. L, Reyes, I. P. y Bocanegra D. L. 1993. 'Evaluación de residuos de aserrío'. FOLIA AMAZONICA VOL. 5 (1-2), pp. 205-215.

Kvist, L. P Y Nebel, G. 2000. 'Bosque de la llanura aluvial del Perú: ecosistemas, habitantes y uso de los recursos'. FOLIA AMAZÓNICA VOL. 10 (1-2):5-56.

Laurance, W. F, Fearside, P. M., Laurance E, S. G., Delamonica, P., Lovejoy, T. E, Rankin-De Merona, J. M., Jeffrey Q.; Chambers, J. Q, Gascon, C. 1999. 'Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study'. Forest Ecology and Management.

Vol. 118, no. 1-3, pp. 127-138.

Lewis, S. L., Malhi, y., Phillips. O. L. 2004a. 'Fingerprinting the impacts of global change on tropical forest'. The Royal Society (2004) 359, 437-462.

Nascimento, H. E.M. Y Lawrence, W.F. 2004. 'Biomasa Dynamics in Amazonian Forest Fragments'. Ecological applications. p.By Ecological Society of America. 14(4) 127-138

Nebel, G, Gradsted, J. y Salazar V. A. 2000c. 'Depósito de detrito, biomasa y producción primaria neta en los bosques de la llanura aluvial inundable de la amazonia peruana'. FOLIA AMAZÓNICA VOL. 11 (1-2): 41-63.

OFICINA NACIONAL DE EVALUACION DE RECURSOS NATURALES (ONERN). 1976. Mapa Ecológico del Perú. Guía Descriptiva. Lima, Perú. 146 p.

Pacheco, T. y Torres, J. 1981. 'Análisis de Dispersión de Doce Especies Forestales del CIEFOR – Puerto Almendras'. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Iquitos - Perú. 51 p.

Quinteros, A. 1981. 'Cuantificación de residuos en la Industria de contrachapado a partir de capinurí'. Tesis Ing. Forestal- UNAP. Iquitos - Perú.

Quirós, R. Chinchilla, O. y Gómez, M. 2005 'Agronomía Costarricense' 29(2): 7-15. SSN:0377-9424 / 2005

Saatchi, S.S. Houghton, R. A, Dos Santos Alvala R.C, Soares, J.V Y Yifan Yu 2006. 'Distribution of aboveground live biomass in the amazon basin'. Global Change Biology. Brazil 48 p.

Vickerly, L. M. 1987. *Ecología de plantas tropicales*. Editorial Limusa S.A, México.

FORESTS OF THE NORTHERN KOREAN PENINSULA

JIŘÍ KOLBEK & IVAN JAROLÍMEK

Summary

North Korean forest and shrub vegetation was studied in 1984–1990. In total, 270 phytocoenological relevés were sampled. According to Braun-Blanquet methods of vegetation classification, 17 plant associations with 29 subassociations or variants were distinguished and classified within 8 alliances. Zonal forest and shrub vegetation is divided into three geographically differentiated regions: 1) Northern alpine and subalpine region in the Chinese-Korean boundary mountains with coniferous forests dominated by *Larix olgensis*, 2) Middle mountain region in the central and partially in southern part of the territory with variable mixed *Pinus densiflora*-*Quercus mongolica* forests, 3) Southern warm and precipitation-rich region, mainly in Kumgangsan Mts with species-rich thermophilous pine-oak forests. Azonal clearing vegetation and stands of alien woods are briefly characterised.

1. Introduction

Climate conditions of Korean Peninsula are crucial for distribution of natural plant communities. They are much more important than geological bedrock. Quantity of precipitation and favourable temperatures in the course of vegetation period play the most important role in creation and differentiation of vegetation cover. Climate of Korean Peninsula is typical by summer monsoon (circa in the last half of June and July). Consequently, the summer is typical by humid and warm weather, while winter is cool and dry. Spring and autumn periods are relatively shorter than summer and winter. Mean annual temperature in Korean Peninsula varies from 3 °C (alpine northern belt) to 16 °C (Cheju Island) and mean annual precipitation from 600 to 1,600 mm. According to Box and Choi (2003) mean annual precipitation varies in most of Korean Peninsula between 1000–1500 mm. Only in wider surrounding of Pyongyang and north-eastern part of North Korea annual precipitation is lower and attains 500–1000 mm. Annual moisture index (defined as annual precipitation divided by annual potential evapotranspiration) is in larger part of northern Korea higher than >1.4. Value 1.0–1.4 is bounded to region of north-eastern sea-coast up to the Russian border and westward from the line Taedong-Haeju (Box and Choi, 2003). Thanks to this, the forest vegetation of the Korean Peninsula may be ordered into the warm temperate, cool temperate and cold zones (Oh et al., 2000). Warm temperate and southern cool temperate forest zones do not overlap to the north part of the Korean Peninsula.

In addition, the large part of the North Korea lies at Proterozoic formations background. Only near the China border in Changbaishan Mts and in the Eastern Kaema volcanic intrusions occur. The large areas of North Korea are composed of Pre-Cambrian gneisses and granites, metamorphic rocks, and partially Triassic (mainly calcareous) formations, granite gneisses along with metamorphic amphibolites, schists and phyllites (Košťák *et al.*,

2003), the North Korea belongs to geographical region with occurrence of 636 genera and of 1,767 species.

North Korea is part of temperate deciduous forest biome. Forests prevail mainly in northern mountain part of the country and southward mountains are less frequent. In planes, forests are replaced by farmed fields and orchards. Forests at planes are rare, forests at ravines scree and slopes with boulders of various sizes prevail. In lower mountains forests cover also tops of ridges. In altitudes above 1,700 m a.s.l., sparse forest stands are without high tree layer, which is substituted by low woods (*Betula ermanii*, *Pinus pumila*, *Thuja koraiensis*). In lower altitudes of the north part of North Korea coniferous forests prevail, in the central and south parts forests are dominated by oaks and *Pinus densiflora* with numerous woody species in tree and shrub layers. Natural lowland and alluvial forests were nearly not preserved and their stands were replaced by field farm cultures or survive only in small fragments. In the part of drier lowlands culture forests are planted, mainly of pine (*Pinus densiflora*) (Fig. 1), which is economically favoured to naturally prevailing oaks (mainly *Quercus mongolica*).



Fig. 1: *Pinus densiflora* plantations in many places replace original pine-oak forests, periphery of capital city Pyongyang (Photo J. Kolbek).

The variability of natural forest and shrub vegetation is considerable: in spite of limited research opportunities in the territory 17 forest associations and communities with 29 lower units (subassociations and variants) were distinguished. They are classified within 8 alliances. Real number of communities is probably much higher (Kolbek et al., 2003). Forest soils appertain to three groups:

- Podzolized brown mountain soils, known from montane areas near the Korean-Chinese boundary, typical for *Larix olgensis* forests,
- Podzolized soils, occurring in foothills and mountains, covered by *Picea koraiensis* and *Abies nephrolepis* as dominant trees,
- Skeletal soils, occurring in foothills and lower mountains, optimal for azonal forest vegetation

Generally, the soils are nutrient-poor, (very) skeletal, humus-rich and fresh to moist

(Kolbek et al., 2003).

2. Methods

During the numerous expeditions (1986–1990) complementary data on the woody species in various mountain ranges, accessible to the research teams, were collected in successive steps. Research was carried out at limited parts of country in following regions: Changbaishan Mts (Mt. Paektusan and wider surrounding), Chonmasan Mts, Kumgangsan Mts, Ljongaksan Mts, Myohyangsan Mts, Sujangsan Mts, Taesongsan Mts and in surrounding of Hedju, Kaesong, Kail, Naegok, Nampo, Onjong, Pyongyang, and Samjiyon Lake. Phytocoenological and ecological evaluation is based mainly on analysis of 270 phytocoenological relevés of forest vegetation in North Korea, sampled and processed following Braun-Blanquet methods, numerical classifications and synthesis (Braun-Blanquet, 1964; Westhoff and van der Maarel, 1978; Podani, 1993; Jarolímek and Schlosser, 1997). The nomenclature of taxa follows mostly the Flora Coreana - Appendix (Anonymous, 1979), Ri and Hoang (1984) and Choe (1980). Sometimes, the names given by other authors (Anonymous, 1972–1976, 1978, 1986; Charkevicz, 1985–1989; Menickij, 1984; Ohwi, 1965; Rehder, 1962; Sokolov, 1977, 1980, 1986; Vorobjev, 1968; Voroshilov, 1982; Zaikonnikova, 1966) must have been used. The nomenclature of syntaxa follows mainly Kolbek et al. (2003).

3. Zonal forest (and shrub) vegetation of the northern Korean Peninsula

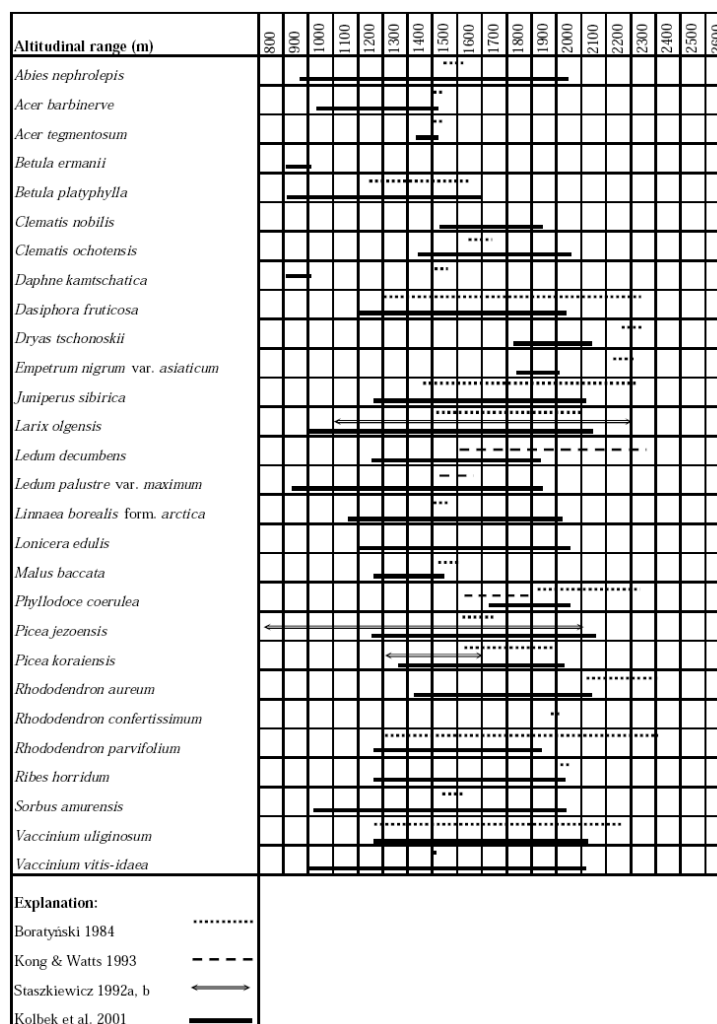
The forest vegetation of the North Korea can be divided into three basic vegetation zones (Kolbek et al., 2003): 1) Northern alpine and subalpine region in the Chinese-Korean boundary mountains with coniferous forests dominated by *Larix olgensis*, 2) Middle mountain region in the central and partially in southern part of the territory with variable mixed *Pinus densiflora*-*Quercus mongolica* forests, 3) Southern warm and precipitation-rich region, mainly in Kumgangsan Mts with species-rich thermophilous pine-oak forests.

1) The northern part near Chinese-Korean boundary represents high mountains ridges and mountains plateau. The landscape of Changbaishan Mts is covered by coniferous forests with *Larix olgensis*, *Picea jezoensis*, *P. koraiensis*, and subdominant *Abies nephrolepis* in tree layer. The shrub layer consists mainly of *Rhododendron aureum*, and *Ledum* sp. div. The taiga forest is in contact with alpine tundra vegetation on the volcano Paektusan (Kolbek and Jarolímek, 2007). In mixed forests of northern region species like *Betula platyphylla*, *Dasiphora fruticosa*, and taxa of the genus *Sorbus*, *Sambucus*, *Lonicera*, *Clematis* etc., are common.

Northern alpine and subalpine region is represented mainly by data from Paektusan Mt. Its flora is characterised by numerous coniferous and taiga evergreen broadleaved plants (*Larix olgensis*, *Phyllodoce coerulea*, *Ledum decumbens*, *Rhododendron aureum*, *R. parvifolium*). Some of the species are endemic in this region e.g. *Ledum palustre* var. *maximum*, *Juniperus sibirica*, *Dryas tschonoskii*. During detailed study of zonation of forest vegetation, many phytosociological relevés have been obtained (Kolbek et al., 2003). The knowledge on hypsometrical distribution of numerous taxa was significantly extended e.g. *Abies nephrolepis*, *Acer barbinerve*, *Clematis ochotensis*, *Ledum palustre* var. *maximum*, *Linnaea borealis* form. *arctica*, *Sorbus amurensis* etc. (Tab. 1). For some other species no

comparable data were found e.g. *Clematis nobilis* or *Lonicera edulis* (Kolbek et al., 2001). Coniferous taiga forests in Changbaishan Mts., covered mostly by larch forests (*Larix olgensis*), were divided into three groups:

- light-taiga: forests with lower cover of larch tree canopy are situated in 1740–1950 m a.s.l. (Fig. 2),
- dark-taiga: evergreen coniferous forests with closed tree canopy, dominated by *Picea jezoensis* and *P. koraiensis*, and typical by continuous dense and thick moss layer with *Ptilium crista-castrensis* grow in 1630–1770 m a.s.l.,
- light-taiga with *Larix olgensis* and *Betula paishanensis* and many species of broad-leaved trees occupies altitudes 1190–1600 m a.s.l. (Fig. 3).



Tab. 1: Vertical distribution of selected woody species in the northern alpine and subalpine region (larger area of the Paektusan Mt.).

The soils are high to moderate acidic with pH 3.3–5.2.

Coniferous (cold) forest zone occurs in the north part of the peninsula in the mountain region with mean annual temperature below 5 °C. Mean annual temperature is lowest in Paektusan (-5–0 °C) and in wider surrounding of the Changbaishan mountain range (0–5 °C).



Fig. 2: Spring aspect of light taiga with *Larix olgensis* and *Rhododendron aureum* (*Rhododendron aurei*-*Laricetum olgensis*), Paektusan Mt. (Photo I. Jarolínek).



Fig. 3: Autumn aspect of the light taiga forest dominated by *Larix olgensis* in lower altitude (*Ledo decumbentis*-*Laricetum olgensis* and *Carici peiktusani*-*Abietetum nephrolepidis*), Naegok near Paektusan Mt. (Photo J. Kolbek).

The northern region is characterised by following species and phytocoenological units: (Note: Species mentioned in tree layer may occur also in shrub and herb layers; shrubs also in herb layer.)

Coniferous forests: *Laricion olgensis*

Tree layer: *Abies nephrolepis*, *Betula platyphylla*, *Larix olgensis*, *Picea jezoensis*, *P. ko-*

raiensis, *Prunus padus*, *Sorbus amurensis*, *Usnea longissima*

Shrub layer: *Betula paishanensis*, *Clematis ochotensis*, *Dasiphora fruticosa*, *Juniperus sibirica*, *Lonicera edulis*, *Rhododendron aureum*, *R. dahuricum*, *R. parvifolium*, *Ribes horridum*, *R. komarovii*, *Rosa davurica*, *Vaccinium uliginosum*

Herb layer: *Artemisia stolonifera*, *Calamagrostis langsdorfii*, *Calypso bulbosa*, *Carex nanella*, *C. peiktusani*, *Cerastium frucatum*, *Clintonia udensis*, *Festuca ovina*, *Gentiana jamesii*, *Goodyera repens*, *Ledum decumbens*, *L. *maximum*, *Linnaea borealis*, *Lonicera edulis*, *Lycopodium complanatum*, *L. cryptomerianum*, *L. *nipponicum*, *Majanthemum dilatatum*, *Phyllodoce coerulea*, *Potentilla coreana*, *Pyrola incarnata*, *Sanguisorba parviflora*, *Solidago japonica*, *Tofieldia nuda*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Viola sachalinensis*

Moss layer: *Cladonia rangiformis*, *C. stellaris*, *Dicranum polysetum*, *Hylocomium splendens*, *Peltigera lepidota*, *Pleurozium schreberi*, *Ptilium crista-castrensis*

Phytocoenological units:

Rhododendro aurei-Laricetum olgensis

Goodyera repentis-Piceetum jezoensis

Carici peiktusani-Abietetum nephrolepidis

Ledum decumbentis-Laricetum olgensis

Distribution: Changbaishan Mts, along the boundary between North Korea and China and Paektusan volcano near Samjiyon Lake (Kolbek et al., 2003).

Communities of light coniferous forests, shrubs and surroundings of ventarols: *Rhododendro dahurici-Acerion barbinervi*

Tree layer: *Abies nephrolepis*, *Betula platyphylla*, *Larix olgensis*, *Sorbus amurensis*

Shrub layer: *Acer barbinerve*, *Rhododendron dahuricum*, *Rosa davurica*

Herb layer: *Dryopteris fragrans*, *Ledum *maximum*, *Polypodium virginianum*

Moss layer: *Cladonia amaurocraea*, *C. furcata*, *C. *grisea*, *Hylocomium splendens*, *Onocophorus wahlenbergii*, *Pleurozium schreberi*, *Ptilium crista-castrensis*, *Sphagnum girgensohnii*

Phytocoenological units:

Dryopterido fragranti-Rhododendretum dahurici

Distribution: around Naegok Village in the Changbaishan Mts (Kolbek et al., 2003).

2) Various mixed *Pinus densiflora-Quercus mongolica* forests are the most frequent vegetation type in the central and partially also in southern part of the territory (Fig. 4). In the shrub layer species *Rhododendron schlippenbachii*, *R. mucronulatum*, *Acer pseudosieboldianum*, *Weigela florida*, and species of the genus *Lonicera* usually dominate. The herb layer is species rich and various. Large areas in this part of country are afforested or artificially

changed into agricultural land. Many forests have hardly changed species composition. In the tree layer, fast growing *Pinus densiflora* is preferred instead of naturally prevailing *Quercus mongolica* (Nakagoshi, 1995; Yim, 1995).

Middle mountain region contains all areas from lower hills near towns Kail, or Pyongyang City (e.g. Taesongsan and Ljongaksan Mts). Most typical representatives are Sujangsan Mts northward from town Haeju and Chonmasan Mts near Kaesong, where the alpine species are subsided. On the other hand, this region can be regarded as transition zone to the South Korean vegetation. The typical woody species of the region are endemic *Juniperus rigida* and *Pinus rigida* (Tab. 2).



Fig. 4: Most frequent pine-oak forest in the hilly country of the North Korea (*Lychno-Quercetum mongolicae*), Sujangsan Mts (Photo I. Jarolímek).

Unfortunately, only scarce data for comparison were found. Boratyński (1984) published woody distribution data from Sujangsan Mts, Taesongsan Mts, and from surroundings of Anju, Pyongyang, Sariwon and Haeju. All his data originated from low altitudes, whereas our data on many woody species come from altitudes from 100 to 650 m. Therefore we enlarged information on altitudinal ranges also for some stand-building species, such as *Acer pseudosieboldianum*, *Benzoin obtusilobum*, *Fraxinus rhynchophylla* and *Quercus mongolica*. For species like *Rhododendron mucronulatum*, *Vaccinium koreanum*, *Viburnum dilatatum* and some others this information is completely new (Tab. 2).

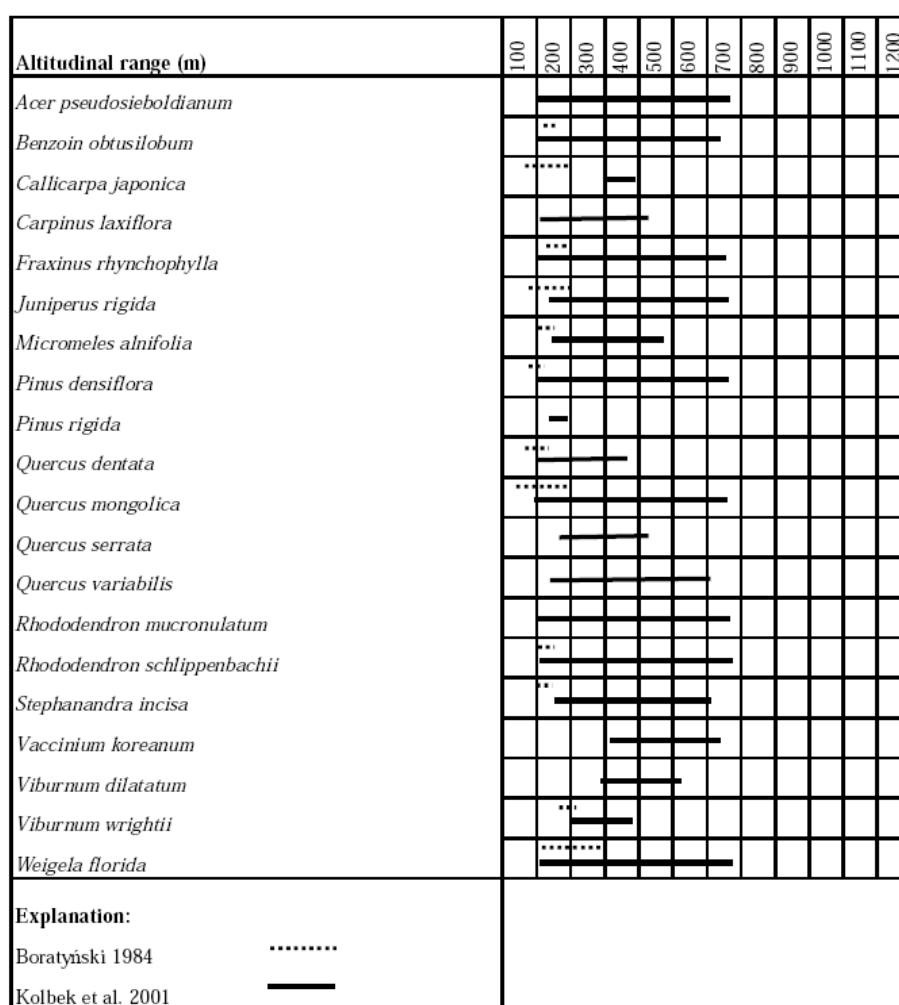
Mixed forests of evergreen coniferous and broad-leaved deciduous trees prevail southwards, in the central and southern part of North Korea:

- a) shrub vegetation dominated by *Pinus pumila* and/or *Betula ermanii* in the highest summits of mountains (Fig. 5),
- b) mixed (coniferous) forests on rocky slopes with *Abies nephrolepis* and *Pinus ko-*

koraiensis in tree layer, and with endemic *Thuja koraiensis* in shrub layer in some places (Fig. 6),

c) mixed and broadleaved forests in lower elevations – at convex slopes *Quercus mongolica* and *Pinus densiflora* predominate with many species in shrub layer; at concave valleys the scree forests with *Carpinus laxiflora*, *Fraxinus rhynchophylla* and several species of the genus *Acer* dominate. *Castanea crenata*, *Carpinus cordata*, *Benzoin obtusilobum*, *Magnolia sieboldii* and various species of the genus *Tilia* and *Cornus* are typical for warmer forests at the foothills and southern slopes.

The soils in the mountain coniferous forests are high to moderate acidic with pH 3.9–5.1; in the pine-oak and broadleaved forests soils are acidic to almost neutral (pH 4.7–6.2) In the middle zone of the North Korea mean annual temperature varies between 5–10 °C and in the south part of the North Korea between 10–15 °C.



Tab. 2: Vertical distribution of selected woody species in middle mountain region (Ljongaksan, Taesongsan, Chonmasan and Sujangsan Mts)

This region is characterised by following list of species and phytocoenological units:

Coniferous forests and shrubs in higher altitudes: *Abieti nephrolepidis-Piceion jezoensis*

Tree layer: *Abies nephrolepis*, *Picea jezoensis*

Shrub layer: *Actinidia polygama*, *Betula ermanii*, *Pinus pumila*, *Rhododendron schlippenbachii*, *Syringa wolffi*, *Thuja koraiensis*

Herb layer: *Aconitum villosum*, *A. triphyllum*, *Adenophora koreana*, *A. mandshurica*, *Calamagrostis *hirsuta*, *Carex siderosticta*, *Cimicifuga davurica*, *Dryopteris crassirhizoma*, *Galium kamtschaticum*, *Geranium dahuricum*, *Ligularia fischeri*, *Lycopodium serratum*, *Paeonia japonica*, *Paris verticillata*, *Phegopteris decursive-pinnata*, *Polystichum tripterum*, *Primula jezoana*, *Scabiosa *alpina*, *Swertia veratroides*, *Trisetum sibiricum*

Phytocoenological units:

Taxo-Pinetum pumilae

Thujo koraiensis-Piceetum jezoensis

Distribution: Mt. Wonmanbong and Mt. Pirobong (Myohyangsan Mts) (Kolbek et al., 2003).



Fig. 5: Shrub vegetation dominated by *Pinus pumila* and *Betula ermanii* covers tops of mountain ranges in central part of North Korea (*Taxo-Pinetum pumilae*), Myohyangsan Mts (Photo M. Valachovič).

Species rich thermophilous pine-oak forests and scree forests on mineral richer and deeper soils: *Pino koraiensis-Quercion mongolicae*

Tree layer: *Acer pseudosieboldianum*, *Actinidia arguta*, *Betula schmidtii*, *Carpinus cordata*, *Castanea crenata*, *Cornus controversa*, *Fraxinus rhynchophylla*, *Larix olgensis*, *Magnolia sieboldii*, *Micromeles alnifolia*, *Pinus densiflora*, *P. koraiensis*, *Populus davidiana*, *Prunus leveilleana*, *Quercus mongolica*, *Styrax obassia*, *Tilia amurensis*

Shrub layer: *Acer mono*, *Actinidia polygama*, *Benzoin obtusilobum*, *Codonopsis pilosula*, *Deutzia glabrata*, *Euonymus alata*, *Kalopanax pictus*, *Lespedeza hedysaroides*, *Rhododendron mucronulatum*, *R. schlippenbachii*, *Sorbaria stellipila*, *Sorbus amurensis*, *Stephylea bumalda*, *Stephanandra incisa*, *Tilia taquetii*, *Vitis amurensis*

Herb layer: *Ainsliaea acerifolia*, *Artemisia keiskeana*, *Aster scaber*, *A. tataricus*, *Astilbe koreana*, *A. thunbergii*, *Calamagrostis arundinacea*, *Carex nanella*, *C. siderosticta*, *Caulophyllum robustum*, *Diarrhena japonica*, *Geranium *hirsutum*, *Isodon excisus*, *Lychnis cognata*, *Melampyrum roseum*, *Parthenocissus tricuspidata*, *Peucedanum terebintaceum*, *Primula jezoana*, *Pseudostellaria palibiniana*, *Rubia hexaphylla*, *Saussurea conandrifolia*, *Solidago japonica*, *Spodiopogon sibiricus*, *Viola acuminata*, *V. collina*, *V. keiskei*

Phytocoenological units:

Lychno-Quercetum mongolicae

Vaccinio-Quercetum mongolicae

Parthenocisso tricuspidati-Fraxinetum rhynchophyllae

Distribution: Myohyangsan Mts, several localities in Kumgangsan Mts, rather rare in Sujangsan Mts (Kolbek et al., 2003).

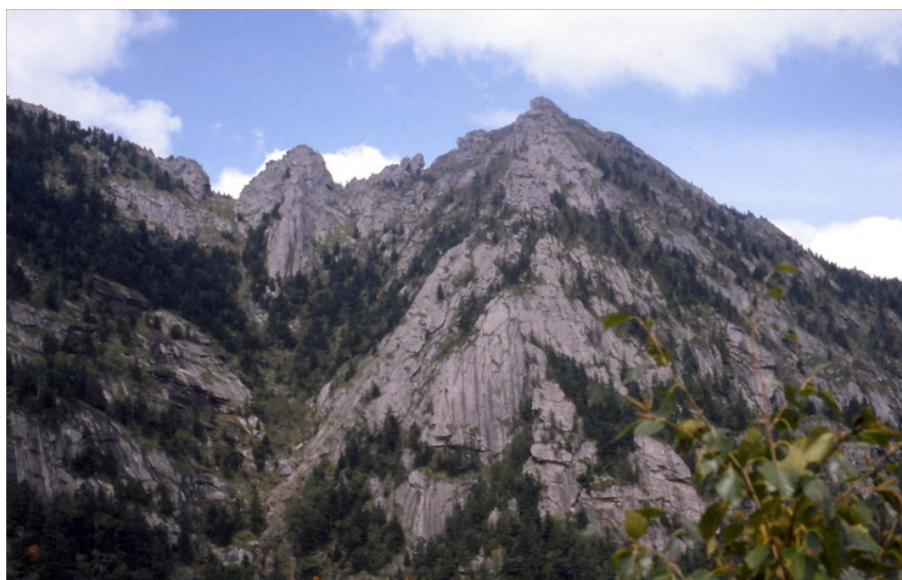


Fig. 6: Coniferous forest of low canopy near the tree line with *Thuja koraiensis* and *Pinus koraiensis* (*Thuja koraiensis-Piceetum jezoensis*), Myohyangsan Mts (Photo J. Kolbek).

Species rich thermophilous pine-oak forests on mineral poorer and shallower soils:
Rhododendro mucronulati-Pinion densiflorae

Tree layer: *Fraxinus rhynchophylla*, *Pinus densiflora*, *Quercus acutissima*, *Q. dentata*, *Q. mongolica*

Shrub layer: *Benzoin obtusilobum*, *Clematis mandshurica*, *Euonymus alata*, *Fagara schinifolia*, *Indigofera kirilowii*, *Juniperus rigida*, *Lespedeza daurica*, *Prunus leveilleana*, *P. nakaii*, *Rhododendron mucronulatum*, *Vitis amurensis*

Herb layer: *Artemisia keiskeana*, *Asparagus oligoclonus*, *Aster scaber*, *Atractylodes koreana*, *Carex lanceolata*, *Festuca ovina*, *Iris rossi*, *Lilium *partheneion*, *Lysimachia clethroides*, *Meehania urticifolia*, *Miscanthus sinensis*, *Patrinia villosa*, *Platycodon grandiflorus*, *Polystichum polyblepharon*, *Potentilla fragarioides*, *Prunella asiatica*, *Rhaponticum uniflorum*, *Rubia *pratensis*, *Saussurea eriophylla*, *Sophora flavescens*, *Spodiopogon sibiricus*

Phytocoenological unit:
Festuco ovinae-Pinetum densiflorae

Distribution: Ljongaksan Mts and Taesongsan Mts (Kolbek et al., 2003).

3) In the southern warm and precipitation-rich subpacific regions, mainly in Kumgangsán Mts, taxa such as *Acer* sp. div., *Quercus* sp. div. and *Magnolia sieboldii* are representatives of trees. Species of the genus *Lespedeza*, *Smilax*, *Viburnum* or *Weigela* are the most frequent dominant shrubs.

Subalpine region in North Korea is represented predominately by Myohyangsan and Kumgangsán Mts. Beside coniferous trees (*Abies nephrolepis*, *Juniperus sargentii*, *Pinus koraiensis*, *Thuja koraiensis*) and evergreen broad-leaved plants also woody bamboo (*Sasamorpha purpurascens* var. *borealis*), and stenoecious endemic species, such as *Forsythia ovata* or *Pentactina rupicola* occur there. Limited data on vertical distribution of species provide Kolbek and Kučera (1989, 1999), Kong and Watts (1993), Kolbek et al. (2001) and herbarium collections by Boratyński (1984). Altitudinal ranges of selected species, evincible extended based on our data, are illustrated in table (Tab. 3), e.g. *Acer pseudosieboldianum*, *Carpinus cordata*, *Fraxinus rhynchophylla*, *Magnolia sieboldii*, *Syringa palibiniana* and *Weigela florida*. The table shows also new floristic findings, e.g. *Marlea macrophylla*, *Schizandra chinensis*, and common species *Rhododendron mucronulatum*.

Semi-deciduous forests with *Zelkova serrata*, several species of *Quercus* and many species in the shrub layer (e.g. *Codonopsis lanceolata*, *Callicarpa dichotoma*, *Rhus javanica*, *R. verniciflora* and *Solenolantana carlesii*) are the representative type of vegetation in the central part of the Peninsula, near the border with South Korea.

The soils of thermophilous pine-oak forests are very to moderate acidic with pH 3.9–5.2; the soil of clearings is also very acidic (pH = 3.8).

This region is typical by following list of species and phytocoenological units:

Species rich thermophilous oak forests (including the most North localities of *Sasamorpha *borealis*): *Lindero-Quercion mongolicae*

Tree layer: *Acer pseudosieboldianum*, *Carpinus cordata*, *C. coreana*, *C. laxiflora*, *Cas*

tanea crenata, *Fraxinus rhynchophylla*, *Micromeles alnifolia*, *Pinus densiflora*, *Quercus acutissima*, *Q. dentata*, *Q. mongolica*, *Q. serrata*, *Q. variabilis*

Shrub layer: *Benzoin obtusilobum*, *Callicarpa dichotoma*, *Corylus mandshurica*, *Deutzia prunifolia*, *Lespedeza hedysaroides*, *L. maximowiczii*, *Palura paniculata*, *Kalopanax pictus*, *Rhododendron mucronulatum*, *R. schlippenbachii*, *Stephanandra incisa*, *Styrax obassia*, *Viburnum wrightii*, *Weigela florida*

Herb layer: *Ainsliaea acerifolia*, *Artemisia keiskeana*, *Asperula maximowiczii*, *Aster scaber*, *Carex lanceolata*, *C. siderosticta*, *Disporum smilacinum*, *Galium trifloriforme*, *Melampyrum roseum*, *Osmunda claytoniana*, *Pteridium aquilinum*, *Sasamorpha *boreal*, *Smilax nipponica*, *Solidago japonica*, *Spodiopogon sibiricus*, *Syneilesis palmata*, *Vaccinium koreanum*

Phytocoenological units:

Saso-Quercetum mongolicae

Artemisio-Quercetum mongolicae

Syneilesio palmatae-Carpinetum laxiflorae

Distribution: Kumgangsán Mts, Chonmasan Mts and Sujangsán Mts, Myohyangsan Mts, Ljongsaksan Mts, surrounding of Kaesong (Kolbek et al., 2003).

Substitute communities after pine-oak forests: *Weigelo floridae-Fagarion schinifoliae*

Shrub layer: *Acer pseudosieboldianum*, *Benzoin obtusilobum*, *Fagara schinifolia*, *Indigofera kirilowii*, *Juniperus rigida*, *Lespedeza bicolor*, *Micromeles alnifolia*, *Pinus densiflora*, *Quercus mongolica*, *Rhododendron mucronulatum*, *R. schlippenbachii*, *Rhus javanica*, *Rosa multiflora*, *Securinega suffruticosa*, *Stephanandra incisa*, *Vaccinium koreanum*, *Weigela florida*

Herb layer: *Agrimonia pilosa*, *Artemisia keiskeana*, *Asplenium sarelii*, *Aster ageratoides*, *Atractylodes ovata*, *Boehmeria spicata*, *Carex nanella*, *C. siderosticta*, *Chrysanthemum coreanum*, *C. indicum*, *Hemerocallis minor*, *Ligusticum obtusifolium*, *Lilium lancifolium*, *Miscanthus sinensis*, *Paraixeris denticulata*, *Polygonatum humile*, *Rubus crataegifolius*, *Saussurea nivea*, *Smilax sieboldii*, *Spodiopogon sibiricus*

Phytocoenological units:

Lilio lancifolii-Rhododendretum schlippenbachii

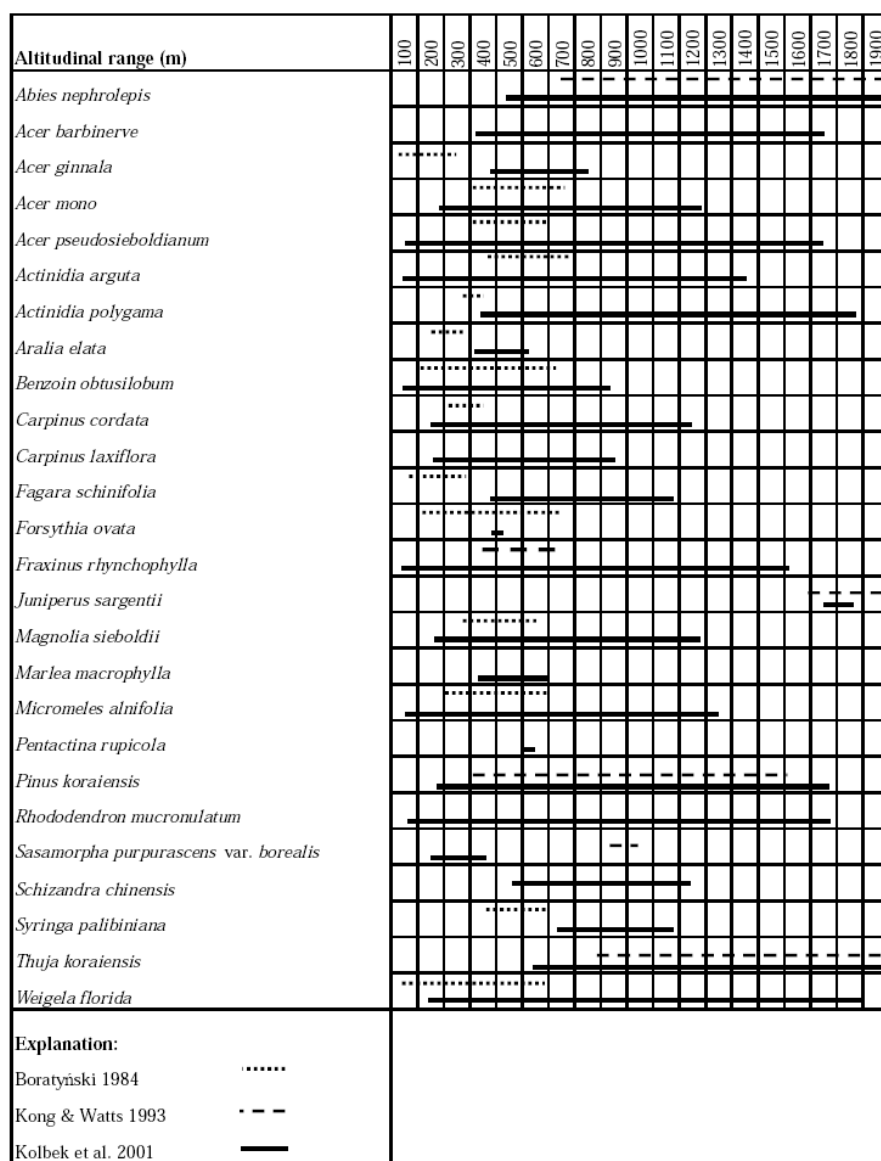
Indigofera kirilowii-Securinega suffruticosa community

Distribution: Sujangsán Mts (Kolbek et al., 2003).

4. Azonal forest and shrub vegetation of the northern Korean Peninsula

In the North Korea, beside the zonal vegetation mentioned above, probably numerous forest and shrub communities occur, which were not studied. Marginally were analysed communities of riverside willows and artificial stands of locust tree. In lower and middle

altitudes in natural habitats of pine-oak forests the monoculture stands of pine *Pinus densiflora* are commonly cultivated.



Tab. 3: Vertical distribution of selected woody species in the high mountain ranges of the middle mountain region and southern warm region (Myohyangsan and Kumgansan Mts)

Willow shrubs of (mountain) riversides: *Salicion gracilistylae*

Shrub layer: *Salix gilgiana*, *S. gracilistyla*, *S. koriyanagi*, *S. rorida*, *S. siuzevii*

Herb layer: *Agropyron transiens*, *Artemisia asiatica*, *A. feddei*, *Cassia nomame*, *Comelina communis*, *Cuscuta japonica*, *Oenothera lamarckiana*, *Phragmites japonica*, *Rumex acetosella*, *Stachys japonica*, *Viola yezoensis*

Phytocoenological unit:

Artemisio feddei-Salicetum gracilistylae

Distribution: Changbaishan Mts, Chonmasan Mts, Ljongaksan Mts, Myohyangsan Mts, Sujangsan Mts, Taesongsan Mts, Kumgangsan Mts (Jarolímek and Kolbek, 2006).

Artificial stands of locust tree: *Chelidonio-Robinion*

Tree layer: *Robinia pseudo-acacia*

Shrub layer: *Humulus japonica*

Herb layer: *Agrimonia pilosa*, *Agropyron *transiens*, *Ambrosia artemisifolia*, *Calamagrostis arundinacea*, *Carduus crispus*, *Carex lanceolata*, *Cleistogenes hackelii*, *Commelina communis*, *Chelidonium majus*, *Chenopodium album*, *Chrysanthemum indicum*, *Diarrhena japonica*, *Erigeron annuus*, *Lactuca raddeana*, *Persicaria mitis*, *Rubus crataegifolius*, *R. parvifolius*, *Viola mandshurica*

Phytocoenological unit:

Commelino communis-Robiniatum pseudoacaciae

Distribution: capital city Pyongyang and larger outskirts; southern of Hedju; Kumgangsan Mts, near monument Ponghari (Kolbek and Jarolímek, 2008).

5. Conclusion

Even though the research was performed on the limited territory of the North Korea only, relatively wide spectrum of founded and floristically well characterised forest and shrub vegetation units provides the sound basic information on variability of the forest vegetation. Broadleaved deciduous forests are comparable to the similar vegetation in the north-east Asia (e.g. Krestov *et al.*, 2006). Coniferous forests dominated by *Larix olgensis* belong to wider group of the Siberian larch forests with *Larix sibirica* agg.

Acknowledgements

We thank colleagues S.-H. Li, H.-D. Hoang and G.-S. An (Institute of Botany, Pyongyang) for help in the field with collection of relevés, M. Valachovič (Institute of Botany, Bratislava) for kindly provision of photo (5) and comments on previous version of the text, and I. Rajznoverová for technical assistance. The participation of the first author was possible due to research project of Academy of Sciences of the Czech Republic AV0Z 60050516, and its Grant Agency (projects No. A6005807 and A60554).

REFERENCES

- Anonymous, (1972–1976) *Flora Coreana*. Vols. 1–7. Pyongyang: Pedagogical Publ. House. (in Korean)
- Anonymous, (1978) *Flora Republicae Popularis Sinicae*. VII. Beijing: Agend. Acad. Sinicae Edit.
- Anonymous, (1979) *Flora Coreana*. Appendix. Pyongyang: Edit. Sci. R.P.D.C. (in Korean)
- Anonymous, (1986) *Illustrated woody plants of Korea*. Seul: Forest Res. Inst. (in Korean)
- Boratynski, A. (1984) 'Herbarium materials of trees and shrubs from the Democratic People's Republic of Korea collected in the years 1978 and 1980', *Fragm. Flor. Geobot.* 28: 555–589.
- Box, E.O. and Choi, J. (2003) 'Climate of North Asia', pp. 5–31 in J. Kolbek, M. Šrůtek and E.O. Box (eds) *Forest vegetation of Northeast Asia*. Kluwer Academic Publ.
- Braun-Blanquet, J. (1964) *Pflanzensoziologie*. 3. Aufl. Wien & New York.
- Charkevicz, S.S. (ed.) (1985–1989) *Plantae vasculares orientalis extremi Sovietici*. Tomus 1–4. Leningrad: Nauka. (in Russian)
- Choe, D.-M. (1980) *Musci-Hepaticae*. *Illustrated flora and fauna of Korea* 24. Seoul: Ministry of Educ. Korea.
- Jarolímek, I. and Kolbek, J. (2006) 'Plant communities dominated by *Salix gracilistyla* in Korean Peninsula and Japan', *Biologia* 61: 63–70.
- Jarolímek, I. and Schlosser, G. (1997) 'FYTOPACK – a system of programs to process phytosociological tables', *Biologia* 52: 53–59.
- Kolbek, J. and Jarolímek, I. (2007) 'Vegetation of Paektu Mt. alpine tundra and changes of species composition in its ecotone', *Linzer Biol. Beitr.* 39(2): 707–725.
- Kolbek, J. and Jarolímek, I. (2008) 'Man-influenced vegetation of North Korea', *Linzer Biol. Beitr.* 40(1): 381–404.
- Kolbek, J., Jarolímek, I. and Valachovič, M. (2003) 'Forest vegetation of the northern Korean Peninsula', pp. 263–361 in J. Kolbek, M. Šrůtek and E.O. Box (eds) *Forest vegetation of Northeast Asia*. Geobotany 28, Dordrecht, Boston & London: Kluwer Academic Publ.
- Kolbek, J. and Kučera, M. (1989) A brief survey of selected woody species of North Korea (D.P.R.K.). Průhonice: Inst. Bot. Acad. Sci. Czech Rep.
- Kolbek, J. and Kučera, M. (1999) A brief survey of selected woody species of North Korea (D.P.R.K.). II. Průhonice: Inst. Bot. Acad. Sci. Czech Rep.
- Kolbek, J., Kučera, M., Jarolímek, I. and Valachovič, M. (2001) Distribution and phytocoenology of selected woody species of North Korea (D.P.R.K.). Průhonice: Inst. Bot. Acad. Sci. Czech Rep.
- Kong, W.-S. and Watts, D. (1993) *The plant geography of Korea with an emphasis on the alpine zones*. Dordrecht: Kluwer.
- Košták, M., Krestov, P.V. and Okitsu, S. (2003) 'Basic geomorphological and geological characteristics of Northeast Asia' pp. 33–49 in J. Kolbek, M. Šrůtek and E.O. Box (eds) *Forest vegetation of Northeast Asia*. Kluwer Academic Publ.
- Krestov, P.V., Song, J.-S., Nakamura, Y. and Verkholat, V.P. (2006) 'A phytosociological survey of the deciduous temperate forests of mainland Northeast Asia', *Phytocoenologia* 36(1): 77–150.

- Menickij, J.I. (1984) *Duby Azii*. Leningrad: Izd. Nauka. (in Russian)
- Nakagoshi, N. (1995) '5. Pine forests in East Asia', pp. 85-104 in E.O. Box et al. (eds) *Vegetation Science in Forestry*. Kluwer Acad. Publ.
- Oh, J.S., Shin, J.H. and Lim, J.H. (2000) 'Long-term ecological research programme in Forestry Research Institute, Korea', *Korean J. Ecol.* 23(2): 131-134.
- Ohwi, J. (1965) *Flora of Japan*. Washington, D.C.
- Podani, J. (1993) *SYN-TAX-pc*. Computer programs for multivariate data analysis in ecology and systematics. Vers. 5. Budapest: Scientia Publishing.
- Qian, H., Yuan, X.-Y. and Chou, Y.-L. (2003) 'Forest vegetation of Northeast China' pp. 181-230 in J. Kolbek, M. Šrůtek and E.O. Box (eds) *Forest vegetation of Northeast Asia*. Kluwer Academic Publ.
- Rehder, A. (1962) *Manual of cultivated trees and shrubs*. New York.
- Ri, J.-D. and Hoang, H.-D. (1984) *Sigmulmjongsadzon* (List of plant names). Pyongyang: Goahakbaekgoasadzon-Tschulpansa. (in Korean)
- Sokolov, T.I. (1977, 1980, 1986) *Arealy derevjev i kustarnikov SSSR*. I., II., III. Leningrad: Izd. Nauka. (in Russian)
- Vorobjev, D.P. (1968) *Dikorastuščije derevja i kustarniky Dalnego Vostoka*. Leningrad: Izd. Nauka. (in Russian)
- Voroshilov, V.N. (1982) *Opredelitel rastenij Sovetskogo Dalnego Vostoka*. Moscow: Nauka. (in Russian)
- Westhoff, V. and van der Maarel, E. (1978) 'The Braun-Blanquet approach' pp. 287-399 in R. H. Whittaker (ed.) *Classification of plant communities*. The Hague: W. Junk.
- Yim, Y.-J. (1995) '13. Composition and distrubution of deciduous broad-leaved forests in Korea', pp. 273-298 in E.O. Box et al. (eds) *Vegetation Science in Forestry*. Kluwer Acad. Publ.
- Zaikonnikova, T.J. (1966) *Dejcii, dekorativnije kustarniky*. Moskva & Leningrad: Izd. Nauka. (in Russian)

BOSQUES AMAZÓNICOS Y LA SOSTENIBILIDAD DE LA “ABUNDANCIA”, DE LOS HIJOS DEL TABACO, LA COCA Y LA YUCA DULCE. LA CHORRERA, AMAZONAS

LUIS EDUARDO ACOSTA MUÑOZ

Resumen

Se presentan las reflexiones adelantadas con los pueblos indígenas Uitoto, Okaina, Bora y Muinane de La Chorrera, Amazonas; donde se señalan las actuales dificultades existentes sobre el uso y manejo de los espacios cultivados, que afectan a la población indígena y a su sistema de autosuficiencia alimentaria; se resalta como la intensificación de esa problemática, generaría mayores en consideración a la sostenibilidad de sus modos de vida y por ende a la sustentabilidad de los bosques amazónicos. De igual forma se recogen los derroteros de parte de los pueblos indígenas, encaminados a fortalecer las representaciones culturales que permiten la práctica de los espacios cultivados, en el marco de su cosmovisión como es la de contar con la fuerza del tabaco, la coca y la yuca dulce, para la superación de los mismos.

1. Introducción

Los sistemas de producción de las actuales sociedades indígenas de la Amazonía colombiana, se basan en la interrelación y complementariedad de actividades como la agricultura, la pesca, la caza y la recolección; labores que se ejecutan de acuerdo a pautas culturales tradicionales. Es considerado un sistema adecuado a las características del medio ambiente, en el que la disponibilidad de los recursos está sujeta a la oferta ambiental (La Rotta, 1982; Schroder, Castro, Román & Jekone 1987; Garzón & Macuritofe, 1992; Van der Hammen (1992); Acosta, 2000; Acosta, Mazorra, 2005).

La agricultura de subsistencia indígena se caracteriza por la gran variedad de especies cultivadas, asegurando una alimentación humana adecuada y equilibrada y un menor riesgo de plagas, ya que la mezcla de diferentes especies hace difícil la dominación y propagación explosiva de insectos y plagas mono específicos (Schroder, Castro, Román & Jekone 1987; Garzón & Macuritofe, 1992). En esta dirección, Garzón & Macuritofe (1992) afirman que la chagra es el manejo más adecuado del ecosistema amazónico, ya que permite el mantenimiento del equilibrio en la regeneración del bosque; lo cual es posible gracias al conocimiento cultural acumulado sobre los recursos y el manejo de los espacios cultivados. Según Gainza, Acosta, Bernal (2008), el sistema de cultivo tradicional indígena, se considera como un agroecosistema que copia los ciclos y flujos de materia y energía del bosque natural, además de reforzar valores sociales y culturales milenarios de los pueblos indígenas amazónicos. Por eso, las especies cultivadas sirven para garantizar la seguridad alimentaria, así como para conservar la agrobiodiversidad amazónica.

De acuerdo con Van der Hammen (1992), se considera que la chagra no es un intento de imitar la selva que la rodea, sino un espacio estructurado según modelos espaciales y sociales indígenas. En general, se coincide en afirmar que éste sistema permite a los indígenas manejar la selva de manera que este no se desestabiliza, siendo más bien su tendencia a conservarla y utilizarla de una manera racional.

2. Los pueblos indígenas hijos del tabaco, la coca y la yuca dulce, de la Chorrera, Amazonas

El complejo cultural de la Chorrera corresponde a la presencia de los grupos étnicos Uitoto, Bora, Okaina y Muinane, los cuales se autodenominan los hijos del tabaco, la coca y la yuca dulce; este se localiza en el centro del departamento del Amazonas. Tiene una extensión aproximada de 13.078 km² (Gutiérrez, Acosta, Salazar, 2004) y cuenta con una población de 2.510 habitantes (DANE, 2005). La población se distribuye en 20 cabildos, siendo los Uitoto la etnia más representativa con una presencia de 344 familias (78%). En menor número se encuentran las etnias Bora (11%) con 48 familias, Okaina (6%) con 25 familias, Muinane (2%) con 7 familias y otras etnias (3%) con 13 familias. Sus territorios se vieron envueltos en los rigores de la economía extractiva del caucho natural desde comienzos del Siglo XX y que culminó hacia el año 1932, con el conflicto Colombo – peruano, mediante el cual Colombia recuperó la soberanía de los territorios del sur de la Amazonia (Farekatde (2004). En este periodo histórico los pueblos indígenas fueron objeto de intensos y dramáticos procesos de esclavitud, genocidio y desplazamiento forzado, extinción de linajes, clanes y tribus enteras, generados por la Casa Arana como formas para la obtención y acopio del caucho natural.



Figura 1: Localidad de la Chorrera. Río Laará-Paraná

3. Conocimiento tradicional asociados a los bosques amazónicos

Los pueblos indígenas de La Chorrera iniciaron un proceso de reconstrucción social y cultural en sus territorios ancestrales, que se vio fortalecido por la declaratoria del Resguardo Predio Putumayo en 1988 por parte del Estado colombiano. Desde ese año, los pueblos indígenas se adentran a fortalecer su autonomía cultural y territorial, a partir de la conformación del Plan de Vida y Ordenamiento de los Hijos de Tabaco, Coca y Yuca dulce vigente (Azicatch, 2006).

En ese marco, se puede afirmar que las comunidades indígenas poseen un extenso conocimiento no solo del medio natural, sino de los procesos productivos tradicionales que se despliegan para un aprovechamiento óptimo de los recursos naturales; permite contar no solo, con la abundancia de alimentos y bienestar para las familias, sino también el cui-

dado y sostenimiento del medio natural, así como la reproducción de los conocimientos y prácticas tradicionales básicas para el manejo de los espacios cultivados. La existencia de normas y/o principios tradicionales, necesarios de asumir y practicar a nivel familiar, permiten hacer una buena chagra y obtener una buena producción que sustenta el comer y vivir bien. Conocer y practicar dichos principios, facilita a las familias indígenas, saber el estado del ecosistema para la realización de las prácticas de uso y manejo en las chagras.

Los principios fundamentales tradicionales para la práctica de uso y manejo de las chagras, se sustentan en la existencia de unos indicadores del ecosistema, que representa los periodos a tener en cuenta para la apertura, manejo y aprovechamiento de los productos de las chagras. Se parte por exigir a las familias indígenas: la revisión de la palabra de abundancia comprometida con la naturaleza, respecto del periodo anterior de producción, con el propósito de renovar el convenio con la naturaleza; control al trabajo familiar por medio de las dietas (dieta), que permita una concentración para hacer chagra y los tipos de chagras que se esperan abrir; una adecuada elección del terreno y las labores de soca, tumba, picada, quema, siembra, cuidado y aprovechamiento. Los principios igualmente precisan, que es necesario compartir los productos de las chagras y tener buena disponibilidad de alimentos para la práctica de la minga, como una estrategia de trabajo colectivo para lograr la sostenibilidad de los espacios de cultivo.

4. Estado de las prácticas sociales y culturales que afianzan la capacidad productiva de las chagras

En la actualidad las familias indígenas que hacen parte del complejo cultural de La Chorrera, asumen con mayor frecuencia una vinculación con las economías locales, las instituciones del Estado, Ong y la sociedad nacional. Se observa una tendencia en la cual no todas las familias indígenas cumplen con las normas tradicionales, tendiendo a descuidar e incumplir el conocimiento tradicional en el uso y manejo de las chagras que son necesarias de practicar para hacer una buena chagra y obtener una buena producción, que garantice la sostenibilidad de los sistemas alimentarios y que aseguren comer y vivir bien. Lo anterior, es un indicio de que ciertas prácticas culturales como la de efectuar una buena revisión de las experiencias espirituales y materiales de los convenios con la naturaleza anteriores, no se realizan en su momento. La no práctica de las enseñanzas tradicionales para el uso y manejo de los espacios cultivados, conlleva a no manejar adecuadamente los cambios climáticos que podrían afectar algunas de las prácticas de la chagra.

Algunas familias indígenas tienden a desconocer la autoridad tradicional; así como también parece existir una cierta descoordinación entre los ancianos que manejan los indicadores del ecosistema y que asimismo, no ponen en práctica sus conocimientos en las labores de la chagra. El no tener en consideración el manejo del tiempo y los cambios climáticos, se viene propiciando un descontrol entre los chagreros. Estaría indicando un proceso en marcha de pérdida del conocimiento tradicional asociado con la sostenibilidad del sistema alimentario, que podría considerarse como una situación que reviste cierta gravedad en los procesos de transmisión de los conocimientos tradicionales; lo anterior, en el marco de una de las características demográficas del departamento del Amazonas, como es la de contar con una mayoría de población muy joven y que además el segmento de población de mayor de 45 años sobre el que se sustenta la reproducción de los conocimientos tradicionales, tiende a ser muy baja.

De otra parte, se observa como algunas familias tienden a generar otros usos y manejos

de las chagras, dando mayor énfasis a la venta de productos de subsistencia que le permiten contar con un ingreso económico para cubrir ciertas necesidades impuestas (Figura 2); lo anterior, con profundas repercusiones tanto en las relaciones internas familiares, como el descuido de la práctica de los bailes tradicionales que contribuyen también a un deterioro de la identidad indígena. Lo anterior, frente a la tendencia de la menor práctica de la solidaridad, que se evidencia en la pérdida de la costumbre para el intercambio de los productos obtenidos, la menor participación en el trabajo asociado, y una mayor dedicación a la venta de los productos obtenidos de las chagras en el comercio local.

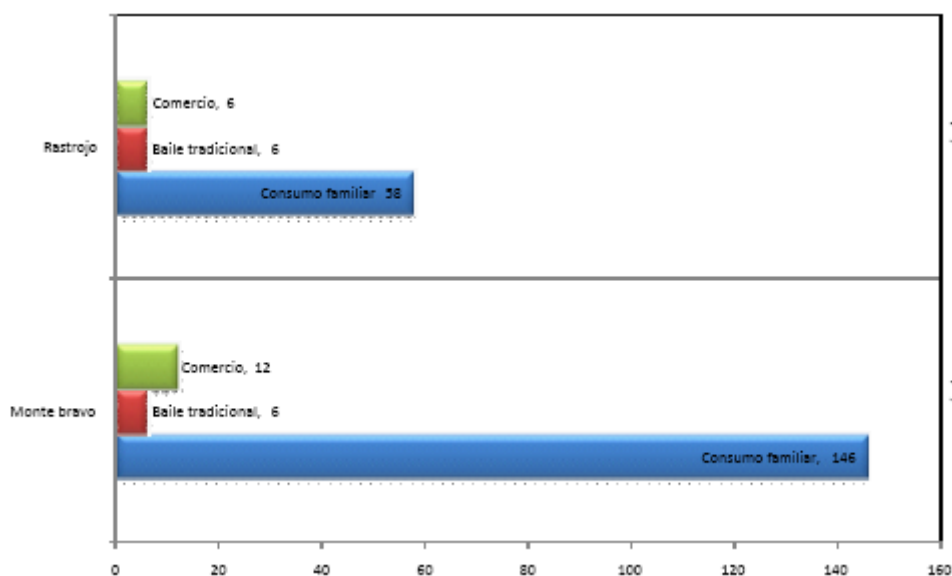


Figura 1. Destino de la producción por tipo de chagra indígenas. Complejo cultural de La Chorrera, Amazonas. Fuente: Encuesta caracterización chagras, SINCHI – AZICATCH. 2007

Es notable como la presencia de algunas instituciones públicas y privadas (Ong), gestionan y ejecutan proyectos para los pueblos indígenas, desconociendo tanto sus Planes de Vida como su organización cultural, sus modos de vida y de producción. Son programas y proyectos que por no ser consultados y concertados previamente con las comunidades, no responden a sus necesidades y demandas reales. No se respetan los derechos de los pueblos indígenas, así como desconocen tanto la realidad sociocultural, política y económica, como sus planes de vida y gobierno propio. Junto a lo anterior, un fuerte impacto de las políticas públicas sobre los planes de vida indígenas, lo que trae una inadecuada planeación e inversión de los recursos destinados para la ejecución de los proyectos con una frustración de las comunidades por actividades inconclusas, entre otros.

5. Reconocimiento tradicional para el fortalecimiento del conocimiento tradicional asociado a las chagras y la sostenibilidad de los bosques amazónicos

En los Encuentros de Intercambio de Saberes que se adelantaron en el corregimiento de La Chorrera entre los pueblos indígenas Uitoto, Okaina, Bora, Muinane y el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas - Sinchi, entre los años 2007 a 2009; abrió un espacio para adelantar una reflexión con las autoridades tradicionales, cuyas memorias

recogen la postura frente a las problemáticas que se viven en torno al estado del conocimiento tradicional que sustenta el uso y manejo de la chagra como ordenadora ambiental en los territorios ancestrales. Se parte por aseverar, que es necesario profundizar un diálogo y empalme entre ancianos, familias y jóvenes, para que no se presente el descontrol y el desequilibrio con el conocimiento tradicional. El comprometer una interacción entre los ancianos y familias jóvenes, reafirma la voluntad por la sostenibilidad de los aspectos simbólicos de una ética indígena actuante para asumir el manejo de los indicadores del ecosistema. Por eso, la necesidad de adelantar un proceso de fortalecimiento de las representaciones culturales, de uso y manejo tradicional de las prácticas del ciclo de chagras, con jóvenes y familias; así como las capacidades para la sostenibilidad de la diversidad de semillas propias, base de su alimentación de subsistencia. Lo anterior, por que se prevé que en el largo plazo podría presentarse una pérdida del conocimiento tradicional, asociado al uso y manejo de sus propias chagras.

A modo de conclusión, la sustentabilidad de los bosques amazónicos y los modos de vida de los pueblos indígenas que los habitan, compromete a las políticas públicas en Colombia, a ser acordes con el rol de las prácticas culturales que se despliegan en sus sistemas alimentarios de subsistencia; en el marco de entender que la práctica de la agricultura tradicional se garantiza, por la práctica del conocimiento tradicional que se tiene sobre el ecosistema. Se podría afirmar que los procesos de cooperación entre las instituciones del Estado, Ong y los pueblos indígenas en la Amazonia colombiana, amerita una alta coordinación, con las autoridades tradicionales. Este aspecto es relevante, en la medida de poder conformar convenios y alianzas de cooperación, analizados y revisados de acuerdo con el plan de vida y ordenamiento territorial, previa concertación y consultas con las Autoridades tradicionales. Las alianzas entre las instituciones del Estado, Ong, entre otros, con los pueblos indígenas, se sustentan en sus derechos constitucionales, así como en el reconocimiento de las autoridades tradicionales y sus organizaciones.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, LE. 2001. 'Los sistemas de producción de la etnia Ticuna del Resguardo de Puerto Nariño, sur del Trapecio Amazónico: una aproximación socioeconómica.' En: Cuadernos de Desarrollo Rural N° 46 (Primer semestre). Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Pág. 101 – 132.

Acosta, LE; Mazorra, A. 2004. 'Enterramientos de masas de yuca del pueblo Ticuna: Tecnología tradicional en la várzea del Amazonas colombiano'. Editores Luis Eduardo Acosta Muñoz, Augusto Mazorra Valderrama. Leticia, Colombia: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas, Sinchi, Septiembre de 2004. 109 p.

Asociación Zonal Indígena de cabildos y Autoridades Tradicionales de la Chorrera-AZICATCH; Instituto Sinchi. 2006. Proyecto: 'Fortalecimiento de las prácticas y representaciones tradicionales de la Chagra indígena de los Uitoto, Bora, Okaina y Muinane del Complejo Cultural Central de La Chorrera (Amazonas)'. Leticia, Amazonas. 36 p.

DANE. 2005. 'Resultados Censo general de población en Colombia'.

Dinamizadores Indígenas Azicatch. 2008 – 2009. 'Encuentros de intercambio de saberes'. Casa para el Intercambio de Saberes "MONIFUE AR+ MONAITAY+KO". Instituto Sinchi. La Chorrera, Amazonas.

Farekatde, N. 2004. 'La cultura de tabaco y coca: análisis crítico sobre su reconstrucción socio-cultural, de la explotación cauchera.' Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales

FLACSO. Sede Académica de Ecuador. Maestría en Ciencias Sociales con especialización en estudios étnicos. Bogotá. 159 p.

Gutiérrez, F; Acosta, LE; Salazar, CA (2004). *Perfiles urbanos en la Amazonia Colombiana. Un enfoque para el desarrollo sostenible*. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI. Bogotá. 258 p.

Gainza, X., Acosta, LE. & Bernal, H. (2008). 'Territorio, tecnologías del conocimiento tradicional y desarrollo. Apuntes para la gran amazonia continental suramericana.' XI Jornadas de Economía Crítica. Bilbao. Extraído el 20 de marzo de 2009.

http://www.ucm.es/info/ec/ecocri/cas/Bernal_Zamudio_8.pdf.

Arzón, NC. & Macuritofe, V. (1992). 'La noche, las plantas y sus dueños. Aproximación al conocimiento botánico en las culturas amazónicas.' Corporación Araracuara – COA. P.

La Rotta, C. (1982). 'Observaciones etnobotánicas de la comunidad Andoque de la Amazonia colombiana.' En: Colombia Amazónica, 1 (1), 53 – 67.

Schroder, T., Castro, B., Román, O., Jekone, M. (1987). 'Estudio de un sistema agrícola tradicional en Araracuara.' En: Colombia Amazónica, Vol.2, N° 2, diciembre de 1987. Pág. 31 – 50.

Van Der Hammen, MC. 1992. *El manejo del mundo. Naturaleza y sociedad entre los Yukuna de la amazonia colombiana* (2a Ed.). Bogotá: Tropenbos-Colombia

BOSQUES INUNDABLES DE LA AMAZONÍA: AMBIENTES ACUÁTICOS ESTRATÉGICOS

RENÉ LÓPEZ CAMACHO & NELLY RODRIGUEZ ERASO

Resumen

Los bosques inundables constituyen ambientes acuáticos estratégicos dentro de la gran cuenca amazónica, ya que se comportan como ecosistemas terrestres y acuáticos influenciados por los diferentes tipos de agua que le dan origen (blancas, negras, claras y mixtas), que hacen que existan cambios profundos y constantes sobre las plantas y animales que allí coexisten, desarrollando adaptaciones especiales para su crecimiento. Este escrito resalta la importancia ecológica de estos bosques y demuestra que el agua representada por los pulsos de inundación es factor importante en su modelación y funcionamiento y gran parte de las especies vegetales son vitales para las comunidades amazónicas, pues de allí obtienen una gran diversidad de productos forestales maderables y no maderables. Se han registrado cerca de 250 especies de plantas empleadas como alimento, medicinas, artesanales, maderables, fibras, tintes, entre otros. La actual destrucción y transformación de estos ecosistemas puede ser una de las amenazas principales sobre la diversidad de la cuenca amazónica ya que no sólo puede ocasionar una pérdida a nivel de peces de agua dulce, sino de muchas plantas exclusivas de estos ambientes inundables y de las cuales no se tiene aún claro su dinámica poblacional y su funcionalidad.

1. El gran mar de agua dulce

El majestuoso río Amazonas, que se extiende desde las partes altas de Perú hasta la costa atlántica de Brasil en un recorrido cercano a 6.500 kilómetros, muestra un paisaje dominado por el agua, el cual se prolonga más allá de su canal principal. No fue en vano que tan sólo hace una década en Expolisboa 98, fuera denotado como “el mar de agua dulce” debido a que en su desembocadura llegan aproximadamente 100.000 metros cúbicos de agua por segundo, dando vida a unos 2,5 millones de km² del ecosistema terrestre más significativo del planeta: el bosque húmedo tropical.

La cuenca amazónica, que abarca 6.878.761 Km², es caracterizada por la presencia del recurso hídrico en cada uno de sus componentes: atmósfera, suelo y vegetación, creándose a nivel de ecosistemas adaptaciones hidrófilas especiales que caracterizan su flora y su fauna. Como lo anotaba Marlier en 1967, existen tres características fundamentales para la biota relacionada a estos ambientes: i) la composición química del agua asociada a las características geomorfológicas y geoquímicas y responsable de los tipos de agua presentes; ii) la suave inclinación de 1 a 2 cm/km de la región central de la cuenca que permite la formación de un complejo sistema de ríos meándricos y áreas periódicamente inundadas; y iii) la ausencia total de viejos y típicos lagos con la presencia de recientes lagos de “várzea”, combinados con áreas inundables y “lagos de cuenca” de ríos de aguas claras (Junk 1980).

Estas características dan paso a la formación de zonas de la pluviselva que se comportan como ecosistemas acuáticos y ecosistemas terrestres y son llamados *bosques inunda-*

bles, los cuales representan aproximadamente cerca del 3% del total de la selva amazónica (180.000 Km²), con profundidades que puede variar de 7 a 13 metros por año y extensiones de hasta 20 kilómetros selva adentro por ambos lados del cauce, constituyéndose en ecosistemas clave para entender la dinámica de la pluviselva amazónica, donde los regímenes de fluctuación del recurso hídrico son fundamentales para su mantenimiento y evolución.

Los bosques inundables juegan un papel importante en los ecosistemas amazónicos, a manera de corredores biológicos, y cumplen diversas funciones como almacenamiento de agua, recarga de agua subterránea durante el periodo de inundaciones, lugar de reciclaje constante de nutrientes, hábitat de una alta diversidad de especies de plantas y un amplio rango de fauna, fuente de alimento para la fauna acuática y fuente de abastecimiento para la obtención de beneficios y provisión de alimento y recursos económicos a sus pobladores.

Estos bosques, al igual que la mayoría de los ecosistemas, cambian a través del tiempo, pero su singularidad consiste en que su dinámica y procesos asociados están influenciados por el elemento imprescindible para la vida: el *agua*, factor decisivo para que estos bosques sigan cumpliendo con su funcionalidad y puedan ser conservados en el tiempo.

2. El agua: modelador de paisajes y estructuras en los bosques inundables

Si bien la estructura de la selva húmeda tropical era ya floreciente por la época en que se formó el río Amazonas, su evolución y la distribución de la flora que conocemos hoy en día en los bosques inundables esta íntimamente ligada a la historia del río. Carina Hoorn (2006) sugiere que el río Amazonas no existía antes del Mioceno medio, es decir, hace unos 16 millones de años y que su nacimiento constituyó un proceso complejo que ha ejercido una influencia determinante en la evolución de su biota; paralelamente, los trabajos de Dobson *et al.* (2001) han mostrado que el río tardó al menos seis millones de años en convertirse en el actual sistema de drenaje transcontinental donde la trayectoria ininterrumpida del río, junto con sus afluentes y sus dinámicas en cambios de curso, da inicio a la expansión del bosque inundado, fomentando la diversidad en flora y fauna, y constituyéndose en un medio para el transporte de semillas de los árboles asociados a la llanura inundable (semillas de los géneros *Hevea*, *Euterpe*, *Macrolobium*, *Clusia*, *Mauritia*). De otra parte, los continuos cambios en el curso de los tributarios y el labrado de su lecho han sugerido que los bosques han estado sujetos a continuas perturbaciones, logrando promover fenómenos de especiación (Gouldin 2004).

Existen condiciones únicas que permiten que las especies arbóreas de los bosques inundables suelen ser diferentes a las presentes en bosques de tierra firme, y que las comunidades vegetales sometidas a inundación presenten adaptaciones para sobrevivir largos periodos a la anegación. Esta vegetación, sujeta a una fase terrestre y una fase acuática, presenta factores, procesos y características únicas que conforman su estructura y que se pueden resumir en:

Tipos de aguas e inundación: Prance (1979) realizó una propuesta de clasificación de los bosques inundables en función del régimen de inundación y el tipo de agua. El tipo de inundación abarca bosques estacionalmente inundables (várzea e igapó estacional) y bosques permanentemente inundables (igapó permanente y pantanos permanentes). Los bosques de várzea baja están influenciados por inundaciones anuales entre 3 y 7 m., con una duración entre 50-240 días por año, mientras que en los bosques de várzea alta los

niveles de inundación son menores a los 3 m. en promedio y la duración es menor a 50 días por año (Wittmann *et al.* 2002). Duque *et al.* (1997), por su parte, reconocen en la Amazonia colombiana cuatro tipos de aguas: i) aguas blancas (várzea) de origen andinense que forman los ambientes más altos de productividad primaria de la región, donde el agua es turbia, amarilla arcillosa, rica en nutrientes, con alto contenido de sedimentos y baja transparencia; ii) aguas negras (igapó), que nacen en las peniplanicies muy antiguas de las tierras bajas, con poca cantidad de nutrientes y con una coloración negra dada por la presencia de los ácidos húmicos formados cuando la tasa de fijación de carbono por la fotosíntesis y la conversión parcial de compuestos del carbono en ácidos orgánicos solubles excede la tasa de descomposición total en dióxido de carbono; iii) aguas claras, originadas en el Escudo de Brasil y las Guayanas y en la Amazonia central, con sedimentos terciarios de origen fluvial o lacustre, con baja fertilidad; y iv) aguas mixtas o intermedias, que se forman por la confluencia de las aguas claras con cualquier otro tipo de agua; en este sentido las aguas claras o las aguas negras logran un enriquecimiento de las aguas blancas, produciendo un medio óptimo para la productividad primaria (Tabla 1 y Fig. 1).

Tipo de agua	Paisaje	Ubicación
Aguas blancas	Llanuras aluviales andinenses de aguas barrosas con régimen meándrico y control estructural. Presentan varios niveles inundables: vegas; sobrevegas, terrazas bajas, medias y altas con amplitud de 10 a 50 km y valles hasta de 60 m de profundidad.	Río Amazonas Río Putumayo Río Caquetá
Aguas negras	Llanuras aluviales erosionales de ríos amazonenses de aguas negras con fuerte control estructural. Conformadas por un plano de inundación y uno a varios niveles de terrazas.	Río Vaupés Río Taraira Río Inírida Río Apaporis
Aguas mixtas o intermedias	Llanuras aluviales de ríos amazonenses de aguas mixtas e intermedias. Conforman vegas y terrazas estrechas.	Río Cotuhé Río Igará-paraná Río Puré
Aguas claras	Llanuras de pedimentos ondulada con valles estrechos a medios (> 200m) y llanuras aluviales menores con régimen meándrico y localmente rectilíneo controlados por fracturas del Escudo Guayanés.	Afluentes del río Guainía y río Vaupés

Tabla 1. Tipos de ríos de la Amazonia colombiana y características de paisaje.

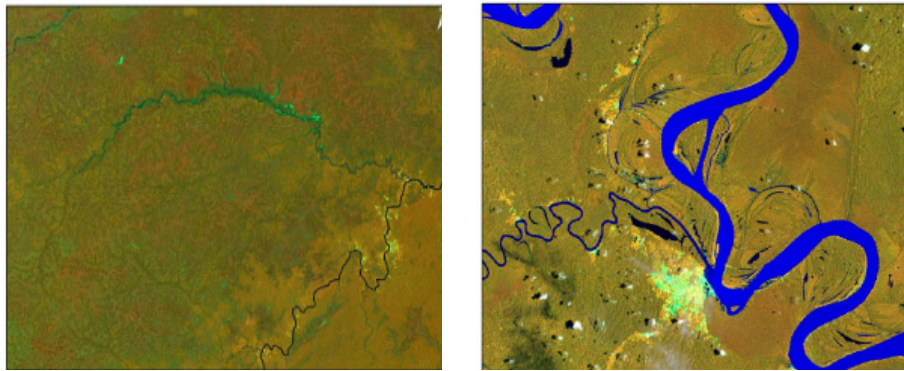


Figura 1. Tipos de ríos en la Amazonia.colombiana (a) Confluencia del Rio Cothue (aguas mixtas) al Rio Putumayo (aguas blancas) y (b)Confluencia del Caño Arzamasa (aguas claras) al Río Guainía (aguas negras) en la Amazonia colombiana.

Topografía: Las variaciones topográficas de la cuenca, junto con la combinación de altos contenidos de sedimentos y materiales en suspensión en los ríos, principalmente los de aguas blancas, producen unos paisajes acuático-terrestres con una alta variedad de microhábitats (Campbell *et al.* 1992). Las planicies o planos de inundación generalmente con formas planas, plano cóncavas y plano convexas (0° - 3°) presentan una diversidad en su relieve, con una estructura que cambia de manera ligera, durante y después de cada periodo de crecida, creando diversos procesos deposicionales que dan lugar a playas, crestas, depresiones, pequeñas cuencas inundadas y cauces abandonados y a todo un mosaico de diversos tipos de vegetación (Puhakka y Kalliola 1993). Con el avance de la sucesión vegetal, los árboles reducen la velocidad del flujo de agua y favorecen la deposición de sedimento y a medida que se forman las terrazas, la disección es mayor y el grado de inundación se reduce (Salo *et al.* 1986; Kalliola *et al.* 1991; Terborgh y Petren 1991). En las terrazas bajas se presentan encharcamientos ocasionales, un drenaje moderado a lento y las cimas conservan huellas de antiguos meandros mientras que en las terrazas medias a altas, las formas son ligeramente onduladas y el drenaje es moderadamente rápido (Jiménez y Botero 1999) (Fig. 2).



Figura 2. Vegetación sucesional en el río Putumayo ocupando planos de inundación.La vegetación de borde conformada por gramíneas y cyperáceas, seguidas por *Senna reticulata* (Caesalpinaceae) y finalmente *Cecropia membranacea*

Modificaciones en raíces: La continua fluctuación de las inundaciones y los procesos de sedimentación reducen la difusión de oxígeno en el suelo e inciden en modificaciones morfológicas, principalmente a nivel de las raíces de las especies arbóreas. Aparte de que la raíz cumple su función de soporte de la planta, juega un papel importante en el aporte de oxígeno y como respuesta en la obtención de nutrientes en los bosques de inundación, siendo claves para el establecimiento de la planta y su sobrevivencia. Wittmann y Parolin (2005) del Instituto de Limnología del Max-Planck, han estudiado estas relaciones, encontrando que la ocurrencia de las diferentes formas de las raíces está relacionada con el tiempo de inundación y la dinámica geomorfológica de los hábitats. La presencia de raíces aéreas y adventicias constituye la respuesta ideal ante la escasez de oxígeno en la zona de radicación y se asocia a áreas donde se producen mayor tiempo de inundación y altas tasas de sedimentación. La formación de contrafuertes y raíces de zanco es otra estrategia que emplean los árboles en áreas donde el periodo de inundación es más corto y la sedimentación es menor (Fig. 3). Ayres (1993), en los bosques de várzea, notó que la presencia de especies de árboles que forman contrafuertes van ligados al gradiente de inundación, sugiriendo que estas estrategias aumentan el soporte de planta como una adaptación a la velocidad del agua y a las altas tasa de sedimentación o erosión y, por ende, son eficaces para reducir el peligro de caída del árbol (Henwood 1973; Crook *et al.* 1997). Otra modificación es la producción de mayor cantidad de biomasa de raíces finas durante la fase acuática (Witman y Parolin 2005), observándose por ejemplo en individuos de *Senna reticulata* (Caesalpiniaceae) y *Himatanthus sucuuba* (Apocynaceae), que la producción de sistemas de raíz subterráneos y de superficie aumenta con la inundación (Ferreira 2000; Parolin 2001).



Figura 3. Desarrollo de raíces adventicias y tablares como estrategias de adaptación de bosques inundables. *Symphonia globulifera* (palo brea) y *Minquartia guianensis* (Acapú)

Ecofisiología y productividad: Un aspecto interesante de los árboles en los bosques inundables es que su ecofisiología está ligada a los pulsos de inundación (Junk *et al.* 1989), presentando en términos generales una estación de crecimiento principal en la fase terrestre y una reducción de crecimiento en la fase acuática, lo que se corrobora en el incremento anual de los anillos presentes en la madera (Worbes 1997). La fenología de muchas especies es provocada por el pulso de la inundación, especialmente en los sitios bajos (Wittmann y Parolin 1999, Parolin *et al.* 2002, Schongart *et al.* 2002), y muchos árboles pierden sus hojas durante el periodo de aguas altas (Worbes *et al.* 1992), reduciéndose la

actividad fotosintética y el nivel de producción de hojas durante la fase acuática. Haugaasen y Peres (2005), en bosques de várzea e igapó, han mostrado que las inundaciones estacionales son un factor determinante de los patrones fenológicos de estos ecosistemas, diferente a lo que ocurre en los bosques de tierra firme, donde la precipitación y la irradiación parecen ser los factores más importantes. Así mismo, han encontrado que muchas especies exponen un ciclo supra anual reproductivo, por ejemplo *Ceiba pentandra* produce flores y frutos cada tres años (Gribel *et al.* 1999) y especies como *Sloanea guianensis* no florecen cada año (Ayres 1993). La combinación de los bosques inundables con los bosques adyacentes de tierra firme y sus asincronías en los tiempos de floración y fructificación, producen un mosaico de disponibilidad de alimentos, tanto en tiempo como en espacio, para polinizadores y frugívoros. Finalmente, Revilla (1990) identifica los bosques de várzea como una fuente de alimento para los peces con una producción de 15-20 toneladas/hectárea/año de semillas, constituyéndose en uno de los ecosistemas más productivos de la Amazonia.

Diversidad: El tiempo de inundación o los flujos periódicos, que algunas veces alcanzan hasta los 10 metros en promedio y hasta 230 días por año, influyen la diversidad de especies de árboles y la estructura de los bosques inundables (Junk 1989; Ayres 1993; Wittmann *et al.*, 2004), resultando una clara zonación a lo largo del gradiente de inundación. Se reconoce en forma general que la riqueza y diversidad de especies de árboles es menor en los bosques inundables que la encontrada en los bosques de tierra firme (Prance 1979; Balslev *et al.*, 1987; Junk 1989) y que los bosques que permanecen con mayor tiempo de inundación son más bajos y la diversidad no llega a ser tan alta como en los bosques mejor drenados (Urrego 1997).

Para los bosques de várzea central amazónicos, Worbes (1997) y Parolin (2000) han estimado la riqueza total de especies de árboles entre 250-300 especies y estudios a nivel fitosociológico adelantados por Urrego (1997) en bosques inundables del medio Caquetá en Colombia lograron distinguir 16 grupos que caracterizan siete asociaciones vegetales, en las cuales el número de especies varía entre 315-480 especies en sitios bien drenados de terrazas bajas y plano aluvial con inundación anual, hasta 61 especies en terrazas bajas mal drenadas. En sitios menos disturbados, los bosques son multiestratos y la riqueza de especies se incrementa a cerca de 50-100 especies por hectárea (Worbes *et al.* 1992; Worbes 1997; Wittmann *et al.* 2002) presentándose una estructura en los bosques de várzea alta, similar a los bosques de tierra firme donde la riqueza de especies se logra incrementar entre 90-150 especies/ha (Nebel *et al.*, 2001; Wittmann *et al.* 2002).

3. Aprovechamiento forestal y potencialidades de uso

Debido a su alta productividad, los bosques inundables, especialmente los de várzea, son uno de los ecosistemas más influenciados por actividades humanas en la Amazonia (Junk 2000). Los bosques son talados para diferentes actividades agrícolas como sustento para grandes centros poblacionales y establecimiento de ganadería; pese a ello, estos bosques son el hábitat de varias plantas que ofrecen recursos de alimentos para peces y otros grupos de organismos (Klenke y Ohly 1993; Barros y Uhl 1999). Los bosques de inundación y de tierra firme siempre han estado ligados al uso y tradición de las comunidades locales; si bien se ha enfocado una mayor atención a su diversidad íctica, la cual sólo en el sector de Leticia (Colombia) alcanza 364 especies de peces (Mojica *et al.*, 2005), estos bosques albergan un potencial a nivel de su flora que aún no ha sido valorado en su

totalidad.

Según Parolin (2002), el 60-90% de madera explotada en la Amazonia central y occidental proviene de bosques várzea, donde se extraen especies como *Caraipa guianense*, *Ceiba pentandra*, *Virola calophylla*, *Calophyllum brasiliense* y *Ocotea cymbarum*. La tala selectiva de estas especies puede conllevar a poner en riesgo la diversidad biológica de los ecosistemas inundables, por lo que es imprescindible efectuar cambios a las actuales formas de extracción y aprovechamiento, orientando acciones hacia un manejo integral tanto de los recursos maderables y no maderables, sin socavar sus poblaciones naturales.

De acuerdo con la OTCA (1995) existen cerca de 2.000 especies de plantas útiles en la Amazonia y la gran mayoría de ellas están asociadas con el uso tradicional por parte de las comunidades indígenas que allí habitan. Los bosques inundables proveen un rango de productos y servicios de uso humano que contribuyen al beneficio de las comunidades amazónicas. Junto al beneficio que presta la biodiversidad existente en estos bosques, se asocian servicios ambientales como la regulación del ciclo del agua, control de erosión del suelo y la estabilización microclimática, entre otros. Estudios para la Amazonia colombiana muestran que el número de especies útiles que albergan estos ecosistemas puede superar las 250 (Urrego, 1997, López *et al.*, 2006, López 2008), y gran parte de ellas son empleadas en la obtención de productos forestales no maderables, los cuales requieren ser mirados en detenimiento y ser incorporados en programas de manejo y aprovechamiento, teniendo en cuenta las características ecológicas del área.

Las palmas, en sectores donde la inundación tiene mayor duración, constituyen uno de los grupos más importantes en la obtención de productos no maderables para las distintas comunidades. Especies como la canangucha (*Mauritia flexuosa*), asai (*Euterpe precatoria*) y milpesos (*Oenocarpus bataua*) que forman comunidades muy homogéneas conocidas como cananguchales, aguajales o buritizales, son fuente de recursos que actualmente requieren la aplicación de técnicas en la obtención de productos de valor agregado como palmito, artesanías, grasas o aceites. Así mismo, el manejo integral de estas poblaciones, permite la obtención de otro tipo de beneficios directos como la obtención de proteína animal, pues se reconoce la importancia de este grupo de palmas como fuente de alimento para muchos ungulados (Bodmer 1990; Aquino 2005). Una especie que ha representado beneficios a las comunidades locales es el camu-camu (*Myrciaria dubia*), debido a que forma asociaciones homogéneas en algunos sectores a lo largo del río Putumayo; el aprovechamiento de su fruta en Perú logró en el 2007, una exportación que alcanzó los 4,98 millones de dólares, creciendo en un 127 % con respecto al 2006.

En otras áreas fisiográficas, como el plano aluvial bien drenado, se presentan especies de importancia medicinal como la caferana (*Croton bilocularis*), el ajo sachá (*Mansoa standleyi*), y la huacapurana (*Campsiandra angustifolia*), la cual ha mostrado ser muy efectiva como antibacterial (Fig. 4), o especies de potencial alimenticio como el madroño (*Garcinia madruno*), los guamos (*Inga ruiziana*, *Inga edulis*) y hobo (*Spondias mombin*). En las terrazas bajas es frecuente la presencia de especies como el chicle (*Lacmellea cf. gracilis*), los cauchos o siringas (*Hevea pauciflora*, *Hevea nitida*), y especies medicinales como la papa de monte (*Dracontium spruceanum*) y el oje (*Ficus insipida*).

El conocimiento y la comprensión de las especies con uso actual o potencial de los bosques inundables, requieren del planteamiento de programas de seguimiento y toma de información a largo plazo en los niveles de individuos, población, y ecosistemas. La búsqueda del manejo adecuado de estos recursos y su orientación hacia la participación de las comunidades locales, junto al establecimiento de formas de producción compatibles

con estos bosques como la implementación de sistemas agroforestales, permite hablar de un verdadero manejo sostenible de estos recursos, como bien lo expresan Chambers y Conway (1992) "...un medio de vida es sostenible cuando puede afrontar y recuperarse del estrés y mantener o fortalecer las capacidades y los bienes, tanto ahora como en el futuro, sin socavar la base del recurso natural"



Figura 4. Aprovechamiento de productos forestales no maderables (a) extracción de corteza de Huacapurana (*Campsiandra angustifolia*), (b) extracción de frutos de Asai (*Euterpe precatoria*), (c) tubérculo de Papa de monte (*Dracontium spruceanum*) empleado como antiofidico.

Muchos de estos bosques inundables se encuentran en alguna situación crítica, con su consecuente afectación a la regulación hídrica de la cuenca y a los efectos derivados de ella como fluctuaciones extremas de caudales, inundaciones, erosión y pérdida de biodiversidad. Nuestro conocimiento sobre estos ecosistemas no es aún satisfactorio; es indudable que la deforestación de estas áreas sigue siendo el problema de mayor envergadura, por lo que urge tomar acciones inmediatas, desde los frentes sociales, políticos y económicos que impidan la desaparición de estos ambientes estratégicos. Pero estas acciones han de estar enmarcadas en un verdadero desarrollo que armonice los aspectos culturales con las características de oferta ambiental de estos ecosistemas.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayres, J.M. 1993. 'As matas de várzea do Mamirauá'. In: Sociedade civil Mamirauá (Ed.). *Estudos de Mamirauá*, Vol. 1, pp. 1-123. MCT CNPq, Brasília.
- Aquino, R. 2005. 'Alimentación de mamíferos de caza en los «aguajales» de la Reserva Nacional de Pacaya-Samiria (Iquitos, Perú)'. *Rev. peru. biol.* [online]. oct./dic. 2005, vol.12, no.3 [citado 28 marzo 2008], p.417-425. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332005000300009&lng=es&nrm=iso.
- Balslev, H., Luttelyn, J., Yllgaard, A. B. & Holm-Nielsen, L. 1987. 'Composition and structure of adjacent unflooded and floodplain forest in Amazonian Ecuador'. *Op. Bot.* 92, 37-57.
- Barros, A.C. & UHL, C. 1999. 'The Economic and social significance of Logging Op-

tions on the Floodplains of the Amazon Estuary and Prospects for Ecological Sustainability'. In: Padoch, C., Ayres, J.M., Pinedo-Vasquez, M. & Henderson A. (Eds.), *Várzea Diversity, development, and Conservation of Amazonia's Whitewater Floodplains*. Advances in Economic Botany, Volume 13. 153-168 pp.

Bodmer, R. E. 1990. 'Responses to ungulates to seasonal inundation in the Amazon floodplain'. *J. of Trop. Ecol.* 6: 191-201.

Campbell, D.G., STONE, J.L. & ROSAS, A. 1992. 'A comparison of the phytosociology and dynamics of three floodplain (várzea) forests of known ages, Rio Juruá, western Brazilian Amazon'. *Bot. J. Linn. Soc.* 108, 213-237.

Chambers, R. & Conway, G. 1992. 'Sustainable Rural Livelihoods: Practical Concepts for the 21st Century'. IDS Discussion paper 296, IDS, Brighton, UK february.

Crook, M.J., Ennos, A.R. & Banks, J.R. 1997. 'The function of buttress roots: A comparative study of the anchorage systems of buttressed (*Aglaia* and *Nephelium ramboutan* species) and non-buttressed (*Mallotus wrayi*) tropical trees'. *J. Exp. Bot.* 48: 1703-1716.

Dobson, D.M., Dickens, G. R. & Rea, D.K. 2001. 'Terrigenous sediment on Ceara Rise: a Cenozoic record of South American orogeny and erosion'. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, Vol. 165 (3-4) pp. 215-229

Duque, S. Ruíz, J.E., Gómez, J. Y Roessler E. 1997. 'Limnología'. Capítulo 2. En: *Zonificación Ambiental para el plan modelo Colombo-Brasileño* (Eje Apaporis-Tabatinga). Instituto Geográfico Agustín Codazzi. pp:71-134.

Ferreira, L. V. 2000. 'Effects of flooding duration on species richness, floristic composition and forest structure in river margin habitat in Amazonian blackwater floodplain forests: Implications for future design of protected areas'. *Biodivers. Conserv.* 9(1): 1-14.

Gribel, R., Gibbs, P.E. & Queiroz, A.L. 1999. 'Flowering phenology and pollination biology of *Ceiba pentandra* (Bombacaceae) in Central Amazonia'. *J. Trop. Ecol.* 15: 247-263.

Gouldin, M. 2004. 'Bosques de inundación amazónicos'. *Investigación y Ciencia. Temas* 35. Biodiversidad. 1º trimestre 48-55

Haugaasen, T. & Peres, C.A. 2005. 'Tree Phenology in Adjacent Amazonian Flooded and Unflooded Forests'. *Biotropica* 37(4): 620-630

Henwood, K. 1973. 'A structural model of forces in buttressed tropical rain forest trees'. *Biotropica* 5(2): 83-93.

Hoorn, C. 2006. 'The birth of the mighty Amazon'. *Scientific American*. May; 294 (5):529

Jiménez, B. Y Botero, P. 1999. 'Características geomorfo-pedológicas de los paisajes fisiográficos'. En: *Paisajes fisiográficos de la Orinoquia-Amazonia (ORAM) Colombia*. Análisis Geográficos No. 27-28. 135-190 p. Bogotá, Colombia.

Junk W.J. 1980. 'Áreas inundáveis-Um desafio para limnología'. *Acta Amazónica* 10 (4):775-795.

Junk, W.J. 1989. 'Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains'. In: Holm-Nielsen, L.B., Nielsen, I.C., Balslev, H. (Eds.), *Tropical Forests: Botanical Dynamics, Speciation and Diversity*. Academic Press, London, pp. 47-64.

Junk, W.J. 2000. 'The central Amazon river floodplain: concepts for the sustainable use of its resources'. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F., Soares, M.G.M. (Eds.), *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publisher, Leiden, pp. 75-94.

Kalliola, R., Salo, J., Puhakka, M. & Rajasilta, M. 1991. 'New site formation and colonizing vegetation in primary succession on the western Amazon floodplains'. *J. Ecol.* 79,

877–901.

Klenke, M. & Ohly, J.J. 1993. 'Wood from floodplains'. In: Junk, W.J., Bianchi, H.K. (Eds.), 1st SHIFT Workshop, Belém. GKSS Research center, Geesthacht, pp. 1–88.

López, R., Navarro, J., Montero, I., Amaya, K., Rodríguez, M. Y Polania, A. 2006. 'Manual de identificación de especies no maderables del corregimiento de Tarapacá, Colombia'. Instituto Amazonico de investigaciones Cientificas SINCHI. 120 láminas (color).

López, R. 2008. 'Productos forestales maderables y no maderables en Bosques inundables de la Amazonia Colombiana'. (manuscrito)

Marlier, G. 1967. 'Ecological studies on some lakes of the Amazon valley'. *Amazoniana*, 1:91–115.

Mojica, J.I., Galvis, G., Arbelaez, F., Santos, M., Vejarano S., Prieto-Piraquive, E., Arce, M., Sanchez-Duarte, P., Castellanos, C., Gutierrez, A., Duque, S., Lobon-Cervia, J., y Granada-Lorencio, C. 2005. 'Peces de la Cuenca del Río Amazonas en Colombia: Región de Leticia'. *Biota Colombiana* 6(2) 191–210.

Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J.K., Christensen, H., Freitas, L. & Ruíz, J. 2001. 'Structure and floristic composition of flood plain forests in the Peruvian Amazon' I. *Overstorey. Forest Ecology Management*. 150, 27–57.

OTCA, 1995. 'Uso y Conservación de la Fauna Silvestre en la Amazonía'. www.otca.org.br/SPT-TCA-PER-35.pdf

Parolin, P. 2000. 'Growth, productivity and use of trees in white- water floodplains'. In: Junk, W.J., Ohly, J.J., Piedade, M.T.F., Soares, M.G.M. (Eds.), *The Central Amazon Floodplain: Actual Use and Options for a Sustainable Management*. Backhuys Publisher, Leiden, pp. 375–391.

Parolín, P. 2001. 'Morphological and physiological adjustments to waterlogging and drought in seedlings of Amazonian floodplain trees'. *Oecologia* 128: 326–335.

Parolin, P., Armbrüste, N., Wittmann, F., Ferreira, L.V., Piedade, M.T. & Junk, W.J. 2002. 'A review of tree phenology in Central Amazonian floodplains'. *Pesquisas Bot.* 52: 195–222.

Parolin, P. 2002. *Bosques Inundados en la Amazonia Central: su aprovechamiento actual y potencial*. Ecología aplicada. Volumen 1. Numero 1. Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima, Perú. 111–144 pp.

Prance, G.T. 1979. 'Notes on the vegetation of Amazonia III. The terminology of Amazonian forest types subject to inundation'. *Brittonia* 3 (1), 26–38.

Puhakka M. & Kalliola R. 1993. 'La Vegetación en áreas de inundación en la selva baja de la Amazonia Peruana'. 113- 138 pp. En: Kalliola R., Puhakka M., y Danjoy W. *Amazonia Peruana Vegetación húmeda tropical en el llano subandino*.

Revilla, J.D. 1990. 'Aspectos florísticos e estruturais da floresta inundável (várzea) do baixo Solimoes, Amazonas-Brasil'. Ph.D. thesis INPA. Fundacao Universidade do Amazonas e INPA, 129 págs.

Salo, J., Kalliola, R., Hakkinen, J., Makinen, Y., Niemela, P., Puhakka, M. & Coley, P.D., 1986. 'River dynamics and the diversity of Amazon lowland forests'. *Nature* 322, 254–258.

Schöngart, J., Piedades, M.T., Ludwigshausen, S., Horna, V. & Orbes, M. 2002. 'Phenology and stem growth periodicity of tree species in Amazonian floodplain forests'. *J. Trop. Ecol.* 18: 581–597.

Terborgh, J. & Petren, K. 1991. 'Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest'. In: Bell, S.S. (Ed.), *Habitat Structure*. Chapman & Hall, London, pp. 28–46.

Urrego, L.E. 1997. 'Los Bosques inundables del medio Caquetá: caracterización y suce-

sión. Estudios en la Amazonia colombiana. Tomo XIV. 335 pp.

Wittmann, F. & Parolin, P. 1999. 'Phenology of six tree species from central Amazonian várzea'. *Ecotropica* 5: 51–57.

Wittmann, F., Anhuf, D. & Junk, W.J. 2002. 'Tree species distribution and community structure of central Amazonian várzea forests by remote sensing techniques'. *J. Trop. Ecol.* 18, 805–820.

Wittmann, F., Junk, W.J. & Piedade, M.T. 2004. 'The várzea forests in Amazonia: flooding and the highly dynamic geomorphology interact with natural forest succession'. *Forest Ecology and Management* 196 pp199–212

Wittmann, F. & Parolin, P. 2005. 'Above ground roots in Amazonian floodplain tree'. *Biotropica*. 37(4): 609–619

Worbes, M. & Junk, W.J. 1989. 'Dating tropical trees by means of C14 from bomb tests'. *Ecology* 70: 503–507.

Worbes, M., Klinge, H., Revilla, J.D. & Martius, C. 1992. 'On the dynamics, floristic subdivision and geographical distribution of várzea forests in central Amazonia'. *Journal Vegetation Science*. 3, 553–564.

Worbes, M. 1997. 'The forest ecosystem of the floodplains'. In: Junk, W. (Ed.), *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsating System*. Ecological Studies, vol. 126. Springer, Berlin, pp. 223–265.

EL BOSQUE MEDITERRÁNEO Y LA DEHESA ESPAÑOLA

ARMANDO CONTRERAS HERNÁNDEZ

Resumen

En la cuenca que forman el sur de Europa y el norte de África el Bosque Mediterráneo fue el paisaje característico, derivado de la presencia humana el bosque mediterráneo fue modelado por las actividades humanas en la Dehesa; sistemas forestales, agrícolas y pecuarias que ensamblan un sistema de producción múltiple de gran importancia forestal y base de la vida rural en el sur de España. Frente a la problemática de transformación de los espacios naturales, proteger los pequeños remanentes de vegetación original y los sistemas múltiples es ahora una tarea urgente para la conservación de la biodiversidad.

1. Introducción

El trabajo que a continuación se presenta pretende destacar la importancia del Bosque Mediterráneo y los sistemas múltiples de producción como alternativa de uso y conservación del patrimonio natural. Ahora se acepta que los seres humanos estamos obligados a comprender los procesos ecológicos de la naturaleza y también se reconoce la influencia de las actividades humanas en un proceso co-evolutivo.

2. El Bosque mediterráneo

Las zonas áridas ocupan alrededor de un tercio de la superficie terrestre, unos 49 millones de km², de los cuales un 5% son desiertos extremos y un 15% estepas desérticas, (Wickens *et al.*, 1985). Estas zonas áridas y semiáridas se presentan bajo distintos regímenes de precipitación y temperatura, pero todas tienen en común la escasez e irregularidad de las precipitaciones; lo cual favorece que la cobertura vegetal sea escasa y que la producción de fitomasa sea baja. Su flora está adaptada a esta sequía extrema y a sus consecuencias -elevada insolación, alta transpiración, procesos de salinización, por mencionar sólo algunos factores-. Dichas zonas áridas se pueden dividir en dos tipos: las frías, presentes en el continente Asiático y en Norteamérica y las cálidas, subdivididas a su vez en estivales o invernales. Al último grupo pertenecen las de tipo Mediterráneo, definidas por presentar una acusada sequía estival, y que están presentes no sólo en el Norte de África y Europa, sino también en parte de Norteamérica, Sudamérica, Australia y Oriente Próximo, entre otros sitios, (Correal, *et al.*, 1992). Existe un límite superior entre los 500-600 mm de precipitación media anual, por encima del cual aparecen, como vegetación potencial, los bosques caducifolios de tendencia atlántica o eurosiberiana. El límite inferior se sitúa entre los 80-100 mm, por debajo del cual aparece el Desierto Sahariano, con una flora característica de gran influencia subtropical africana. Dentro de esta franja mediterránea existen zonas de alta montaña donde las precipitaciones son muy superiores, mayores a 1000 mm presentado una vegetación caducifolia o bosque de coníferas

húmedos, que recuerdan a la del Norte y Centro de Europa, aunque a diferencia de éstas siempre soportan un periodo de acusada sequía estival.

La vegetación mediterránea contiene no menos de 100 especies arbóreas, con unas 15.000 especies, alrededor de tres veces más del número de especies que se encuentra en la zona templada europea, la cual abarca condiciones ecológicas cuya diversidad oscila entre 100-2500 mm de lluvia, entre -10 a $+10^{\circ}$ C de media mínima del mes más frío, entre -300 a 4000 m de altitud y entre suelos podzólicos lavados y ácidos a suelos calcáreos ricos en bases, (Zohary, 1972; citado en Correal, *et al.*, 1992; Miller, 1982.)

El origen de la diversidad de recursos presentes en la península ibérica se debe tanto a su clima, como a la posición geográfica que ocupa; situación intermedia entre Eurasia y África con la presencia de especies de diferente origen. También ha contribuido su antigüedad como territorio emergido y haber quedado libre de los hielos en la última glaciación, lo que permitió, la evolución de un gran número de taxa. Su quebrada orografía y la existencia de prácticas agrícolas y ganaderas milenarias, que hoy se reflejan en sistemas productivos complejos, han contribuido a la presencia de diversos ecosistemas.

En la última mitad del siglo pasado, en el área mediterránea de España, se presentan diferentes procesos vinculados al cambio en el uso de la tierra. En algunos sitios con la acción permanente de las actividades productivas se ha simplificado la estructura y diversidad de los bosques. Las perturbaciones como los incendios forestales también han contribuido a su deterioro, y el establecimiento de masas forestales de la misma edad (por plantaciones y debido al abandono de áreas productivas) ha acelerado un desequilibrio fitosanitario. No menos importante resulta también la pérdida de especies acompañantes de alto valor ecológico, dando lugar a procesos de matorralización de muchos bosques.

Para entender mejor el tema que nos ocupa conviene hacer una breve descripción de las formaciones vegetales que pudieron haber dado origen a la Dehesa y que actualmente coexisten en complejas estructuras de vegetación discontinua, se reconocen dos estructuras forestales:

-Bosques Esclerófilos. Está dominada por especies del género *Quercus*, como *Q. ilex*, *Q. suber*, acompañada de especies arbustivas como (*Quercus coccifera*, *Arbutus unedo*, *Phyllirea spp.*, *Pistacea terebinthus*, *P. lentiscus*) y de matorral (*Cistus spp.*, *Ulex spp.*, *Rosmarinus officinalis*, entre otras). La vegetación presenta una gran plasticidad y una alta resistencia a las limitaciones hídricas del mediterráneo. La adaptación al estrés climático está asociada a su capacidad de soportar perturbaciones intensas tales como la acción de los herbívoros y el fuego.

-Bosques Subesclerófilos. Estos bosques tiene requerimientos bioclimáticos y edáficos más estrictos, con periodos cortos de sequía y sobre suelos desarrollados. Las especies dominantes son *Quercus faginea*, *Q. canariensis*, acompañada de especies arbóreas de los géneros *Sorbus spp.*, *Acer spp.*, *Fraxinus spp.* Y arbustivas como *Arbutus unedo*, *Viburnum tinus*, entre otras.

Estas formaciones vegetales se distribuyen en parches. En unos casos el mosaico podría representar diferentes estados de evolución (niveles de madurez) producidos por fuego, pastoreo, cultivo, etc., sobre la matriz tipo. En otros casos, el mosaico refleja variaciones de suelo, o condiciones particulares de estrés (Rivas Martínez, 1987).

Los matorrales son formaciones vegetales que están presentes en los procesos de sucesión de los bosques. San Miguel, (1994) la define como formaciones vegetales constituidas por plantas leñosas ramificadas desde la base, pudiendo tratarse de arbustos o incluso

árboles de porte arbustivo. Dentro de estas comunidades, que han sido modeladas por sucesivas perturbaciones pueden encontrarse diferentes tipos de vegetación, caracterizadas tanto por su composición específica, como por sus características estructurales. En Andalucía, los tipos de matorral correspondientes a la primera etapa de degradación se caracterizan por presentar un estrato principal de gran diversidad son: Mancha con especies dominantes (*Quercus suber*, *Q. ilex*, *Q. faginea*, *Olea europaea*, *Ceratonia siligua*, *Arbutus unedo*, *Adenocarpus* spp., *Juniperus oxycedrus*, *Myrtus communis*, etc.) el Madroñal, con especies dominantes como (*Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *P. media*, *Erica arborea*, *Viburnum tinus*, *Pistacea terebinthus*) Garriga con especies como (*Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscus*, *Juniperus oxycedrus*, *Genista* spp., *Ulex* spp., *Retama sphaerocarpa*, *Phillyrea angustifolia*, etc.) Brezal mixto con especies dominantes como (*Erica australis*, *E. arborea*, *E. scoparia*, *Cistus ladanifer*, *C. laurifolius*, *Genista* spp.). Le siguen los matorrales con una especie dominante en el estrato principal: matorral de encina con (*Quercus ilex*, acompañado de *Crataegus monogyna*, *Cistus scoparius*, *Pistacia terebinthus*, etc.). Coscojares (*Quercus coccifera*), Retamales (*Retama sphaerocarpa*) y Arteales (*Zizyphus lotus*). Acompañada de herbáceas, gramíneas bajas y leguminosas.

La progresiva degradación de los sistemas arbustivos y subarbustivos puede suponer un segundo proceso de alteración en la composición, tamaño y estructura de estos tipos de vegetación denominados Romerales (*Rosmarinus officinalis*), Jarales (*Cistus ladanifer*, acompañado de *Genista hirsuta*, *Thymus vulgaris*, etc.) y Aulagares (*Ulex parviflorus*, *U. Ericladus*, *Genista scorpius*).

El matorral además de optimizar el uso de la energía, y el espacio al ocupar los doses inferiores del sistema, así como los nutrientes y el agua que toman de la parte menos profunda del suelo, tienen una función protectora del suelo, y participan algunos de ellos en el reciclado de nutrientes como es la fijación de nitrógeno en el suelo, efectuado por el componente leguminoso tanto de los pastos (tréboles, medicagos, serradelas) como del matorral (retamas, escobas).

En la actualidad queda poco del antiguo Bosque Mediterráneo, la mayor parte de su área no cultivada está ocupada por matorrales más o menos degradados (Ruíz de la Torre, 1981). Estas formaciones fundamentalmente arbustivas, están dominadas por especies de poco valor pastoral, bien por su excesiva lignificación, bajo contenido proteico o la presencia de defensas antiramoneo -espinas, glándulas viscosas, olores, metabolitos tóxicos, etc.- que limitan la ingestión por parte del ganado. A pesar de estos inconvenientes, la vegetación mediterránea ha sido secularmente aprovechada.

En la cultura española se reconoce una tradición ganadera. En particular la ganadería extensiva ha jugado un papel importante en el aprovechamiento de diferentes recursos pasícolas, agrícolas y forestales. Estos sistemas muestran dependencias y relaciones que evidencian su complementariedad; con diferentes grados de eficiencia en el uso de los recursos naturales; variaciones en su adaptación a los cambios ecológicos; y distinto potencial en el uso de la biodiversidad de especies animales y vegetales de la península Ibérica.

La relevancia de la ganadería extensiva se puede resumir en los siguientes aspectos: mantiene importantes agro ecosistemas con elementos arbóreos como la Dehesa, pastos de montaña, matorrales y los barbechos agrícolas con influencia en cerca de 15 millones de ha, (Garzón, 1996). Genera producciones de especies autóctonas como: 11 razas de porcino, 35 razas de vacuno, 20 de cabras, 41 de ovejas, 22 de aves, (Saraza *et al.*, 1995). Contribuye a mantener hábitats de especies silvestres en los distintos sistemas productivos, (Valero, 1991; Hernández Bermejo, 1997). Y lo más importante ayudan a mantener

los servicios ecológicos de agua, suelo fértil, cubierta vegetal, estabilidad climática, entre otros aspectos indispensables para las zonas de producción intensiva y áreas urbanas.

El aprovechamiento de formaciones arbóreas abiertas, así como sus componentes, que son ramoneados, aportan bellota, suelen servir como reservorio de forraje para el ganado durante las épocas de mayor sequía. Dichos recursos deben interpretarse a la par que la trashumancia. Antiguamente la red de vías pecuarias constituyó un extenso, rico y diverso camino que recorría de Norte a Sur la Península Ibérica. Los pastores conducían sus rebaños en busca de los pastos de verano o “agostaderos” en Sierras y Montañas, regresando en otoño al Sur en busca de los pastos de invierno o “invernaderos”, (Rubio *et al.*, 1993; Landmann, G. 1994). En el pasado las vías pecuarias eran parte de una estrategia para asegurar la subsistencia de la población, para ello se obtenía la máxima energía posible del conjunto del territorio, con una enorme inversión de trabajo humano. Poco a poco la trashumancia se fue perdiendo y las ganaderías se fueron estableciendo en territorios específicos, afrontando cada una las limitaciones de alimento impuestas por la condición de mediterraneidad.

El proceso de atención al arbolado del Bosque Mediterráneo, surge a raíz de la disminución de la cubierta vegetal, con la reforestación de importantes superficies, sin embargo, gran parte de los sitios atendidos sustituyeron los bosques de quercíneas por especies de otros géneros de crecimiento rápido. En otro sentido, las medidas de atención centraron su interés en la protección de grandes masas forestales, lo que no llevó a proteger la mayor representatividad de la vegetación arbórea. Así la Dehesa permanece como un sistema de producción de zonas deprimidas y en tierras marginales para la agricultura. Esta marginalidad causada por razones de tipo físico (baja calidad de los suelos, clima extremo, etc.), o por factores económicos (cambios en las condiciones del mercado, infraestructura deficitaria, falta de mano de obra, etc.) conduce a una baja rentabilidad y por tanto de viabilidad económica, (Navarro y Martínez, 1996).

La Dehesa es uno de los sistemas de producción múltiples que aprovecha parte de la diversidad del Bosque Mediterráneo, en beneficio de distintas culturas locales con una distribución geográfica amplia. Sin embargo, hoy en día la Dehesa es un sistema productivo que presenta problemas de muy diversa índole, como son: diferentes criterios de manejo; altos costos de mantenimiento; baja rentabilidad económica y problemas de tipo ecológico. Aunado a lo anterior los cambios en las políticas agrarias han llevado a acciones en distintos sentidos. Algunas Dehesas han perdido la esencia misma del sistema; otras políticas han favorecido la intensificación de la producción, mientras que otras tendían al reemplazo de productos y al abandono del uso múltiple. Así los problemas en la comprensión de la Dehesa, y sobre todo en su futuro lo colocan como un sistema frágil en crisis.

3. La Dehesa

La Dehesa es el resultado de interacciones entre los seres humanos, su ganado y la vegetación mediterránea. Es una forma de explotación múltiple de los recursos naturales, ya que combina en un mismo espacio los productos del bosque, los de tierras de cultivo y los de pastizales. Se comenzó a hablar de Dehesa -refiriéndose a los territorios que quedaban al margen del régimen común de pastoreo en beneficio de un usuario privilegiado para el descanso y la alimentación del ganado de labor de los pueblos-. Se trata de un estrato herbáceo de pastos, otro de quercíneas como la encina (*Quercus ilex*), los quejigos (*Quercus faginea*), los alcornoques (*Quercus suber*) y ocasionalmente el quejigo andaluz (*Quercus*

canariensis), con una densidad entre 5 y 70 árboles por ha. Fundamentalmente con una producción simultánea y combinada de cerdo ibérico, ganado ovino, alguna ganadería de vacuno que se ha hecho ahora predominante; caza -mayor y menor-; leña, carbón y de forma eventual corcho, así como la recolección de un conjunto vasto de plantas con diferentes usos, (De Miguel y Gómez, 1992; García y Lasanta, 1992; Martín, 1992; San Miguel, 1994).



Figura 1. Aspecto de la Dehesa de Córdoba en primavera

Se distribuye en la zona occidental de Salamanca, una porción al Sudeste de Zamora, Extremadura, la Sierra Morena Occidental y Central (Huelva, Córdoba y Sevilla) y el Sur de Ciudad Real con pequeñas representaciones en Toledo, Ávila y Cádiz. De menor importancia y en forma aislada aparece la Dehesa en Castilla-La Mancha, Castilla-León y Madrid. Supone una extensión entre 1.5 y 3.0 millones de ha según la fuente, (Martín, 1996; Olea y Viguera, 1998; Olea y San Miguel, 2006; Daza, 1998). Para ciertas formaciones de acebuches (*Olea europea*), algarrobos (*Ceratonia siliqua*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*), así como olmedas, choperas, saucedas, alisedas, sabinares, hayedos, castañares etc., se puede hablar de sistemas adehesados cuando los recursos herbáceos que crecen bajo el estrato arbóreo son aprovechados por el ganado. En la Tabla 1 se presenta la superficie de Dehesa por comunidad Autónoma.

Comunidad Autónoma	Dehesa				Total	
	Encinar		Alcornocal			
Extremadura	832.110	40.80 %	110.985	34.56 %	943.095	39.95 %
Andalucía	735.671	36.00	192.452	59.93	928.123	39.32
Castilla-La Mancha	297.848	14.70	17.701	5.51	315.549	13.37
Castilla-León	173.934	8.50			173.934	7.37
Total	2.039.563	100.00	321.138	100.00	2.360.701	100.00

Tabla 1. Distribución en España de la Dehesa por Comunidad Autónoma (ha). Fuente: Martín, 1996; Contreras et al., 1999.

Los substratos donde se asienta la Dehesa son de origen volcánicos, formados principalmente por granito, pizarras, esquistos, y cuarcita entre otros, originados en el paleozoico, y por los derivados de su erosión en forma de arenas más o menos gruesas, sobre los cuales se han formado suelos muy variados que van desde ácidos a neutros, pobres en nutrientes, especialmente fósforo y calcio y con bajos niveles de materia orgánica. Ocupa generalmente terrenos de relieve ondulados, aunque la podemos encontrar en zonas escarpadas así como en valles abiertos, (Cabo, 1998).

El clima de la Dehesa varía entre el mediterráneo oceánico más benigno, hasta el continental más seco y frío, con precipitaciones que oscilan entre 300 a 800 mm anuales, concentradas principalmente en primavera y otoño, pero con una alta variabilidad no sólo entre años sino entre meses de un mismo año. El verano es seco y cálido con temperaturas máximas que superan los 40° C, lo cual impide prácticamente el crecimiento de los pastos. El invierno es fresco con una temperatura media de 10° C y aunque no es frecuente que se produzcan heladas, es lo suficientemente frío para también limitar el crecimiento del pasto, (Granda *et al.*, 1991; Hernández, 1998).

En su origen el ganado se caracterizó por su rusticidad y adaptación al medio, seleccionándose por estas características. Las ovejas solían producir un cordero al año, los partos tenían lugar en otoño, a fin de aprovechar la parte fresca del año y sus mejores pastos. El ritmo de la Dehesa exigía la trashumancia en verano. Las formas autóctonas de ovinos, porcinos, y en menor grado bovinos fueron alimentados en parte con la producción vegetal de la Dehesa y complementada con los restos de los cultivos. Cabe señalar que el merino utilizado para la producción de lana y carne y el cerdo ibérico, en sus múltiples variedades fueron característicos de la Dehesa. Pero fue este último el que condicionó la forma tradicional de explotación de la bellota y el tratamiento del arbolado.

La gestión del ganado ovino en las Dehesas tradicionales se hace frecuentemente mediante el uso de rediles durante la noche, lo que permite la fertilización de la finca, y da lugar a la formación de majadales, y también el abonado de las tierras de cultivo. La bellota y el ramón de encina constituyen un alimento importante en el invierno. El pastoreo se hace por medio de recorridos acompañado de pastores y perros. La carga ganadera de la Dehesa fue en el pasado de un ovino por ha, pero actualmente pueden ser dos o tres cabezas con alimentación complementaria.

En España, las Dehesas mantienen una gran cantidad de ganado: por ejemplo se calcula que el 38.9 % de la cabaña ovina; el 34.1 % del vacuno; el 44.1 % de cabras y casi la

totalidad del cerdo Ibérico pastorean en explotaciones de Dehesa, (Martín, 1992; MAPA, 1997; Porras *et al*, 1997; UPAG, 1999), ver tabla 2.

Tipo de ganado	España	Dehesa	
Ovino	24.615.285	9.589.547	38,90 %
Porcino	21.715.000	155,799 *	0.72
Vacuno	4.975.577	1.698.841	34.10
Caprino	2.836.703	1.250.104	44,10
Totales	54.142.565	12.694.291	29.45
Otras producciones			%
Miel (Tm)	23.958.5	10.117.9	42.2
Cera (Tm)	1.243.2	585.2	47.1
Setas (Tm)	6.087	416	6.8
Castañas (Tm)	21.698	4.970	22.9
Corcho (Tm)	55.454	46.791	84.4
Leña (Estéro X 103	2.549.076	1.656.900	65.3

* Solo cerdo Ibérico puro y cruza inferiores al 25 %

Tabla 2. Censo de las principales ganaderías en España y proporción de la cabaña en Dehesa. Fuente: Martín, 1996; MAPA, 1997.

Sin embargo, en los últimos tiempos las formas de Dehesa tradicional han sufrido cambios sustanciales, producto del llamado proceso modernizador que emprende el país, caracterizado por la intensificación de la agricultura, con la penetración de capital en el campo; el dominio de la agroindustria y la mercantilización de la actividad agraria. Dicho proceso modificó las relaciones entre precios agrícolas e industriales cada vez más favorables a éstos, acompañadas del aumento del costo de la mano de obra, así como la emigración de los obreros agrícolas hacia las ciudades, que vivían en situación de miseria, junto al resquebrajamiento del sistema económico latifundista bajo el cual se desarrolló la Dehesa tradicional, (Acosta, 1996). Las explotaciones al entrar en crisis buscaron su supervivencia sustituyendo mano de obra por tecnología, aumentando las cargas ganaderas y reduciendo su diversidad o abandonando labores que ya no le resultaban rentables.

Entre las funciones ecosistémicas que realizan las Dehesas bien establecidas están: la optimización de la energía disponible mediante la producción de biomasa, la preservación del suelo, la circulación de nutrientes, la conservación del agua, la regulación biótica y la estabilidad del microclima, aspectos de los que hablaremos más adelante y que son la justificación para la realización de la presente investigación.

Los estudios sobre los aspectos ecológicos de la interacción entre la ganadería y la vegetación son escasos. Contrariamente, la información que proporciona la cultura tradicional sobre la actividad del ganado en las Dehesas como son los desplazamientos, zonas de querencia, refugio, abrevaderos, comederos, puertas, recursos alimentarios, ponen de manifiesto la importancia de éstos en las interacciones establecidas entre la vegetación y herbívoros. Es común, por parte de los productores señalar hábitat como son los cuaderos, mosquiles y descansaderos. El ganado organiza su actividad de acuerdo con la estructura espacial del territorio, entendiendo el paisaje como la configuración general de la cubierta vegetal y el relieve de la zona de Dehesa. Una Dehesa puede estar compuesta por árboles dispersos entre pastos y con escaso matorral. No obstante la diversidad paisa-

jística y formaciones vegetales como manchas de montes densos, formaciones densas de matorral, y tierras de cultivo sin arbolado en conjunto pueden ser aprovechadas para la ganadería.

4. El arbolado

El arbolado es un elemento fundamental en la Dehesa, tanto por su importancia estructural como por su aptitud forrajera al producir ramón y frutos. El arbolado de crecimiento y de velocidad de reciclaje normalmente lentos también tiene una función estabilizadora. Contribuye en el mantenimiento de la diversidad de especies vegetales y animales, que presenta una alta complementación e interacción entre sus componentes y que conjuga funciones ecosistémicas y productivas. Existe una bibliografía amplia sobre el papel ecológico del arbolado en la Dehesa (González Bernaldez *et al.*, 1969; Escudero *et al.*, 1981; Montoya, 1982; Montoya *et al.*, 1988, Manion y Lachance, 1992; Fernández *et al.*, 2008, por mencionar algunos trabajos). El arbolado presenta diferentes funciones: intercepta la radiación solar y evapora agua lo que reduce la temperatura ambiente y del suelo debajo de su copa; la cubierta arbórea retiene parte de las precipitaciones y redistribuye el resto, concentrándolo en las inmediaciones del tronco y en el perímetro de la copa, transcolación; reduce el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo, escurrimiento; e incrementa, por lavado, el contenido del agua en nutrientes: debajo de su copa aumenta el contenido de materia orgánica del suelo, sus propiedades físico-químicas mejoran, así como la retención de humedad.

El sistema de raíces pivotantes profundas, y sus raíces superficiales compiten en la captación del agua de las precipitaciones ligeras y los nutrientes con las raíces del pastizal, (González y Allue, 1982) todo lo cual habla de la competencia entre el arbolado y la producción pascícola, que puede estar acompañada de reducciones en la producción frutera de la encina. Sin olvidar que el arbolado también extrae cantidades importantes de nutrientes de los horizontes profundos del suelo, y los deposita en la superficie a través de sus productos (bellotas, hojas, tallos), recursos que no son accesibles a la vegetación herbácea, lo que puede favorecer el crecimiento del pasto y su composición; la mejora de las condiciones físicas del suelo junto con su sistema radicular mejoran la penetración del agua en el suelo y su almacenamiento, reduciendo la escorrentía superficial y la erosión. También modifica el viento, reduciendo su velocidad dentro del arbolado lo cual ayuda a reducir las pérdidas de agua, (San Miguel, 1994).

Según Hernández (1998), cuando el arbolado tiene entre 10 y 50 pies/ha, estos efectos son locales o en forma de islas, pero cuando son mayores de 50 pies/ha existe una homogeneización de estos efectos en toda el área. Si la densidad de árboles se reduce por debajo de 10 pies/ha, se considera un pastizal arbolado, los efectos se concentran debajo de las copas, con el consiguiente aumento de la presión de pastoreo en esta zona por exceso de pisoteo de los animales.

Aunque exista un buen arbolado en la Dehesa (60-80 pies/ha), y donde la superficie cubierta por el árbol puede ser del 30%, los pastos pueden ocupar hasta un 96% de la superficie del suelo, sobre todo si los árboles son podados convenientemente, pues estos al igual que el matorral crecen bien bajo las copas de las encinas y alcornoques. La misma compatibilidad no existe entre pastos y matorral, pues los primeros no crecen bajo los últimos.

Todas las funciones que se han mencionado con antelación, son atributos que favore-

cen la sustentabilidad ecológica de la Dehesa, sin embargo en la actualidad la intensificación a que ha sido sometida y los cambios de manejo, están afectando la regeneración del arbolado, lo cual pone en peligro la supervivencia de la Dehesa española, (Montoya, *et al.*, 1988).

En cuanto a la importancia del arbolado en la producción se destacan tres elementos: su aporte como forraje, su producción de fruto y su producción de leña. El ramón puede ser obtenido directamente por el ganado (ramoneo) o indirectamente, a través de las podas o las ramillas que caen durante los vareos de la bellota. Una Dehesa típica de encina puede permitir el aprovechamiento de unos 300 – 500 Kg/ha año de materia seca de ramón equivalente a unos 550 – 900 Kg en fresco; mientras que el vareo de la bellota puede aportar, adicionalmente, otros 60 – 90 Kg/ha año lo que equivale a unos 90 – 140 Kg en fresco, (Cañellas *et al.*, 1991). El ramón puede considerarse una reserva permanente de alimento, que preferentemente se aprovecha a finales de verano y sobre todo durante el invierno.

La bellota es el fruto típico de la Dehesa, de mayor calidad en la encina, seguida por el quejigo, después el alcornoque y finalmente la de rebollo. Su valor alimenticio esta en los hidratos de carbono, fácilmente transformables en grasa por lo que suele emplearse para animales cuyo desarrollo corporal haya finalizado. El ganado que mejor aprovecha la bellota es el porcino, que puede transformar 9 Kg de bellota en 1 Kg de peso vivo, y que consumen aproximadamente 8 – 10 Kg de bellota diarios por cada 100 kg de peso vivo. Para el resto de las especies ganaderas, la montanera es sólo un complemento en su ración, (San Miguel, 1994).

La producción de leña se clasifica en dos clases: leña fina (2-7 cm de diámetro) destinada para la producción de picón y leña gruesa (mayor de 7 cm de diámetro) usado en general en la producción de carbón. En la medida que se ha reemplazado el uso de la leña por combustibles fósiles su demanda ha disminuido y su producción obedece más al aprovechamiento de la biomasa como resultado de las podas de mantenimiento y formación del arbolado. Otros factores que han influido en la reducción del uso de la leña son el alto costo de la mano de obra cuando se contratan podadores y en el caso de que lo realice el propio ganadero, supone una buena organización del trabajo en la finca para mantener los turnos de corta por parcelas.

El manejo del arbolado en la Dehesa supone un conjunto de prácticas, todas ellas de gran importancia para modelar la tendencia natural de la sucesión vegetal: buscando una mayor canalización antrópica de los recursos.

5. Conclusión

Frente a los impactos de la relación entre los seres humanos y la naturaleza un futuro promisorio es aquel que comprometa a las sociedades a valorar las prácticas tradicionales de bajo impacto que en diferentes territorios brindaron la posibilidad de resolver las necesidades humanas y conocer el entorno natural; igualmente estas formas de aprovechamiento y conservación de los bosques apoyadas en aportes científicos y tecnológicos pueden permitir ajustes en la comprensión de los procesos ecológicos de la sustentabilidad; ahora no podemos eludir el compromiso de que todos los pueblos tengan acceso a los mínimos de bienestar en la condición humana que permita convivir con la mayor diversidad biológica posible, aunque sabemos que la evolución del hombre es obligadamente dependiente del futuro del planeta.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta Naranjo, R. (1996): *Agroecosistema de Dehesa y desarrollo rural endógeno*. Facultad de Geografía e Historia, Universidad de Sevilla. Tesis doctoral.
- Cabo Alonso, A. (1998): "Formación histórica de las Dehesas" en Hernández, C. (Coord.) *La Dehesa: aprovechamiento sostenible de los recursos naturales*. Editorial Agrícola Española S. A. Madrid. Pág. 15-42.
- Cañellas Rey, I., Del Río V. y San Miguel Ayanz A. (1991): "Evaluación de la producción silvopastoral de una Dehesa extremeña: pasto, bellota y biomasa de ramas podadas", en Actas XXXI Reunión Científica de la Sociedad Española para el estudio de los Pastos. Murcia. Pág. 234-240.
- Contreras Hernandez, A., Monserrat, I., Soto Hermoso, P., Lobillo Equivar, P., Garcés E., y Nicolás P. (1999): *¡Dicen los Ganaderos! Taller para el cuidado de la dehesa*. Edición, Sociedad Cooperativa Andaluza Corpedroches, Córdoba.
- Correal, E, Robledo A, y Ríos S. (1992): "Recursos forrajeros herbáceos y leñosos de las zonas áridas y semiáridas". 43 Reunión Anual de la FEZ, Madrid.
- Daza Andrada, A. 1998. "El ganado ovino en el ecosistema de la Dehesa" en Hernández, C. (Coord.). *La Dehesa: aprovechamiento sostenible de los recursos naturales*. Editorial Agrícola Española S. A. Madrid. Pág. 175-193.
- De Miguel M, y A. Gómez (1992): "Los paisajes de la Dehesa y su papel en el comportamiento del ganado vacuno extensivo". *Quercus* 81 16-22.
- Escudero Berrián, A, García, B, de Luis Calabuig, E y Gómez Gutiérrez J. (1981): "Materiales aportados al suelo por la encina en la zona de dehesas salmantina". *Studia Oecologica*, 2:181-240.
- Fernández Rebollo, P, Carbonero Muñoz, D, Blázquez Carrasco, A. (2008): *La dehesa en el norte de Córdoba. Perspectivas futuras para su conservación*. Universidad de Córdoba 443 pp.
- García Ruiz, J.M. y Lasanta, T. (1992): "Crisis de la trashumancia y abandono de los recursos ganaderos en el Pirineo aragonés". *Quercus* 80 26-32.
- Garzón Heydt, J. (1996): "Proyecto 2001. Conservando la naturaleza mediante el desarrollo rural" en *Las cañadas viejas, caminos para el futuro de la naturaleza*. Congreso 2001. Madrid. Fondo Patrimonio Natural Europeo. Madrid.
- González Aldama, A. y Allue Andrade, J. (1982): "Producción, persistencia y otros estudios alternativos en la Dehesa extremeña". *Anales INIA Serie Forestal*, 5 93-169.
- González Bernáldez, F, et al (1991): *La Dehesa de Colmenar*. Ayto. de Colmenar Viejo. Delegación de Medio Ambiente. Madrid.
- Granda, M, Moreno V, Prieto P.M. (1991): *Mejora y utilización de los pastos naturales de Dehesa*. MAPA. Madrid.
- Hernández Bermejo, E. (1997): "La biodiversidad como recurso: su papel en el marco de una agricultura sostenible" en *El campo y el medio ambiente: un futuro en armonía*. Editorial SOPEC, Madrid.
- Hernández Díaz Ambrona, C. (1998): *Jornadas de Agronomía: La Dehesa, aprovechamiento sostenible de los recursos naturales*. Editorial Agrícola Española, Madrid.
- Landmann, G. (1994): "Concepts, definitions et caractéristiques générales del dépérissements forestiers". *Rev. For. Fr.* XLVI 405-415
- Lecco Berrocal, F. y Mateos Rodríguez, A. (2006): "Sistemas Agrarios tradicionales, medio ambiente y desarrollo sostenible: La dehesa como hecho geográfico y cultural".

Norba. Revista de geografía XI 165-182.

Manion, P. y Lachance, D. (ed.) (1992): *Forest decline concepts*. American Phytophological Society. Minnesota.

Mapa [en línea] (1997): Anuario de estadística agraria. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid. <http://www.mapa.es/indexa/> [consulta mayo de 2000].

Mapa [en línea] (1998): Boletín Mensual de Estadística Agraria. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid. <http://www.mapa.es/indexa/> [consulta marzo de 2000].

Martín Bellido, M. (1996): 'La Dehesa'. Agricultura. Revista Agropecuaria 762 44-49

Martín Casas, J. (1992): 'Informe: Vías Pecuarias. Fundación para la Ecología y Protección del Medio Ambiente'. Quercus 81 24-45

Miller E, T. (1982): "Community diversity and interaction between the size and frequency of disturbance". American Naturalist 120: 523-536

Ministerio de Medio Ambiente. 1996. Segundo Inventario Forestal Nacional 1986-1995 Andalucía, Córdoba, Madrid.

Montoya Oliver, J.M. (1982): "Efectos del arbolado de las Dehesas sobre los factores ecológicos que actúan al nivel del sotobosque". Anales INIA Serie Forestal, 5:61-85

Montoya Oliver, J.M., Mesón García ML, Ruiz Castillo, J. (1988). "Una Dehesa testigo: la Dehesa de Moncalvillo". ICONA. Serie Técnica nº 5. Madrid.

Navarro Cerrillo, R. y Martínez Suárez, A. (1996): *Forestación en explotaciones agrarias*. Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla.

Olea Márquez del Prado L, y A San Miguel Ayanz (2006): 'The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation'. 21st General Meeting of the European Grassland Federation. Badajoz (Spain).

Olea Márquez del Prado, L. y Viguera Rubio F. (1998): "Pastizales y cultivos" en Hernández, C. (Coord.) *La Dehesa: aprovechamiento sostenible de los recursos naturales*. Editorial Agrícola Española S. A. Madrid. Pág. 95-114

Porras Tejeiro, C, Casas Millán, C, Porras Guillén, M. (2010): "Nuevas experiencias de lucha contra el decaimiento del encina". Agricultura: Revista agropecuaria, 935: 920-925

Porras Tejeiro, C, Martínez Aguilar, R. y Fernández Reyes, A. (1997): 'Sistemas Agrarios tradicionales de Dehesa en las comarcas de la Sierra y los Andevalos de la Provincia de Huelva'. Informes Técnicos 48. 48/97. Centro de Investigación y Formación Agraria (CIFA) Las torres y Tomejil. Dirección General de Investigación. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía.

Rivas Martínez, S. (1987): "Series de vegetación de España". Serie Técnica 2. ICONA, Madrid.

Rubio de Lucas, M, et al., (1993): "Sierra Morena Oriental". Cuadernos de Trashumania. 7, Editorial ICONA, Madrid.

Ruiz de la Torre, J. (1981): "Análisis de sistemas. Matorral" en Tratado de Medio Ambiente Natural. Madrid. CEOTMA, ICONA.

San Miguel Ayanz, A. (1994): *La Dehesa Española: orígenes, tipología características y gestión*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid.

Saraza Ortiz, R, et al., (1995): *Ganadería Española*. Editorial Nacional. Madrid.

Unión de Pequeños Agricultores y Ganaderos (UPAG). 1999. 'Informe socioeconómico de la agricultura española 1999'. Fundación de Estudios Rurales.

Valero Sáez, A, Terés Landeta, J, y Pérez Figueras C. (1991). 'La Serena'. Cuadernos de

trashumancia 5. Editorial ICONA. Madrid.

Wickens, G. E.; Goodin J. E. y Field, D. V. (ed.). (1985): *Plant for arid lands*. Royal Bot. Garden Kyw, G, Allen & Unwin, London.

EL BOSQUE COMO ECOSISTEMA FORESTAL Y SU APROVECHAMIENTO SOSTENIBLE: EL PAPEL DE LAS PLATAFORMAS TECNOLÓGICAS

ANTÓN BORJA & URTZI MENDIZABAL

1. Introducción

El concepto de “desarrollo sostenible” tiene su origen en el Informe de la Comisión de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Económico llamado “Nuestro Futuro Común” (1987) y conocido como Informe Brundtland, donde se definió como el desarrollo que satisface las necesidades de las generaciones presentes sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades, y como un desarrollo que se basa en el equilibrio e interrelación entre el aspecto económico, social y medioambiental. Este concepto adquirió impulso y dimensión mundial en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo en Río de Janeiro (Brasil) en el año 1992, también conocida como “Cumbre de la Tierra”, donde se reunieron 4.000 delegados de 178 países, de los que 120 eran Jefes de Estado o de Gobierno, inducidos por la conservación del medio ambiente y la necesidad de concentrar y coordinar los esfuerzos al nivel más alto posible. Así, a partir de esta cumbre se comenzó a utilizar el concepto “gestión forestal sostenible”.

El impulso de Río de Janeiro se transmitió a Europa en la Conferencia de Helsinki (Junio 1993), que representa una respuesta común y un compromiso político de los países europeos en relación con la gestión sostenible y la conservación de los recursos forestales, como se proponía en el Programa 21 y en la Declaración de principios que se adoptaron en Río. A través de esta y otras conferencias (denominadas también “proceso paneuropeo”) la Unión Europea se asocia a un proceso político precursor en materia de reflexión y de compromiso sobre la gestión sostenible de los bosques. La adopción de resoluciones en estas conferencias y su posterior aplicación aspiran a desarrollar la cooperación, la investigación y la gestión forestal internacional. (Angelidis, A; 1998) El compromiso firme de los Estados signatarios y de la Comunidad Europea demuestran la fuerza y la importancia del proceso. Se definió la gestión forestal sostenible como la administración y el uso de los bosques y los terrenos forestales en forma e intensidad que permita mantener su biodiversidad, productividad, capacidad de regeneración, vitalidad y potencial para desempeñar, ahora y en el futuro, importantes funciones ecológicas, económicas y sociales, a escala local, nacional y mundial, y sin causar perjuicio a otros ecosistemas.

A raíz de las conferencias interministeriales de Helsinki y Lisboa (1998) en las que los ministros europeos adoptaron los criterios e Indicadores Paneuropeos de la Gestión sostenible, se materializó la certificación forestal, como sistema que asegura la aplicación de la gestión sostenible en el bosque: El “*Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes*”, conocido con las siglas PEFC. Este logo garantiza que el producto forestal proviene de un bosque gestionado con criterios de sostenibilidad. Así, los sistemas de certificación forestal y de etiquetado son instrumentos basados en el mercado y dirigido primordialmente a fomentar la gestión sostenible de los bosques y la utilización de productos forestales procedentes de fuentes renovables y sostenibles. La certificación forestal es una

herramienta que pretende vincular de forma directa el comercio de productos forestales con la gestión sostenible de los bosques. El homólogo del PEFC europeo a nivel mundial es el “*Forest Stewardship Council*” o FSC (Consejo de Administración Forestal), una organización independiente no gubernamental y sin ánimo de lucro que fue creada en 1993, un año después de la Cumbre de Río, con el propósito de aplicar las resoluciones de la misma a las masas forestales de todo el planeta.

En este sentido, diversos grupos empresariales y cadenas de distribución están apostando por incluir productos con certificados forestales en sus políticas estratégicas ambientales. Es el caso de Lafarge Cementos, colaborando con WWF en el apoyo a la gestión sostenible de los bosques del planeta. Lafarge Cementos ha implantado un programa de compra responsable de productos forestales con certificación FSC consumidos en su proceso productivo (madera para palets y papel para sacos de cemento) (Durandegui, J; 2010). En el marco de la política industrial europea, las directrices más importantes se vehiculan a través de la política de innovación. Tanto el VI como el VII Programa Marco han primado los apoyos a las Plataformas Tecnológicas de diversos sectores y actividades industriales.

2. El ecosistema forestal como servicio ecosistémico global

Es importante notar en este sentido que con el termino “bosque” se denomina una amplia gama de agrupaciones forestales muy diferentes entre sí, con consecuencias muchas veces de sentido contrario. Así, Según datos de la FAO, El 20% de las emisiones de gases efecto invernadero a la atmósfera proviene de los bosques mal gestionados, la deforestación y la degradación de suelos. Al mismo tiempo, los bosques del mundo son capaces de fijar el 15% de las emisiones mundiales. Por tanto, el asegurarnos una gestión adecuada y una puesta en valor de los productos y servicios obtenidos permitiría una mejora considerable de dichos porcentajes. Y una gestión adecuada debe diferenciar las plantaciones de cultivo forestal de turno corto con fines puramente económicos, donde los servicios ecosistémicos se ven muy reducidos, e incluso se dan efectos perjudiciales para el medio ambiente, de las plantaciones forestales de gestión sostenible, que tratan de paliar los efectos negativos y potenciar los positivos, hasta llegar al bosque natural no transformado por la acción humana, también conocido como ecosistema forestal natural, donde los servicios ecosistémicos se manifiestan de forma adecuada.

Los ecosistemas forestales constituyen, seguramente, los ecosistemas terrestres más productivos, superados tan sólo por los manglares (que se encuentran en las regiones donde desembocan los ríos y forman lagunas costeras). La importancia que tienen en la producción de oxígeno atmosférico, la conservación y estabilidad del suelo, la regulación del clima y el agua y la biodiversidad mediante el albergue de un sin número de especies tanto de animales como de vegetales, hace de los ecosistemas forestales indispensables para la preservación de los procesos ecológicos esenciales que sostienen la vida en la Biosfera terrestre, esto es, la existencia de los seres vivos, incluido la humanidad, en el planeta.

Los ecosistemas forestales forman parte fundamental de la Ecosfera, que consiste en la agrupación de los ecosistemas de la Tierra, de la cual dependemos para nuestra subsistencia ya que la Ecosfera nos provee de recursos naturales indispensables para cubrir nuestras funciones vitales como especie, esto es, respirar aire limpio, beber agua potable y comer alimentos. Este es un aspecto que muchas veces se olvida o infravalora en las políticas de gestión, quizá debido a que la mayor parte de la humanidad vive en las ciu-

dades, aislados físicamente de los ecosistemas, pero paradójicamente sigue dependiendo de estos ecosistemas para vivir, como lo muestra el índice de la “huella ecológica” (Rees 1996; Wackernagel 1996) o superficie de ecosistemas productivos por persona necesarios para satisfacer las necesidades básicas de producción y consumo de la población humana (fundamentalmente suelo para ocupación directa, materias primas y productos forestales) y soportar los residuos derivados y el calor disipado de dicho consumo. Así, tenemos que la huella ecológica de un ciudadano mundial promedio es de 2,9 hectáreas, la de un alemán promedio de 6,0 hectáreas, y la de un estadounidense promedio de 12,5 hectáreas. La huella ecológica de la población humana habitante de Euskadi, por ejemplo, supera su superficie. Esto quiere decir que tomamos “prestado” de otros países o áreas del mundo el resto de superficie que utilizamos. Lo mismo sucede a nivel mundial, en la Tierra existen solamente 2,1 hectáreas de ecosistemas biológicamente productivos para cada persona, superficie inferior a las 2,9 hectáreas que utiliza un ciudadano promedio a nivel mundial, por lo que la huella ecológica de la humanidad excede la capacidad ecológica de la Tierra, lo que significa que la gestión sostenible de nuestros recursos naturales es imprescindible para que podamos disminuir nuestra huella ecológica y asegurar la satisfacción de nuestras necesidades básicas.

Así, los servicios de los ecosistemas forestales son fundamentales para la supervivencia humana y pueden agruparse en las siguientes tipologías:

- Servicios de abastecimiento: que se producen como consecuencia de las funciones de producción: alimentos, agua fresca, madera y fibra, energía o combustible.
- Servicios de regulación: que se producen como consecuencia de las funciones de regulación climática y regulación del caudal hídrico. La regulación climática se da a través de diversos procesos que se dan en el seno del ecosistema forestal. Por un lado, la fotosíntesis, que suministra oxígeno a la atmósfera, y absorbe el exceso de dióxido de carbono presente en el aire, disminuyendo la contaminación atmosférica y propiciando un efecto tampón del cambio climático o efecto invernadero que está calentando el planeta. Por otro lado, la evapotranspiración, que colabora en el mantenimiento de la humedad del aire y consiguientemente de las precipitaciones lluviosas, tan necesarias para la disponibilidad de agua potable. La regulación del caudal hídrico incluye el control de inundaciones, control de enfermedades, purificación y mejora de la calidad del agua. Así, muchos puntos de abastecimiento de agua potable para uso humano suelen encontrarse en ecosistemas forestales de alto valor naturalístico.
- Servicios culturales: que se producen como consecuencia de las funciones de información incluyendo los servicios de recreo, educación, estética, lúdica, que garantizan mejor salud mental y física.

3. Las Plataformas Tecnológicas

Las Plataformas Tecnológicas europeas son una agrupación de entidades interesadas en un sector concreto, lideradas por la industria, con el objetivo de definir una Agenda Estratégica de Investigación (siglas en inglés: SRA) sobre temas estratégicamente importantes y con una gran relevancia social, en los cuales lograr los objetivos europeos de crecimiento, competitividad y sostenibilidad dependen de los avances tecnológicos y de investigación a medio y largo plazo. Las Plataformas Tecnológicas se basan en la definición de una Agenda Estratégica de Investigación y en la movilización de la masa crítica de

de investigación y de esfuerzo innovador necesarios.

En un número reducido de casos, la envergadura de determinado objetivo tecnológico o de investigación y los recursos implicados justifican que se establezcan asociaciones público-privadas a largo plazo en forma de Iniciativas Tecnológicas Conjuntas. Estas iniciativas, que serán principalmente el resultado del trabajo de las Plataformas Tecnológicas Europeas y que cubrirán un aspecto o un pequeño número de aspectos determinados de la investigación en un campo dado, combinarán inversiones del sector privado y financiación pública europea y nacional, incluidas subvenciones del Programa Marco de Investigación y préstamos del Banco Europeo de Inversiones.

La industria juega un papel de liderazgo en la iniciación de cada plataforma tecnológica y en su desarrollo. Sin embargo, para ser eficaces, las plataformas han de implicar a otros participantes. En total, en 2010 hay 35 Plataformas Tecnológicas en funcionamiento.

Participantes habituales en las plataformas:

Industria: grande, media y pequeña, implicando a toda la cadena de producción y suministro, incluyendo a los suministradores y usuarios de componentes y equipos. También participarán entidades relacionadas con la transferencia de tecnología y el desarrollo comercial de tecnologías.

Autoridades públicas: en su papel de creadores de políticas y como agencias financiadoras, así como de promotores y consumidores de tecnologías. Debido a su naturaleza estratégica, las plataformas tendrán un nivel europeo, sin embargo, los niveles local, nacional y regional también deben ser tenidos en cuenta.

Institutos de investigación y comunidad académica (especialmente para fomentar la relación industria/universidad)

Comunidad financiera: bancos privados (incluyendo el BEI), el Fondo Europeo de Inversiones, el Banco Europeo para la Reconstrucción y el Desarrollo (BERD), incubadoras de empresas, etc.

Sociedad civil, incluyendo usuarios y consumidores: asegurando que las agendas de investigación incluyen a los consumidores futuros. En algunos casos, la participación de sindicatos puede considerarse.

La estructura de la plataforma ha de ser flexible, garantizando un buen balance entre los intereses de todos los participantes y evitando la burocracia. Se debe emplear un enfoque de red.

El papel de la Comisión Europea:

- La Comisión Europea no es la “propietaria” de las plataformas tecnológicas ni está dirigiendo la forma en que éstas desarrollan sus actividades.
- Está propiciando el enfoque “abajo-arriba” liderado por la industria, para definir las necesidades de investigación a medio y largo plazo a través de:
 - o Su participación activa como observadora en muchas plataformas
 - o Si es necesario actuará como guía.
 - o Dotará de financiación comunitaria limitada a entidades operacionales (ej. Secretariado) de algunas plataformas cuyos objetivos y actividades están estrechamente

relacionados con las áreas temáticas del VI PM y manteniendo el papel de patrocinador a través de la financiación continuada, cuando sea apropiado, de proyectos de investigación en otras áreas implicadas.

- Aunque los servicios de la Comisión no están vinculados a las opiniones de las Plataformas Tecnológicas, están coordinando sus actividades en este tema, siguiendo el desarrollo y utilizando los entregables en los casos apropiados durante el desarrollo de la política de investigación.

Implementación de las Agendas Estratégicas de Investigación:

- *Instrumentos existentes:* la mayoría de las SRAs podrán ser financiadas a través de los instrumentos ya existentes y que tendrán continuidad durante el VII PM. Por tanto, el apoyo de la Comisión para la implementación de estas Agendas se realizará a través de convocatorias abiertas de proyectos de investigación colaborativos (proyectos integrados, etc.).

Mecanismo de apoyo específico en el VII PM - Iniciativas Tecnológicas Conjuntas:

- En los casos en los que las SRAs sean tan ambiciosas que requieran la movilización de grandes inversiones públicas y privadas y una gran masa crítica de investigadores, será necesaria creación de estructuras a gran escala que permitan establecer y coordinar los consorcios públicos-privados para implementar las SRAs.
A través del artículo 1712 se podrán crear dichas estructuras, especialmente “*joint undertakings*” (empresa común). A partir del examen de las plataformas y sus SRAs, se identificarán qué agendas se pueden implementar de esta forma.
Dichas agendas se incluirán en la propuesta del VII PM de la Comisión bajo el epígrafe:
Iniciativas Tecnológicas Conjuntas (*Joint Technology Initiatives*), siendo necesaria la aprobación del Consejo y el Parlamento Europeo.
Las Iniciativas Tecnológicas Conjuntas necesitarán crear consorcios entre las entidades públicas y privadas implicadas y movilizar fuentes y mecanismos de financiación pública y privada, europea y nacional. Se podrán establecer entidades legales capaces de administrar los fondos destinados a cada Iniciativa Tecnológica Conjunta y el gran número de participantes. Dichas entidades supervisarán la combinación y utilización de financiación pública y privada para implementar los programas de investigación indicados. La participación activa de las PYME debe ser posibilitada y se deberán tomar medidas para asegurar una difusión amplia de los resultados a la industria.

Aspectos clave de la estructura financiera:

- Los socios deberán demostrar su compromiso financiero. Referencia: 1/3 inversión pública, 2/3 inversión privada.
- Fuentes de financiación complementaria, a escala comunitaria (programa Marco, Fondos Estructurales) o no comunitaria (Eureka, Cost), o a escala regional o nacional.

- Potencial para movilizar préstamos y otros instrumentos financieros del BEI, EIF y bancos privados.
- Estudio del tipo de asociación más apropiada.

4. Plataforma Tecnológica Europea de la Foresta (ETPF)

La ETPF se constituyó en 2002. La plataforma española se formó en 2005, y cuenta, entre otros, con el apoyo de ASPAPEL y CONFEMADERA y de más de cuarenta asociaciones empresariales sectoriales, centros tecnológicos y departamentos universitarios. Está realizando una profusa labor de información y divulgación y actúa de enlace con la plataforma europea. Incluye el sector forestal primario y las industrias de primera y segunda transformación (silvicultura y aprovechamientos madereros, aserrío, tableros, carpintería y mueble, pasta y papel, envases y embalajes y cadena bioenergética). Entre los objetivos del nodo español de la plataforma tecnológica forestal europea, además de proporcionar apoyo e información, destaca el de consensuar y transmitir a la plataforma las conclusiones derivadas del tejido español en cuanto a I+D+i para contribuir a su desarrollo posterior, así como la difusión de la plataforma tecnológica forestal en la sociedad en general.

Partiendo de la importancia del sector forestal y derivados en Europa la dinámica de la ETPF ha estado marcada por los siguientes pasos:

- Visión común del sector (año 2030)
- Establecimiento de una Agenda Estratégica de Investigación para el sector
- Coordinación de las Agendas Estatales de Investigación
- Realización de Conferencias y eventos (una anual como término medio)
- Implementación de Programas, Proyectos y actividades complementarias.

Respecto a la “Visión 2030”, hay un acuerdo general sobre la importancia del sector desde la perspectiva del desarrollo sostenible, el impacto de las actividades del sector en el cambio climático, y su estrecha relación con el desarrollo científico en la esfera de las biociencias. Respecto a los objetivos estratégicos, señalemos los siguientes:

- Realización de encuentros y conferencias sobre los recursos forestales, sus demandas multifuncionales y la gestión sustentable de dichos recursos.
- Aumento de la utilización de la biomasa forestal en productos nuevos y en el consumo energético.
- Desarrollo de procesos de fabricación eficientes e inteligentes, incluyendo la reducción del consumo energético.
- Desarrollo de productos innovadores para responder a los cambios que se producen en el mercado y en las necesidades de los consumidores
- Establecer un sistema de innovación más eficiente, incluyendo mejores estructuras de investigación comunitaria con alta eficiencia.
- Profundizar en las ciencias básicas relacionadas con el sector
- Establecer planes educativos y formativos de alto nivel
- Realizar una buena comunicación con la sociedad y con los decisores públicos.

En lo que se refiere a la Agenda de Investigación Estratégica, se contempla el análisis de

cinco cadenas de valor:

- Silvicultura (los bosques)
- Productos de madera
- Papel y pasta de papel
- Bioenergía
- Nuevos negocios y especialidades

El análisis de los cinco grandes campos citados se efectúa desde la perspectiva de los objetivos estratégicos ya señalados, tales como:

- Desarrollo de productos innovadores
- Desarrollo de procesos manufactureros eficientes e inteligentes, con reducción de consumo de energía
- Incremento de la disponibilidad y de los usos de la biomasa forestal para fabricar nuevos productos y en la esfera del consumo energético
- Perspectiva de la gestión sostenible en la utilización de los recursos forestales
- Perspectiva societal (aspectos socioeconómicos) de las actividades del sector

Con los criterios ya señalados, combinando los cinco grandes campos junto con los objetivos estratégicos que se buscan cumplir, se establecieron las siguientes pautas de actuación.

Para la silvicultura (bosques):

- Comercialización de recursos forestales “blandos”
- Árboles para el futuro
- El bosque para múltiples necesidades
- Adaptación de los bosques al cambio climático

Para los productos forestales:

- Nueva generación de empaquetamiento funcional
- Construcción con madera
- Nueva generación de compuestos y productos químicos
- Tecnologías avanzadas para procesamiento primario de madera
- Nuevas tecnologías manufactureras para los productos de madera
- Reciclado de productos de madera, como fuente de nuevos materiales

Para el papel y pulpa (pasta de papel):

- Nueva generación de empaquetamiento funcional
- El papel como recurso en la comunicación, educación y formación
- Higiene avanzada y cuidados sanitarios
- Pulpa, energía y productos químicos del biorefinado de la madera.
- Nueva generación de “composites” (compuestos)
- Cadena de valor basada en la reingeniería de la fibra

- Mejores resultados de inputs secundarios en productos de papel.
- Reducir consumo de energía en la fabricación de papel y de pasta de papel.
- Reciclado de papel.

Para la bioenergía:

- Biocarburantes
- Pasta de papel, energía y productos químicos del biorefinado de la madera
- Reducir consumo de energía en la fabricación de papel y de pasta papel

Para las nuevas especialidades:

- Pasta de papel, energía y productos químicos del biorefinado de la madera
- Productos químicos “verdes”
- Nueva generación de “composites”

5. Conclusion

En la primera parte hemos señalado los aspectos que diferencian las superficies forestales mal gestionadas o utilizadas, del ecosistema forestal como proporcionador de servicios ecosistémicos globales, necesarios para la supervivencia del planeta y de la humanidad. Así, una adecuada gestión sostenible debe prevenirse de diversos sectores en el área forestal que, respondiendo a intereses económicos, muestran como sostenible el sistema tradicional de explotación forestal de especies de turno corto y beneficio económico a corto plazo, considerando al mismo nivel estas explotaciones convencionales y los ecosistemas forestales naturales bajo el termino “bosque”. Así, siguiendo las pautas del desarrollo sostenible, que se basa en el equilibrio entre el aspecto económico, social y medioambiental, tan importante como el factor económico son los servicios de abastecimiento, regulación del clima y del agua, conservación y estabilidad del suelo y los servicios culturales/sociales que nos proporcionan los ecosistemas forestales.

Posteriormente hemos desarrollado la importancia e interés de la utilización de la Plataforma Tecnológica de la Foresta como metodología y armazón de una nueva forma de aprovechar los bosques dentro del paradigma del desarrollo sostenible que propugna la Unión Europea. Esta “nueva forma de hacer” supone una mayor complejidad, en tanto en cuanto los actores que intervienen, son heterogéneos, con diversidad de intereses, con diversidad de tradiciones culturales, pero que tratan de buscar acuerdos dentro de la sostenibilidad general y se apoyan en el desarrollo de la sociedad de conocimiento y, por tanto, en el desarrollo científico-tecnológico. ¿Hasta qué punto las sociedades desarrolladas europeas están a la altura de los grandes retos, como son el cambio climático, la preservación de los procesos ecológicos esenciales, la superación de la visión economicista y cortoplacista de diversos sectores del área forestal que obstaculiza la utilización y gestión sostenible forestal, la revisión del modelo de crecimiento económico vigente, las exigencias de la sostenibilidad, los desequilibrios sociales, entre otros aspectos a considerar?

Creemos que se tienen los elementos fundamentales, tanto humanos como tecnológicos, físicos y materiales, como para obtener riqueza de nuestros bosques, manteniendo la sostenibilidad, defendiendo el clima y distribuyendo la riqueza generada de una manera

equitativa. Esta perspectiva junto con el desarrollo científico-tecnológico e institucional puede abrir vías para que nuestros bosques y nuestros recursos materiales sean aprovechados con una visión de sostenibilidad. Los retos son importantes y la responsabilidad colectiva es enorme.

BIBLIOGRAFÍA

Angelidis, A. 1998; 'De Río a Nueva York pasando por Helsinki: ¿qué políticas puede aplicar la UE para gestionar de modo sostenible los bosques y el sector forestal en Europa y en el mundo?'. *Agricultura y sociedad* N° 85, Enero-Abril, pags. 97-108.

Borja, A., Gomez, M., 1996; 'Análisis de las estructuras de interfaz en el sistema de innovación de la CAV'. *EKONOMIAZ*, n° 35, pg. 213-238. Ed. Gobierno vasco. Vitoria-Gasteiz

Calder I., Hofer T., Vermont S. y Warren P. 2007; 'Hacia una nueva comprensión de los bosques y el agua'. *Unasylva* N° 229, Vol. 58, pags 3-10.

Campos, P. Caparrós, A. 2009; 'La integración del valor de cambio de los servicios ambientales en las cuentas verdes de las áreas naturales'. *Economía y Medio Ambiente*, N° 847, pags 9-22.

Carlos del Alamo, J. 2009; 'Certificación forestal, garantía de futuro para nuestros bosques'. *Ambienta*, N° 87, pags. 16-24

Chazdon, R. 2008; 'Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystems Services on Degraded Lands'. *Science* Vol. 320, pags. 1458-1460.

Durandegui, J. 2010; 'Compra responsable de productos forestales FSC: acción industrial pionera mundial en sostenibilidad'. *Cemento Hormigón* N° 939, pags. 86-89

Forest-Based Sector, 2008; Forest-based sector Technology Platform en <http://www.forestplatform.org/>

Gomez, M.; Olazarán, M., 2001; *Sistemas regionales de innovación*. Ed. UPV-EHU

Guariguata, M. 2009; 'El manejo forestal en el contexto de la adaptación al cambio climático'. *Revista de Estudios Sociales*, N° 32, pags. 98-113.

Krott, M., 2008; 'Forest Governance and Forest Governance within a Europe in Change', en *The Multifunctional Role of Forest-Policies Methods and Case Studies*. Ed. E.F.I. Finlandia

Leguía, E.J. Locatelli, B. Imbach, P. Pérez, C.J. y Vignola, R. 2008; 'Servicios ecosistémicos e hidroenergía en Costa Rica'. *Ecosistemas* Vol 17 N° 1, pags 16-23

Madri+d. 2008; 'Las plataformas tecnológicas'. Dossier informativo. En http://www.madrimasd.org/proyectoseuropeos/futuroPoliticaInv/docs/Dossier_Plataformas_Tecnologicas.pdf

Marcela, E. Guiñirgo, F. 2008 'Indicador espacial del metabolismo urbano: Huella ecológica de la ciudad de Tandil, Argentina'. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, Vol. 9, pags 31-44

Maroschek, M. Seidl, R. y Lexer, M.J. 2009; 'Repercusiones del cambio climático en los bienes y servicios proporcionados por los bosques de montaña de Europa'. *Unasylva*, N° 231-232, pag 76-80.

Navar-Chaidez, J.J. 2010; 'Los bosques templados del estado de Nuevo León: el manejo sustentable para bienes y servicios ambientales'. *Madera y bosques*, Vol. 16 N° 1, pags 51-69.

Onaindia, M., 2005; *Uso sostenible de los servicios de los ecosistemas*. Cátedra Unesco

para el Desarrollo Sostenible y la educación Ambiental. Universidad del País Vasco.

Patiño E. 2005; 'Detener la pérdida de biodiversidad en Europa (Countdown 2010): una cuestión para el debate del IV Foro de biodiversidad de UICN-España'. Cuadernos de biodiversidad, N° 18, pags 9-12.

Pardos, J.A. 1999; 'Ante un cambio climático: el papel de los montes arbolados y los productos forestales en la retención del carbono'. Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales, Vol. 8 N° Extra 1, pags 93-100.

Rosas, C.A. 2002; 'Sumideros de carbono: ¿solución a la mitigación de los efectos del cambio climático?'. Ecosistemas, Vol. 11, N° 3, Disponible en www.aet.org/ecosistemas/023/revisiones1.htm.

Watkins T.Y. e Imbumi M., 2007; 'Los bosques del monte Kulal en Kenya: una fuente de recursos hídricos y de sostén de los medios de subsistencia locales'. Unasylva N° 229, pags 33-37.

Zingari, P.C. y M. Achouri 2007; 'Cinco años después de Shiga: acontecimientos recientes e implementación de las políticas relativas a los bosques y el agua'. Unasylva 229, Vol. 58. Pag 56-61

O PROVÁRZEA E O SEU IMPACTO NO DESENVOLVIMENTO REGIONAL

MAURO LUIS RUFFINO, MARIA CLARA SILVA-FORSBERG, MARCELO DERZI VIDAL, MARCELO BASSOLS RASEIRA, ALZENILSON SANTOS DE AQUINO E RAIMUNDA QUEIROZ DE MELLO

1. Introdução

O Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea (ProVárzea) é o projeto que o Ibama submeteu ao Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG7), coordenado pela Secretaria de Coordenação da Amazônia do Ministério do Meio Ambiente com o objetivo de estabelecer as bases científica, técnica e política para a conservação e manejo ambiental e socialmente sustentáveis dos recursos naturais das várzeas da região central da bacia amazônica com ênfase em recursos pesqueiros. A ênfase na pesca é consistente com o objetivo geral de promover o uso racional dos recursos da várzea, uma vez que esta atividade é base da dieta e principal fonte de renda da população ribeirinha. Além disso, o recurso pesqueiro representa a síntese das interações entre os diversos componentes do ecossistema de várzea.

Os principais problemas abordados pelo ProVárzea foram:

1. Degradação ambiental. A várzea é um ecossistema ameaçado pela destruição de habitats, pesca não manejada e exploração madeireira predatória. A destruição de habitats (especialmente, remoção da cobertura florestal) para implantação de fazendas de gado bovino e criação de búfalos reduz a oferta de alimento e abrigo para os peixes, afetando severamente a cadeia produtiva do ecossistema através do impacto sobre a vegetação marginal, principalmente macrófitas aquáticas. Tanto o consumo direto pelo búfalo, como o pisoteio, reduz a área desta vegetação, importante como habitat para os peixes, principalmente durante a seca nas áreas alagáveis.

2. Sobrepesca. Particularmente nas espécies de peixe que têm sofrido maior esforço pesqueiro como a piramutaba (*Brachyplatystoma vailantii*), o tambaqui (*Colossoma macropomum*) e o pirarucu (*Arapaima gigas*). Essas espécies têm em comum o fato de serem muito apreciadas para o consumo, atingirem tamanhos relativamente grandes, e possuírem uma baixa taxa de crescimento.

3. Conflitos sociais. A redução dos estoques do pescado tem causado conflitos entre os pescadores profissionais e ribeirinhos pelo direito de uso dos recursos. A escassa presença governamental na região tem contribuído para agravar esses conflitos. Na ausência do Governo, as organizações locais (comunidades ribeirinhas) estão desenvolvendo sistemas de manejo fora do sistema formal de gestão. Embora essas iniciativas tenham aspectos positivos e inovadores, faltam amparo legal, embasamento científico e mecanismos para integrá-las em um modelo para a gestão dos recursos naturais na várzea.

4. Escassez de sistemas de manejo. Embora haja vários estudos básicos sobre a ecologia de várzea (estrutura, funcionamento e biodiversidade), há uma escassez de estudos aplicados e sistemas de manejo efetivos para esse ambiente. Como consequência, as práticas

atuais de uso dos recursos naturais são largamente não manejadas e extensivas. Por exemplo, apesar de seu potencial agrônomo, a agricultura da várzea continua em crise, sem alternativas para resolver os problemas de degradação ecológica, baixa rentabilidade e ausência de mercados para a sua produção.

5. Ausência de políticas específicas. As políticas públicas elaboradas para a Amazônia têm negligenciado a especificidade do ecossistema de várzea. Em geral, essas políticas (planejamento, desenvolvimento rural, conservação, monitoramento e controle etc.) são excessivamente genéricas e voltadas às florestas de terra firme. Em parte isto é devido à área de várzea ficar reduzida quando se trata a Amazônia na escala regional, o que não é proporcional à sua importância ecológica e econômica.

6. Gestão Ineficiente. Na várzea, a extensão territorial, a complexidade do meio ambiente e a diversidade de atividades econômicas impõem um grande desafio para a gestão pública. O sistema atual, centralizador e pouco participativo, tem se revelado incapaz de ordenar o processo de ocupação e utilização dos.

2. Estratégias de Intervenção

Para enfrentar os problemas de uso e conservação dos recursos naturais da várzea, o ProVárzea trabalhou com três intervenções:

- Geração de informações estratégicas para auxiliar a elaboração de políticas públicas mais específicas e coerentes para a várzea através de Estudos Estratégicos.
- Desenvolvimento de sistemas inovadores de manejo dos recursos naturais da várzea que sejam economicamente, socialmente e ambientalmente sustentáveis através do apoio a Iniciativas Promissoras desenvolvidas e executadas por moradores da várzea, comunidades ribeirinhas, organizações não governamentais e grupos de pescadores organizados, e pela promoção de troca de experiências, assistência técnica e multiplicação das experiências.
- Desenvolvimento e teste de um sistema piloto integrado de monitoramento e controle, descentralizado e participativo, do uso dos recursos naturais da várzea em duas áreas piloto para produzir e promover conhecimento que possa ser utilizado no manejo dos recursos naturais da várzea.

3. Principais Resultados

A atuação do ProVárzea passou a assumir um papel inovador no contexto das estratégias governamentais, e sobretudo, rompendo um paradigma institucional, no momento que passa a investir nas pessoas como elementos transformadores e que podem dar sustentabilidade ou não ao uso dos recursos naturais.

O principal avanço na influência de políticas públicas foi, sem dúvida, a busca da transversalidade da questão ambiental nas diversas políticas que afetam a várzea amazônica, com destaque para:

- A regularização fundiária em áreas de várzea cujas propostas apresentadas pelo estudo executado pelo ProVárzea foram discutidas e internalizadas pela Secretaria de Patrimônio da União (SPU), Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) e Ibama, estabelecidos as normas e procedimentos e iniciado o processo nos estados do Amazonas e Pará.

- Áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade da várzea foram identificadas pelo estudo realizado pelo ProVárzea. Com base nos resultados se propôs que para a maior parte das comunidades biológicas sejam representativas em áreas protegidas, recomendou-se a criação de Unidades de Conservação distribuídas ao longo de toda a várzea da calha do Solimões-Amazonas, assim como definiu-se as áreas mínimas recomendadas em: a) estuário – 4 milhões e 200 mil hectares; b) Almeirim-Santarém – 1 milhão e 300 mil hectares; c) Santarém-Manaus – 2 milhões e 250 mil hectares e d) Manaus – Tabatinga – 4 milhões e 600 mil hectares. Posteriormente essas áreas foram discutidas em consultas públicas realizadas em seminários municipais promovidos pelo projeto, com a indicação de 18 áreas no seminário de Parintins/AM, seis áreas em Tabatinga/AM, e sete áreas em Santarém/PA, totalizando 31 propostas de Unidades de Conservação. Tais resultados foram disponibilizados ao Programa Áreas Protegidas da Amazônia, assim como ao Conselho Nacional de Populações Tradicionais (CNPT) e vem subsidiando o Ministério do Meio Ambiente (MMA) na revisão e atualização do “Mapa de Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira, no bioma Amazônia”.
- Novas propostas de ordenamento pesqueiro para a Amazônia foram disponibilizadas pelos estudos do setor pesqueiro e dos grandes bagres migradores e outras espécies de peixes de valor comercial, culminando com a publicação de uma série de Instruções Normativas específicas para os períodos de defeso, para o tambaqui, culminando com a recente criação do Comitê de Gestão do Uso Sustentável dos Recursos Pesqueiros da Bacia Amazônica (CGBA) com posto por órgão e entidades da administração pública, do setor privado e das organizações não governamentais com as atribuições de: i) discutir, propor e monitorar a aplicação de medidas de gestão do uso sustentável dos recursos pesqueiros da bacia Amazônica; ii) manter sistemas de análise e informação sobre os dados bioestatísticos dos recursos pesqueiros da bacia Amazônica, bem como da conjuntura econômica e social da atividade pesqueira; iii) propor e opinar sobre termos de cooperação técnica, inclusive no âmbito de reuniões internacionais sobre gestão do uso dos recursos pesqueiros ou assuntos correlatos; e iv) acompanhar a implementação dos trabalhos dos Subcomitês Científico e de Acompanhamento e dos Grupos de Gestão dos estados e outros instrumentos de assessoramento e apoio aos trabalhos do CGBA.

Através de apoio a subprojetos o ProVárzea promoveu e fomentou o desenvolvimento de sistemas inovadores de manejo dos recursos naturais da várzea que sejam ambientalmente, socialmente e economicamente sustentáveis, e fortalecendo as organizações sociais de maneira que esses subprojetos sirvam como catalisadores de mudanças nas suas regiões e possam gerar metodologias e lições que possam ser multiplicadas em outras áreas e regiões. Assim, o ProVárzea promoveu a sustentabilidade nas suas múltiplas dimensões: social, ambiental, econômica, cultural e ética.

Ao todo foram 25 subprojetos apoiados pelo ProVárzea com recursos da ordem de R\$ 10 milhões de reais destinados a atividades de capacitação, manejo de recursos, escoamento e comercialização da produção. Podemos destacar como principais indicadores de desempenho e impactos monitorado até o presente momento:

- Ao todo, 115.486 pessoas foram atingidas (o equivalente a cerca de 13% da população residente na várzea amazônica) diretamente em 32 municípios dos estados do

Amazonas e Pará por meio das ações dos projetos apoiados.

- Cerca de 100.266 hectares de área manejada em ecossistemas terrestres e aquáticos. Uma parcela significativa das áreas aquáticas manejadas está sendo regida por Instruções Normativas regulamentando acordos de pesca comunitários.
- No que tange ao processo de associativismo/cooperativismo, relevantes impactos também foram observados. Novas instituições foram criadas a partir das ações dos projetos ou de suas parcerias estabelecidas.
 - cooperativa de produtos aromáticos naturais, que está comercializando os produtos para os estados do Rio de Janeiro e São Paulo, tendo colocado amostras de seus produtos, por meio de exposições, em feiras em países como a Irlanda, Alemanha e EUA.
 - criadas duas Colônias de Pescadores no rio São Francisco, fruto da disseminação do projeto executado pelo Movimento dos Pescadores do Oeste do Pará e Baixo Amazonas (Mopebam); e quatro associações comunitárias que foram fortalecidas com o apoio do projeto executado pela Federação de Órgãos para Assistência Social e Educacional (Fase) e que hoje recebem recursos por meio destes últimos grupo de subprojetos aprovado pelo ProVárzea/Ibama.
- Formação de capital social através do fortalecimento de Colônias de Pescadores com incremento na sua movimentação financeira e importantes conquistas sociais e políticas - representadas por quatro vereadores eleitos que saíram dos quadros das diretorias das Colônias de Pescadores de Santarém (Z-20), Juruti (Z-42), Prainha (Z-31) e Óbidos (Z-19), um secretário de pesca e 12 conselheiros municipais de saúde.
- Maior participação das mulheres - aumento de 32% no número de mulheres ocupando cargos de direção em associações comunitárias apoiados pelo ProVárzea.
- 156 cursos de capacitação realizados pelos projetos, sobre cozinha regional para cooperados e comunitários, legislação ambiental, destilação e extração de óleos essenciais, manejo de lagos e implantação das unidades demonstrativas de manejo florestal madeireiro, entre outros, atingindo cerca de 2.300 pessoas.
- Novas e técnicas de manejo forma desenvolvidas e aperfeiçoadas, com destaque para:
 - o manejo e comercialização do camarão de água-doce (*Macrobrachium amazonicum*), que possibilitou a duplicação do tamanho médio do camarão capturado, diminuição dos custos da osecaria e incremento de 67% na renda familiar.
 - o manejo de abelhas sem ferrão nativas da Amazônia, *Mellipona* spp objetivando a produção de mel e melhoria da polinização natural da floresta, existindo hoje cerca de 1.200 colméias acondicionadas em caixas padronizadas que foram disseminadas e replicadas em Parintins, Alvarães, Careiro da Várzea, Altazes, Maués e Silves no Estado do Amazonas.
 - extração, beneficiamento e comercialização de onde óleos essenciais de plantas da várzea - tais como o Cumaru, o Pau Rosa, o Breu Branco, o Puxuri, a Andiroba e a Copaíba - são utilizados para produzir sabonetes, velas, óleos corporais, cremes anti-reumáticos, incensos e saches aromáticos. No total foram gerados 10 novos produtos que estão sendo comercializados e gerando renda.

No que tange ao desenvolvimento e teste de sistemas de co-gestão dos recursos naturais da várzea, o ProVárzea promoveu a participação e o controle social como formas de com-

partilhar responsabilidades com a sociedade nos processos de tomada de decisões como por exemplo, através do manejo comunitário de pesca, mas também fortaleceu o Sistema Nacional de Meio Ambiente – SISNAMA visando a gestão compartilhada e descentralizada da política com os estados e municípios através do desenvolvimento de mecanismos de controle e fiscalização, abrindo à participação da sociedade através dos Agentes Ambientais Voluntários, e na busca de maior eficiência pelos órgãos ambientais através da implementação das Unidades Integradas de Defesa Ambiental (Unidas) que congrega o Ibama, as Polícias Militar e Civil, a Secretaria Municipal de Meio Ambiente e a Capitania dos Portos.

Avanços significativos foram alcançados nas políticas e legislação relacionadas com o manejo comunitário. Em geral, as mudanças foram no sentido de fortalecer a gestão participativa e o manejo comunitário. O ProVárzea consolidou o processo de manejo comunitário de pesca como instrumento de ordenamento pesqueiro para a bacia amazônica dentro do Ibama, com a publicação da Instrução Normativa No. 29 que regulamenta e reconhece os acordos de pesca como instrumento de ordenamento pesqueiro e de gestão compartilhada de recursos pesqueiros para a Amazônia. Capacitou mais de 400 pessoas entre analistas ambientais do Ibama, órgãos estaduais de meio ambiente, ONGs e lideranças comunitárias, buscando promover a expansão deste sistema para outros estados da Amazônia. Os principais pontos limitantes são: a capacidade organizacional do grupo e não a capacidade técnica, pois com uma base social forte, o grupo terá melhores condições para resolver as questões técnicas. O problema do manejo sustentável dos recursos naturais é raramente um problema de falta de conhecimento das limitações ambientais. A questão é organizacional e o desafio está na capacidade das comunidades se estruturarem e criarem as condições necessárias para as ações coletivas sustentadas.

Além do apoio a projetos, o ProVárzea testou novos modelos de gestão compartilhada de recursos naturais da várzea com excelentes resultados:

- criação de um sistema inter-institucional de controle e fiscalização – a chamada Unidade Integrada de Defesa Ambiental (Unida) - que nasceu em Santarém, mas que atualmente está se multiplicando para outros municípios do oeste do Pará.
- promoção da participação popular e controle social através de:
 - institucionalização do Programa de Agentes Ambientais Voluntários pelo Ibama através das lições extraídas do projeto, e
 - criação e fortalecimento de Conselhos Municipais de Desenvolvimento Rural Sustentável com a implementação de Planos Municipais de Desenvolvimento Rural Sustentável.

4. Conclusões

O ProVárzea investiu mais no ser humano, porque apesar de o objetivo do projeto ser o de estimular uma utilização mais adequada e sustentável dos recursos vegetais da região, dificilmente ele seria alcançado com as ações voltadas só para esse tema. O trabalhador da várzea não se mobiliza em torno do assunto por este estar distante de seus interesses maiores de produzir, se alimentar e viver com dignidade frente à situação em que se encontram. A aproximação do mundo técnico com a comunidade não se dá sem conflitos silenciosos, embora haja um objetivo comum, fazer com que as plantas e animais nativos cumpram múltiplas funções: econômicas, ecológicas, sociais, técnicas, culturais e estéticas. O manejo sustentável nada mais é do que ações baseadas em planejamento e pesquisa

para uso e exploração equilibrada dos recursos naturais da várzea.

O manejo sustentável dos recursos naturais da várzea se baseia no fato de que os maiores interessados na biodiversidade sempre são aqueles que dependem dela. Tanto que a lida diária da população rural da Amazônia construiu uma intimidade surpreendente com a vegetação local, sendo ela nativa ou não. A família rural busca nas plantas remédios, alimentos para pessoas e animais, materiais para a construção de casas e abrigos para animais domésticos, combustíveis e até produtos ornamentais.

Dessa forma o ProVárzea conseguiu iniciar o intercâmbio do saber popular com o saber científico, procurou reunir, organizar e conferir as informações dessas duas fontes e também repassou esse conhecimento de uma esfera a outra. No âmbito do ProVárzea, o manejo, de uma forma ou de outra, resultou em aumento da renda das famílias envolvidas. O ProVárzea, de uma forma geral, incentivou a co-gestão dos recursos naturais da várzea, que, diretamente, são a fonte de subsistência e renda das comunidades da região. Em algumas áreas já são percebidos impactos na qualidade de vida das pessoas, com melhora na alimentação das famílias e também aumento na renda, especialmente com a organização dos meios de produção de maneira sustentável.

No que se refere ao fortalecimento do recurso social da região, o projeto proporcionou a oportunidades de troca de experiências. Fortaleceu também as organizações da sociedade civil, com a capacitação de lideranças, mobilização das organizações de base, incentivou aos acordos de pesca e capacitação dos agentes ambientais voluntários. O ProVárzea promoveu também a aproximação dos órgãos governamentais com a comunidade. Recuperou a cidadania e fortaleceu o caráter de cidadão, especialmente dos pescadores.

O projeto investiu nas pessoas e não só nas instituições, com a promoção do conhecimento através de capacitações. Houve o aprimoramento técnico na agricultura, na captura de peixes, na gestão de projetos e no incentivo à participação. O impacto nessa área foi o empoderamento das pessoas e a otimização das atividades de ecoturismo, pesca, educação ambiental, manejo de lagos, manejo de espécies vegetais e animais, tendo como exemplo o camarão. Não houve o apoio direto na área de infra-estrutura. Embora, tenha havido o investimento em equipamentos para instituições responsáveis por subprojetos do componente iniciativas promissora. No entanto, espera-se, no futuro, um impacto previsto de investimento em infra-estrutura por parte do poder público, por pressão das comunidades. Especialmente porque haverá cobrança da comunidade que buscará mais presença do estado nas áreas de saúde, educação e saneamento básico.

O projeto não conseguiu ainda resultados significativos no aumento dos recursos financeiros dos habitantes da várzea. Embora esteja engatilhado o aumento da renda com o ecoturismo e óleos essenciais em Silves, manejo de camarão e madeira em Gurupá. Além de geração de renda com a criação de abelhas sem ferrão e criação de búfalo de forma sustentável. Essas experiências poderão contribuir com a geração de renda de outras regiões da várzea devido ao intercâmbio de informações apoiado pelo projeto. No entanto, ressaltamos que tais experiências exitosas são locais e pontuais e somente poderão ter sustentabilidade no momento em que conseguirem ganhar escala de produção, desenvolverem estratégias de escoamento da produção e acessibilidade ao mercado, uma vez que a comercialização é um dos principais pontos de estrangulamento dos sistemas de produção desenvolvidos.

Em conclusão, o ProVárzea é um projeto que já conquistou as comunidades da várzea, que apontam resultados positivos dos trabalhos implantados. Inclusive, com o perigo de o projeto ser visto como instituição e não como um conjunto de ações com começo e fim.

De uma forma geral, o projeto rompeu com o paradigma de projetos ambientais que se preocupam somente com fauna e flora e conseguiu contribuir para a melhoria da qualidade de vida das comunidades da região e minimizar algumas situações de desconforto. Nos casos em que isso não foi possível, está contribuindo para o empoderamento das pessoas e instituições. O impacto disso será o aumento da capacidade de reivindicação desses grupos o que será uma fonte de cobrança para o poder público no futuro.

A gestão da várzea tem ligação direta com a redução da pobreza e diminuição da vulnerabilidade da população. Constrói também a equidade social e melhora a qualidade de vida. No entanto, os impactos maiores estão fora do horizonte temporal do projeto, como a melhoria da qualidade de vida dos pescadores, fortalecimento institucional sustentável, redução de vulnerabilidades e efetivação da governança. Além disso, o ProVárzea deixa como herança a esperança, a construção de parcerias e a promoção da estabilidade.

5. Lições Aprendidas

- O projeto teve sucesso em discutir as questões da várzea com seus habitantes, sociedade civil, setor privado e o governo através da diversificação de metodologias e instrumentos adequados aos diversos públicos (seminários, estudos, diversos materiais de divulgação e inclusão das organizações de base dentro das discussões, etc.)
- Houve um grande fortalecimento das organizações de base nas várias áreas, incluindo as organizações dos pescadores e aumento da participação das mulheres.
- Práticas de manejo dos recursos naturais na escala das comunidades e dos municípios estão sendo implementadas.
- O uso de diferentes instrumentos e ações – pesquisas, seminários, workshops, publicações e mídia – permitiu um maior conhecimento sobre o projeto em escala regional.
- A integração entre os componentes do projeto deixou a desejar em função de atrasos de implementação e execução de alguns componente e sub-componentes, mas também pela pesada carga de trabalho da equipe, mudanças dos doadores e as demandas locais.
- A filosofia de gestão empreendida pelo projeto e a disponibilidade de recursos fizeram com que, às vezes, o projeto fosse identificado como uma instituição aparte e não como parte de uma agência governamental - Ibama.
- As conexões entre as várias escalas da co-gestão evoluíram, porém mais lentamente do que o esperado e muito esforço ainda deve ser investido no sentido de ampliar essas escalas.
- Projetos grandes e ambiciosos, com um número significativo de subprojetos se assemelham mais a um Programa do que um projeto propriamente dito e podem ser bem sucedidos mas requerem mais tempo, especialmente quando o projeto tem diversos sub-projetos e contratos.
- A multiplicidade de doadores permitiu:
 - uma maior legitimidade ao projeto frente aos diversos níveis incluindo os governos e sociedade civil;
 - diferentes aportes em termos de ênfases, habilidades e pontos de vista;
 - maior cobrança um dos outros quando em situações problemáticas de desembolsos, permitindo a continuidade do projeto;
 - maiores custos das transações em termos de recursos financeiros e humanos, pois

cada doador tem seu próprio sistema financeiro, acordos e procedimentos com o governo brasileiro;

- arranjos para o gerenciamento do projeto muitas vezes inconsistentes entre doadores, incluindo as datas para início e término;

- identificar que doadores precisam ser mais flexíveis em relação aos seus próprios procedimentos administrativos e financeiros quando na cooperação com outros doadores;

- identificar que doadores com diferentes níveis de flexibilidade, especialmente em termos de execução financeira, permitem maior flexibilidade no gerenciamento do projeto, mas também pode deixar o projeto dependente demais de um doador sem resolver o problema;

- sugerir a necessidade de incluir as questões sobre doadores no Marco Lógico dentro da coluna dos riscos.

FOREST CONSERVATION, AFFORESTATION AND REFORESTATION IN INDIA: IMPLICATIONS FOR FOREST CARBON STOCKS

N. H. RAVINDRANATH, RAJIV KUMAR CHATURVEDI & INDU K. MURTHY

Summary

This article presents an assessment of the implications of past and current forest conservation and regeneration policies and programmes for forest carbon sink in India. The area under forests, including part of the area afforested, is increasing and currently 67.83 mha of area is under forest cover. Assuming that the current trend continues, the area under forest cover is projected to reach 72 mha by 2030. Estimates of carbon stock in Indian forests in both soil and vegetation range from 8.58 to 9.57 GtC. The carbon stock in existing forests is projected to be nearly stable over the next 25 year period at 8.79 GtC. However, if the current rate of afforestation and reforestation is assumed to continue, the carbon stock could increase from 8.79 GtC in 2006 to 9.75 GtC by 2030 – an increase of 11%. The estimates made in this study assume that the current trend will continue and do not include forest degradation and loss of carbon stocks due to biomass extraction, fire, grazing and other disturbances.

1. Introduction

India is a large developing country known for its diverse forest ecosystems and is also a mega-biodiversity country. Forest ecosystems in India are critical for biodiversity, watershed protection, and livelihoods of indigenous and rural communities. The National Communication of the Government of India to the UNFCCC has reported¹ that the forest sector is a marginal source of CO₂ emissions. India has formulated and implemented a number of policies and programmes aimed at forest and biodiversity conservation, afforestation and reforestation. Further, India has a goal² to bring one-third of the geographic area under forest and tree cover by 2012. All forest policies and programmes have implications for carbon sink and forest management. This article presents an assessment of the implications of past and current forest conservation and regeneration policies and programmes for forest carbon sink in India. It also estimates the carbon stocks under current trend scenario for the existing forests as well as new area brought under afforestation and reforestation for the period 2006–30.

We have primarily relied on published data from the Ministry of Environment and Forests (MOEF), Government of India (GOI); Food and Agricultural Organization of United Nations (FAO), and Forest Survey of India (FSI). We have used the Comprehensive Mitigation Analysis Process (COMAP) model for projecting carbon stock estimates. The article is based only on past trends from 1980 to 2005 and uses the assumption – ‘if the current trend continues’. We feel that such an assumption is well justified because, despite the increase in population and industrialization during 1980–2005, forest area in India not only remained stable but has marginally increased. This is due to favourable policies

and initiatives pursued by GOI. We expect that India will not only keep pursuing aggressive policies of afforestation and forest conservation, but also go a step forward. A case in point is the Prime Minister's recently announced '6 mha greening programme'. If the assumptions of continuation of current rates of afforestation, forest conservation policies and no significant degradation of forest carbon stocks are changed, the future carbon stocks projected will also change.

2. Area under forests

According to FSI, 'all lands, more than one hectare in area, with a tree canopy density of more than 10 per cent are defined as Forest'. The total forest cover in India according to the latest³ State of Forest Report 2003 is 67.83 mha and this constitutes 20.64% of the geographic area. The distribution of area under very dense, dense and open forest is given in Table 1. Dense forest dominates, accounting for about half of the total forest cover. Tree cover (which includes forests of less than 1 ha) is 9.99 mha (3.04%). The total area under forest and tree cover is 77.82 mha, which is 23.68% of the geographic area (Table 1).

FAO⁴ defines forests as 'Land spanning more than 0.5 ha with trees higher than 5 m and a canopy cover of more than 10%, or trees able to reach these thresholds in situ'. And other woodlands as 'Land not classified as "Forest", spanning more than 0.5 ha; with trees higher than 5 m and a canopy cover of 5–10 per cent, or trees able to reach these thresholds in situ; or with a combined cover of shrubs, bushes and trees above 10 per cent. Both of these categories do not include the land that is predominantly under agricultural or urban land use'. According to FAO, the area under forests and other wooded land in India has increased from 63.93 mha in 1990 to 67.70 mha in 2005. Thus FAO estimates do not significantly differ from FSI estimates.

3. Trends in area under forest and tree cover

The FSI has been periodically estimating the forest cover in India since 1987, using remote sensing techniques. The forest cover reported⁵ for 1987 was 64.08 mha and according to the latest assessment³ for 2003, the forest cover is 67.83 mha. This indicates an increase in forest cover of 3.75 mha over a period of 15 years (Figure 1). It can be observed from Figure 1 that the forest cover in India has nearly stabilized and has been increasing marginally over the years^{3,5–12}. FSI has included the tree cover in the 2001 and 2003 assessments^{3,6}, in addition to forest cover. The area under tree cover reported is also found to be marginally increasing (Figure 1).

4. Afforestation and reforestation programmes

India has been implementing an aggressive afforestation programme. The country initiated large-scale afforestation under the social forestry programme starting in the early 1980s. Figure 2 shows the progress of afforestation in India for the period 1951–2005. It can be seen from Figure 2 that the cumulative area afforested in India during the period 1980–2005 is about 34 mha, at an average annual rate² of 1.32 mha². This includes community woodlots, farm forestry, avenue plantations and agro-forestry. Afforestation and reforestation in India are being carried out under various programmes, namely social forestry initiated in the early 1980s, Joint Forest Management Programme initiated in 1990,

afforestation under National Afforestation and Eco-development Board (NAEB) programmes since 1992, and private farmer and industry-initiated plantation forestry.

Tree crown class Area (mha) geographic area	Area (mha)	Per cent geographic area
Very dense forest (>70%)	5.13	1.56
Dense forest (40–70%)	33.93	10.32
Open forest (10–40%)	28.78	8.76
Mangroves	0.45	0.14
Total forest cover	67.83	20.64
Tree cover	9.99	3.04
Total	77.82	23.68
Forest cover according to FAO	67.7	—

Table 1. Status of forest cover in India

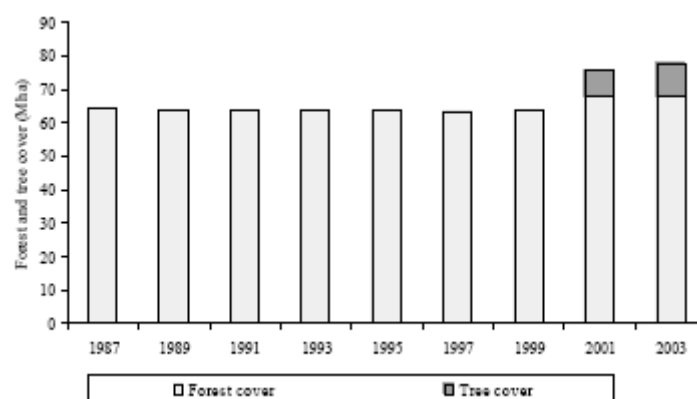


Figure 1. Trends in area under forest and tree cover

5. Future trends in area under forests and afforestation

The projections for area under forest as well as area afforested are based on current trends or what is generally termed the 'current trend scenario'. The current trend scenario is based on the past, current and short-term afforestation plans. The projections exclude the tree cover component as reported in 2001 and 2003 by the FSI.

Projections for area under forest cover based on current trend scenario

The forest cover is projected up to 2030, based on the past and current trends, as reported by the periodic reports of the FSI. It can be observed from Figure 3 that the forest cover will continue to increase all the way up to 2030. The forest cover is projected to reach 72.19 mha by 2030, assuming that the current trend scenario will continue.

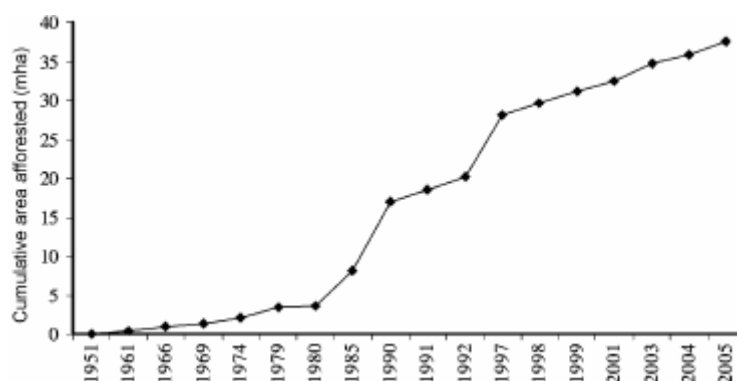


Figure 2. Cumulative area afforested2 during 1951–2005

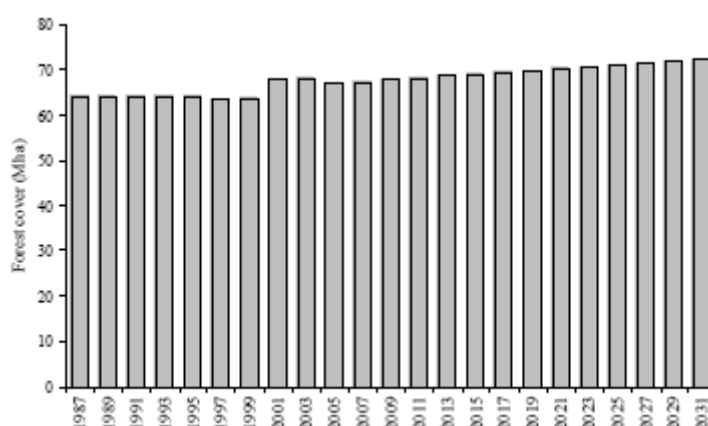


Figure 3. Projected trend in forest cover under the current trend scenario

Projected afforestation rates based on current trends

The long-term average annual rate of afforestation over the period 1980–2005 is 1.32 mha. Assuming the average rate² of 1.32 mha for the period 2006–30, the total area that would be afforested is 33 mha. The cumulative area afforested would be 70.5 mha by 2030 (Figure 4). This includes short- and long-rotation plantation forestry as well as natural regeneration. It is important to note that some of the afforested area, particularly short-rotation plantations, is likely to be periodically harvested and replanted or left for coppice regrowth.

6. Carbon stocks in forests

The forest sector could be a source or a sink of carbon. Forest carbon stock includes biomass and soil carbon pools. Biomass carbon can be further disaggregated into above-ground and belowground biomass and dead organic matter. Change in forest carbon stock between two time periods is an indicator of the net emissions of CO₂ from the sector. Carbon stocks are estimated and projected for the period 2005–30.

Methodology

The COMAP model¹³ is a set of versatile models with the ability to analyse the mitigation potential as well as cost-effectiveness of diverse activities such as forest conservation (e.g. Protected Areas and halting forest conversion), natural regeneration (with no logging) and afforestation / reforestation through plantation forestry, including short- as well as long-rotation forestry (with logging or harvesting).

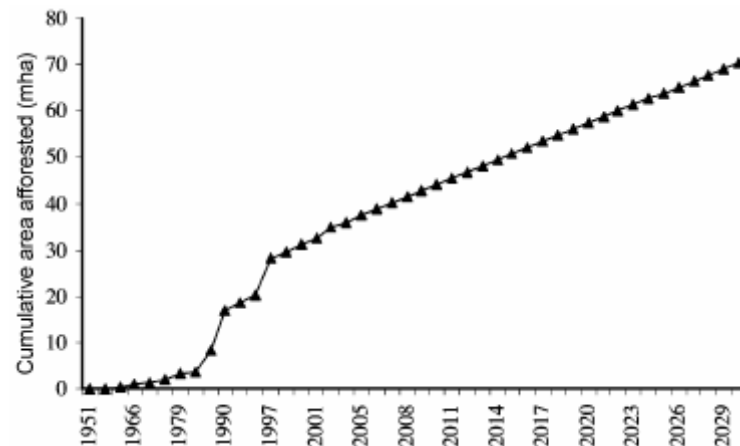


Figure 4. Projected afforestation under the current trend scenario

Assessment of mitigation activities using the COMAP model would involve consideration of the following:

- Land availability for different mitigation activities during different years.
- Wood product demand and supply to ensure that socioeconomic demands are met with and real additional mitigation is feasible.
- Developing a baseline or current trend scenario to enable estimation of incremental carbon mitigation.
- Developing a mitigation scenario incorporating the extent of area to be covered for meeting different goals.

Data required for assessing different activities: The data required for assessing the mitigation potential of afforestation and reforestation include land area-related information, baseline carbon density (tC/ha) in above-ground vegetation and soil, rotation period, above-ground woody biomass accumulation rate (tC/ha/yr), soil carbon enhancement rate (tC/ha/yr), and cost and benefit flows. Input data were obtained from the literature.

Outputs of the COMAP model: These include mitigation potential estimates per ha and aggregate tonnes of carbon benefit, annual carbon stocks, carbon stocks for a given year such as 2008 and 2012 and cumulative over a period, and cost-effectiveness parameters.

Carbon stock estimates

Estimates for the forest carbon stocks, including biomass and soil carbon from previous studies are given in Figure 5. According to an earlier estimate by Richards and Flint the biomass carbon stock in Indian forests was 7.94 MtC during 1880. This study does not

provide soil carbon estimates. Further estimates by the same authors for 1980 showed that forest biomass carbon stock had declined by nearly half over a period of 100 years. Estimates^{17–19} of forest carbon stock, including biomass and soil carbon for the year 1986, are in the range 8.58–9.57 GtC. According to a latest estimate by FAO⁴, total forest carbon stock in India is 10.01 GtC. Thus, the carbon stocks in Indian forests have not declined, and in fact seem to have increased, over a period of 20 years (1986–2005). Forest soil carbon accounts for over 50% of the total forest carbon stock.

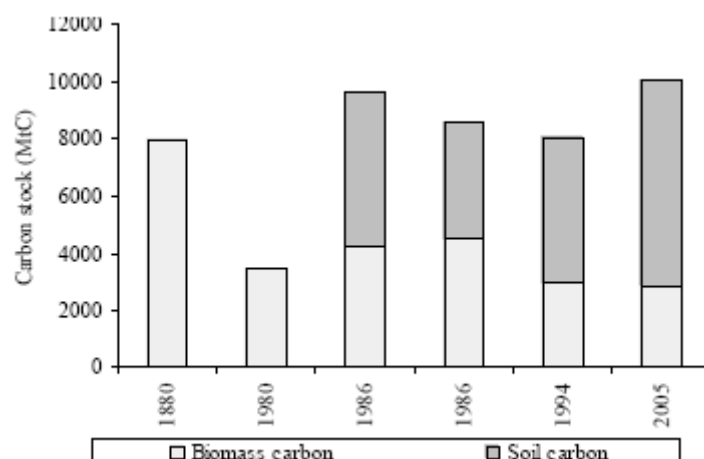


Figure 5. Trends in carbon stock estimates for Indian forests

Carbon stock projections under current trend scenario

Carbon stock projections for the existing forests as well as new area brought under afforestation and reforestation for the current trend scenario are made for the period 2006–30. The carbon stock projections are made using the COMAP model. The forest cover data were obtained from the projections made using the FSI area trends (Figure 3) and afforestation rates were obtained from the past trends (average annual rate of 1.32 mha). The biomass and soil carbon stock and growth rates were obtained from published literature^{14,15}. The afforestation rate of 1.32 mha/annum was allocated to short- and long-rotation and natural regeneration at 63.7, 32.2 and 4.1% respectively, based on the previous years' trend.

The carbon stock projections for the period 2006–30 are given in Figure 6. The carbon stock in the existing forests is projected to be nearly stable over the 25-year period at 8.79 GtC (Figure 6 a). When afforestation and reforestation is included, the carbon stock is projected to increase from 8.79 GtC in 2006 to 9.75 GtC by 2030, about 11% increase (Figure 6 a). It is important to note that COMAP model accounts for harvests and the resulting emissions. Thus, Indian forests will be a net sink over the next 25 years. Figure 6 b shows the dominance of soil carbon in the total forest carbon stock.

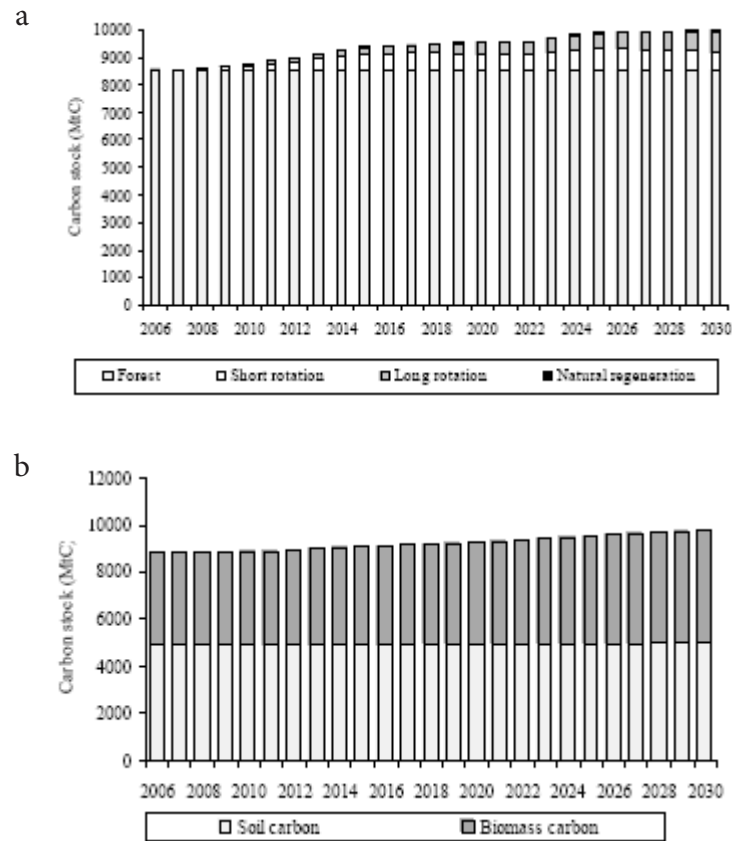


Figure 6. Projected forest carbon stocks. a, Under the current trend scenario for existing forests and area afforested (short- and long-rotation and natural regeneration). b, According to biomass and soil carbon.

7. Factors contributing to stabilization of carbon stocks in Indian forests

India is one of the few countries where deforestation rate has been reduced and regulated and forest cover nearly stabilized, unlike most other tropical countries. Further, the projections of carbon stocks for the period 2006–30 showed that the carbon stock will increase. Thus, it is important to understand the likely factors contributing to the observed and projected stabilization of forest cover as well as forest carbon stocks in India. The factors include legislations, forest conservation and afforestation programmes, and community awareness and participation.

Forest Conservation Act, 1980

This Act is one of the most effective legislations contributing to reduction in deforestation. This was enacted to reduce indiscriminate diversion of forest land for nonforestry purposes, and to help regulate and control the recorded forest land-use changes.

Compensatory afforestation

According to Forest Conservation Act, 1980, when after careful consideration forest land is released for any infrastructure projects, it is mandatory for compensatory plantations to be raised on an equivalent non-forested land or equal to double the area on degraded forestland.

Wildlife parks and protected area

In India, 15.6 mha is Protected Area, where all human intervention or extraction is banned.

Afforestation

India has been implementing large-scale afforestation/ reforestation since 1980 under social forestry, Joint Forest Management, silvi-pasture, farm forestry and agro-forestry programmes, covering over 30 mha. This may have reduced pressure on the forests.

National Forest Policy, 1988

It envisages people's participation in the development and protection of forests. The basic objective of this policy is to maintain environmental stability through preservation of forests as a natural heritage.

Joint Forest Management (JFM), 1990

The Forest Policy 1988 set the stage for participatory forest management in India. The JFM programme recognized the rights of the protecting communities over forest lands. The local communities and the Forest Department jointly plan and implement forest regeneration programmes and the communities are rewarded for their efforts in protection and management. The total area covered under the JFM programme is over 15 mha. This has enabled protection of existing forests, regeneration of degraded forests and raising of forest plantations, potentially contributing to conservation of existing forests and carbon stocks.

8. Significance of stabilization of forest carbon stocks in India

India is one of the few countries in the world, particularly among the tropical countries, where carbon stock in forests has stabilized or is projected to increase. This has implications for reducing the carbon emissions from forest sector, potentially contributing to stabilization of CO₂ concentration in the atmosphere. This Indian achievement is significant due to the following.

High population density and low per capita forest area

India is a large developing country with a population density of 363 persons/km². Even more significantly, the forest area per capita is only 0.06 ha, compared to the world average of 0.62 ha/capita and Asian average of 0.15 ha/ capita. A comparison of key developing countries and Western European countries⁴ is provided in Table 2. Forests and wooded

land area per 1000 population in Germany and France is nearly two and five times that of India. Similarly, forest and wooded land in other major developing countries such as Brazil, China and Indonesia are also higher by 3 to 40 times, as compared to India.

Low deforestation rate compared to other developing countries

According to the Global Forest Resources Assessment⁴, countries such as India and China are experiencing an increase in forest area since 1990 (Table 3). However, majority of the other tropical countries with large area under forests are experiencing deforestation on a significant scale since 1990 (Table 3). Majority of the countries (42– 65%) are experiencing reduction in forest area or net deforestation⁴ (Table 4).

High dependence of human population on forests

In India, nearly 196,000 villages are in the forests or on the forest fringes. Fuelwood is a dominant source of cooking energy for the rural population with forests contributing significantly to this. Apart from fuelwood, village communities depend on forests for small timber, bamboo and nontimber forest products.

High livestock density

India accounts for 2.3% of the world's geographic area, but accounts for 15% of the global livestock population. The cattle (cows, bullocks and buffaloes) population density is nearly one per hectare. When sheep and goats are included along with cattle, the livestock population density further increases to 1.5 per hectare. However, if only forest land is considered, the livestock density is 7 per hectare, which is among the highest in the world.

Country	Population (million)	Forest area ('000 ha)	Other Wooded land ('000ha)	Total area under forest and wooded land ('000ha)	Forest and Wood-ded Land (ha / 1000 population)
India	1079	67,701	4110	71,811	66
China	1326	197,290	87,615	284,905	215
Brazil	178	477,698	0	477,698	2673
Indonesia	217	88,495	0	88,495	406
Germany	82	11,076	0	11,076	134
United Kingdom	59	2845	20	2865	48
France	59	15,554	1708	17,262	287

Table 2. Comparison of total forest area and forest area/1000 population

Region	Net annual change in forest area ('000 ha)		Key developing countries	Area under forest ('000 ha)			Net annual change in forest area ('000 ha)	
	1990 to 2000	2000 to 2005		1990	2000	2005	1990–2000	2000–2005
Asia	-792	1003	China	157,141	177,001	197,290	1986	4058
			India	63,939	67,554	67,701	362	29
			Indonesia	116,567	97,852	88,495	-1872	-1871
			Malaysia	22,376	21,591	20,890	-78	-140
			Philippines	10,574	7949	7162	-262	-157
Africa	-4375	-4040	Sudan	76,381	70,491	67,546	-589	-589
			Zambia	49,124	44,676	42,452	-445	-445
			UR Tanzania	41,441	37,318	35,257	-412	-412
			Nigeria	17,234	13,137	11,089	-410	-410
			South Africa	9203	9203	9203	0	0
South America	-3802	-4251	Brazil	520,027	493,213	477,698	-2681	-3103
			Argentina	35,262	33,770	33,021	-149	-150
			Mexico	69,016	65,540	64,238	-348	-260
			Peru	70,156	69,213	68,742	-94	-94
			Columbia	61,439	60,963	60,728	-48	-47

Table 3. Comparison of forest area change and deforestation (in '000 ha) in other major developing countries

Region	Total Number of Countries	Countries with negative rate of net annual change in forest area (2000-05)	Countries with positive rate of net annual change in forest area (2000-05)	Countries with zero net annual change in forest area (2000-05)	Countries with no significant net annual change in forest area (2000-05)
Asia	48	20	13	12	3
Africa	58	38	8	8	4
South America	15	8	2	3	2 (not available)

Table 4. Countries with positive, negative and zero or marginal annual rate of change in forest area

Dominance of agrarian economy

Rural areas in India are characterized by large dependence of the population on land resources, particularly cropland and forest land, leading to more human pressure on land.

9. Implications of Indian forest conservation and development programmes and policies for global change

India is a large developing country with a high population density and low forest area per capita. The livestock population density is among the highest in the world. Further, nearly 70% of the population residing in rural areas depends on forest and other biomass resources for fuelwood, timber and non-timber forest products for its energy needs and livelihood. In such a socio-economic scenario, one would have expected the forest area to decline, leading to large emissions of CO₂ from the forest sector.

The analysis of forest cover, afforestation and reforestation has shown that the forest cover has stabilized in the past 15 years (64–67 mha). Projections under the current trend scenario indicate that the forest cover is likely to increase in the period 2006–30. Further, model-based projections of carbon stocks in the Indian forest sector show a likely increase (from 8.79 GtC in 2005 to 9.75 GtC in 2030). This is a significant achievement for a deve-

loping country such as India, despite high human and livestock population density, high dependence of rural communities on forests for biomass resources and low per capita forest area. The factors contributing to the current and projected trends of stable or increasing carbon stocks in the forests are progressive and effective forest conservation legislations, afforestation and reforestation programmes and community participation in forest protection, regeneration and management.

The progressive conservation-oriented forest policies and afforestation programmes are contributing to reduction in CO₂ emissions to the atmosphere, stabilization of carbon stocks in forests and conservation of biodiversity. Thus, the Indian forest sector is projected to keep making positive contributions to global change and sustainable development. This projected estimate and conclusion excludes any potential decline in forest carbon stocks due to forest conversion, forest degradation, biomass extraction, fire, etc.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the MOEF, GOI for supporting this project as well as climate change research activities at the Centre for Ecological Sciences, Indian Institute of Science, Bangalore. We also thank Jayant Sathaye and Ken Andrasko for their support in our climate change research over the years.

BIBLIOGRAPHY

Ministry of Environment and Forests, India's Initial National Communication to UNFCCC (NATCOM), New Delhi, 2004; available at <http://www.natcomindia.org/natcom-report.htm>

<http://envfor.nic.in/nfap/>, accessed on 11 July 2007.

Forest Survey of India, State of Forest Report 2003, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

FAO, State of the World's Forests, Rome, 2005.

Forest Survey of India, State of Forest Report 1987, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Forest Survey of India, State of Forest Report 2001, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Forest Survey of India, State of Forest Report 1989, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Forest Survey of India, State of Forest Report 1991, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Forest Survey of India, State of Forest Report 1993, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Forest Survey of India, State of Forest Report 1995, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Forest Survey of India, State of Forest Report 1997, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Forest Survey of India, State of Forest Report 1999, Ministry of Environment and Forests, Dehra Dun.

Sathaye, J. and Meyers, S., Greenhouse Gas Mitigation Assessment: A Guidebook, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 1995.

Ravindranath, N. H. et al., Methodological Issues in forestry mitigation projects: A case study of Kolar district. *Miti. Adap. Strat. Global Change*, 2007, 12, 1077–1098.

Ravindranath, N. H., Sudha, P. and Sandhya, R., Forestry for sustainable biomass production and carbon sequestration in India. *Miti. Adap. Strat. Global Change*, 2001, 6, 233–256.

Richards, J. F. and Flint, E. P., Historic land use and carbon estimates for South and Southeast Asia 1880–1980. ORNL/CDIAC- 61, NDP-046, Oak Ridge National Laboratory, Tennessee, USA, 1994.

Ravindranath, N. H., Somashekhar, B. S. and Gadgil, M., Carbon flows in Indian forests. *Climate Change*, 1997, 35, 297–320.

Chhabra, A. and Dadhwal, V. K., Assessment of major pools and fluxes of carbon in Indian forests. *Climate Change*, 2004, 64, 341– 360.

Haripriya, G. S., Carbon budget of the Indian forest ecosystem. *Climate Change*, 2003, 56, 291–319.

MANGROVES IN GUYANA: STATUS, MANAGEMENT AND ROLE IN COASTAL PROTECTION IN A CHANGING CLIMATE

PHILLIP DA SILVA

Summary

The Guyana coastline is a narrow strip of land of varying width that stretches approximately 425km from the Waini River to the Corentyne River. Over time the mangrove belt has been severely depleted but the natural cycle of erosion and recovery and mangrove degradation are not fully understood. It is generally assumed that anthropogenic impacts, the deterioration and loss of groynes and increases in sea level and wave energy are the principal factors contributing to this depletion. Recently there has been a concerted effort to include climate change considerations in public policy by the Government of Guyana. This has been enshrined in the Low-Carbon Development Strategy wherein there is a central focus on forest conservation, including the protection of the mangrove belts along the coast and estuaries. Policy decisions, backed by detailed studies into the response mechanisms required to adapt to the adverse effects of climate change, are required. The essential role that mangroves could play in the defence of the coastal zone, their role in carbon sequestration, and the increased risks posed by the predicted rise in sea level and the rising cost of maintenance of the sea defense structure, have prompted a commitment on the part of the Government of Guyana to the conservation, restoration and protection of the mangrove forest.

1. Guyana: Location and Landscape

Guyana is located in the northeastern corner of South America, between 10° and 10° 33' North latitude 56° 20' and 61° 22' West longitude and is bordered on the North by the Atlantic Ocean, on the East by Suriname, on the West and North-West by Venezuela and South and South-West by Brazil. It is one of eight countries that share the vast Amazon River Basin and is the westernmost of the three countries along the Atlantic coast commonly known as the "Guianas" that constitute a part of a phytogeographic area called the Guiana Shield (Daniel, 1984; Daniel, 1990).

The country is divided into five main bio-physical regions: the Low Coastal Plain, the Pre-cambrian Lowland Region, the Pakaraima Highlands, the Southern Upland Region and the Interior Savannas. The coastline is not continuous but is interrupted by the mouths of the Pomeroon, Essequibo, Demerara, Mahaica, Mahaicony, Abary and Berbice Rivers which all drain into the Atlantic Ocean. The Low Coastal Plain, a narrow strip of land of varying width, between 26km-77km, is about 1.4m below mean high tide levels and stretches approximately 425km from the Waini River to the Corentyne River. Mudflats, sandy deposits, cheniers and localized shell deposits cover much of the foreshore of the Coastal Plain in Guyana. This flat low-lying coastal region consists of natural and man-made sea-defenses, mud banks, mangroves and sand flats all of which serve to protect the coast from inundation and flooding (Daniel, 1990). Earthen dams and embankments were used in the past to reclaim coastal lands which lie at levels between 0.5 – 1 meter below high spring tide level of the Atlantic Ocean, making them particularly vulnerable to flooding, erosion and salinization. Together with an extensive drainage, irriga-

gation and flood control network, the sea defences make the coast habitable and cultivable. However, in spite of these protective features, most coastal areas are still prone to flooding and are very likely to be affected by sea level rise.

The coast is a major population centre since more than ninety percent of the population of Guyana live along the coastal plain. This area is considered by many to be economically and socially the most important region. It is on this strip of fertile soil that most of the industrial cultivation of sugarcane, rice and other crops is carried out. Guyana therefore cannot afford to ignore the threat of inundation if coastal protective structures fail.

2. Mangroves and Coastal protection in Guyana

Mangroves, often called 'courida' by many local coastal inhabitants, were once a major vegetation type along much of Guyana's coast. In recent decades, the mangrove belt has been severely depleted and the natural cycle of erosion and recovery is apparently at disequilibrium and not fully understood. It is generally assumed that anthropogenic impacts, the deterioration and loss of groynes and increases in sea level and wave energy are the principal factors contributing to this depletion. Increasing pressure on the stability of the coastal zone, loss of protective mangrove vegetation, collapse and overtopping of existing sea defences has increased, leading to renewed construction and rehabilitation of concrete dykes and sea defences to offer added protection to the coast. Current and projected rates of sea level rise associated with global climate change are major threats to the coastal area.

The essential role that mangroves play in the defense of the coastal zone, their role in carbon sequestration, and the increased risks posed by predicted rise in sea level and the rising cost of maintenance of the sea defense structure, have prompted a commitment on the part of the Government of Guyana to promote and be actively involved in the conservation, restoration and protection of the mangrove forest. Given the above there is a concerted effort to include climate change considerations in public policy by the Government of Guyana. This has been enshrined in the Low-Carbon Development Strategy wherein there is a central focus on forest conservation, including the protection of the mangrove belts along the coasts and estuaries. More specifically, the Sea and River Defense Policy calls for alternative solutions to traditional hard engineering options including the re-establishment of mangroves for effective flood defence and to protect environmental resources (NMMAP, 2010).

3. Global Distribution of Mangroves

Mangroves are found between the latitudes of 32°N and 38°S of the globe and also in the mouths of estuaries and in intertidal areas. Approximately 1/4th of the world's tropical coastline comprise mangrove ecosystems which are estimated to extend along an area of between 167,000 and 181,000 km², in 112 countries (Spalding et al., 1997; Kathiresan & Bingham, 2001). Essentially mangroves occupy two separate hemispheric regions, and are more abundant in the Old World than in the New World tropics. The two hemispheric regions of mangrove distribution and abundance are the Eastern Hemisphere and the Western Hemisphere. The Eastern Group includes East Africa, India, Southeast Asia, Australia and the Western Pacific. There is a total of 40 true mangrove species in this group. The Western Group includes West Africa, Atlantic South America, the Caribbean, Florida, Central America and Pacific North and South America. This group has a total of eight true

eight true mangrove species. In addition to these eight species there is a local concentration of species that are incipient mangroves in western Colombia (Tomlinson, 1994).

The total global mangrove coverage is 18 million hectares, representing approximately 0.45% of world forests and woodland (Spalding, 1997). Of the total mangrove coverage, 27.1% exist in the Americas. Mangroves in South America currently cover slightly less than 2 million hectares, down from some 2.2 million hectares in 1980. About half of the mangrove area of the region is found in Brazil – which also has the third largest mangrove area in the world. More than 90 percent is found in five countries: Brazil, Colombia, the Bolivarian Republic of Venezuela, Ecuador and Suriname. Guyana, French Guiana and Peru share the remaining 140 000 hectares. The relatively small mangrove area in these countries might be explained by the relatively small land area or by the narrow and in some zones arid or rugged coasts of Peru and French Guiana, which are not well suited to the development of mangroves (FAO, 2007).

An early attempt at estimating the total mangrove area in the world was undertaken as part of the FAO/United Nations Environment Programme (UNEP) Tropical Forest Resources Assessment in 1980, where the world total was estimated as 15.6 million hectares. More recent estimates have ranged from 12 to 20 million hectares. Countries with small areas of mangroves have been excluded from many studies because of lack of information and because their combined area of mangroves would not significantly affect the world total. The results obtained indicate that global mangrove area is currently about 15.2 million hectares, with the largest areas found in Asia and Africa, followed by North and Central America. An alarming 20 percent of mangrove area, or 3.6 million hectares, has been lost since 1980. More recently, the rate of net loss appears to have slowed down, reflecting an increased awareness of the value of mangrove ecosystems, but the annual rate of loss is still disturbingly high (FAO, 2007).

4. Mangrove Species and Some Mangrove associates in Guyana

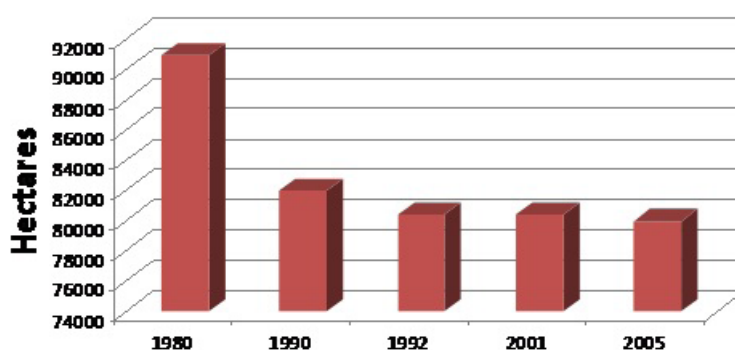
Most of the literature recognizes three major species of mangroves that occur in Guyana; the black mangrove (*Avicennia germinans*), the red mangrove (*Rhizophora mangle*), and the white mangrove (*Laguncularia racemosa*). Recent research by Tom Holowell (2000) has listed *Rhizophora racemosa* as occurring in the Barima-Waini region of the country. Herbarium records show a possible fourth species, *Rhizophora harisonii*. However since one collection was reportedly made of a single specimen no further collections of this species have been recorded. While it is also reported in 'The World's Mangroves 1980-2005' that *Avicennia schaueriana* is also present in Guyana (FAO (2007) there is no herbarium evidence of this species. There is also the buttonwood mangrove, *Conocarpus erectus*, which is not a true mangrove but is a major mangrove associate in Guyana among other mangrove associates including *Pterocarpus officinalis*, *Acrostichum aureum*, *Machaeium lunatum*, *Crinum commelynii* and *Tillandsia spp.*, the rapidly spreading *Nypa* palm in riverine areas making up the other main mangrove associate vegetation species. In general coastal mangrove ecosystems in Guyana comprise primarily of trees and shrubs, with a limited number of palms and lianas (Evans, 1998).

Mangroves in Guyana occur in both mixed and monospecific stands. Most of the monospecific stands are *Avicennia germinans* and such stands are found in many areas along the coast. There are fringe type mangrove forests and basin type mangrove forests that are monospecific stands of *Avicennia germinans*. Mixed stands are also found along the

coastal and riverine areas. The dominant species in the mixed stands vary from place to place. Along the coast the dominant species is *Avicennia germinans* and in some instances the dominant species is *Laguncularia racemosa*. In riverine areas the dominant species is usually *Rhizophora mangle*.

5. Regional Distribution and Change in Coverage of Mangroves in Guyana

Guyana is endowed with forests that cover nearly 76.7% (21.5 million hectares) of its surface area and is a mix of seasonal, dry evergreen, montane, swamp, marsh, mangrove and mixed forests. Approximately 80,432 hectares, just about 1%, are classified as mangrove forests (Guyana Forestry Commission, Forest Resources Information Unit, 1999). There are ten Administrative Regions in Guyana and six of these have an association with the coastline with various extents of coastal and riverine mangroves. The total hectares of mangroves have shown a declining trend over the past 25 years (FAO 2007). A number of reasons for the decline have been advanced among which are: natural causes inclusive of coastal erosion, anthropogenic harvesting for fuelwood, tannins, drainage and cutting to reduce mosquito breeding grounds, generally unfavorable environmental conditions and poor drainage leading to the development of hypersaline conditions. It is important to note that no new data on mangrove estimates is available in the country after 2005. Updated inventories would contribute to a better estimate of the extent of Guyana's mangroves.

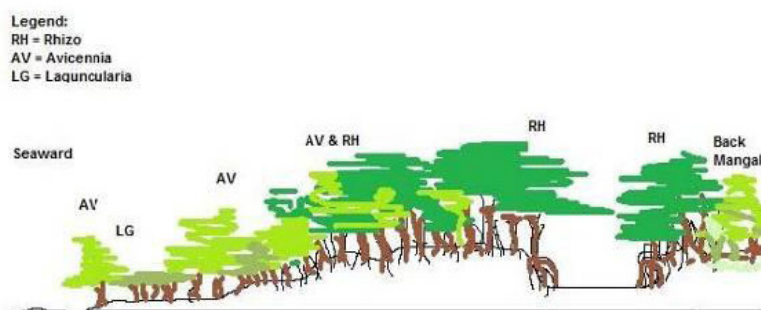


Mangrove area changes between 1980-2005 in Guyana (Data from FAO 2007; NMMAP 2001; NMMAP 2010)

6. Mangrove Species Zonation Pattern-The Guyana Anomaly

Zonation of mangrove species in a community is a spatial phenomenon and species zonation patterns is commonly observed in typical mangrove forests (Smith, 1992). In the Guianas, there is a distinct pattern of zonation that categorizes species into seaward, landward and riverine zones. Guyana has very good representative stands of both riverine and coastal mangroves. In the past almost the entire coastline of Guyana was covered with mangrove formations, dominated by *Avicennia germinans*. Mangrove forests in Guyana are found on different sections of the Atlantic Coast, from the Corentyne River to the Waini River. Fanshawe (1954) first described Riparian Vegetation along the Berbice,

Corentyne and Canje Rivers and included mangrove forests as one of the vegetation types. *Rhizophora mangle* and *Avicennia nitida* (*Avicennia germinans*) formed the major species of the primary and secondary forest of the vegetation zones that were described.



Zonation patterns and composition of mangrove forests in Guyana (NMMAP, 2010)

In Guyana *Avicennia germinans* predominates along the seaward coastal areas whereas, *Laguncularia racemosa* decrease in dominance and presence on the seaward side but increase in dominance and abundance towards the landward side. The presence of *Rhizophora mangle* is highest along riverine edges and declines as one proceeds toward inland areas and also along coastal seaward areas. Monospecific stands of *Avicennia germinans* are found along the seaward coast. As one moves inland the progression changes to mixed stands of *Avicennia germinans* and *Laguncularia racemosa*. Riverine areas have mixed stands with *Rhizophora mangle* as the dominant species.

7. Value, Uses and Functions of Guyana's Mangroves

Mangroves have always been important to the Guyanese people, providing a range of products and services. More people are becoming aware of the role mangroves play in cushioning the impacts of natural storm events and the demands placed on these ecosystems by communities for daily subsistence. Healthy intact mangrove ecosystems still provide vital goods and services to many Guyanese and are also a source of biological productivity in terms of fisheries, aquaculture and forestry and are also rich in biological diversity. Mangrove ecosystems also function as genetic reservoirs and habitats for some migratory species.

8. Climate Change and Guyana's Mangroves

Given its peculiar characteristics the coastal zone of Guyana is an area that is very vulnerable to the effects of climate change and related impacts such as sea level rise. Marine ecosystems are sensitive to climate change, thus low lying coastal wetlands in Guyana will be seriously threatened and this may lead to habitat loss and promote inland migration of species. The prospect of creating setbacks to accommodate the migration, and also the developing of increased saline and higher temperature resistant species are two of several options available for planners to mitigate against the projected adverse effects of climate

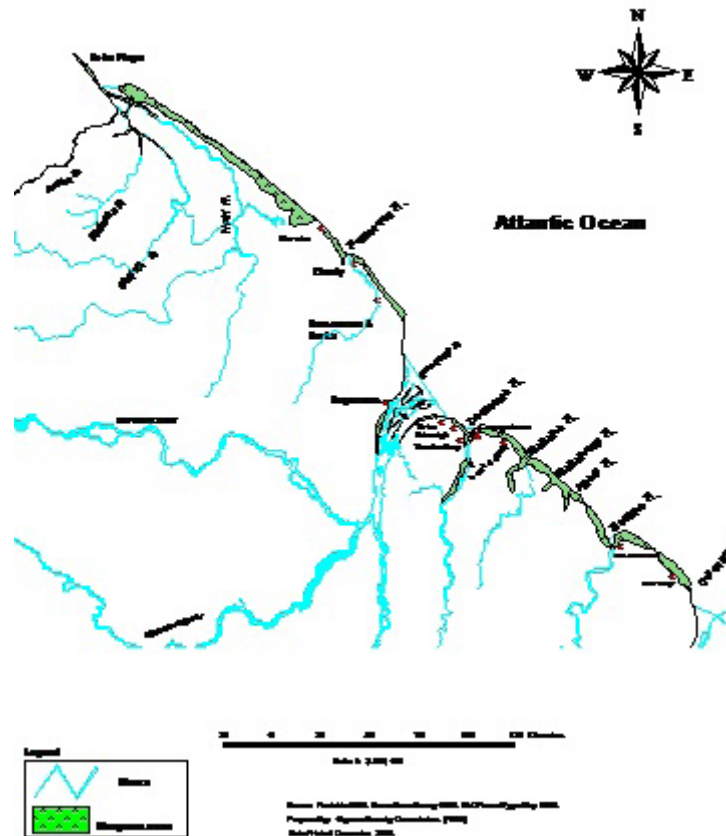
change on these ecosystems (NM MAP, 2010).

ROLE OF MANGROVES	SUMMARY STATEMENT
Aquatic nurseries for offshore fisheries	Mangrove ecosystems are the breeding and feeding grounds for many for many commercial off shore fish and shrimp species.
Wildlife Habitat	Wildlife in mangrove ecosystems in Guyana is abundant and varied.
Coastal Protection and Shoreline Stability	Guyana's coast is below sea level and is vulnerable to inundation and flooding. Mangrove vegetation has played and still plays a very important role in protecting sections of Guyana's coast
Harvesting of Crabs	Crab harvesting is an important economic activity for some rural communities especially in Region 1, Region 2, Region 3 and Region 6.
Harvesting of Fish	Fishing in mangrove ecosystems is an important subsistence economic activity for many communities.
Water quality	Mangroves can incorporate, trap or immobilize inorganic nutrients, heavy metals or pesticides that would otherwise flow to the sea, degrading the quality of coastal waters.
Carbon sequestration	Guyana's Low Carbon Development Strategy seeks to provide insights on how to stimulate a low-deforestation, low carbon, climate resilient economy.
Recreation, Cultural Services and Tourism	Mangroves provide aesthetic services and visitors to mangrove areas have increased. and people now value the uniqueness of mangrove ecosystems.
Poles and construction materials	Poles from mangroves are known to be strong and durable and useful in the artisanal fishing industry for the mooring of boats and for supporting fishing nets. Poles from mangroves are also used for sawn timber, fencing materials, pulpwood and manufacture of crab and fish traps.
Fuel for 'Burnt earth' or 'red brick' production	Mangrove wood is used as the fuel wood in production of this fired clay. It is reported that approximately 35-50 cords of wood are burnt to produce 500 cubic yards of burnt earth
Charcoal Production	The species reportedly used is the <i>Rhizophora mangle</i>
Fuel wood for household use.	Wood from both the red and black mangrove is used for fuel wood for brick making and domestic use in some rural communities.
Honey production	Black mangrove flowers are known to produce a high quality honey.
Production of Tannins.	A major commercial use of red mangrove is the harvesting of the bark for the production of tannins for use in the local leather tanning industry.
Art and Craft	A consumptive use that utilizes the stems of dead trees.
Animal fodder	The leaves and fruits of the <i>Avicennia germinans</i> is often used as fodder.
Fish and shrimp nursery grounds Poles for fish traps and seines	Many commercial species of fish and shrimp use mangrove ecosystems as nursery grounds.

The most recent flooding event of 2005 and 2011 and recent overtopping of sea defenses during spring tides in 2004 and 2010 have clearly demonstrated the threat to coastal areas and have exposed the increasing vulnerability of the drainage system and the shortcomings of the current infrastructure. The most efficient approach to deal with the threats

of sea-level rise is integrated coastal zone management. This must include a master plan for sea defense management and measures to reduce human stresses on mangrove ecosystems (Da Silva, 2002; Dalrymple, 2004).

Mangrove areas in Guyana



While there have not been much research on the impact of sea level rise on Guyana's mangroves, if one is to extrapolate from other studies it is obvious that there will be losses in Guyana's mangrove forests. The impact is likely to be greater where anthropogenic and other factors have already affected mangroves. The capacity of mangroves to adapt to sea-level rises by landward migration will be severely hindered if human activities continue to reduce the land area over which mangroves can expand. The table shows some potential impacts on mangrove ecosystems and associated biodiversity.

Guyana's greatest vulnerability to climate change therefore, is the risk of flooding and inundation deriving from sea level rise in the coastal zone. Most of Guyana's population and economic activities are concentrated in this narrow, fragile, and currently stressed zone. The area is already, for the most part, below the high tide water level. An increase in sea level of about 60 cm as projected by AO-GCMs, would further exacerbate the vulnerability of this already fragile zone (EPA, Guyana National Vulnerability Assessment to Sea Level Rise, 2000). Policy decisions, backed by detailed studies into the response mechanisms required to adapt to the adverse effects of climate change, are required. These decisions ought to address the direction in which development in the coastal zone devel-

opment will proceed in the future. That is, should coastal Guyanese ACCOMMODATE, PROTECT OR RETREAT?.

Potential Impact	Comment
Change in extent and composition	Inundation of mangrove ecosystems from climate change and sea level change can affect the extent and composition of mangrove species.
Salt water intrusion	A rise in sea level will increase the salinity of estuaries of rivers especially the Demerara, Berbice and Corentyne rivers, eventually affecting the extent and composition of mangrove species.
Loss of coastal mangroves	Sea level rise may accelerate the rate of coastal erosion resulting in direct destruction and loss of coastal and riverine mangroves.
Loss of habitats	Loss of mangroves will mean loss of habitats for various species of resident, migratory or transient flora and fauna.
Inundation of coastal wetlands:	While mangroves are likely to play an important role in reducing the impacts of sea-level rise by protecting the coast, this ecosystem may find it hard to cope with rapid sea level rise. If sea level rise is more rapid than the mangrove ecosystem's ability to keep pace, there would be a net loss of mangrove wetlands.
Erosion and change in beach profile	Greater wave energy associated with higher sea levels will cause increased rates of beach erosion and coastal land loss. The potential erosion from a rise in sea level could be particularly important to recreational beaches, which include some of Guyana's most economically valuable and intensively used land.
Flooding and Storm Damage	A rise in sea level could increase flooding and storm damages in coastal areas since erosion caused by sea level rise would increase the vulnerability of coastal areas communities; higher water levels would provide storm surges with a higher base to build upon; higher water levels would decrease natural and artificial drainage.
Impacts on Fisheries	Disruption of coastal mangrove ecosystems will have an effect on fish and shrimp species. Fishermen may have to conduct their fishing activity nearer to the shore since most of the target species may also move closer to the shore.

9. A Low Carbon Development Strategy

'The Government of Guyana has embarked on a national programme that aims to protect and maintain all forests in an effort to reduce global carbon emissions and at the same time attract resources to foster growth and development along a low carbon emissions path. There has been a relatively low deforestation rate in Guyana estimated at 0.1% to 0.3% per annum; that is expected to be maintained or reduced in the future depending on financial incentive provided. Guyana is committed to provide a contribution to address the second most important source of carbon dioxide emissions world-wide coming from deforestation and forest degradation and is estimated at approximately 18% of global emissions.

The Governments of Guyana and Norway, through a cooperation agreement, have expressed a willingness to work together to provide the world with a relevant, replicable model for how REDD-plus can align the development objectives of forest countries with

the world's need to combat climate change. The initiative will require the development of capacities for monitoring, reporting and verification (MRV) of forest carbon stocks and changes. Thus, climate change mitigation activities currently under discussion seek to encourage the long-term conservation of forests to maintain its current or natural carbon reservoir, change the impact of human activities in forests to stabilize or increase terrestrial carbon stocks in the long-term and promote a change in current anthropogenic activities towards reforestation to increase the terrestrial carbon sink' (<http://www.forestry.gov.gy>).

10. A Cry for Help

In today's world where natural impacts are easily induced and exacerbated by human activities, mangrove ecosystems have not been spared. Some of the factors that pose threats to mangroves in Guyana include:

Fires	Poor drainage and poor water regime
Clearance for road construction	Coastal erosion
Pollution	Unsustainable harvesting methods
Clearance for aquaculture	Inadequate legislation and limited enforcement
Climate change and sea level rise	Unclear policy and poorly defined agency roles
Limited research agenda	Poor balancing of development options
Inconsiderate deforestation of mangroves	Improper waste disposal

Conservation and management of mangroves in Guyana is in its preliminary stages and the current programme focuses on mangrove habitat rehabilitation, research and planning options to identify the most effective means of achieving the sustainable utilization and conservation of this resource. The second National Mangrove Management Plan (2010) is the most recent policy document to address the management and conservation of mangroves in Guyana. The first one was developed in 2001 and recommended among other measures the use of multiple approaches for managing mangroves. The NMMAP (2001) was not as successful as anticipated because of the limited financial and human resource capacities of key agencies and also mainly because of the approach taken. Mangrove management was not assigned to one agency but was to be managed by an integrated group of agencies. These limitations affected proper implementation of the management plan. Based on the limitations and the need for a new management approach the NM-MAP (2010) seeks to use a co-management approach which involves greater stakeholder and community involvement. This approach also incorporates a greater research agenda to inform decision making in mangrove management and conservation.

A system of collaborative coastal monitoring is another possible means of addressing resource constraints that hinder effective monitoring in the agencies responsible for management of mangroves. There is scope and opportunity for improved interagency collaboration but there must be established protocols with clearly defined responsibilities. Some of the main agencies currently involved in mangrove management in Guyana include:

National Agricultural Research Institution	Designated Lead Agency for the development, implementation, management and monitoring of the new national Mangrove Management Action Plan 2010 – 2012.
Guyana Forestry Commission	Overall responsibility for managing State Forests.
Sea and River Defense Division	Responsible for both man-made and natural sea defenses. Mangroves constitute a form of natural sea defense.
Fisheries Division	Manages, regulates and promotes the sustainable development of the nation's fishery resources for the benefit of the participants in the sector and the national economy.
Environmental Protection Agency	Overall management of the environment, coordinating role in ICZM and the coastal zone.
University of Guyana	Education, research and technical advice on issues relating to environmental and biodiversity issues and mangrove management.
Lands and Surveys Commission,	Survey and map land and water resources , to be custodians of public lands and administer these in the national interest, and to provide land-based information to public and private sector entities and interests.
The Central Housing and Planning Authority (CHPA) of the Ministry of Housing and Water,	The CHPA plays a major role in the acquisition and allocation of lands for housing purposes and urban development; the design, survey and development of schemes on its own and in collaboration with various groups; the regulation of town and country planning and the management of government public rentals.
Hydrometeorological Service	The Department's general responsibility is to monitor and evaluate the weather and water resources in Guyana and to actively support the government in disaster risk management and aeronautical, water, agriculture, engineering and other agencies for the socio-economic development of the country. It is the official provider of weather, water and climate information and related products and services for Guyana.
National Drainage and Irrigation Board	This is the nation's apex organization dealing with all public matters pertaining to management, improvement, extension and provision of drainage, irrigation and flood control infrastructure and services in declared areas of the country.
Regional Democratic Councils (RDCs) and National Democratic Councils (NDCs)	Operates as decentralized offices of central government delivering services on its behalf. RDCs have an oversight role with regards to the NDCs. NDCs carry out the responsibilities allocated to them in the Local Government Act and manage at the local level.

11. What is currently being done to Protect Guyana's Mangroves?

The overall objective of the NMMA (2010) calls for renewed activity regarding mangrove management in Guyana “to respond to climate change and to mitigate its effects through the protection, rehabilitation and wise use of Guyana's mangrove ecosystems through processes that maintain their protective function, values and biodiversity while meeting the socio-economic development and environmental protection needs in estuarine and coastal areas” (NMMA (2010)). The specific objectives of the National Mangrove Management Action Plan (2010) are:

- To establish the administrative capacity for the management of mangroves in Guyana
- To promote sustainable management of mangrove forest.
- To establish and complete a legal framework for mangrove ecosystem management which encourages community-based participation.
- To support research and development of Guyana's mangrove forest
- To develop effective protection and/or rehabilitation of mangrove ecosystems
- To increase public awareness and education on the benefits of the mangrove forests

Since the conception of the mangrove action project, a Mangrove Action Committee (MAC) has been established. The MAC is made up of stakeholders who represent inter-agency commitment to the restoration and management of mangroves. The function of the committee is to oversee the progress towards meeting the goals of the Mangrove Management Action Plan. Having established its Terms of Reference, the committee will focus towards maintaining implementation momentum between all agencies (NMMAP, 2010). The future of Guyana's mangroves is of paramount importance especially with the looming threat of global climate change. Their loss and reduction can have grave consequences for Guyana, especially the low lying Coastal Plain. Food security in Guyana is also of paramount importance especially since the most fertile agricultural lands are located within the low lying coast thus there is the need to pay careful attention to mangroves and their role in coastal protection of property, infrastructure and agricultural lands. The key to effective management and conservation of mangroves in Guyana therefore is to first acknowledge their importance to the livelihoods of coastal communities. A community involvement approach to mangrove management is therefore relevant and timely. Protecting Guyana's mangrove resources will require a conscious effort by all Guyanese.

REFERENCES

- Andel, T. van (1998). *Commercial exploitation of non- timber forest products in the North-west District of Guyana*. TROPENBOS
- Dalrymple, Omatoyo Kofi (2004): 'Assessment of the physical vulnerability of Vreed-en-Hoop and Good Hope on the coast of Guyana to accelerated sea-level rise'. CERMES, UWI, MSc Research Paper.
- Daniel, J.R.K. (1984): 'Geomorphology of Guyana. An integrated study of the natural environment'. Occasional Paper No.6. Department of Geography, University of Guyana.
- Da Silva, P. (2002): "Integrated Management and Conservation of Guyana's Coast and Coastal Resources: Training and Screening of Issues and Problems for Integrated Coastal Zone Management" in UNAMAZ Conference Proceedings.
- Dittmar, T., N. Hertkorn, G. Kattner, and R.J. Lara, (2006): 'Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans'. *Global Biogeochemical Cycles*,
- EPA (2002): 'Guyana's National Vulnerability Assessment to Sea Level Rise'.
- Fanshawe, D.B. (1954): 'Riparian vegetation in British Guiana'. In *Journal of Ecology* 42(2)289-295.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, (2007): 'The World's Mangrove 1980 – 2005'.
- GFC & ICZMC, (2001) 'National Mangrove Management Action Plan'. Guyana Forestry Commission, Georgetown.

- Gilman, E.L., et al., (2008): Threats to mangroves from climate change and adaptation options, *Aquat. Bot.* (2008),
- GOG (2002): 'Guyana Initial National communication in response to its commitments to the UNFCCC, Monitoring and understanding climate change and its impacts'.
- GOG (2010): 'A Low Carbon Development Strategy'.
- Guyana Forestry Commission (1996): 'Forestry in Guyana'. Quarterly Market Report 1999/2. Guyana Forestry Commission, Forest Resources Information Unit.
- Guyana Forestry Commission (1999): 'Guyana Forestry Commission Annual Production Statement for 1996'. Kingston, Georgetown.
- Holowell, T. (2009): 'Plant Community Structure, Fire Disturbance, and Succession in Mangrove Swamps of the Waini Peninsula, Guyana
- IPCC WG 1 'Third Assessment Report', 2001.
- Kathiresan, K. and B. L. Bingham (2001). 'Biology of mangroves and mangrove ecosystems'. *Advances in Marine Biology* 40: 81-251.
- NMMP (2010): 'National mangrove Management Action Plan'.
- NEDELO (1972): 'Report on Sea Defence Studies'. Prepared for the Ministry of Works, Hydraulics and Supply, Guyana. Netherlands Engineering Consultants. The Hague.
- Smith, T. J. (1992): 'Forest structure'. Pp. 101-136. In A. I. Robertson and D. M. Alongi (eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, D.C.
- Spalding, M. (1997): 'The global distribution and status of mangrove ecosystems'. *International Newsletter of Coastal Management-Intercoast Network*, Special edition, 1 : 20-21.
- SSPA Project Team (1994): 'Guyana Shorezone Management Program design & feasibility study'. Guyana Forestry Commission, Georgetown.
- Tomlinson, P.B (1994): *The botany of mangroves*. Cambridge Tropical Biology Series. Cambridge University Press

FORESTS IN VIET NAM

TRAN HUU NGHI

Summary

Viet Nam is located in Southeast Asia, with a total area of 331,698 km², a population of about 86 million (statistical book 2009), and a total forest area of about 13.26 million hectares, and 39.4% forest cover as of 2010 (General Department of Forest, 2011). Forests consist of a wide variety of species, including: broad-leaf monsoon forest; deciduous and semi-evergreen; conifer; mixed bamboo; limestone forest; and mangrove in coastal area.

1. Introduction

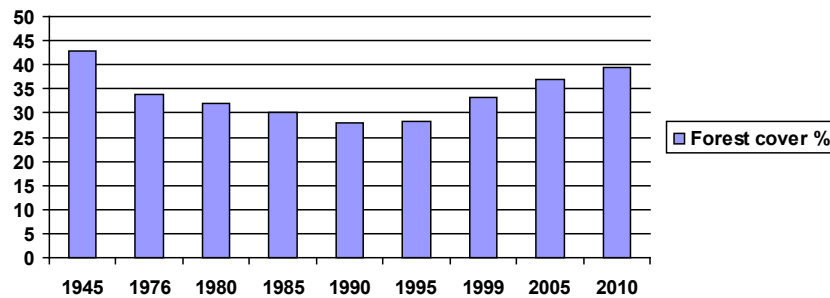
Viet Nam is located in Southeast Asia, with a total area of 331,698 km², a population of about 86 million (statistical book 2009), and a total forest area of about 13.26 million hectares, and 39.4% forest cover as of 2010 (General Department of Forest, 2011). Forests consist of a wide variety of species, including: broad-leaf monsoon forest; deciduous and semi-evergreen; conifer; mixed bamboo; limestone forest; and mangrove in coastal area.



1.1 Forest status

According to the Ministry of Agriculture and Rural Development (MARD) as of 2010 the total forest area in Viet Nam is about 13,2 million hectares, and the forest cover is 39.4% of the country's total land area. Forested areas are concentrated mainly in the up

land and mountainous area which occupy two thirds of the country. Viet Nam's forests contain high degrees of biodiversity thanks to its complex geography the diverse climate. However, both the quantity and quality of forests have been degraded rapidly in the past few decades due to overexploitation, inadequate management, and illegal logging. Historical changes in forest cover are as reflected in the following chart:



Source: General Department of Forestry (GDoF), 2011.

Forest cover declined from 43% in 1945 to 27.8% in 1990, then increased to 39.4% by the year 2010 thanks to successful government-led afforestation and reforestation programs, such as the 5 Million Hectare Reforestation Project and the Forest Land Allocation program.

The total forest volume is about 811.7 million cubic meters, of which 93.4% is from natural forests and 6.6% from plantation forests, according to the national forest inventory and monitoring program for 2001-2005. High-volume forests are located mainly in the central and central highlands regions of the country (GDoF, 2010).

1.2. Forest management system

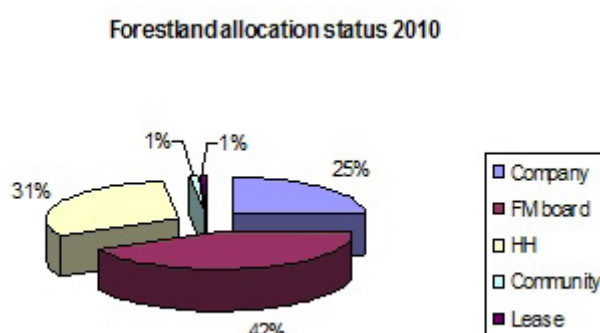
In Viet Nam land is owned by the state, but the state allocates land to different user groups (including state-owned companies and local communities) with land-use certificates based on the revised land law of 2003. The management system of forestland is also based on the land law and Forest Development and Protection Law of 2004.

The structure of the forestry organization in Viet Nam is established from the central to the grassroots level with functions and responsibilities based on the set of related laws and regulations. Government bodies manage all forestry activities and related fields in the forestry sector. At the national level, the Ministry of Agriculture and Rural Development and its subsidiary agencies such as the General Department of Forestry (GDoF), Department of Science Technology and Environment are responsible for overseeing the forestry sector country-wide. At the provincial level, there are Departments of Agricultural and Rural Development (DARD) responsible for forestry activities within each province, each of which reports back to MARD. The system is structured similarly down to the district and commune level.

Forestland is classified into three categories based on the purpose of its use: production forests make up about 6.2 million hectares (47.4%) allocated mainly to state-owned companies and local people; protection forests make up about 4.8 million hectares (36.4%) and are managed mainly by Forest Protection Management Boards in watershed areas,

reservoirs, sloping areas, rocky mountains, and coastal areas; and special-use forests make up about 2 million hectares (15%) for the purpose of research, genetic conservation and biodiversity conservation in national parks and nature reserves.

Although the government has allocated forestland to local communities, major forested areas are still managed by state-owned companies and government organizations. The Forest Land Allocation program has so far shown promising signs for the process of decentralization of forest management in the early stages of the 2000s; however, challenges and constraints remain. Excessive bureaucracy, poor cooperation among government agencies, and low levels of participation by local people all slow the progress of Forest Land Allocation. Even so, the program has contributed significantly to rural poverty alleviation over the past ten years (GDoF, 2011). The following chart shows the result of forest land allocation as of 2010.



2. Forest development strategy to the year 2020

The primary document governing Viet Nam's forestry sector is the "Viet Nam Forestry Development Strategy for 2006 – 2020" (FDS). This is a unique document in the country's history, as it represents the first attempt to comprehensively reform the political, social, legal, and economic framework of the Vietnamese forestry sector. The goals of this policy are to sustainably increase the contribution of the forestry sector to the nation's economic development, while safeguarding its rich biodiversity. This is accomplished through a series of policies and programs which build on the primary goals of afforestation, reforestation, and decentralization of land governance structures.

2.1 Achievements and shortfalls in the first 5-year period

In its evaluation of the first 5-year period of implementing the FDS, MARD found that government objectives were met in two of three overall indicators. According to the statistics directorate, the rate of increase in forest production value in 2010 was 4.7 percent, and the combined import-export value of forest products was 3.4 billion USD, both well-above targets set out at the time of FDS's promulgation. The current total forest cover of 39.4 percent falls short of growth targets, nevertheless the average annual increase of 0.36 percent over the past five years is a significant achievement (MARD Forest Sector Plan for 2010 – 2015).

The dramatic increase in forest production value is attributable to a steady increase in the total volume of production forests, at a rate of approximately 150 – 200 thousand ha/

year. Planting operations of special-use forests have also borne fruit, providing valuable raw materials for the country's diversifying forest product export industry. In 2010, production forests accounted for 90 percent of the total volume of harvested timber, and total incidences of illegal logging declined.

Despite these achievements, constraints and shortcomings still hamper further progress in forestry sector development, particularly regarding forest quality. Certain types of indigenous tree species which declined in numbers during and immediately after the French and American wars have not sufficiently recouped their numbers, largely due to a preference among land managers for faster-growing, heartier tree species. In addition, the scattered and fragmented nature of forests in many areas has made effective governance rather difficult. Areas with the worst rates of forest degradation tend to be remote and underdeveloped, making it difficult for agricultural extension agents and government officials to monitor.

2.2 The future of Vietnamese forest development

The current policies of forest decentralization, afforestation, and reforestation are still relatively young, and face issues related to the implementation of a basic framework to serve as a foundation for further progress. For example, the classification system of Vietnamese forestland is not well-understood among all forestry sector actors, and progress in leasing new plots of land for allocation to local communities has been slow. There is also a disturbing tendency for some government officials to blame marginalized communities, particularly ethnic minorities, for their own underdevelopment and poor education. The Vietnamese government has planned steps to ameliorate these issues and is working to establish a comprehensive and just legal framework, for this is the first step to enabling further reforms.

While continuing in these directions with renewed vigor, MARD and other related government agencies will continue to implement educational and capacity building programs as outlined in the FDS. This is an important step to empowering local communities and curbing both extreme rural poverty and forest degradation.

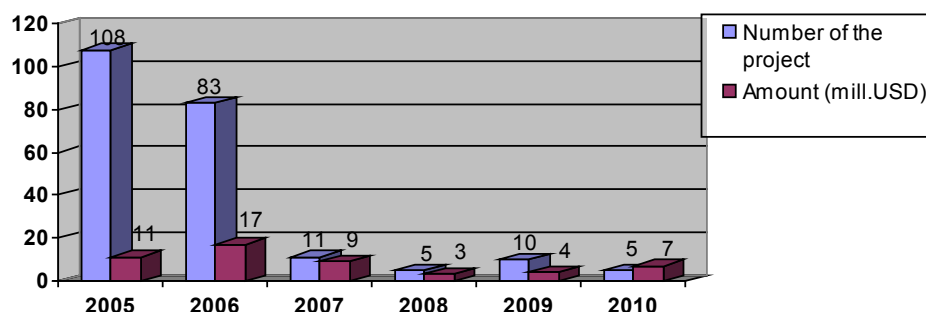
One persistent problem for development of Viet Nam's forestry sector has been a lack of capital and investment in important projects. This will become a crucial issue in the near future, as we are likely to see a decrease in contributions to the forestry sector from both provincial budgets and Official Development Assistance (ODA). With regard to the latter, the total number of projects has fallen dramatically over the last five years as donors pull out due to Viet Nam's rapid pace of economic development.

This has the potential to severely constrain progress in the forestry sector, as ODA accounted for 17 percent of total investment in the forestry sector from 2005 to 2009. It will thus be crucial for policymakers to make up this gap in funds from other revenue sources.

3. Forest development in the climate change regime

Viet Nam is often cited as among the countries most susceptible to the negative impacts of global climate change. Major development organizations such as Oxfam International and the World Bank have expressed concern that climate-change related issues could reverse the country's notable progress in social and economic indicators. National policymakers are taking this issue very seriously, and have taken steps to raise Vietnam's adaptive

capacity to the effects of climate change through participation in global efforts to combat climate change, such as UN-REDD+. The scale of the forestry sector as a component of this effort is still rather small, but there is great potential for future projects in this field.



Number of projects and ODA funding volume during 2005 – 2010. Source: GDoF, 2010.

3.1 *Government will and preparation*

Due to its long coastline and diverse topography, global climate change poses a direct threat to the integrity of Viet Nam's natural resources as well as the livelihoods of its people. Recognizing this grave existential threat to the nation, policymakers have taken significant steps in recent years to mitigate the impacts of climate change, particularly for the nation's poorest, most at-risk populations. The national Climate Change Working Group was established in 2008, and several comprehensive partnership agreements have been concluded with countries such as Japan, the UK, and the Netherlands in order to boost cooperation on this issue.

The government of Viet Nam has also taken steps to adopt the framework of the UN-REDD programme as a valuable component of the nation's climate change mitigation strategy. Formally approved in 2009, the programme is currently in its inception and implementation phase under the guidance of the Viet Nam REDD Network. Increasing the REDD-readiness of Vietnam, especially among local forest-dwelling communities, will be of crucial importance to Viet Nam's overall climate change mitigation strategy going forward.

3.2 *Forest development scenario*

In the near future, the government of Viet Nam plans to take substantive steps to align the objectives of forest development more closely with the overall goal of mitigating the effects of global climate change. These will involve a number of initiatives at the national, bilateral, and multilateral levels, including but not limited to:

- Region-specific projects such as the Coastal Forest Development Programme in Response to Climate Change, Phase 2010-2015. This programme will consist mainly of targeted afforestation projects in coastal areas to prevent soil erosion, provide a habitat for more diverse ecosystems, and stimulate local economies where livelihoods

have been damaged by the effects of climate change.

- Increased cooperation with foreign countries and multilateral aid institutions such as the Asian Development Bank (ADB). Through such programs as “Forests for Livelihood Improvement in the Central Highlands,” the ADB has contributed to capacity-building and institutional strengthening in the forestry sector and has also helped boost Viet Nam’s ties with its regional neighbors.
- In addition to the UN-REDD program, Vietnam is also a signatory to the United Nations Convention on Combating Desertification (UNCCD), and United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). The FDS contains measures to boost participation in these important treaty regimes and thus improve the status of Vietnam in the world and in the region, while also seeking out new sources of funding such as the Global Environment Facility (GEF) and Clean Development Mechanism (CDM).

REFERENCES

General Department of Forestry (GDoF), 2010; “Plan and Budget Estimation on Forestry Development for 5 years 2011-2015”.

Ministry of Agriculture and Rural Development (MARD), 2007. “Viet Nam Forestry Development Strategy 2006-2020”.

Forest Sector Support Partnership (FSSP), the “Forest Sector Manual”; <http://www.vietnamforestry.org.vn>.

CAMBIO CLIMÁTICO & AMAZONÍA
CLIMATE CHANGE & AMAZON
MUDANÇA CLIMÁTICA & AMAZÔNIA

HUMEDALES Y CAMBIO CLIMÁTICO

JUAN ANTONIO NIETO ESCALANTE

La Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) lo define como la alteración del clima atribuida directa o indirectamente a la actividad humana que afecta la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante periodos de tiempo comparables; es así como el incremento en cantidad e intensidad de las actividades humanas se traduce en la transformación de fenómenos naturales como el efecto invernadero y el cambio climático natural, convirtiéndose en eventos con fuerte influencia antropogénica, especialmente en los últimos 50 años. Los efectos más evidentes del aumento de temperatura han sido: la elevación del nivel del mar, la disminución de las extensiones de hielo y la nieve, tanto en glaciares de montaña como en los polos.

Así mismo, entre 1900 y 2005 la precipitación ha aumentado especialmente en las partes orientales del norte de América del Sur, Europa Septentrional, en Asia Septentrional y central y disminuyó en el Mediterráneo, en el Sahel, en el sur de África y en ciertas partes del sur de Asia (IPCC. 2007).

Por otra parte, los cambios, que se han observado, en la dinámica de los ecosistemas terrestres y acuáticos, en los que el aumento de temperatura ha hecho que las condiciones físicas, químicas y microbiológicas hayan variado, afectan en diferentes grados a las especies animales y vegetales que estos medios albergan.

Algunos de los ecosistemas más vulnerables son los humedales, se calcula que si aumenta en 3 °C la temperatura media global, podría haber una pérdida aproximada del 30% de los humedales costeros, así mismo cambios en las dinámicas tróficas por la pérdida de especies. Según Mora *et al.*, 2005, “Todavía existe una gran incertidumbre sobre los efectos del reciente cambio climático sobre los humedales, no obstante se cree que estos ecosistemas, por sus características, presentan una elevada vulnerabilidad a variaciones del clima y fenómenos extremos del tiempo”.

De acuerdo con lo planteado por la Secretaría del Convenio de Ramsar (2000) los humedales son ecosistemas muy importantes que sirven de sumidero de aproximadamente el 40% del carbono que se genera en el planeta. “Por tal motivo la destrucción de estos ecosistemas evitaría que grandes cantidades de gases efecto invernadero se transfirieran a la atmosfera, lo cual aumentaría la capacidad de retener calor por parte de ésta” (Mora et al. 2005). De igual manera, estos ecosistemas no son sólo sumideros de carbono sino también de otros compuestos como el metano y por tal motivo son sensibles a los cambios hidrológicos en el planeta (IPCC. 2008).

Según el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC por su sigla en inglés), los humedales interiores de agua dulce son los ecosistemas en donde esta variación tendrá efectos más acentuados, debido a la alteración de la precipitación y a perturbaciones más frecuentes o intensas como lo son las sequías, tempestades o inundaciones. La fauna y la flora pueden verse afectadas en las diferentes etapas de su ciclo vital por el aumento en la variabilidad de la precipitación, lo cual podría traer consigo la

disminución en la población de algunas especies o la extinción de éstas.

Por otro lado, se cree que los humedales de agua dulce tendrán una tendencia a la sequía por las alteraciones en el nivel del agua. De igual manera, en algunas regiones el aumento de la temperatura favorecerá las crecidas y generará erosión en las cuencas y en los humedales (IPCC. 2008).

El grado de afectación de los humedales por cambio climático depende de muchos factores entre los que se pueden encontrar la posición del humedal respecto a la topografía local y el gradiente de los sistemas freáticos regionales, siendo este último muy importante ya que puede determinar la variabilidad y estabilidad del almacenamiento de acuosidad en las zonas climáticas en que la precipitación no es mucho mayor que la evaporación (IPCC. 2008).

Desde 1974 a nivel mundial se han declarado 1.923 humedales de importancia internacional con el objetivo de hacer uso racional y mantener las características ecológicas de estos ecosistemas. El desecamiento, pérdida y terrificación de los humedales hace que cambien los servicios que estos brindan lo cual afecta el bienestar humano. Los efectos del cambio climático sobre los recursos de agua dulce podrían afectar al desarrollo sostenible y poner en riesgo, por ejemplo la reducción de la pobreza y la mortalidad infantil (IPCC. 2007).

En Colombia existe variedad de ecosistemas entre los cuales los humedales son de gran importancia para la preservación de especies y la regulación hídrica entre otros, por lo cual Colombia adhirió a la Convención de Ramsar mediante la Ley 357 de 1997, y a la fecha ha declarado cinco (5) humedales Ramsar, los cuales ocupan 458.525 hectáreas del territorio nacional. Para el caso del Distrito Capital¹, se consideran dentro de la categoría de Parque Ecológico Distrital de acuerdo al Decreto Distrital 190 de 2004, doce (12) humedales que hacen parte del sistema de áreas protegidas y se ubican en las localidades de Bosa, Kennedy, Fontibón, Engativa, Suba y Usaquén. Estos ecosistemas en el Distrito Capital brindan los servicios de hábitat de fauna y flora, lugar de reproducción de especies de aves endémicas y migratorias, reservorio de biodiversidad, recreación pasiva, valor cultural y en algunos casos puede ayudar a amortiguar inundaciones y depurar naturalmente el agua.

Entre los impactos y efectos del cambio climático en Bogotá D.C., se destaca entre otros los relativos a su mayor riqueza natural, los humedales y su biodiversidad, particularmente vulnerable a causa de la presión y la fragmentación a que se ven sometidos estos ecosistemas por efecto de la densidad de población y la intensidad de los usos, que reducen su capacidad natural de adaptación. Dado que sus atributos y funciones son reconocidos como fundamentales en el equilibrio ecológico y ambiental global, ya que son el hábitat de muchas especies de fauna y flora, y elementos vitales en la estructura ecosistémica, sociocultural y económica de las ciudades y naciones del mundo, resulta necesario adoptar medidas de mitigación y adaptación directamente relacionada con este fenómeno.

Razón por la cual y en el marco de los instrumentos y acuerdos voluntarios y de mandato, instituidos desde 2008 en la ciudad y bajo la premisa de que la estrategia de ciudad frente al Cambio Climático se articula sobre dos áreas específicas: 1). actuaciones de mitigación de emisiones y 2). Estrategia de adaptación para minimizar los impactos negativos producidos por el Cambio Climático. La secretaría Distrital de Ambiente como paso previo a estas actuaciones inició la construcción de la línea base de las emisiones y emisores de Gases Efecto Invernadero -GEI, así como la captura de carbono, adoptando las directrices metodológicas del IPCC, revisión 2006; acogiendo como año base referente el 2008.

Las emisiones GEI y la captura del carbono del ecosistema humedales se contabilizaron según la metodología IPCC en el módulo de Agricultura, Silvicultura y Usos del suelo - ASUS, para el periodo, 2008 en la categoría de tierras y la subcategoría humedales; la cual incluye todo tipo de tierras que estén cubiertas o saturadas por aguas todo el año o la mayor parte y que no entran en las categorías de Tierras forestales, Tierras de cultivo o Pastizales. Los humedales gestionados se limitan a aquellos en los que el nivel freático se modifica artificialmente, los creados por la actividad humana.

Se obtuvo como resultado de emisiones de CO₂eq. 3.905 toneladas, lo que representa el 0,1566% del total de las emisiones del módulo de ASUS que fue de 2.492.347 tCO₂eq., donde se tuvieron en cuenta los humedales que cuentan con mayor información, para la aplicabilidad de la metodología seleccionada para su cuantificación, así: Suba, Engativá, Fontibón, Kennedy, Usaquén y Bosa.

En la última década el Distrito ha aumentado su inversión tanto en recursos físicos como financieros para la recuperación, administración y manejo de estos ecosistemas. Con este esfuerzo se requiere dar continuidad a las acciones con el fin de garantizar la supervivencia de estas áreas de especial interés ecológica y ambiental y contribuir en el entorno urbano en la mitigación de impactos propios de una urbe densamente poblada.

Es de vital importancia que en el Distrito siga realizando acciones para la protección de los Parques Ecológicos Distritales de Humedal, adoptando decisiones intersectoriales donde la planeación de estos se aborde desde un enfoque integral donde no sólo se mire al humedal como un ecosistema, si no que éste se planee a nivel de cuenca. Para ello es necesario que las diferentes entidades públicas y privadas que tengan que ver directa o indirectamente con estos ecosistemas trabajen en armonía y cumplan tanto con sus obligaciones como con los compromisos adquiridos para la gestión integral de estos ecosistemas.

Actualmente en el marco de las acciones directas sobre cambio climático de la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA) y para la subcategoría de humedales se construyen los escenarios de emisiones A2 y B2 según IPCC para la formulación de los lineamientos del Plan Distrital de Mitigación y Adaptación la estrategia y acciones para este ecosistema, en caso de que la inacción y aplicación de escenarios incrementen las emisiones de GEI.

BIBLIOGRAFÍA

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático - IPCC. 2008. El Cambio Climático y el Agua. [Equipo de redacción principal: Bates, B.C., Z.W. Kundzewicz, S. Wu y J.P. Palutikof]. Secretaría del IPCC, Ginebra. 224 p.

Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático - IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.

Moya B., Hernández A. y Borrell H. 2005. 'Los humedales ante el cambio climático'. Investigaciones Geográficas. 37: 127 – 132.

Manifiesto de Bogotá; Distrito Capital, Frente al Cambio Climático y Programa Distrital de Acción Frente al Cambio Climático 2008.

Inventario de Emisiones de Gases Efecto Invernadero, Bogotá, año base 2008 (Docu

mento de trabajo)

NOTAS

¹ Bogotá es una de las pocas ciudades del mundo atravesada por humedales y el impacto del cambio climático, es la principal amenaza para dichos ecosistemas.

CAMBIO CLIMÁTICO Y EL BOSQUE AMAZÓNICO

PHILIP M. FEARNSIDE

Resumen

La selva amazónica se enfrenta a serias amenazas para su sobrevivencia debido a los cambios globales proyectados los cuales convirtieran a la Amazonía en una región más caliente y seca. Este efecto es mucho más intenso en simulaciones de clima global usando modelos que incluyen la conexión entre el calentamiento del agua en el océano Pacífico y la ocurrencia del fenómeno El Niño. Eventos como los incendios en Roraima en 1997/1998 y 2003 indican que la conexión con El Niño es real. Los impactos son peores en modelos que incluyen las retroalimentaciones bioesféricas, como son la muerte del bosque y el calentamiento de los suelos llevando a la emisión de carbono que, a su vez, calienta más el clima y destruye más bosque. Una amenaza climática que antes no era apreciada se reveló posteriormente en el 2005, cuando una sequía devastadora afectó a la Amazonía. Este tipo de sequía se debe a un gradiente de temperatura del agua superficial del mar entre el Atlántico Norte y el del Atlántico Sur, que forma parte de una oscilación que se está intensificando. La formación de la mancha de agua caliente en el Atlántico Norte se está agravando debido a la reducción de las cargas de aerosol sobre el mar en esta área, situación que debe intensificarse en las próximas décadas como resultado de la continuación del calentamiento global. La concreción o no de un escenario de este tipo depende de decisiones humanas sobre la limitación de las emisiones de gases de efecto invernadero, tanto de la quema de combustibles fósiles como del continuar la deforestación. Brasil es uno de los países que perdería más con el calentamiento global, a partir del impacto sobre su propia selva amazónica.

1. Predicciones de Modelos de Clima

Diferentes modelos climáticos producen una gama extensa de resultados relacionados con el futuro del clima en la Amazonía. Un modelo en particular, el modelo del Centro Hadley, del Centro de Meteorología del Reino Unido, indica un cambio catastrófico para un clima más seco y caliente en la Amazonía, daría como resultado la muerte de casi toda la selva hasta 2080 (Cox et al., 2000, 2004). En la época del Cuarto Informe de Evaluación (AR-4) del Panel Inter-gubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), de 2007, otros modelos indicaban que la Amazonía se haría significativamente más seca, entre éstos el modelo del Centro Nacional de Investigaciones Atmosféricas (NCAR), de los EEUU, y el modelo ECHAM del Instituto Max Planck, de la Alemania. Algunos modelos, como el del CSIRO, de Australia, no indicaban ningún cambio en la Amazonía, mientras otro modelo, del Laboratorio Geofísico de Dinámica de Fluidos (GFDL), en los EEUU, indicaba más lluvia en la Amazonía (véase Kundzewicz *et al.*, 2007, p. 183). Se atribuyó el aumento de la lluvia en la Amazonía en el modelo del GFDL a un error en el modelo, el cual ya fue arreglado (S.M. Griffies, comunicación personal, 2009). Así mismo, los resultados son bastante variados, y es importante evaluar los diferentes modelos para el propósito específico de poder representar el clima futuro en la Amazonía, así como tam-

bién considerar la mejor manera de poder interpretar para la política el significado de la incertidumbre restante.

Los resultados catastróficos del modelo del Centro Hadley fueron publicados por primera vez en la revista *Nature* en 2000. Es extremadamente inquietante que en diez años de trabajo intensivo de varios grupos de investigación no se haya identificado un error específico que invalidaría este resultado, aunque los resultados de los otros modelos sean comparativamente menos catastróficos. Es tranquilizador el hecho de que el modelo Hadley indique que el clima actual en la Amazonía es más caliente y más seco, es decir, el clima real que predomina al día de hoy (Cândido *et al.*, 2007). Esto significa que, probablemente, son exagerados también los valores numéricos para la simulación de temperatura y la sequedad en el clima futuro. Sin embargo, en dicha simulación del comportamiento del clima del futuro se va más allá de los límites de tolerancia para los árboles de la selva amazónica, así sean obedecidos por cambios menos extremos como lo indica el pronóstico según las simulaciones. De todas maneras, estos cambios también causarían una gran mortalidad.

2. El Niño y el efecto Invernadero

La pregunta central al respecto de los resultados del modelo del Centro Hadley para la Amazonía es si su representación de los efectos del fenómeno El Niño son correctos. En este modelo, la continuación del calentamiento global lleva al sistema climático a permanecer en un “El Niño permanente”, generando severas sequías y altas temperaturas en la Amazonía. Solamente parte de esta secuencia es mostrada por otros modelos.

El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) observó en su Segundo Informe de Evaluación, de 1995, que la frecuencia de eventos El Niño fue mucho más alta desde 1976 en comparación con los años anteriores, lo cual arrojó una diferencia estadística altamente significativa (Nicholls *et al.*, 1996, pág. 165). Eventos recientes, como los Niños de 1997 y 2003, causarían importantes impactos en la Amazonía.

El Cuarto Informe de Evaluación del IPCC (AR-4), de 2007, concluyó que al continuar el calentamiento global éste conduciría a la formación de “condiciones tipo El Niño” (Meehl *et al.*, 2007, pág. 779). Esto se refiere a las aguas superficiales más calientes en el Océano Pacífico, que es el detonante para que se dispare el fenómeno del El Niño. Sin embargo, el informe del IPCC observa que varios modelos de clima aún no concuerdan en una conexión entre el calentamiento global y El Niño en sí (Meehl *et al.*, 2007, pág. 780). Esto se refiere a las sequías e inundaciones en diferentes localidades alrededor del mundo.

Desgraciadamente, sabemos de forma directa que las condiciones fenómeno del Niño conducen a las sequías e incendios forestales en la Amazonía; ésta no es una conclusión que depende de los resultados de modelos climáticos. Las sequías del fenómeno de El Niño en 1982, 1997 y 2003 son ejemplos que son recordados por la mayoría de las personas en la Amazonía. El gráfico de las temperaturas de la superficie del mar en el Océano Pacífico (Hansen *et al.*, 2006; McPhaden *et al.*, 2006) es un retrato perfecto de los eventos de sequía que se produjeron en la Amazonía. La ilustración usada por Al Gore en su película “Una Verdad Inconveniente” es altamente pertinente. De la misma manera que los continentes de África y de América del Sur se ajustan demasiado para ser una coincidencia, los gráficos de CO₂ atmosférico y de temperatura global son un espejo uno del otro, también se puede considerar que debe haber una relación entre estos dos. Lo mismo se aplica para temperatura de la superficie del mar en el Pacífico y las sequías amazónicas.

Esto significa que una tabulación simple de los resultados de diferentes modelos de clima no es suficiente. Si un modelo muestra el agua superficial calentándose en el Pacífico, y no sucede nada en la Amazonía, entonces significa que hay algo que esta fallando en el modelo, no es que estemos más seguros en la Amazonía.

El Niño es un fenómeno que es difícil de representar en modelos de circulación global (GCMs), en parte por causa de la resolución espacial aproximada (“grosera”) que es dictada por la capacidad de procesamiento de la mayoría de los supercomputadores de hoy. Sin embargo, es inquietante que el Simulador de la Tierra, un complejo enorme de computadores en Yokohama, Japón, también produzca resultados catastróficos cuando es programado con una perspectiva física del clima semejante a la del modelo del Centro Hadley. Los picos de temperatura en la Amazonía central de más de 50°C se harían comunes a partir de 2050 en escenarios business-as-usual. El Simulador de la Tierra representa el planeta en células grandes (“píxeles”) de 10 × 10 km, cuando otros computadores que ejecutan GCMs usan células grades de aproximadamente 300 × 300 km.

El Niño produce un padrón de inundaciones y sequías alrededor del mundo, con intensas lluvias en la costa del Perú, sequía en la parte Norte de la Amazonía (por ejemplo, el causante del Gran Incendio de Roraima de 1997-1998), e inundaciones en el Estado de Santa Catarina, sequías en Borneo (que también provocó incendios en 1997-1998), sequía en Etiopía (que mató más de 200,000 personas en 1982) y la ola de calor en Europa (que mató aproximadamente 40,000 personas en 2003). Lograr un modelo de clima para representar todos estos efectos simultáneamente cuando el agua del Pacífico calienta es una tarea difícil, y esta dificultad se explica porque los modelos son diferentes actualmente y por eso no se corresponden entre sí. Sin embargo, desde el punto de vista de la sequía amazónica, solamente necesitamos representar esta parte del padrón global correctamente, y no el resultado en todos los otros impactos locales que también son afectados por El Niño. En esto, el modelo del Centro Hadley hace la mejor reproducción de la conexión entre agua caliente en el Pacífico (i.e., “condiciones tipo El Niño”) y las sequías amazónicas. Entre los 21 modelos testados para interpretar la capacidad para el Proyecto en Conjunto de Inter-Comparación de Modelos (CMIP2), el modelo del Centro Hadley fue clasificado en primero lugar (vea Cox *et al.*, 2004).

3. Oscilación Atlántica

Una amenaza climática que antes no era apreciada se reveló en 2005, cuando un periodo de sequía devastador golpeó la Amazonía. Los caudales en los afluentes del lado Sur del Río Amazonas fueron tan bajos que las embarcaciones no pudieron navegar en los ríos, y comunidades riberiñas quedaron aisladas de hospitales y otros servicios esenciales. También la serie de incendios forestales que arrasaron el Estado de Acre y partes vecinas del Estado de Amazonas, fue un evento sin precedentes (Brown *et al.*, 2006; Vasconcelos & Brown, 2007). La foresta perdió biomasa por causa de la disminución del crecimiento y del aumento de la mortalidad de árboles (Phillips *et al.*, 2009). El año de 2005 no fue un año de El Niño: el agua más caliente de lo normal no estaba en el Pacífico, sino que también había agua caliente en la parte Sur del Atlántico Norte y, al mismo tiempo, agua fría en la parte Norte del Atlántico Sur. El agua caliente en el Atlántico Norte aportó energía al Huracán Katrina, que golpeó la ciudad de Nueva Orleans en ese año. También contribuyó en la sequía de la Amazonía por causar una mayor subida de aire caliente cuando la Zona de Convergencia Intertropical (ITCZ) se encontraba sobre el área de agua caliente. El aire

en la ITCZ sube hasta una altitud de aproximadamente 1800 m, se divide en flujos para el Norte y para el Sur, y entonces se mueve en el sentido de los polos aproximadamente 30° de latitud antes de descender al nivel del suelo y retornar para el Ecuador en baja altitud, formando la célula de Hadley. Cuando el aire sube, su contenido de humedad se condensa y cae como lluvia, y después, cuando el aire baja al nivel del suelo, es seco, y reseca el área alcanzada por el aire descendiente. Con más aire caliente y húmedo subiendo en la ITCZ en 2005, hubo también más aire frío y seco descendiente 30° más al Sur. Con el gradiente de temperatura entre el agua caliente en el Atlántico Norte y el frío en el Atlántico Sur, la ITCZ fue jalónada más al Norte que lo habitual y, en la época del año cuando el movimiento estacional de la ITCZ estaba cerca de su extremo Norte, el aire seco estaba descendiendo sobre las nacientes de los afluentes del Río Amazonas, del lado Sur de la cuenca (e.g., Fearnside, 2006; Marengo *et al.*, 2008).

El agua caliente del Atlántico Norte en 2005 fue el resultado combinado de varios factores. Uno era la Oscilación Multi-Decadal del Atlántico (AMO), que produjo agua más caliente que la media en esta área en intervalos de aproximadamente 40 años. Sin embargo, esta oscilación explica, en el máximo, 11% de la anomalía de temperatura en 2005, en cuanto que 50% del aumento de la temperatura podrían ser directamente atribuidos al calentamiento global (Trenberth & Shea, 2006). Hubo también una contribución indirectamente conectada al calentamiento global, de 22%, proveniente de vestigios de un período de El Niño en los años anteriores. Además, la reducción de la carga de aerosoles atmosféricos sobre el Atlántico produjo una menor protección de esta área de océano contra la radiación solar. La carga de aerosoles está disminuyendo tanto debido a la reducción de la contaminación atmosférica industrial en Europa y América del Norte (Cox *et al.*, 2008) como también debido a la reducción de la carga de polvo oriundo de la África (Evan *et al.*, 2009). Las cargas reducidas de aerosol son responsables del 69% de la tendencia ascendente en la temperatura de la superficie del mar en esta región entre 1985 y 2005, período en que la temperatura del agua aumentó en 0.6°C (Evan *et al.*, 2009). Esta reducción de aerosol es consistente con los resultados de los modelados de calentamiento global, que indican que la duplicación del CO₂ atmosférico pre-industrial (prevista para ocurrir en 2070, o antes, presumiendo emisiones en los niveles de business-as-usual) reduciría la cobertura de polvo sobre el Atlántico en 40-60% y aumentaría las temperaturas da superficie del mar en 0.3 a 0.4°C adicionales (Mahowald & Luo, 2003).

El gradiente Norte-Sur de temperatura en el Atlántico está significativamente correlacionado con las lluvias en la porción Sudoeste de la Amazonía y, en 2005, tanto el gradiente en el Atlántico como la sequía en el sudoeste de la Amazonía llegaron hasta niveles extremos (Cox *et al.*, 2008). Resultados del modelo del Centro Hadley indican un aumento enorme en la amplitud del gradiente de temperatura en el Atlántico y en las sequías asociadas en la Amazonía, si las emisiones de gases de efecto invernadero continuasen su rumbo actual (Cox *et al.*, 2008). Los resultados de simulación indican que la probabilidad de una sequía tan grave como la de 2005 fue del 5% (1 año en 20) en 2005, pero esto aumentaría para 50% (1 año en 2) hasta 2025 y 90% (9 años en 10) hasta 2060. La probabilidad de ocurrencia de estas sequías se dispara si la concentración atmosférica de CO₂ fuera superior a 400 partes por millón por volumen (ppmv), un nivel solamente poco superior al nivel de 2010 de 390 ppmv. Las concentraciones atmosféricas de CO₂ están aumentando en cerca de 2.4 ppmv al año. En 2010 una segunda sequía causada por la oscilación atlántica, junto con el fenómeno del El Niño, llevó a incendios y a un nivel de los más bajos que se haya registrado del río Negro (Lewis *et al.*, 2011).

4. Sabanización de la Amazonía

La pérdida de grandes áreas de bosque amazónico debido a los cambios climáticos no depende del modelo del Centro Hadley pero es la mejor representación del futuro del clima. Salazar *et al.* (2007) testaron 15 modelos diferentes para las implicaciones relacionadas con la “sabanización” en la Amazonía. Más del 75% de los modelos indican que una franja que hoy es bosque a lo largo de las latitudes Este y Sur de la región será climáticamente inadecuada para el bosque hasta 2100, llevando a la substitución de árboles por otro tipo de vegetación, generalmente denominado como “sabana”. Al menos 25% de los modelos indican un cambio de este tipo en toda la parte de la región amazónica al Este de Manaus. El modelo del Centro Hadley, es claro, mostraría que la sabanización ocurriría en toda el bosque amazónico brasileño en este tiempo.

Los varios modelos de clima, inclusive el modelo del Centro Hadley, omiten varios procesos críticos que pueden hacer que los eventos reales sean más desastrosos que aquellos indicados por los modelos. Los modelos solamente muestran los efectos del calentamiento global, pero el bosque amazónico está sujeto a otros factores de tensión. El más obvio es la deforestación directa, con tala de árboles por moto-sierras en lugar de muerte por falta de agua. Esto no solamente elimina los árboles que son derribados directamente, sino que también contribuye con los otros cambios climáticos a reforzar las mismas tendencias relacionadas con las características de un clima más caliente y más seco para el resto del bosque, por lo tanto contribuyen con la muerte del bosque como un todo. La pérdida de árboles reduce la evapotranspiración, reduciendo la lluvia sobre el resto del bosque (e.g., Lean *et al.*, 1996). Dos recientes simulaciones indican que la pérdida continua de bosque conduciría a un clima más caliente y más seco en el resto de la región (Foley *et al.*, 2007; Sampaio *et al.*, 2007). Si la deforestación continua los parámetros espaciales proyectados, consideran una caída abrupta de la cantidad de lluvia en la estación seca, la cual ocurriría después de que la deforestación llegue al 40% (Sampaio *et al.*, 2007). Hasta el 2009, la deforestación había eliminado el 18.6% del bosque original en la Amazonía brasileña (Brasil, INPE 2010). La estación seca es el período crítico del año, es decir, cuando árboles pueden morir por falta de agua.

Los incendios forestales representan una gran amenaza para los bosques amazónicos y, son omitidos por los GCMs como el modelo del Centro Hadley. Especialmente en los años en los que se produce el fenómeno del El-Niño, donde el fuego pueden moverse por el sub-bosque de la selva, matando grandes árboles. En el Gran Incendio de Roraima de 1997-1998, una área calculada en 11-13,000 km² de bosque fue quemada (Barbosa & Fearnside, 1999). Áreas grandes de bosque también se quemaron en el Estado de Pará (Alencar *et al.*, 2004, 2006; Cochrane *et al.*, 1999). Los árboles muertos por el fuego suministra combustible para fuegos subsecuentes, así se conduce a procesos de retroalimentación positiva que destruyen el bosque completamente a lo largo de un período de varios años (e.g., Nepstad *et al.*, 2001). Una vez que el cambio de clima aumente la frecuencia y la severidad de los incendios, el bosque podría morir más rápidamente de lo que los modelos indican. Un estudio reciente indica que la pérdida significativa de bosque causado por incendios antes de 2030 se sustenta bajo la suposición optimista de que los patrones de clima de los últimos 10 años continuaran inalterados (Nepstad *et al.*, 2007). Los actuales padrones de variación climática en la Amazonía implican en riesgo para grandes áreas de bosque (Hutyra *et al.*, 2005; Nepstad *et al.*, 2004). El riesgo de incendios aumenta mucho con los cambios climáticos previstos en este siglo (Justino *et al.*, 2011).

AGRADECIMENTOS

Este texto es una traducción abreviada y actualizada de Fearnside (2009). Las investigaciones del autor son financiadas por el Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA (PRJ13.03) y el Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (305880/2007-1; 573810/2008-7). Karina Moreyra hizo comentarios.

BIBLIOGRAFÍA

Alencar, A.; Nepstad, D.C. & Vera Diaz, M. del C. 2006. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions*, 10(6): 1-17.

Alencar, A.C.; Solórzano, L.A. & Nepstad, D.C. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecological Applications*, 14(4): S139-S149.

Barbosa, R.I. & Fearnside, P.M. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: Estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento "El Niño" (1997/98). *Acta Amazonica*, 29(4): 513-534.

Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), 2010. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. INPE, São José dos Campos, São Paulo, Brasil. (Disponível en: <http://www.obt.inpe.br/prodes/>).

Brown, I.F.; Schroeder, W.; Setzer, A.; Maldonado, M.J.R.; Pantoja, N.; Duarte, A.F. & Marengo, J. 2006. Monitoring fires in Southwestern Amazonia rain forest. *EOS, Transactions of the American Geophysical Union*, 87(26): 253-264.

Cândido, L.A.; Manzi, A.O.; Tota, J.; Da Silva, P.R.T.; Da Silva, F.S.M.; dos Santos, R.N.N. & Correia, F.W.S. 2007. O Clima atual e futuro da Amazônia nos Cenários do IPCC: A questão da savanização. *Ciência e Cultura*, 59(3): 44-47.

Cochrane, M.A.; Alencar, A.; Schulze, M.D.; Souza JR., C.M.; Nepstad, D.C.; Lefebvre, P. & Davidson, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*, 284: 1832-1835.

Cox, P.M.; Betts, R.A.; Collins, M.; Harris, P.P.; Huntingford, C. & Jones, C.D. 2004. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78: 137-156. doi: 10.1007/s00704-004-0049-4.

Cox, P.M.; Betts, R.A.; Jones, C.D.; Spall, S.A. & Totterdell, I.J. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, 408: 184-187.

Cox, P.M.; Harris, P.P.; Huntingford, C.; Betts, R.A.; Collins, M.; Jones, C.D.; Jupp, T.E.; Marengo, J.A. & Nobre, C.A. 2008. Increasing risk of Amazonian drought due to decreasing aerosol pollution. *Nature*, 453: 212-215.

Evan, A.T.; Vimont, D.J.; Heidinger, A.K.; Kossin, J.P. & Bennartz, R. 2009. The role of aerosols in the evolution of tropical North Atlantic ocean temperature anomalies. *Science*, 324: 778-781.

Fearnside, P.M. 2006. A vazante na Amazônia e o aquecimento global. *Ciência Hoje*, 38(231): 76-78.

Fearnside, P.M. 2009. A vulnerabilidade da floresta amazônica perante as mudanças climáticas. *Oecologia Brasiliensis*, 13(4): 609-618. doi: 10.4257/oeco.2009.1304.05.

Foley, J.A.; Asner, G.P.; Costa, M.H.; Coe, M.T.; Defries, R.; Gibbs, H.K.; Howard, E.A.;

Olson, S.; Patz, J.; Ramankutty, N. & Snyder, P. 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(1): 25-32.

Hansen, J.; Sato, M.; Ruedy, R.; Lea, D.W. & Medina-Elizalde, M. 2006. Global temperature change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 203(39): 14288-14293.

Hutyra, L.R.; Munger, J.W.; Nobre, C.A.; Saleska, S.R.; Vieira, S.A. & Wofsy, S.C. 2005. Climatic variability and vegetation vulnerability in Amazonia, *Geophysical Research Letters*, 32, L24712. doi: 10.1029/2005GL024981.

Justino, F.; De Mélo, A.S.; Setzer, A.; Sismanoglu, R.; Sedyama, G.C.; Ribeiro, G.A.; Machado, J.P. & Sterl, A. 2011. Greenhouse gas induced changes in the fire risk in Brazil in ECHAM5/MPI-OM coupled climate model. *Climatic Change*, 106: 285-302.

Kundzewicz, Z.W.; Mata, L.J.; Arnell, N.W.; Döll, P.; Kabat, P.; Jiménez, B.; Miller, K.A.; Oki, T.; Sen, Z. & Shiklomanov, I.A. 2007. Freshwater resources and their management. p. 173-210 In: Parry, M.L.; Canziani, O.F.; Palutikof, J.P.; van der Linden, P.J.; Hanson, C.E. (eds.). *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, 976 p.

Lean, J.; Bunton, C.B.; Nobre, C.A. & Rowntree, P.R. 1996. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. p. 549-576. In: J.H.C. Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts & R.L. Victoria (eds.), *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley, Chichester, Reino Unido, 611 p.

Lewis, S.L.; Brando, P.M.; Phillips, O.L.; Van der Heijden, G.M.F. & Nepstad, D. 2011. The 2010 Amazon drought. *Science*, 331: 554.

Mahowald, N.M. & Luo, C. 2003. A less dusty future? *Geophysical Research Letters*, 30(17): 1903. doi: 10.1029/2003GL017880.

Marengo, J.A.; Nobre, C.A.; Tomasella, J.; Oyama, M.D.; Sampaio de Oliveira, G.; de Oliveira, R.; Camargo, H.; Alves, L.M. & Brown, I.F. 2008. The drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate*, 21: 495-516.

Mcphaden, M.J.; Zebiak, S.E. & Glantz, M.H. 2006. ENSO as an integrating concept in earth science. *Science*, 314: 1740-1745.

Meehl, G.A.; Stocker, T.F.; Collins, W.D.; Friedlingstein, P.; Gaye, A.T.; Gregory, J.M.; Kitoh, A.; Knutti, R.; Murphy, J.M.; Noda, A.; Raper, S.C.B.; Watterson, I.G.; Weaver, A.J. & Zhao, Z.-C. 2007. Global Climate Projections. p. 247-845 In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller, (eds.), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, 996 p.

Nepstad, D.C.; Carvalho, G.; Barros, A.C.; Alencar, A.; Capobianco, J.P.; Bishop, J.; Moutinho, P.; Lefebvre, P.; Silva, JR., U.L. & Prins, E. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 154: 395-407.

Nepstad, D.C.; Lefebvre, P.; Silva Jr., U.L.; Tomasella, J.; Schlesinger, P.; Solorzano, L.; Moutinho, P.; Ray, D. & Benito, J.G. 2004. Amazon.

Nepstad, D.C.; Soares-Filho, B.; Merry, F.; Moutinho, P.; Rodrigues, H.O.; Bowman, M.; Schwartzman, S.; Almeida, O. & Rivero, S. 2007. The Costs and Benefits of Reducing Carbon Emissions from Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. Woods Hole Research Center (WHRC), Falmouth, Massachusetts, EE.UU. 26 p.

Nicholls, N. & 98 otros. 1996. Observed climate variability and change. p. 133-192. In:

J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell, (eds.), *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, 572 p.

Phillips, O.L. & 65 otros. 2009. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, 323: 1344-1347.

Salazar, L.F.; Nobre, C.A. & Oyama, M.D. 2007. Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters*, 34: L09708. doi: 10.1029/2007GL029695.

Sampaio, G.; Nobre, C.A.; Costa, M.H.; Satyamurty, P.; Soares-Filho, B.S. & Cardoso, M. 2007. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters*, 34: L17709. doi:10.1029/2007GL030612.

Solorzano, L.; Moutinho, P.; Ray, D. & Benito, J.G. 2004. Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: A basin-wide analysis. *Global Change Biology*, 10(5): 704-712.

Trenberth, K.E. & Shea, D.J. 2006. Atlantic hurricanes and natural variability in 2005. *Geophysical Research Letters*, 33: L12704. doi: 10.1029/2006GL026894.

Vasconcelos, S.S. & Brown, I.F. 2007. The use of hot pixels as an indicator of fires in the MAP region: Tendencies in recent years in Acre, Brazil. p. 4549-4556. In: J.C.N. Epiphanyo, L.S. Galvão & L.M.G. Fonseca, (eds.), *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil 21-26 abril 2007. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil.

SOCIEDADES TRADICIONALES EN AMÉRICA LATINA: SOLUCIONES A LA LUCHA CONTRA EL CAMBIO CLIMÁTICO, LA DEGRADACIÓN AMBIENTAL Y LA PÉRDIDA DE BIODIVERSIDAD DESDE LA INTERCULTURALIDAD

TONI JIMÉNEZ LUQUE

Resumen

Hoy en día vivimos una grave crisis medioambiental que está afectando a millones de personas en todo el planeta y que en gran medida ha sido motivada por un modelo de desarrollo que se sustenta en una lógica de dualismo occidental, en la que la naturaleza no forma parte del ser humano y debe ser explotada sin límite. Sin embargo, existen otras cosmovisiones en el mundo que rompen esa idea y que deben ser visibilizadas con urgencia porque, además de tratarse de una cuestión de justicia, son posibles soluciones a nuestra crisis ambiental actual.

1. Introducción

El cambio climático en América Latina y el Caribe es una de las principales causas de la degradación ambiental que sufre la región y que a día de hoy afecta a 600 millones de habitantes que experimentan ya de manera dramática sus efectos: sequías o inundaciones, derretimiento de glaciares, aumentos de temperatura, nuevas plagas agrícolas y enfermedades, etc. Según el informe “Cambio climático y desarrollo en América Latina y el Caribe: una reseña”, publicado a inicios de 2009 y coordinado por el investigador chileno José Luis Samaniego, las emisiones de gases de efecto invernadero en la región fueron equivalentes al 11,78% del total mundial en el año 2000, y lo que distingue a la región es la gran contribución a las emisiones por pérdidas en la cubierta forestal debido a la expansión de la frontera agropecuaria. Paradójicamente, América Latina y el Caribe contribuyen poco a la generación de emisiones, pero es, y todavía lo será más, una de las regiones de mayor vulnerabilidad por estar localizada dentro de una franja de huracanes y tener numerosos Estados insulares y zonas costeras bajas; por depender de los deshielos andinos para suministro de agua a los sectores urbano y agrícola; y por estar expuesta a inundaciones e incendios forestales. Esta crisis ambiental, unida a otros problemas medioambientales como son la contaminación del aire y el agua con desechos industriales, o la destrucción de los bosques para la producción de agrocombustibles, ha irrumpido en la vida actual provocando graves conflictos y una total transformación del tejido social que se traduce en el desplazamiento forzado de personas; la agudización de la pobreza; la erosión cultural y lingüística de sociedades tradicionales; la crisis alimentaria y la escalada de conflictos violentos.

1.1 *Desplazados ambientales*

Como consecuencia directa del cambio climático, hoy en día nos encontramos en todas partes con comunidades, pueblos y naciones que se enfrentan a la perspectiva de una emigración forzada. Por otro lado, la modificación dramática del ambiente causada

por procesos de degradación (desertificación, pérdida de biodiversidad, contaminación de aguas, etc.) o por grandes obras de infraestructura (grandes presas, autopistas, instalación de cinturones industriales, etc.) sitúa a las comunidades indígenas, a las culturas minoritarias y a las sociedades tradicionales en general, en situaciones críticas. De aquí se ha derivado una problemática que, a medida que la degradación ambiental aumenta, será imparable a nivel mundial. Estamos hablando del fenómeno de los refugiados ambientales, un problema muy grave que supone la pérdida de lo que podríamos definir como “etnodiversidad”¹. Los pueblos desarrollan su cultura en función del medio en el que viven. De esta manera, si están obligados a cambiar de medio muere su cultura con todo lo que ello comporta. Muchas comunidades y pueblos autóctonos poseen un saber y una cultura profundamente anclados en su ambiente que, con la emigración forzosa, desaparecerían para siempre de forma irreparable. Y no se trata únicamente de que lo que representa esta pérdida para la humanidad es la muerte de una cultura singular y única, sino también de una cuestión de justicia. Porque son claramente las emisiones de gases de efecto invernadero a escala planetaria, y no un accidente natural o fatalidad cualquiera, lo que está conduciendo a la desaparición de pueblos que, en su gran mayoría, prácticamente no contribuyen de ninguna manera al calentamiento.

1.2 Pérdida de biodiversidad

El término biodiversidad se refiere a la variedad de organismos vivos que es esencial para sustentar los sistemas que nos brindan agua, alimentos, aire puro y combustibles. Los seres humanos dependemos de esa biodiversidad y tenemos el poder de protegerla o destruirla. Actualmente, nos encontramos ante la mayor crisis de extinción desde que los dinosaurios desaparecieron del planeta hace 65 millones de años. Y esta extinción actual se debe en gran parte a actividades humanas: cambio climático, destrucción de hábitats, sobreexplotación agrícola, contaminación, propagación de especies invasoras, etc. Hasta los alimentos de los que dependemos están hoy amenazados por esta crisis de extinciones. Esa diversidad de plantas y animales que es tan importante para nuestra existencia es el resultado de siglos de domesticación, cría y mejora de razas animales o de cultivos de variedades vegetales que aseguran una dieta nutritiva, son muy productivas, resistentes a plagas y enfermedades, o poseen la capacidad de soportar condiciones climáticas muy adversas.

El ser humano, a fuerza de confundir la utilización de la naturaleza con su depredación, destruye lo vivo cada vez a mayor velocidad. Las tasas actuales de extinción de especies, comparadas con las que se registraban en los tiempos geológicos antiguos, son de 100 a 1.000 veces superiores². Así que, en vista de este panorama actual, y teniendo en cuenta que la definición de biodiversidad biológica dice que consiste en “la variedad de organismos vivos que es esencial para sustentar los sistemas que nos brindan agua, alimentos, aire puro y combustibles” y que “los seres humanos dependemos de esa biodiversidad” ¿alguien piensa que, de seguir por este camino, existe un futuro en la Tierra para las próximas generaciones?

2. Amenazas medioambientales sufridas por las sociedades tradicionales

Hoy en día, las sociedades tradicionales están en la primera línea del cambio climático. Viven en lugares del mundo donde el impacto de éste es mayor y dependen en gran parte, o exclusivamente, del medio ambiente natural para su medio de vida, su cultura y sus vi-

das, por lo que son los más vulnerables a sus efectos.

De la misma manera, estas sociedades, que son quienes menos han contribuido al cambio climático y, por el contrario, los más afectados por éste, se enfrentan en la actualidad a nuevas amenazas que, paradójicamente, en nombre de la lucha por detenerlo, está violando sus derechos y destruyendo su territorio.

Entre las principales destacan las siguientes:

- Biocombustibles: Éstos se están promoviendo como una fuente de energía “verde” alternativa a los combustibles fósiles, pero mucha de la tierra destinada a cultivarlos es la tierra ancestral de pueblos indígenas³, campesinos y afrodescendientes;
- Energía hidroeléctrica: Ésta ha sido señalada como una fuente principal de energía alternativa a los combustibles fósiles, pero la construcción de grandes presas hidroeléctricas en nombre de la lucha contra el cambio climático está destruyendo las tierras de indígenas, campesinos y afrodescendientes, y expulsando a la gente de sus hogares;
- Conservación de la selva: con el fin de “contrarrestar los estragos” del calentamiento global y salvar la selva se está obligando a muchas comunidades indígenas y afrodescendientes que viven allí de manera sostenible a abandonar lo que ha sido su hogar durante cientos de años;
- Compensación de las emisiones de carbono: En los esfuerzos por detener la deforestación se han propuesto varios programas conocidos como “Reducción de Emisiones Derivadas de la Deforestación y la Degradación Forestal” (REDD), con el principio básico de animar a los países “en vías de desarrollo” a que protejan sus bosques a cambio de que los países “desarrollados” les paguen⁴.

Sin lugar a dudas, habrá que estar atentos a estas nuevas amenazas (y a las antiguas) que se ciernen sobre las sociedades tradicionales y tener claro que aquellas medidas para mitigar el cambio climático que, tanto de manera directa como indirecta, les afecten, deberán implicar completamente a éstos y reconocer y respetar sus derechos según recoge el Derecho Internacional, y en especial el derecho a la propiedad de su tierra y su derecho a dar o no su consentimiento a los proyectos que se piensen ejecutar en sus territorios. Como hemos podido observar, hasta el día de hoy solamente se están proponiendo soluciones para luchar contra el cambio climático que actúan con la misma lógica que nos ha llevado a esta situación, es decir, la lógica imperante del crecimiento sin fin, el sistema mercantilista donde todo puede ser comprado y vendido, y acciones tecnológicas que simplemente suponen soluciones parciales y superficiales al problema de fondo. De esta manera, los acuciantes problemas ambientales a los que se enfrentan el mundo y sus habitantes no estarán efectivamente resueltos hasta que instituyamos otra forma de interacción de los seres humanos con la naturaleza, modificando la forma en que tomamos decisiones sobre cuánto y cómo producimos. O dicho de otra manera, necesitamos una nueva conciencia global que tome en cuenta las necesidades humanas fundamentales, y que cree condiciones justas y sustentables para generaciones presentes y futuras. Ha llegado la hora de rechazar la idea de que el progreso tiene un precio.

Y algo que se ha construido se puede deconstruir, y para cambiar esta situación no partimos de cero, sino que contamos con la sabiduría tradicional de aquellos pueblos cuya cosmovisión fue invisibilizada durante siglos y que simplemente se trataría de rescatar y darle voz. Estamos hablando de la sabiduría ancestral de las culturas tradicionales: indíge-

nas, afrodescendientes y campesinos.

3. Sociedades tradicionales: una cosmovisión de respeto por la vida y la naturaleza

Las sociedades tradicionales parten del cuestionamiento del concepto de desarrollo dominante y proponen avanzar hacia un concepto de sociedad armónica entre la naturaleza y la cultura, mediada por relaciones de reciprocidad, equidad social, respeto, en la que se permita, establezca y garantice una participación activa y plena de los pueblos en las decisiones de la vida económica, social y política. En definitiva, proponen un cambio radical en el modelo productivo y de consumo: Se debe cambiar el sistema no el clima. Las sociedades tradicionales parten del principio de la integralidad como elemento que garantiza la vida, por eso nada está suelto, es un tejido equilibrado que armoniza la vida en todo su conjunto. Si algo se rompe genera un desequilibrio y, por tanto, se coloca en riesgo a la vida. El desarrollo significa aprender a caminar con los demás en el marco del respeto mutuo, y también implica que la producción y los desarrollos tecnológicos se sustenten en el respeto por el planeta, por lo sagrado, por el río, por todos los seres vivos, por los primeros habitantes de estas tierras, por nosotros mismos.

De esta manera, su propuesta es la de fortalecer las alternativas que desde América Latina y el Caribe se construyen, rechazando el modelo económico dominante que genera la crisis actual y uniendo los esfuerzos hacia un modelo de vida en equilibrio e integrado. En este sentido, entre otras ideas se hace énfasis en las siguientes⁵:

- Los países llamados desarrollados y emergentes deben cambiar sus modelos económicos de desarrollo, los patrones de consumo y el sistema de vida;
- No sólo se debe considerar la reducción del riesgo de los impactos del cambio climático sino también la erradicación de la pobreza, la equidad de género, el empleo justo, el respeto a la sabiduría tradicional, y la reducción del deterioro de la biodiversidad;
- Una reducción inmediata de las emisiones de gases de efecto invernadero de los países industrializados de 40% respecto de 1990 para 2020, así como el reconocimiento y pago de la deuda generada por el consumo excesivo del espacio atmosférico y los efectos sobre las poblaciones afectadas;
- Una Declaración Universal de los Derechos de la Madre Tierra, que en su contenido contemple los derechos, deberes y obligaciones fundamentales de los seres humanos con la Madre Tierra y el Consejo Global de Defensa de los Derechos de la Madre Tierra;
- Un referéndum mundial de los pueblos sobre el cambio climático;
- El Tribunal Ético para el cambio climático o Tribunal de Justicia Climática que juzgue crímenes climáticos y con capacidad vinculante de juzgar y sancionar a los Estados y a las empresas que contaminen y provoquen el cambio climático.
- Que se transfiera el gasto de las guerras para defensa del Planeta Tierra;

4. Sociedades tradicionales: El enfoque agroecológico

La agroecología es una ciencia que incluye a diversas disciplinas y que se nutre de la experiencia y del saber milenario de sociedades agrícolas tradicionales que la agricultura moderna (cosmovisión occidental mercantil) invisibiliza, margina, excluye y desarticula, por no encontrarse dentro de sus intereses. Dicha ciencia constituye un nuevo paradigma para el desarrollo rural y sostenible de nuestras sociedades.

De esta manera, y dentro del contexto de una estrategia de desarrollo, la agroecología practicada por las sociedades tradicionales es esencial para optar por sistemas equitativos, sostenibles y productivos, y su enfoque integra y permite operar en las tres dimensiones básicas de sostenibilidad que propone Robert Goodland⁶:

- La producción simple o de subsistencia, base de la práctica agrícola y cultural tradicional, es una actividad que no deteriora el ambiente natural, ya que los actores se sienten sujetos y parte de la naturaleza. La agroecología tradicional incorpora en su economía al factor ecológico, que busca el uso y preservación del capital originario: la naturaleza. Su ciclo económico productivo no destruye el ciclo ecológico sino que lo respeta de manera mágico-ritual;
- La estrategia agroecológica es holística, pues toma en consideración a la tierra, a la organización comunal y a su dinámica en torno a la dimensión local, lo que permite la co-evolución de la biodiversidad y lo sociocultural;
- La agroecología tradicional es aquella forma de producción agrícola de autoconsumo que no altera un ecosistema de manera irreversible; se basa en el policultivo disperso en una misma área, donde se interrelaciona una serie de actividades agrícolas, tales como la siembra de tubérculos y plantas, como el maíz, junto a árboles frutales, cítricos y plantas medicinales, que permiten regenerar un ecosistema natural, con una rica diversidad de animales.

La variedad geográfica, ecológica, biológica y genética es el principal rasgo de la producción tradicional, porque representa un mecanismo que evita la especialización para reducir el riesgo. Además, se mantiene y favorecen dos características ambientales: la heterogeneidad y diversidad biológica.

Por otro lado, se favorece la productividad, medida no sólo por el volumen extraído del ecosistema, sino en su variedad de productos y permanencia durante el ciclo anual, dos rasgos que son ignorados en la visión económica (productivista, mercantil) y, por último, destacar el uso mínimo o nulo de insumos externos que evitan la contaminación y favorece la autosuficiencia.

5. Conclusiones finales e Interculturalidad

En cuanto al concepto “amplio” de biodiversidad que se propone desde las sociedades tradicionales, no sólo engloba a flora y fauna, es decir, a animales y plantas. Este concepto planteado tiene como base fundamental el reconocimiento de la diversidad humana, la aceptación de que somos diferentes y que cada pueblo y cada persona tienen la libertad

aceptación de que somos diferentes y que cada pueblo y cada persona tienen la libertad para pensar y para ser. Estamos hablando de culturas, sistemas productivos, relaciones humanas y económicas, formas de gobierno, etc. En esencia, cuando se habla de biodiversidad desde la cosmogonía de las sociedades tradicionales estamos hablando de libertad. Es de esta manera que dentro del concepto de biodiversidad caben las diferentes especies de animales y plantas, pero también todos y cada uno de los seres humanos que habitamos la Tierra con nuestras diversas culturas, cosmovisiones, formas de vida, modelos de desarrollo, etc., que sumados nos aportarán riqueza cultural y, especialmente en la cuestión que nos ocupa en este artículo, soluciones a nuestra grave crisis medioambiental. Y en eso consiste la interculturalidad, en la suma de muchas ventanas que las diferentes culturas del mundo tenemos para ver la realidad. Porque tenemos que ser conscientes de que nuestra visión del mundo es limitada y necesitamos que ésta sea contrastada y complementada con las otras que existen y que han existido durante miles de años.

Porque, y volviendo al tema de este artículo, solamente será así, construyendo desde la interculturalidad y aprovechando ese acervo de todas las culturas que durante siglos quedaron invisibilizadas, como se podrá alcanzar el derecho real a un medio ambiente adecuado, implicando la supremacía de los derechos de las personas, las comunidades y la madre tierra por encima de los intereses meramente comerciales que esclavizan nuestra cosmovisión occidental actual y que nos llevan a la irremediable desaparición de nuestra especie.

BIBLIOGRAFÍA

Altieri, M. (1999): *Agroecología: Bases científicas para una agricultura sustentable*. Montevideo: Nordan Comunidad.

Atlas Medioambiental de Le Monde diplomatique (Edición española). Madrid: Ediciones Cybermonde, 2008.

Bondía, D. y Muñoz, M.R. (Coordinadores) (2009): *Víctimas invisibles, conflicto armado y resistencia civil en Colombia*. Barcelona: Huygens Editorial.

Declaración IV conferencia de Vía Campesina, Bangalore, India, octubre de 2000.

Declaración del Consejo Regional Indígena del Cauca (CRIC) durante la Conferencia Mundial de los Pueblos frente al Cambio Climático (19-22 de abril, Cochabamba, Bolivia).

Jiménez Luque, T. (2009): *Medio ambiente, cambio climático y conflictos internacionales: la cuestión del agua*. Palma de Mallorca: Inrevés edicions.

Samaniego, J.L. (2009): *Cambio climático y desarrollo en América Latina y el Caribe: un reseña*. Publicaciones de las Naciones Unidas.

WEBGRAFÍA Y AUDIVISUALES

Fornet-Betancourt, R. *Lo intercultural: el problema de su definición*, disponible en: <http://www.aulaintercultural.org>. [consulta: 21 de febrero de 2011].

Población afrodescendiente de América Latina (PNUD), disponible en: <http://www.afrodescendientes-undp.org>. [consulta: 21 de febrero de 2011].

Semanario medioambiental Tierramérica de América Latina, disponible en: <http://www.tierramerica.net>. [consulta: 21 de febrero de 2011].

Taller multimedia enfocado a hacer visibles los valores y riqueza de los afrodescendientes en América Latina (Somos afro), disponible en: <http://training.dw-world.de/ausbil->

dung/blogs/afro/. [consulta: 21 de febrero de 2011].

Vía Campesina, disponible en: <http://viacampesina.org/sp/> . [consulta: 21 de febrero de 2011].

NOTAS

¹ Según los estudios del profesor Norman Myers de la Universidad de Oxford, en 2050 el planeta podría llegar a tener cerca de 200 millones de refugiados climáticos: “Environmental refugees: a crisis in the making”.

² Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible, disponible en: www.iisd.ca.

³ Se estima que si continúa la expansión de los biocombustibles según está planeada, sesenta millones de indígenas de todo el mundo están amenazados con perder su tierra y sus medios de subsistencia.

⁴ De esta manera, el carbono almacenado en estos bosques generará “créditos” que los países “desarrollados” podrán comprar para compensar sus emisiones de carbono. Este mecanismo, ha suscitado la preocupación de muchas comunidades indígenas y afrodescendientes porque se otorgaría un valor económico enorme a sus bosques y podría ser la chispa para que se apropiaran de sus tierras.

⁵ Resumen de las propuestas de las comunidades indígenas de América Latina basada en la Declaración del Consejo Regional Indígena del Cauca – CRIC durante la Conferencia Mundial de los Pueblos frente al Cambio Climático (19-22 de abril, Cochabamba, Bolivia).

⁶ Ecologista y científico medioambiental.

PERUVIAN ANDEAN-AMAZONIAN¹ INDIGENOUS PEOPLES AND THE CURRENT CLIMATE CHANGE CHALLENGE

TIRSO A. GONZALES VEGA

Summary

This article provides a brief historical background and overview of key issues (food security, biodiversity and Indigenous Peoples, IPs) that underlie the climate change situation in the Peruvian Andes. Next, I outline a conceptual framework on the issues in question and then I summarize the Andean Project for Peasant Technologies (PRATEC²) and their over twenty year of groundbreaking experience in accompanying a number of Peruvian Andean-Amazonian indigenous communities. I conclude by calling the attention of local, national and international stakeholders regarding PRATEC's unique solid proposal for a new generation of culturally sensitive projects by, for, and with Andean IPs on food security, biodiversity conservation and climate change

1. From a Top-Down Exclusive, Euro-American-Centered Paradigm of Development to an Inclusive, Inter-cultural Approach to Agriculture, Biodiversity, Climate Change and Development

How can the perspectives of Indigenous Peoples be included in, and/or complement the assessments and proposed national and international strategies concerning food security and biodiversity conservation, in the context of the on-going climate change? Current and previous national and international strategies concerning these areas have failed to include the perspectives of Indigenous Peoples communities within both their assessments and proposed solutions to address these challenges. Indigenous Peoples should be strategic and crucial partners in the development and implementation of regional and national strategies on the aforementioned issues.

For the Latin American region the recent decisions made by Canada, New Zealand, Australia and the USA to support the 2007 UN Declaration on the Rights of Indigenous Peoples, other key United Nations covenants and the Latin American states' slow transition from a politics of exclusion to one of inclusion creates challenges for major key stakeholders: Latin American Nation-States, Latin American Indigenous Peoples, international and national non-governmental organizations, as well as multilateral and international development organizations (Chase 2003). The Latin American region is slowly moving from exclusive Euro-American centered paradigms to those that are inter-cultural and promote conservation and development.

Latin America's indigenous lands host two major centers of origin of genetic diversity and native crops, key biodiversity hot spots, as well as various secondary centers. Indigenous Peoples are key contributors to food output worldwide. This biodiversity has co-evolved very closely with the local indigenous cultures, their spirituality and respective systems of knowledge. According to conservative estimates, the core of the world's indigenous population consists of some 370 million individuals. The total Latin American indigenous population represents 55 million people, comprising more than 700 native

languages and ethnic groups, each one with their own modes of production, unique ways of knowing (epistemology), ways of being (ontology) and ways of being related to the world (worldview). If a new census were implemented in Latin America, the indigenous population would be at least twice the current estimate. The indigenous “peasant” populations in the Central Andes (Peru, Bolivia, Ecuador) is more than 15 million. Most peasants³ are Indigenous Peoples (Sain and Calvo 2009, IAASTD 2009a, Deruyttere 1997, Hall and Patrinos 2005).

Indigenous Peoples are major supporters, past and present, of food security, climate change and biodiversity strategies. They are under siege and encroachment due to interlocking forces of climate change, development and the nation-state. The UN Food and Agriculture Organization’s definition of agriculture encompasses hunting, gathering, fishing and farming. Indigenous agri-cultures and biodiversity are intimately intertwined in spite of historical and current corporate and nation-state encroachment of their lands, the threat of modern unsustainable monocrop agriculture and genetically modified crops. Today, bio-cultural landscapes and agricultural diversity are the result of Indigenous Peoples’ ancient ingenuity, knowledge/”*saberes*”⁴ and place-based agri-cultures⁵. The interrelations that this worldview sustains take place within each rural community. Their agricultural systems are largely informed by a world-view based on place, balance, interdependence, nurturance, reciprocity and respect.

Climate change, is currently challenging 3 billion indigenous and non-indigenous small-scale food producers (farmers, hunters, gatherers, pastoralists, fishermen) worldwide (including their families). Indigenous ecological knowledge is what has made it possible for indigenous farmers to contribute significantly to food output. Today, “peasants feed at least 70% of the world’s population” (ETC Group 2009:1). In the case of Latin America, indigenous peasant farmers produce 60% of the total food output (Altieri and Koohafkan 2008, Toledo and Barrera-Bassols 2008, The Development Fund 2010).

The Global Forum on Agricultural Research (GFAR 2010) and the Global Conference on Agricultural Research for Development (GCARD 2010) are the two most important recent efforts seeking to reposition international agricultural research. However, they have failed to incorporate unequivocally in their goals, activities and reports, epistemic inclusiveness/plurality on an equal footing regarding two out of the three major systems of agriculture: Indigenous/Traditional Agriculture and Agroecology. Both GFAR and GCARD’s theme was “agriculture for the poor”. In regards to the “small-scale farmers” they omitted the essential corollary of “agricultural research for, with and by the poor”. (Lele et al 2010, Pimbert 2009).

Colonial and neo-colonial development in the “New World” and critical theory have poorly understood, and therefore ignored, the significance of both Indigenous Peoples’ knowledge and their underlying worldviews. As a result, their unique indigenous agricultural systems and their associated indigenous ecological knowledge, technologies and rich native seed genetic diversity continue to be under threat. In particular by contemporary corporate agriculture, and top-down dominant international agricultural research and government policies. Despite the more than 60 years of the erosive environmental and cultural effects of the Western, mono-ethnic “Green Revolution”, three billion small farmers (most of them with an indigenous background and many of them self-identified as indigenous peasant farmers) still practice indigenous farming in differing degrees. From a critical and culturally sensitive perspective, it is extremely important to approach the small farming sector in the “Third World” from culturally sensitive approaches. This is

This is illustrated by the case of the Nuclei for Andean-Amazonian Affirmation, NACAs, and PRATEC, in Peru.

Valladolid's work in the Peruvian Andes reminds us that earth's history reveals that climate change is related to long-term periods of glaciation and deglaciation. Climate change is not new to Indigenous Peoples. Their Indigenous Ecological Knowledge hosts multiple strategies⁶. For instance, pre-colonial cultures adapted to the long-term climatic cycles in the Andes. Regional cultures adapted to and followed the expansion and contraction of the snow line during periods of glaciation, when the snow line moved down (cold season-dry-crops diminished), Pan-Andean cultures such as *Chavin*, *Pucara-Tiahuanacu-Wari*, and *Inca* flourished and when the line of snow moved up (Warmer season-rainy- crops climbed up) regional cultures flourished, (e.g. *Mochica*, *Nazca*, *Chincha*, *Chancas*, *Huancas*, *Lupacas*) (Valladolid 2010). The most important underlying premise of these Andean Indigenous Peoples strategies is that through nurturing life as a whole, within place and procuring balance among all living beings, visible and invisible, food is produced by default. Regarding food security and climate challenges in the pre-colonial Andes, Grillo (1990) suggests that, due to the type of weather in the Andes and despite all the knowledge and organizational efforts at that time, it was not possible to count on secure harvests every year. Consequently, the *Tawantinsuyo* Confederation, under the leadership of the *Keswa/Quechua*, created a proposal that argued that the union of ethnic groups in a large administrative structure increased the possibility for food self-sufficiency. In order to increase local capacity and take advantage of the years of good weather additional work would be provided, expanding areas of cultivation and storage within the confines of each ethnic group. This maximized surplus capacity and redistribution within Confederate territory between those in need. The additional work that each ethnic group brought to the multiethnic organization was reciprocated by the security of having enough food each year, regardless of the weather conditions that were presented in their own territory (Grillo 1990: 62).

Past and present global and national assessments⁷ of climate change mitigation and adaptation strategies, biodiversity, agriculture and food security (Global Biodiversity Strategy, Millennium Ecosystem Assessment, Intergovernmental Panel on Climate Change Reports (IPCC 2007), International Assessment on Science, Knowledge and Technology for Agriculture (IAASTD 2009) have often failed to consult and include the perspectives of indigenous communities and their organizations. In general, the approach adopted has been top-down, heavily scientific and Euro-American centered. These assessments are exclusive and suggest an apparent epistemic superiority, one that is associated to "coloniality of power" (Quijano 2000), "coloniality of knowledge" (Lander 2000) and Euro-American centrism (Battiste and Henderson 2000).

2. Conceptual framework

Concepts are embedded within a particular language, culture, paradigm and world-view. For instance, development planning, food security, biodiversity conservation, agriculture, place, sustainability, nature, knowledge, seed, kinship and environment do not have the same meaning in every culture (Pimbert 1994a, Forbes 2001, Pilgrim and Pretty 2010, Gonzales and Gonzalez 2010).

Three major associated explanatory concepts are relevant for this research. First, Euro-centrism theoretically, 'postulates the superiority of Europeans over non-Europeans' (Bat-

tiste and Henderson 2000). Second, “coloniality of power”, which is considered as an economic exploitation and race classification (Quijano 2000). Third, “coloniality of knowledge” constitutes knowledge and truth as generated by science (Lander 2000). These concepts allow us to deconstruct and analyze current national and international assessments on climate change, food security, biodiversity etc. They also facilitate the deconstruction of the colonial past and present, their associated cognitive system, development paradigms and worldviews, as well as their dominant presence today in Latin American society, politics, culture and related institutions; in particular, at the nation-state level. “Within the past four decades, as the international community codified its norms regarding human and civil rights, Latin American states began moving away from their politics of exclusion regarding indigenous peoples, and, in varying degrees, towards a new politics of inclusion” (Chase 2003: 46) (Stavenhagen 2002, 1990; Iturralde and Krotz 1996).

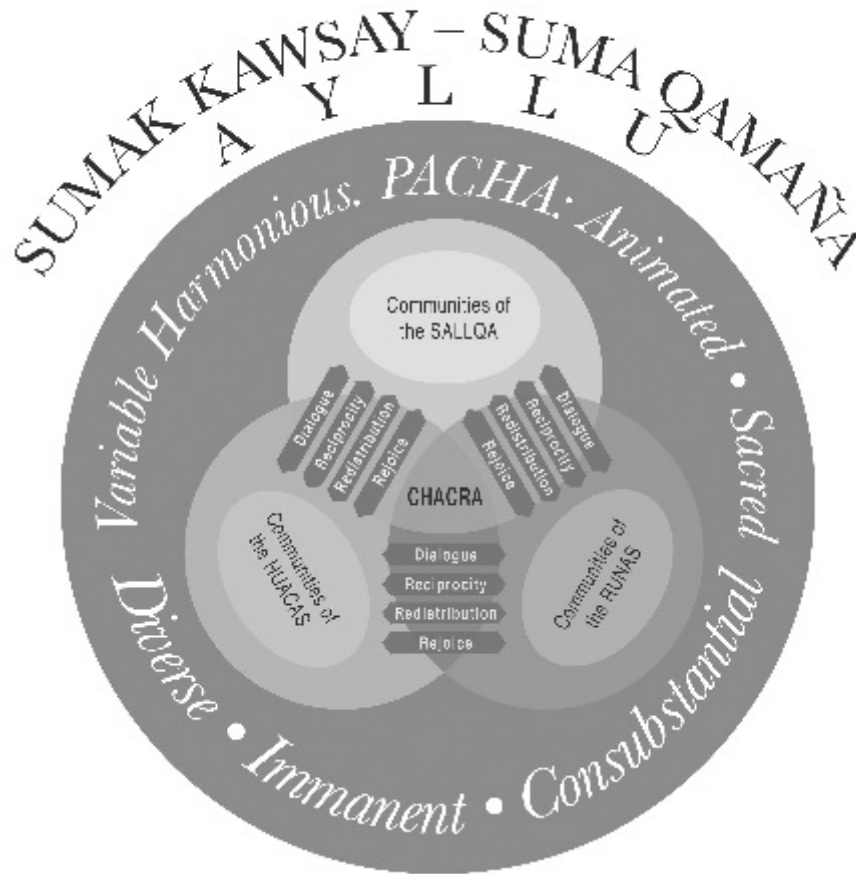
For the last 60 years, international development and Latin American rural and agricultural development agencies have worked with concepts and paradigms that have been unsustainable and foreign to indigenous peoples’ ‘agri-cultures’ (IAASTD 2009, Escobar 1995, Gonzales et al 2010). This has precluded intercultural dialogue between Western scientific knowledge and Indigenous knowledge systems and the recognition of the potential of Indigenous Peoples’ worldviews and systems. It has also precluded the relevance of community-based mechanisms and cultural practices, based on traditional knowledge, from fostering the revitalization of food security, and biodiversity conservation. In order to overcome such a situation, it is extremely important to understand that when dealing with Indigenous Peoples, key issues such as food security, climate change and biodiversity conservation have to be approached from the indigenous perspective. From the perspective of the *Andean Indigenous Worldview of Ever*, culture and nature are not separate. This is a fundamental distinction from the dominant, Western Worldview (Pretty and Pilgrim 2010, Forbes 2001, Ishizawa 2009). Andean life revolves around agriculture. The Andean indigenous proxy for development is synthesized in the complexity of the term *Sumaq Kawsay*⁸, in Quechua, and *Suma Jakaña* or *Qamaña* in Aymara (good living) (Tauli-Corpuz et al 2010:118-149; Walsh 2010). (see figure).

Through dialogue/conversation, Andean indigenous peasants have developed sophisticated responses to the variety of beings inhabiting a particular agricultural place or *chacra*, the small field crop at the centre of everyday practices and rituality. The *chacra* is harbored within *pacha*, the bio-cultural landscape that Andean indigenous peoples have become intimate with, the landscape that they have come to know in all its expressions over time. Through ritual, the Andean worldview purports to sustain the creation and recreation of diversity in all of its expressions and practices. The contemporary concept of sustainability is intrinsic to this millenary worldview; the Andean cosmovision is devoted to the procurement of balance and harmony among all living beings demonstrated both in daily and ritual practices. This unique approach to life has rarely been understood by the colonizer mentality and its dominant Euro-American centered view of the world that has dominated for the last 500 years, thus marginalizing and threatening the Andean way of life (Chuyima 2006; Huizer 2000; Van Kessel and Condori 1992; Valladolid and Apffel-Marglin 1991).

3. Towards the next generation of Indigenous, community-based generated projects: NACAs and PRATEC proposal for the Andes

Place and the Andean Cosmovision / Worldview

Local Pacha: Representation of the Macrocosm at the Microcosm Level



Source: Valladolid 1992, Gonzales and Gonzalez 2010, IAASTD 2009a

For seventy years, mainstream agricultural development projects have failed when dealing with Indigenous communities. Today, we are witnessing emerging alternative eco-centered, sustainable, intercultural, interdisciplinary models/paradigms. Among others (e.g. Agroecología Universidad Cochabamba, AGRUCO and Asociación Andes, Cusco-Perú), the case of NACAs, and PRATEC in Peru situates itself at the cutting-edge of emerging indigenous, culture-based paradigms for indigenous research and development (Tauli-Corpuz et al 2010, Haverkort and Reijntjes 2006, Ishizawa 2009). This contrasts with the mainstream mono-cultural Euro-American approach (Escobar 1995, Noorgard 1994).

The Peruvian Andes are among the most vulnerable regions to climate change (IPCC 2007). In Peru, the Indigenous population is over 9 million. As of July 2001, there were 5,827 *Comunidades Campesinas*, CCs, (Peasant Communities)⁹. Today, however, CCs own only 10 per cent of the total agricultural land, despite peasant communities comprising 90 per cent of the agricultural and pastoral units in the Peruvian Andean territory and producing between 45 and 60 percent of the country's total food output. (Maffi and Woodley

2010)

The main characteristic of the Peruvian Andes is their ecological diversity. Of the planet's 103 life-zones Peru contains 82 or 80 percent of the eco-climate zones that exist on the planet (Valladolid 1998). Such complexity and uncertainty is matched by the Andean worldview, which informs and enhances Andean indigenous farmers' ingenuity and sophisticated decision-making process involved in the management of their bio-cultural landscape. The challenges posed by this environment are met by these Indigenous Peoples communities with a repertoire of knowledge that allow them to 'converse' with any kind of climate in such a way that agricultural produce is always generated (Valladolid 1994). This unique complexity has not been considered yet, in full, by international development agencies and the Latin American Andean State.

4. Emerging "invisible" and culturally-sensitive alternative approaches to Indigenous Peoples endogenous development: NACAs and PRATEC's proposal

NACAs and PRATEC's proposal takes up the challenge by focusing on Andean community-based mechanisms, traditional knowledge and cultural practices that contribute to the conservation of biodiversity and food security as the foundation and engine for Andean-Amazonian cultural affirmation and the affirmation of life as a whole. This foundation is rooted in the *Andean Cosmovision of Ever*. This is precisely what is already informing the next generation of groundbreaking culturally sensitive projects with external players (e.g. international development agencies, nation-state, and multilateral organizations). The outcomes of NACAs-PRATEC's accompaniment of Andean-Amazonian communities are already contributing to a fundamental reconsideration of mainstream rural development, biodiversity conservation and food security strategies in the context of climate change. They also recognize the centrality and soundness of the Andean indigenous community. For the last 20 years, NACAs and PRATEC have worked patiently and diligently in order advocate how respectful dialogue between different knowledge systems and "*sa-beres*" require moving beyond false epistemic superiorities, Euro-American centrism, the six imperial languages and their Western epistemology¹⁰, as well as acknowledging other epistemologies, such as those of the Andean-Amazonian Indigenous Peoples.

The perspectives of Indigenous communities in their assessments and proposed solutions to address climate change, food security and biodiversity conservation challenges are grounded in (i) their own diagnoses of the issues involved in the regeneration of biodiversity and food security, (ii) livelihood strategies based on their traditional knowledge and practices and (iii) their own understanding of community governance and modalities of consultation for consensual decision making. NACAs and PRATEC have gathered and systematized crucial information that has generated in-depth, ground-based data. Through this data it is possible to build strategies for including indigenous communities as key global partners in the discourse of mitigation and/or adaption to climate change and to assure food security and the sustainability of global biodiversity. (Ishizawa et al 2010, Ishizawa 2009).

NACAs and PRATEC's goal is to strengthen the Andean-Amazonian cosmovision, the nurturer of bio-cultural diversity. This takes shape in four ways: (1) by strengthening the nurturance of the local pacha (*chacras*/crop fields, mountains, and natural pastures) through community work (*Ayni, Minga, Choba Choba*); (2) by strengthening the nurturance of the *Ayllu*'s organically through traditional governance (traditional authori-

authorities); and, (3) through the recovery of respect and love for deities and nature, through the strengthening of the nurturance of rituals and festivities. Lastly, by strengthening regional spaces (seed's paths), where seed diversity and *saberes* regenerate through visits among indigenous peasants at the local, regional and national levels. In the Andes, without the strengthening of respect and affection for the diversity of *Kawsay Mama* (Mother-Seed) there will not be *Sumaq Kawsay* (good living in community) (Valladolid 2010:20).

Movements of cultural affirmation such as PRATEC and NACAs are also an affirmative form of deprofessionalized intellectual labour and the firm assertion of the existence of other worldviews and paradigms which do not conform the Western dominant worldview and related paradigms. PRATEC and NACA's movement of cultural affirmation is one concerned with the affirmation of life as a whole to nurture a culturally diverse world through the recovery and revitalization of the agricultural/cattle raising and cultural practices of Andean-Amazonian IPs. It is aligned with the interests of Indigenous communities in a process of *acompañamiento*, walking side by side with, and facilitating the collection and systematization of, indigenous epistemologies. These epistemologies are grounded in a deep sense of *pacha*, place, time that is, the world, but also *pacha mama*, the portion of the world visible on the surface of the earth (Ishizawa 2009, PRATEC 2001, Valladolid 2001).

REFERENCES

Altieri, M. and Koohafkan, P. (2008): 'Enduring Farms: Climate Change, Smallholders and Traditional Farming Communities', Environment & Development Series 6, Third World Network, Geneva.

Apffel-Marglin, F. and PRATEC (eds), (1998): *The Spirit of Regeneration: Andean Culture Confronting Western Notions of Development*, Zed Books, New York.

Battiste, M. and Henderson, J. (2000): *Protecting Indigenous Knowledge and Heritage. A Global Challenge*. Purich Publishing Ltd. Saskatoon, Saskatchewan,

Chase, R. (2003): *A Tapestry Woven from the Vicissitudes of History, Place and Daily Life. Envisioning the Challenges for Indigenous Peoples of Latin America in the New Millennium*. Instituto del Bien Comun. Peru.

Chuyma, A. (2006): 'Volver a la vida alegre y sabia de nuestros abuelos: Descolonizacion y Afirmacion Cultural Andina en el Altiplano-Puno', Asociacion Chuyma de Apoyo Rural 'Chuyma Aru', PRATEC, Peru.

Comunidad Andina. (2008): 'El Cambio Climatico no tiene fronteras. Impacto del Cambio Climatico en la Comunidad Andina'. Secretaria General de la Comunidad Andina. Peru.

Deruyttere, A. (1997): 'Indigenous Peoples and Sustainable Development: The Role of the Inter-American Development Bank', Report IND97-101, Washington, DC.

Escobar, A. (1995): 'Encountering Development. The Making and Unmaking of the Third World'. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

ETC Group. (2009): 'Who will feed us? Questions for the Food and Climate Crises'. Etc group Communiqué. November 2009. Issue #102.

Forbes, J.D. (2001): "Nature and Culture: Problematic Concepts for Native Americans," In *Indigenous Traditions and Ecology*. Cambridge: harvard University Press for the Harvard Univesiy Centrer for the Study of World Religions.

GCARD. (2010): "Transforming Agricultural Research for Development": Report for GCARD 2010 from the Global Author Team (Uma Lele, Jules Pretty, Eugene Terry, Eduardo Trigo). GFAR. Report for the Global Conference on Agricultural Research for Development (GCARD), 28th-31st March 2010.

GFAR. (2010): The Global Forum on Agricultural Research. [en línea] (2010) <http://www.egfar.org/egfar/website/gcard> [consulta 11 de febrero de 2011]

Gonzales, T., Machaca, M., Chambi, N., Gomel, Z. (2010) "Latin American Andean Indigenous Agriculturalists Challenge the Current Trans-national System of Science, Knowledge and Technology for Agriculture: From Exclusion to Inclusion." Tebtebba Foundation and UNPFII (eds): *Indigenous Peoples Self-determined Development*. Valley Printing Specialist, El Baguio, Philippines.

Gonzales, T. and Conzalez, M. (2010): "From Colonial Encounter to Decolonizing Encounters. Culture and Nature seen from the Andean Cosmovision of Ever: the Nurturance of Life as Whole", Jules Pretty and Sarah Pilgrim (eds): *How Biodiversity and Culture Intersect?* England. Earthscan.

Grillo, E. (1990). "Cultura y Agricultura Andina", in AGRUCO and PRATEC (eds): *Agroecologia y Saber Andino*, PRATEC, Lima.

Hall, G. and Patrinos, H. (2005): 'Indigenous Peoples, Poverty and Human Development in Latin America:1994-2004', World Bank, Washington.

Haverkort, B. and Reijntjes, C. (eds) (2006): 'Moving Worldviews. Reshaping sciences, policies and practices for endogenous sustainable development'. Compas series on Worldviews and sciences 4. Leusden.

Huizer, G. (2000): "People's spirit of resistance in Latin America", in B. Haverkort and W. Hiemstra (eds): *Food for Thought: Ancient Visions and New Experiments*, COMPAS, Oxford.

IAASTD (2009) 'Agriculture at a Crossroads. International Assessment of Agricultural Science and Technology for Development (IAASTD)'. Global Report. (Eds) Beverly D. McIntyre, Hans Herren, Judi Wakhungu, Robert T. Watson. Island Press, Washington, DC.

IAASTD. (2009a): 'Agriculture at a Crossroads. International Assessment of Agricultural Science and Technology for Development (IAASTD)'. Volume III. Latin America and the Caribbean, Island Press, Washington, DC.

IPCC. (2007): 'Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change'. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson (eds). Cambridge University Press.

Ishizawa, J., Rengifo, G. y Arnillas, N. (2010): 'La Crianza del Clima en los Andes Centrales del Peru. El papel del FIAC'- Fondos de Iniciativas de Afirmacion Cultural en la regeneracion del "Allin Kawsay" o vida buena andina. Lima. PRATEC.

Ishizawa, J. (2009): "Affirmation of cultural diversity—Learning with the communities in the central Andes". Draft Thematic Paper, What Next Forum. Development Dialogue August 2009, What Next Vol 2.

Iturralde, D. and Krotz, E. (1996): 'Indigenous Development: Poverty, Democracy and Sustainability'. InterAmerican Development Bank. Washington, D.C. December 1996— No. IND96-102

Lander, E. (2000): "Eurocentrism and colonialism in Latin American social thought", *Nepantla: Views from South*, vol 1, no 3, pp519-532

Lele, U., Pretty, J., Terry, E., Trigo, E. (2010): 'Transforming Agricultural Research for

\Development'. DRAFT, Global Author Team. The Global Forum for Agricultural Research, GFAR. Report for the Global Conference on Agricultural Research for Development, GCARD, 28th – 31st March, 2010.

Maffi, L. and Woodley, E. (2010): *Biocultural Diversity Conservation: A global Sourcebook*. Terralingua. Earthscan.

Mignolo, W. (2008): "A Conversation with Walter Mignolo" interview by Marina Gržinić in *De-Coloniality: De-Linking Epistemology from Capital and Pluri-versality* Part 1.

Noorgard, R. (1994): *Development Betrayed: The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*, Routledge, London and New York

PACC Peru. (2009): 'Adapting to Climate Change in the Andes'. The Climate Change Adaptation Programme, PACC.

Pimbert, M. (2009): 'Towards Food Sovereignty: Reclaiming Autonomous Food Systems', IIED.

Pimbert, M. (1994a): 'Editorial', *Etnoecológica*, vol 2, no 3, pp3-5

Pimbert, M. (1994b): 'The need for another research paradigm', *Seedling*, vol 11, pp20-32

PRATEC (1998): 'La Regeneración de Saberes en los Andes, Proyecto Andino de Tecnologías Campesinas', PRATEC, Peru

Quijano, A. (2000): "Coloniality of power, eurocentrism and Latin America", *Nepantla: Views from the South*, vol 1, no 3, pp533-580

Sain, G. and Calvo, G. (2009): *Agri-culturas de América Latina y el Caribe: elementos para una contribución al desarrollo sostenible*. San José, C.R.: IICA, UNESCO.

Stavenhagen, R. (2002): 'The return of the native: the indigenous challenge in Latin America' (Occasional papers). University of London, Institute of Latin American Studies.

Tauli-Corpuz, V. Enkiwe-Abayao, L. and de Chavez R. (eds) (2010): *Towards an Alternative Development Paradigm: Indigenous Peoples' Self-Determined Development*. Tebtebba Foundation. Valley Printing Specialist, El Baguio, Philippines.

The Development Fund. (2010): 'A Viable Food Future'. Part I and II. Norway.

Toledo, V. and Barrera-Bassols, N. (2008): *La Memoria biocultural. La importancia ecológica de las sabidurías tradicionales*. Icaria Editorial. Barcelona.

UNEP (2009): 'Latin America and the Caribbean: Environment Outlook'. GEO LAC 3. United Nations Environmental Programme.

UNEP (2007): 'Global Environmental Outlook'. GEO 4. Environment for Development. United Nations Environment Programme.

UNEP (2006): 'Millennium Ecosystem Assessment'. United Nations Environment Programme.

UNEP (2003): *Andean Environmental Outlook*. UNEP ROLAC/CAN/CIUP.

UNEP (2000): "The State of the Environment. Latin America and the Caribbean." Chapter Two. *Global Environmental Outlook*. GEO-2000.

Valladolid, J. (2010): "Climate Change and Andean Peasant Agriculture". Indigenous Partnership for Agrobiodiversity and Food Sovereignty. Scoping Report. Písaq, Cusco, Peru 3-5 May, 2010.

Valladolid, J. and Apffel-Marglin, F. (2001): 'Andean cosmovision and the nurturing of biodiversity in the peasant Chacra', in J. Grim (ed) *Indigenous Traditions and Ecology: The Interbeing of Cosmology and Community*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

Valladolid, J. (1994): "Agricultura Campesina Andina: Crianza de la diversidad de la

vida en la chacra.” In *Crianza Andina de la Chacra*. Lima: PRATEC.

Van Kessel, J. and Condori, D. (1992): *Criar la Vida: Trabajo y Tecnología en el Mundo Andino*. Santiago, Chile: Vivarium.

Walsh, C. (2010): “Development as Buen Vivir: Institutional arrangements and (de) colonial entanglements.” *Development*, 2010, 53(1), (15-20)

NOTES

¹ Most western(ized) scholarly and non-scholarly work views the Andes longitudinally. From an Andean indigenous perspective, the “Andean biocultural order is shared amongst Quechua, Aymara and other sixty one indigenous nationalities. It marks a pathway which traverses the coastal region, the Andean highland region, and the Amazonian region. The Quechua order implies that every living being lies along this transversal pathway, cyclically regenerating all life, in response to all beings”. (Gonzales and Gonzalez 2010:87) The Tawantinsuyo Confederation articulated the vast Andean territory through the Qhapaq Ñan a road system that connected the Andes from North to South and from West to East.

² PRATEC is a Peruvian NGO established in 1986 in Urubamba, Cusco. It works with 22 Nuclei for Andean-Amazonian Cultural Affirmation, NACA. Their activity is carried out in 53 districts, which included 154 communities in 12 regions of Peru. Further information about PRATEC: <http://www.pratecnet.org/>

³ This concept, campesino, is a translation of the concept “peasant” or “peasantry” and its translation is a superimposition which renders under erasure a distinct and different historical actor. This inadequate translation is one register of the coloniality of knowledge practices diffused throughout the region since the colonial encounter. More importantly, it dislocates the primary labour of indigenous communities organized in accord with an understanding of the ecological landscape of these territories, while it obviates the integrating knowledge practices of indigenous spirituality as they emerge from a worldview, or cosmovision--- as they emerge from an intimate knowledge of a natural order.

⁴ The notion of Saberes are something different than Western scientific knowledge. “The Andean peasant’s learning is not the result of a separation between subject and object. In the Andean world, los saberes (knowing) is a result of the here and now, of living in conversation with and between everyone and everything. (Gonzales and Gonzalez 2010:92)

⁵ “Eighty-five percent of the world’s food is grown and consumed – if not within the ‘100 mile diet’ – within national borders and/or the same eco-regional zone. Most of this food is grown from peasant-bred seed without the industrial chain’s synthetic fertilizers. Peasants breed and nurture 40 livestock species and almost 8000 breeds. Peasants also breed 5000 domesticated crops and have donated more than 1.9 million plant varieties to the world’s gene banks. Peasant fishers harvest and protect more than 15,000 freshwater species. The work of peasants and pastoralists maintaining soil fertility is 18 times more valuable than the synthetic fertilizers provided by the seven largest corporations.” (ETC Group 2009:1)

⁶ Indigenous Ecological Knowledge, IEK, is part and parcel of the intricate cultural and spiritual warp present in every indigenous community. IEK can not be fragmented nor isolated.

⁷ For example national and international assessments such as, UNEP 2009, 2007, 2006, 2003; Comunidad Andina 2008, Pimbert 1994b, GCARD 2010, Lele et al 2010, PACC 2009, IAASTD 2009, 2009a.

⁸ Sumaq Kawsay unfolds within place, the local pacha (local bio-cultural and ritual landscape; macrocosm at the microcosm level). At the core of the Andean cosmovision is the nurturing of life as a whole. Such nurturance takes place within the local pacha and comprises a natural collectivity of equivalent beings: runas (humans), sallqa (nature) and apus/huacas (deities). Humans, nature and deities make up Ayllu, a kinship group. It is not restricted to human lineage/blood kinship, but includes each member of the local pacha. Learning how to nurture and letting oneself be nurtured with respect, empathy, reciprocity and joy are primordial principles and practices in the Andes.

⁹ Out of the 5,827 CCs, 4,224 had their property land titles registered at the Public Registrar and claimed ownership of land, covering a geographic area of more than 18 million hectares. (Gonzales and Gonzalez 2010:86).

¹⁰ Greek, Latin and the six modern European and imperial languages constitute the linguistic base of Western epistemology (Mignolo 2008). This linguistic base constrains the “other invisible” indigenous epistemologies.

GUERREROS CONTRA EL CAMBIO CLIMÁTICO: ENTRE LA FRUSTACIÓN Y LA ESPERANZA

JOSEBA I. ARREGI

Hodei-ri urrunean ere mundu seguru bat izan dezazun, natura zaindu, mai-tatu eta babestu egin behar duzula gogoratuz

Resumen

Desde el comienzo de su actividad internacional como un actor internacional emergente y relevante los Pueblos Indígenas (PIs) han mantenido la lucha contra la amenaza del cambio climático en el centro neurálgico de su agenda política hasta el punto de que su especial relación con la naturaleza constituye un indicador étnico que les diferencia del resto de pueblos del planeta. La paradiplomacia indígena ha conseguido impulsar una nueva visión internacional de los PIs y su relación con la Naturaleza. Esta nueva visión, presente en importantes documentos internacionales, reconoce la importancia de reconocer los derechos sobre la tierra y el territorio de los PIs como punto de partida para cualquier iniciativa compartida de Desarrollo Sostenible y de lucha contra el cambio climático que amenaza la pervivencia de los PIs y el planeta. Cualquier iniciativa a favor en contra del cambio climático debe contemplar la rica y compleja relación entre el este recurso natural y los PIs.

1. Introducción

Para los Pueblos Indígenas (de aquí en adelante PIs) la defensa de su singular relación con la naturaleza, su territorio y los ecosistemas con los que comparten su existencia constituye un pilar básico y sagrado de sus culturas (Daes, 1997) y es objeto de especial protección dentro de su agenda de reivindicación de derechos indígenas a nivel mundial (Anaya, 1996). Es más, desde los albores de dicho movimiento en 1974, la defensa de una visión indígena, alternativa al ecocentrismo y antropocentrismo dominantes, ha sido una constante de su quehacer político internacional (Arregi, 2010).

Durante su prolongado activismo político, en multitud de discursos y declaraciones los indígenas han hecho patente su honda preocupación ante la destrucción de la naturaleza¹, tanto a nivel local como global, avisando de las consecuencias de alterar el equilibrio ecológico del planeta y poner en peligro las condiciones que hacen posible la vida en el planeta en pie. Este discurso, que durante la década de los 80 fue considerado apocalíptico, ridiculizado y rechazado por el *status quo*, fue paulatinamente confirmado por la investigación científica y las instituciones internacionales en la década de los 90 y posteriormente. Tanto el informe Brundtland como la posterior cumbre de Río de 1992, reconocieron la gravedad de una amenaza comparable con la entonces recientemente superada amenaza nuclear de la Guerra Fría. Este peligro global, anunciado por los pueblos indígenas, ha sido definido por la comunidad científica internacional como cambio climático y sus consecuencias amenazan tanto la pervivencia del planeta como la supervivencia de los miles de pueblos indígenas.

Así pues, está claro que los PIs sufren a escala global los efectos devastadores del cam

bio climático². Por ejemplo, en las islas del Pacífico, en Kirabati y Tubalu, la subida de las aguas amenaza con sumergir sus territorios y expulsar a sus poblaciones a otras tierras, con todos los problemas de reasentamiento que ello conlleva. Además, los atolones de coral, fundamentales para el mantenimiento de los ecosistemas y culturas indígenas de esta zona del mundo, sufren un gran deterioro, impactando negativamente en los bancos de pesca, que constituyen una de las fuentes principales de la dieta indígena en esta parte del mundo (IPCC, 2008).

Mientras tanto los PIs de Alaska, Groelandia y el Ártico sufren las consecuencias del deshielo, que genera bruscos e inesperados cambios de clima, difíciles de predecir, que invalidan el conocimiento tradicional y que afectan tanto a la fauna como a la supervivencia cultural indígena en esta gran región Ártica (Ibid.).

En Asia, resulta preocupante la reducción de lluvias que afectan al mantenimiento de los frágiles ecosistemas húmedos de este continente y ponen en peligro los recursos tradicionales utilizados por los PIs. Asimismo, esta falta de lluvia afecta a los cosechas y aumenta el peligro de incendios. Por otro lado, el aumento de los niveles del mar ocasiona una invasión de las zonas de costa y los ríos con el consiguiente peligro de salinización y reducción del agua potable disponible. Esta escasez de agua potable a nivel continental se ve incrementada por la desaparición de los glaciares del Himalaya que impactan en la compleja red fluvial que surca el continente asiático (IPCC, 2009).

En África, los efectos del cambio climático ponen en peligro los ganados de vacas y cabras de los que dependen las distintas culturas nómadas. Además, el avance del desierto y la creciente escasez de agua potable amenazan con hacer aún más difíciles las condiciones de supervivencia de pueblos que como los Shan habitan en el desierto sudafricano (IPACC, 2009).

Los PIs de América, principalmente los que habitan en los grandes bosques, tampoco son una excepción. El cambio climático tiene como efecto la escasez de nieve y la disminución de lluvia que termina por afectar a la calidad de agua potable existente. La nueva climatología va a tener un impacto directo en la salud, cubierta forestal, vida salvaje, derechos tribales sobre el agua de los PIs de las Américas. Además, son cada vez más frecuentes las tormentas violentas, las ventiscas, las inundaciones, los cortes eléctricos, los problemas de transporte y cortes de energía que afectan gravemente a las comunidades indígenas. El aumento de temperaturas también se refleja en un avance de la desertización y en una desaparición de variedades tradicionales utilizadas en la medicina indígena y los alimentos que complementan la dieta indígena (Gamble, 2010).

Junto con todas estas consecuencias climatológicas, los PIs observan con impotencia cómo sus territorios son invadidos por proyectos internacionales de desarrollo, que explotan intensivamente sus territorios con el objeto de hacer frente a una demanda mundial creciente. Todo ello en el marco de planes estatales que consideran los recursos de sus territorios como materia prima vital para impulsar el desarrollo nacional (Arregi, 2010) y de sus planes de lucha contra el cambio climático que ignoran sus intereses.

2. Pueblos Indígenas y Reconocimiento Internacional

La acción política internacional indígena en las áreas de los Derechos Humanos y de la Ecología ha posibilitado un reconocimiento internacional de la importancia de las culturas indígenas (Anaya, 1996) y su contribución al mantenimiento de la diversidad cultural y biológica del planeta (Daes, 1997). Esta visión queda plasmada en la Declaración de

Rio de 1992, en Agenda 21³, en el Convenio de Biodiversidad de 1993⁴ y en los mecanismos posteriores de vinculados al Desarrollo Sostenible. Estos importantes referentes internacionales han sido complementados con una visión alternativa indígena plasmada en las siguientes declaraciones: *the Charter of the International Alliance of Indigenous and Tribal Peoples of the Tropical Forests*; *the Mataatua Declaration*; *the Santa Cruz Declaration on Intellectual Property*; *the Leticia Declaration of Indigenous Peoples and Other Forest Dependent Peoples on the Sustainable Use and Management of All Types of Forests*; *the Charter of Indigenous Peoples of the Arctic and the Far East Siberia*; *the Bali Indigenous Peoples Political Declaration*; and, *the Declaration of the Indigenous Peoples of Eastern Africa in the Regional WSSD Preparatory Meeting*. También la Declaración de Kimberly, *Indigenous Peoples' Plan of Implementation on Sustainable*, o la más reciente *Declaración de Mumbai* o las directrices Akwé: Kon. Todos ellos son documentos de referencia para aprehender la propuesta indígena sobre medioambiente.

Los documentos anteriormente mencionados constituyen el marco internacional dentro del cual se desarrollan las iniciativas indígenas de lucha contra el cambio climático que tienen como eje central la defensa de los derechos de los pueblos indígenas sobre sus tierras y territorios. A todos ellos hay que ligar la Declaración Internacional de Derechos de los Pueblos Indígenas de 2007 (de aquí en adelante Declaración). Estos documentos han conseguido vincular el futuro del medio ambiente global con la salud de los ecosistemas locales indígenas, que deben ser administrados mediante proyectos que reconocen los derechos y participación indígenas, todo ello en el marco de un renovado diálogo intercultural que pretende combinar tradición y modernidad y donde el derecho de autodeterminación constituye su pieza fundamental (Arregi, 2010). Los documentos resultan fundamentales para entender la postura indígena y su petición de reconocimiento como protectores y gobernantes de los bosques, que usan para cubrir sus necesidades vitales y asegurar su pervivencia política y cultural como pueblos singulares, así como para reivindicar todos los derechos que de aquí se derivan (Galdu, 2007).

A pesar de todo, las reivindicaciones indígenas no han tenido el eco deseado en la postura de los gobiernos que negocian los grandes marcos internacionales. Así pues, el Convenio Marco sobre Cambio Climático limita la participación de actores no gubernamentales y, en consecuencia, los indígenas pueden asistir en calidad de asociaciones, pero no como PIs con plenos derechos. Esta postura obstruccionista choca frontalmente con los numerosos reconocimientos internacionales anteriormente citados que identifican a los PIs como “grupos principales” (*major groups*) en las estrategias de defensa de la diversidad biológica y cultural, de impulso del desarrollo sostenible y de combate contra el cambio climático.

3. Cambio Climático, Pueblos Indígenas y Bosques

Los bosques ilustran como ningún otro ecosistema este carácter poliédrico de elemento vital para la supervivencia del planeta, para la viabilidad futura de PIs y para el desarrollo de los estados. El 80% de la biodiversidad del planeta se encuentra en bosques que están en territorio indígena (Sobrevila, 2008). Estos bosques resultan fundamentales tanto para la supervivencia y viabilidad futura de los pueblos indígenas como para el desarrollo de estrategias de lucha contra el cambio climático a nivel mundial. Hasta ahora, los intentos por participar en temáticas que, como los bosques o el cambio climático afectan gravemente a sus intereses, han resultado baldíos y han sido reiteradamente bloqueados por los

estados que siguen controlando el desarrollo de instrumentos tales como la Convención Marco de la ONU sobre el cambio climático (de aquí en adelante Convención) y el Panel Intergubernamental sobre los Bosques (Arregi, 2010). En ambos casos la visión estatocentrista considera que la soberanía sobre los recursos es total y no puede ser compartida. Esta visión choca frontalmente con la visión indígena y su reivindicación de derechos sobre el territorio, sobre todo con el derecho de autodeterminación indígena, que vincula territorio, participación y consentimiento previo constituyendo el corazón de la agenda política indígena (Salick & Big, 2007).

Aunque la propuesta indígena ha conseguido influenciar la posición de algunas ONGs internacionales, los estados no renuncian a considerar a los bosques como un motor de desarrollo nacional bajo su absoluta y única soberanía. Esta visión centralista se encuentra presente en los mecanismos REDD, vinculados a la Convención, que tienen como objetivo definir un cambio adaptativo y poner en marcha políticas de mitigación capaces de contrarrestar los efectos negativos del cambio climático, sobre todo en los países del Sur (Estebancio, 2009). La importancia de los bosques resulta fundamental, aún más cuando los países se niegan a reconocer los objetivos de reducción de Kyoto, y es necesario proteger e incluso aumentar las superficies boscosas existentes a nivel planetario, por ser estas mecanismos de absorción y retención del CO₂ (Arregi, 2010). Conscientes de este valor estratégico, los estados han conseguido imponer una visión economicista que incluye y fomenta los bosques de monocultivo industrial (Zueras, 2010). Las soluciones contempladas por los estados para hacer frente al cambio climático han sobrevalorado e impulsado el desarrollo de grandes proyectos tales como plantaciones de biofuel, proyectos de energía renovables que apuestan por la construcción de presas o medidas para promover los bosques como mecanismos de absorción de CO₂ (Monbay, 2008). Todas estas iniciativas tienden a disparar el precio de la tierra e incrementan la posibilidad de que los indígenas sean desplazados de su territorio. Además, la presión de los estados ha conseguido que importantes instrumentos internacionales consideren a los PIs y poblaciones locales como destructores del bosque mientras se ignora el papel de las agroindustrias multinacionales (desarrollo de alimentos, fibra y producción energética alternativa) en este proceso de deterioro ecológico (Arregi, 2010). De hecho, los PIs han denunciado que la ocupación de bosques nativos y su sustitución por especies comerciales en régimen de monocultivo deterioran el ecosistema y reducen la capacidad de los bosques nativos de absorber mayores cantidades de CO₂ (IUCN, 2008). De hecho, los PIs han denunciado que las propuestas actuales del REDD para contrarrestar el cambio climático afectan negativamente a sus pueblos y ecosistemas (Estebancio, 2009). Especialmente, han criticado los mecanismos de mercado que resultan muy lesivos para ellos por causar gran parte de las violaciones de derechos humanos que sufren, estando relacionados con la ocupación y sobre explotación de sus bosques. También, los mecanismos de mercado presentes en el intercambio de emisiones, el impulso de los biocombustibles y los proyectos para combatir emisiones a menudo conllevan serias violaciones de los derechos indígenas.

En definitiva, PIs ven como sus bosques son ocupados y asisten a su deforestación completa, a su degradación, erosión y sustitución paulatina por especies foráneas. Además sufren los impactos negativos derivados del uso de pesticidas (Monbay, 2008) y de la pérdida de acceso a estos bosques que tradicionalmente les han proporcionado comida, medicinas, materiales y un espacio donde desarrollar su especificidad cultural y religiosa (Daes, 1997).

A pesar de esta negativa realidad, los pueblos indígenas han mostrado su deseo de par

participar en estos marcos y contribuir a la lucha contra el cambio climático que afecta tan gravemente a nuestro planeta. Su carácter de guardianes de los bosques, su conocimiento tradicional, fundamental para la gestión de estos ecosistemas así como para el desarrollo de la biotecnología en el siglo XXI (Chivian & Bernstein 2008) resulta fundamental para el desarrollo de políticas efectivas, basadas en el derecho de autodeterminación indígenas (Galdu, 2007) y demás derechos reconocidos por la Declaración Indígena. Es por ello que existe un amplio consenso en torno a considerar el respeto al derecho de autodeterminación indígena como el fundamento básico sobre el que articular cualquier estrategia de cooperación con los Pis. Es sobre este pilar donde se deben construir las nuevas relaciones de colaboración y respeto. Es por ello que:

Cualquier estrategia de Desarrollo Sostenible en territorio indígena debe partir del reconocimiento del hecho indígena como una realidad cultural y política viva, activa, capaz de tomar las riendas de su desarrollo y de decidir qué tipo de contribución pueden y desean hacer a la comunidad mundial. Los agentes de desarrollo trabajando en zonas indígenas deben tener en cuenta que, para los indígenas, el vínculo entre identidad, biodiversidad y Naturaleza es una cuestión vital para su supervivencia étnica. Y que si se quiere mantener el medio ambiente es necesario apoyar los derechos, la supervivencia y el robustecimiento cultural de estos pueblos, y no, como se ha hecho hasta ahora, centrar el interés en el mantenimiento de zonas ecológicas, ignorando y aislando a las personas que viven allí. Este punto debe estar en la base del entendimiento de los pueblos indígenas y del valor de sus comunidades y culturas (Arregi, en Nesti 1999).

4. Conclusión

En estos procesos ONU de naturaleza intergubernamental, la participación de actores no estatales resulta muy complicada. En consecuencia, las críticas y contribuciones indígenas no han conseguido influir en estos foros de decisión. Todo ello a pesar de constituir uno de los grupos principales de Agenda 21, ser los primeros en sufrir las consecuencias del deterioro de sus ecosistemas, mantener además un vínculo singular con el territorio y los ecosistemas existentes, y tener ampliamente reconocidos sus derechos a nivel internacional

Sin embargo, la participación indígena resulta fundamental para garantizar una efectiva defensa de los ecosistemas y la prevención de las violaciones de derechos humanos.

Es por ello que consideramos fundamental integrar la visión indígena y garantizar su participación en los mecanismos que afecten a los PIs. Esta plena participación resulta vital para la protección de ecosistemas, formas de vida, conocimiento tradicional, visión sobre el medio ambiente, sistemas de gestión de los bosques y producción y defensa de la seguridad alimentaria de los PIs.

BIBLIOGRAFIA

Anaya, J. (1996). *Indigenous Peoples in International Law*. New York: Oxford University Press.

Arregi, J. (2010) *Laugarren mundua: herri indigenen erbeste ekintza, onespen eta aldaketa eragile nazioarteko harremanetan 1992-2007*. EHU-UPV, Leioa. Tesis Doctoral.

Castro, E. (2009) *Climate Change, Forest Conservation and Indigenous Peoples Rights*.

Consultado en 2-18-2011 en www.cbd.int/doc/external/cop-09/gfc-climate-en.doc

Chivian, E. & Bernstein, A. (Ed.). (2008). *Sustaining Life: How Human Health Depends on Biodiversity*. ISBN13: 9780195175097.

Daes, E.-I. (1997). *Las Poblaciones Indígenas y su relación con la Tierra* No. E/CN.4/SUB.2/1997/17.

Galdu (2007). *Arctic regional workshop on indigenous peoples' territories, lands and natural resources*. Consultado en 2-18-2011 en www.galdu.org/govat/doc/arctic_workshop_report.pdf.

Gamble, J. (2010). *Native Communities and Climate Change: Protecting tribal Resources as part of National Climate Change*. Consultado en 2-18-2011 en www.colorado.edu/.../ClimateChangeReport-FINAL%20_9.16.07_.pdf.

Indigenous Peoples of Africa Co-ordinating Committee (IPACC) (2009). *Fighting for Survival: Indigenous Peoples and Climate Change in Kenya*. Consultado en 2-2-2011 en <http://vimeo.com/7851815>.

Indigenous Peoples' Global Summit on Climate Change (2009). *Report of the Indigenous Peoples' Global Summit on Climate Change*. Consultado en 2-18-2011 en <http://www.indigenoussummit.com/servlet/content/home.html>.

IPCC (2007). *Effects of global warming by region*. Consultado en 1-18-2011 en <http://timeforchange.org/effects-of-global-warming-by-region-ipcc-2007>

Salick, J. and Byg A. (2007). *Indigenous and Traditional Peoples and Climate Change*. Consultado en 2-18-2011 en www.ecdgroup.com/docs/lib_004630823.pdf.

Joji Cariño (1997). *Moradores forestales, población indígena, mujeres y comunidades locales*. Consultado en 2-18-2011 en www.fao.org/forestry/docrep/wfcxi/PUBLI/PDF/V5S_T29.PDF.

Mok, K (2011). *Indigenous People's Climate Change Summit Giving Unified Voice*. Consultado en 2-18-2011 en http://www.unutki.org/default.php?doc_id=98.

Monbay (2008). *Global Warming Solutions are hurting indigenous peoples*. Consultado en 2-18-2011 en http://news.mongabay.com/2008/0402-redd_indigenous_people.html.

Nesti I. (1998). *Indigenous peoples' right to land: international standards and possible developments. The cultural value of land and the link with the protection of the environment. the perspective in the case of mapuche-pehuenche*. Master thesis. Consultado en 2-18-2011 en <http://www.xs4all.nl/~rehue/art/nesti1.html#fnb1>

Sobrevila, C. (2008). *The Role of Indigenous Peoples in Biodiversity Conservation.: the natural but often forgotten partners*. Consultado en 1-1-2011 en <http://siteresources.worldbank.org/INTBIODIVERSITY/Resources/RoleofIndigenousPeoplesinBiodiversityConservation.pdf>

UICN (2008). *Indigenous and Traditional Peoples and Climate Change*. Consultado en 2-18-2011 en cmsdata.iucn.org/.../indigenous_peoples_climate_change.pdf.

United Nations University (2011). *Indigenous Peoples and Climate Change in International Processes*. Consultado en 2-18-2011 en http://www.unutki.org/default.php?doc_id=98.

UNPFII (2011). *Climate Change and Indigenous Peoples*. Consultado en 2-18-2011 en <http://www.solomontimes.com/news.aspx?nwID=5263>.

Zueras Daniel (2010). *Native Peoples Reject Market Mechanisms*. Consultado en 2-18-2011 en <http://www.commondreams.org/headline/2010/04/02-6>

NOTAS

¹ Como muestra del éxito conseguido, destacar que esta visión indígena se encuentra en el origen de Green Peace que se hizo eco de la leyenda de los guerreros del Arco Iris como símbolo de denuncia y activismo político multirracial en defensa del medio ambiente. “Llegará el día en que la codicia del hombre blanco, del Yo-ne-gi, hará que los peces mueran en las corrientes de los ríos, que las aves caigan de los cielos, que las aguas ennegrezcan y los árboles ya no puedan tenerse en pie. Y la humanidad como la conozco dejará de existir”... “Llegará el tiempo en que habremos de necesitar a los que preservan las tradiciones, las leyendas, los rituales, los mitos y todas las viejas costumbres de los pueblos” para que ellos nos muestren cómo recuperar la salud, la armonía y el respeto a nuestros semejantes. Ellos serán la clave para la supervivencia de la humanidad, y serán conocidos como “Los Guerreros del Arco Iris”.

² Los efectos del cambio climático en los pueblos indígenas así como las contribuciones a la lucha contra este desafío medioambiental han sido protagonistas de la edición 2008 del Foro Permanente de Cuestiones Indígenas.

³ El capítulo 26 de Agenda 21 está dedicado a los PIs en general pero en concreto el Capítulo 8 (5): “Adoptar sistemas integrados de gestión, especialmente para la ordenación de los recursos naturales; se deberían estudiar los métodos tradicionales o autóctonos y utilizarlos cuando resultaran ser útiles”.

⁴ Artículo 8 (j): “Cada Parte Contratante, en la medida de lo posible y según proceda: (...) con arreglo a su legislación nacional, respetará, preservará y mantendrá los conocimientos, las innovaciones y las prácticas de las comunidades indígenas y locales que entrañen estilos tradicionales de vida pertinentes para la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica y promoverá su aplicación más amplia, con la aprobación y la participación de quienes posean esos conocimientos, innovaciones y prácticas, y fomentará que los beneficios derivados de la utilización de esos conocimientos, innovaciones y prácticas se compartan equitativamente”.

EL PAGO POR CAPTURA DE CARBONO: ¿OPORTUNIDADES REALES O FALSAS EXPECTATIVAS PARA LOS PRODUCTORES EN LA AMAZONIA? EL CASO DEL CULTIVO DE CAUCHO EN LA AMAZONIA COLOMBIANA

SANDRA JARAMILLO-POVEDA, VERENICE SÁNCHEZ-CASTILLO
& ERVIN H. DURÁN-CASTILLO

1. Introducción

Si bien los esquemas de Pago por Servicios Ambientales (PSA) son hoy una clara oportunidad para contribuir a la conservación de los recursos naturales, las particularidades de cada caso, el tipo de servicio por el que se paga, el diseño mismo del esquema, los actores involucrados y la realidad frente al uso, acceso y tenencia de la tierra, son variables que condicionan claramente los alcances reales que pueden tener los PSA y, tal como lo presentan Muradian *et al.* (2010), en Pascual y Corbera (2011), “... *los PSA no deberían considerarse una panacea sino más bien una opción adicional y potencialmente complementaria a los programas de desarrollo rural y otros instrumentos normativos para la protección de la naturaleza ya existentes...*”.

Pese a la disyuntiva teórica que existe frente a los alcances reales de las estrategias para valorar los servicios ambientales y generar modelos para conservarlos -a través de su comercialización a diferentes niveles-, así como a los muchos ejercicios piloto que existen en Latinoamérica -como una región en donde este tipo de iniciativas prolifera ampliamente- (Pascual y Corbera 2011, Muñoz-Piña *et al.* 2011), la realidad sobre el impacto de estas estrategias en la disminución de los niveles de degradación ambiental y pérdida acelerada de los ecosistemas producto de los modelos socioproductivos imperantes no es clara. El reflejo de esto se presenta en una gran cantidad de documentos cuya referencia es el Millennium Ecosystems Assessments (publicado en el año 2005), en el cual se reafirma que los niveles de degradación ambiental de los últimos 50 años supera los niveles históricos y deja el cuestionamiento frente al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo del Milenio si no se tomasen las decisiones correctas en las políticas, instituciones y comportamientos. Más recientemente el documento GEO Amazonia (PNUMA, OTCA y CIUP 2009), presenta un balance real frente al estado ambiental de la Amazonia y a las perspectivas o estrategias para lograr su conservación, sin que ello vaya en detrimento de las dinámicas socioeconómicas.

En este ensayo se presenta un pequeño análisis sobre las posibilidades, potencialidades y retos principales a la hora de diseñar e implementar estrategias de conservación, asociadas a los esquemas de PSA, que lleven a la conservación de zonas boscosas amazónicas a través de la viabilización de modelos productivos sostenibles, como el cultivo del caucho en agroforestería, que frenen la ampliación de la frontera agropecuaria y recuperen zonas que ya se encuentran altamente degradadas.

2. La Amazonía y los PSA's

Uno de los aspectos que más se resalta a nivel global sobre la amazonia es el ecosistema boscoso que sustenta y su rol relevante en la regulación del clima. En este sentido, esta región juega un doble papel frente al cambio climático. Por una parte, es afectada por el aumento en la temperatura global del planeta y, simultáneamente, es considerada una

zona de interés frente a las estrategias de mitigación de ese aumento, por su capacidad de captura, retención y almacenamiento de carbono. Este papel fundamental frente a uno de los grandes problemas ambientales globales de la actualidad, está siendo amenazado por la acelerada deforestación que podría llevar a que en el año 2.030 el 55% del total del bosque húmedo tropical presente desaparezca, con los impactos sociales, culturales, económicos y ambientales que ello generaría a escala local, regional y global (PNUMA, OTCA y CIUP 2009; Nepstad 2007; SINCHI 2007).

Cuando se hace mención a la deforestación, se hace siempre referencia, de manera directa, a los modelos productivos que se desarrollan en el territorio. Para el caso de la Amazonia, este aspecto no puede ser visto de manera homogénea, pues la realidad de cada uno de los países es diferencial y varía de acuerdo a las dinámicas socioeconómicas de cada uno (Salazar-Holguin, *et al.* 2010). En este mismo sentido, las estrategias de mitigación para frenar y/o revertir el deterioro ambiental deben ser diferenciales y responder de manera específica al tipo de impacto, sus causas y la dimensión del mismo; sin embargo, es justo en este punto en el que se inscribe la fuerte disyuntiva relacionada con los alcances de los PSA's como esquemas que permitan llegar a la mitigación de la deforestación.

3. El Cultivo del Caucho en el Departamento del Caquetá, Amazonía Colombiana, su Potencial frente a la Captura de Carbono y su rol en la recuperación de Zonas Degradadas

El departamento del Caquetá se encuentra localizado en la República de Colombia, con sus 88.965 km², forma parte de la gran cuenca Amazónica, se caracteriza por ser una zona rica en biodiversidad, con pisos altitudinales que van desde los 300 msnm hasta los 3000 msnm. Sus suelos varían de arcillosos, francos y arenosos, con alto contenidos de aluminio y bajo PH (SINCHI 2007).

El renglón principal de la economía de los Caqueteños, se basa en el sector primario: producción agropecuaria, donde la ganadería constituye la principal fuente productiva del departamento, seguida de la actividad agrícola, la cual se fundamenta en los cultivos tradicionales de subsistencia, tales como el maíz, plátano, yuca, caña panelera, arroz seco, palma africana, cacao, arroz seco mecanizado, frijol y sorgo y una escala poco representativa la hortalizas y frutales (SINCHI 2007). En este sentido, el hecho de tratarse de suelos muy frágiles, con bajo contenido de materia orgánica, pobres en aportes minerales, con PH ácido, alto contenido de aluminio e hidróxidos de hierro, implica que la aptitud de uso de estos suelos es agroforestal y la ganadería se convierte en una opción que atenta contra la conservación del suelo e incrementa la deforestación de cara al aumento de las zonas de pastizales para el sustento del modelo.

El caucho en el Caquetá tiene una connotación cultural importante, pues allí se recoge gran parte de la historia del territorio, que data incluso de la época precolombina, cuando su explotación se hacía sobre las especies naturales; hoy el cultivo del caucho es una opción productiva muy importante para el departamento, siendo los arreglos agroforestales la mejor estrategia para su producción, sumado a los beneficios de este modelo frente a la conservación y buen manejo del suelo y del entorno. Por su característica de ser caducifolio, en la mayoría de los clones que se implementan en la zona, ayuda al ciclaje constante de nutrientes y, por su amplio requerimiento de espacio entre árboles, presenta un potencial bien interesante para ser manejado en modelos agroforestales asociado con especies

maderables y con otros productos que favorecen la diversidad en los cultivos.

Por otro lado, el tratarse de un cultivo arbóreo con el que se logran establecer arreglos agroforestales y que, en la mayoría de los casos, se implementan en zonas degradadas o anteriormente utilizadas para ganadería, representa una estrategia clara de cara a estabilizar la frontera agropecuaria, a recuperar zonas potrerizadas y con potencial para la implementación de esquemas de PSA's por captura de carbono.

El departamento se caracteriza por ser el primer productor de caucho a nivel nacional, a la fecha se cuenta con 7350 has hectáreas de caucho, propiedad de cerca de 950 familias campesinas. Sin embargo, de este gran número de hectáreas establecidas, tan sólo el 30% está en producción, pues en su gran mayoría se hallan en etapa de crecimiento, la cual dura 7 años y económicamente es improductiva, adicionando los costos que implican su correcto mantenimiento (ASOHECA 2011¹). De hecho, este modelo tiene dos momentos económicamente fuertes en términos de su mantenimiento: 1) su periodo improductivo (entre los 0 y los 7 años –aproximadamente–, cuando puede empezar a ser rayado para extraer el látex), lo cual, de alguna manera, se mitiga con la incorporación de especies de ciclo corto dentro del sistema que, en cierta medida, representan beneficios para las familias generalmente para autoconsumo (como el plátano y otros cultivos de pan coger), aunque no de manera representativa en términos económicos a la hora de cubrir los costos de sostenimiento del sistema agroforestal; 2) los efectos de la variabilidad climática, donde la precipitación ha incrementado sobre los históricos, lo cual ha hecho que muchas familias no puedan realizar sus labores diarias de sangría², poniendo en riesgo los ingresos de las familias que ya tienen caucho en producción y que les interesa renovar sus plantaciones, pues se podría pensar que los ingresos generados por la plantación coadyuvarían a financiar en alguna forma los costos de mantenimiento de las nuevas hectáreas al mismo tiempo que a sufragar los gastos de la familia, sin embargo, esto no ocurre por las limitaciones para realizar las tareas de sangría.

De acuerdo con Durán-B. y Duque-C. (2010) en su estudio realizado para la generación del modelo alométrico que permita la estimación de captura de carbono en caucho en esta región, existen en el departamento del Caquetá 3.679 hectáreas plantadas que cumplen con el rango de edad entre 1 y 7 años, cuya biomasa aérea total es de 54.005 toneladas, lo que representa un almacenamiento de carbono de 25.507 toneladas, siendo el promedio por hectárea de biomasa y carbono almacenado de 14,67 ton ha⁻¹ y 6,93 ton C ha⁻¹ respectivamente (en la tabla 1 se define el almacenamiento de carbono según la edad del cultivo con respecto número de hectáreas plantadas). El estudio también demostró una tendencia creciente del carbono almacenado por las plantaciones de uno, dos, tres, cuatro y siete años, y una disminución en los años cinco y seis.

4. EL Esquema de PSA en Caucho

De acuerdo con Wonder (2006), los PSA son transacciones voluntarias que están condicionadas por servicios ambientales entre, al menos, un proveedor y un usuario de dichos servicios. En este sentido, los beneficiarios de los servicios ecosistémicos deberán compensar a quienes velan por su protección o por el mantenimiento de los usos del suelo que favorecen su generación, por ello el secuestro de carbono, la protección de la biodiversidad y las funciones de regulación hídrica son los principales servicios ambientales incorporados en los mecanismos de PSA (Pagiola y Platais 2007; Jack *et al.*, 2008, citados por Gómez-Bagethun 2011).

Este esquema de que “el contamina paga”, a juicio de algunos investigadores del tema, ha permitido la construcción de experiencias innovadoras tanto para la conservación de la naturaleza como para el desarrollo rural. Lo anterior cobra más sentido, si se tiene en cuenta la crisis mundial de alimentos que se vive actualmente, en donde el sector agrícola de los países en desarrollo necesita crecer para lograr el desafío de alimentar a una población mundial en aumento (Lipper y Neves 2011). En este sentido, la recuperación de áreas degradadas para la producción de alimentos es una opción clara que puede lograrse mediante la adopción de modelos agroforestales que, además de fortalecer el tema alimentario, genere ingresos constantes a las familias, sean concordantes con la vocación de los suelos del vulnerable ecosistema amazónico y se acompañe con estrategias que desestimen la ampliación de la frontera agropecuaria.

Edad (Años)	N° hectárea	Carbono almacenado Ton.
1	500	116
2	439	572
3	620	1908
4	882	4905
5	382	3345
6	24	303
7	832	14357

Tabla 1. Carbono almacenado en el área de estudio de acuerdo con la edad del cultivo y el número de hectáreas (Fuente: Durán-B y Duque-C. 2010)

A nivel mundial, se ha visto el interés de fomentar el desarrollo agrícola sostenible, unido a una búsqueda de políticas e innovaciones institucionales que lo favorezcan. La FAO estima que el número de personas que padecen hambre crónica en el mundo ha alcanzado un total de 925 millones, pues cada vez se producen menos alimentos y hay menos disponibilidad de los mismos para las personas (Lipper y Neves 2011). En el caso del departamento del Caquetá, el tema de inseguridad alimentaria es dramático y está asociado principalmente con las zonas ganaderas (que además ocupan un porcentaje significativo del territorio en producción), donde el 80% de la tierra se encuentra en pasturas, un 15% en reservas y, si acaso, el 1% en productos de pancoger.

De acuerdo con Lipper y Neves (2011) citando al Banco Mundial (2008), incrementar la productividad y los beneficios para los pequeños agricultores son la clave fundamental para reducir la inseguridad alimentaria y la pobreza, en las economías basadas en los sectores primarios, como es el caso de los departamentos amazónicos. Sin embargo, esta estrategia sólo será una realidad si se cuenta con recursos económicos adicionales que permitan sostener los sistemas productivos en el tiempo. En este sentido, los esquemas de PSA podrían coadyuvar como parte de la estrategia, pues configuran un sistema en el cual los beneficiarios de los servicios ambientales contraen acuerdos de forma voluntaria, con los gestores de las tierras, para mejorar la provisión de externalidades positivas para el medio ambiente a partir de una base de referencia o en el contexto habitual (Lipper y Neves 2011).

Algunos autores consideran que los proyectos de PSA pueden dividirse en dos categorías principales: tierras cultivadas o tierras convertidas a otros usos (Lipper y Neves 2011). En las primeras, el servicio ambiental se produce conjuntamente con los productos

agrícolas bajo el mismo modelo; en la segunda, cabrían las iniciativas de reconversión de hectáreas de pasturas, dedicadas principalmente a la ganadería, por sistemas agroforestales con caucho natural.

Recogiendo las anteriores ideas, el diseño y la implementación de esquemas de PSA's para los sistemas asociados a la producción de caucho natural, podrían permitir superar los obstáculos que actualmente se presentan en la adopción de estos modelos agrícolas sostenibles, pues se generarían ingresos económicos en el periodo improductivo del sistema y la garantía de continuidad en el servicio ecosistémico estaría garantizada precisamente por su fase productiva de generación de látex. (Lipper y Neves 2011).

En términos de los servicios ecosistémicos principales asociados al modelo se cuentan: 1) protección y mejoramiento de la calidad de agua, mediante la reducción de las sustancias contaminantes y los sedimentos que entran en las corrientes hídricas; 2) captura de CO₂; 3) aumento y conservación de la biodiversidad; entre otros, que deben ser claramente identificados, cuantificados y valorados para efectos del diseño mismo del esquema. De acuerdo con Lipper y Neves (2011), los potenciales mercados para este tipo de PSA serían las redes municipales de abastecimiento de agua, los mercados voluntarios de carbono y el turismo que se podría generar y potenciar en estas zonas.

5. Las Dificultades para la Implementación de Esquemas de PSA en este Contexto

Como primera medida, pensar en la implementación de esquemas de PSA's asociados con captura y retención de CO₂, es hablar de estrategias asociadas a REDD (Reducción de Emisiones por Degradación y Deforestación del Bosque, por sus siglas en inglés), sin embargo, REDD se desarrolla a través de negociaciones y acuerdos entre los gobiernos de diferentes países, y no hay aún consenso o claridad metodológica y económica frente a su implementación, pese a todas las reuniones y acuerdos que ya existen al respecto (Kyoto, COP 15, COP 16, entre otros eventos más técnicos). El caso de Colombia es aún más dramático, pues si bien existe una propuesta de país frente a REDD (Estrategia Nacional REDD, elaborada desde el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial), ésta se asocia principalmente a la ampliación de zonas oficiales de conservación (Parques Nacionales Naturales) y no existe una política clara frente a la distribución equitativa de los beneficios económicos de este tipo de iniciativas para las comunidades que habitan estas zonas.

Con relación a la posibilidad de implementar otros esquemas de PSA, tampoco existen políticas claras que lo enmarquen jurídicamente y, hasta ahora, se ha tratado de iniciativas muy comunitarias y locales, en donde se establecen acuerdos entre las diferentes partes involucradas, donde la forma de pago está mediada por los actores que intervienen en la transacción. Por ejemplo, cuando interviene un actor privado que se beneficia directamente por el servicio, el pago se asocia a dinero en efectivo, pero cuando se trata de actores comunitarios, el pago se puede transar a través de apoyo e incentivo para la realización de actividades productivas que no pongan en riesgo la permanencia del servicio negociado. Lo anterior plantea entonces un gran reto en términos de la sostenibilidad de los acuerdos y, por ende, la conservación misma del servicio en el tiempo.

Otro reto fundamental, de cara a la implementación de esquemas de PSA en modelos productivos es la disponibilidad de información sobre los mismos. Para el caso del Caquetá, la disponibilidad real de información que permita valorar, cuantificar y medir los modelos productivos existentes, de cara al diseño de un esquema de PSA es muy limi-

tada, lo cual implica tener que realizar ejercicios de investigación que la generen y ello implica que la posibilidad de implementar este tipo de estrategias no se puede plantear en el corto plazo.

La posibilidad de realizar el monitoreo, en términos de la medición permanente del impacto de la iniciativa de conservación, frente al estado del servicio ecosistémico objeto de la iniciativa, que es fundamental para poder implementar cualquier tipo de esquema de PSA, es otro de los grandes retos que se tienen en esta región. En el departamento el Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas -SINCHI, es la única institución oficial de investigaciones, sumado con los grandes esfuerzos que hace la Universidad de la Amazonia (institución de educación superior pública con alcance regional), en donde los grupos de investigación que allí se han conformado buscan recursos económicos que subsidien procesos de investigación de cara a suplir los grandes vacíos de información con que aún se cuenta en esta región. En este sentido, el no contar con los recursos económicos para darle continuidad a procesos de investigación que respalden y blinden iniciativas de conservación, como las ya mencionadas, en un riesgo en sí mismo frente a la sostenibilidad real de ellas.

De otra parte, una problemática muy importante que se presenta en el departamento del Caquetá, pero que no es exclusiva de él, es la legalidad de la tenencia de la tierra. En este momento el SINCHI se encuentra haciendo una investigación que busca tener un panorama claro frente a la realidad de la tenencia de la tierra en el Caquetá, principalmente asociado a las zonas de conflicto entre la tenencia real y la tenencia legal; lo anterior, motivado por la actual vigencia de la Ley 2 de 1959, donde se declara gran parte del territorio del departamento como zona de Reserva Forestal, lo cual implica limitaciones enormes de cara no sólo a la implementación de cualquier modelo o esquema de conservación como éste, sino, lo más grave, es que hace ilegal la tenencia, presencia y uso del territorio que de manera histórica han realizado los pobladores colonos que llegaron a este departamento.

Este tema de la tenencia de la tierra deja ver otro gran limitante que se tiene en el territorio, y es la perversidad que pueden tener estrategias de conservación como REDD, para las cuales debe demostrarse la existencia de un riesgo latente para la conservación del bosque que se quiere proteger. Lo anterior implica que modelos de uso y manejo del territorio, como el caso del uso que hacen las comunidades indígenas, no serían zonas donde se podrían brindar incentivos para la conservación, por tratarse de zonas ya conservadas, con lo que se podría generar un efecto contrario al que se busca con este tipo de iniciativas. En este mismo sentido, y trayendo de nuevo a colación el tema de las zonas de Reserva Forestal (Ley 2ª de 1959), se tendría un inconveniente adicional y es que, en principio, se trata de un territorio ya protegido por Ley, aunque la realidad sea completamente diferente.

Frente a esta gran e ilógica disyuntiva, ¿cuál es la propuesta entonces para las comunidades que habitan este territorio, que quieren hacer un uso correcto de él, pero que también quieren y necesitan beneficiarse económicamente de su único recurso disponible para la pervivencia: la tierra misma?, ¿cuál es la respuesta desde las autoridades nacionales y los actores internacionales frente a la presión misma a que están sometidas las gentes de esta región, que se encuentran inmersas entre la necesidad de vivir dignamente e incluidos en un modelo de desarrollo justo y conservar los recursos disponibles en el territorio?... Probablemente en las respuestas a estas dos grandes preguntas esté la verdadera salida a la problemática entre el desarrollo y la conservación.

BIBLIOGRAFÍA

Duran-C. E. y L. Duque-B. (2010): 'Estimación de carbono en biomasa aérea de la especie *Hevea brasiliensis* (willd. ex a.juss. müll.arg.) en sistemas agroforestales, en el nor-orient de la amazonia colombiana'. Trabajo de pregrado. Universidad de la Amazonia, Facultad de Ingeniería, Programa Ingeniería Agroecológica. Florencia Caquetá. 62 Págs.

Gómez-Baggethun, E. (2011): "Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación en la teoría económica a la implementación en política ambiental", *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*: 228 (1): 33-54.

Jack, B. K.; C. Kousky y K. R. E. Sims. (2008): "Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentives-based mechanisms". *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 9465-9470. Citados por: Gómez-Baggethun, E. (2011): "Análisis crítico de los pagos por servicios ambientales: de la gestación en la teoría económica a la implementación en política ambiental", *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*: 228 (1): 33-54.

Lipper, L. y B. Neves, (2011): "Pagos por servicios ambientales: ¿qué papel ocupan en el desarrollo agrícola sostenible?", *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*. 228 (1): 55 – 86.

Muñoz Piña, et al. (2011): "Restos de la focalización del Programa de Pago por los Servicios Ambientales en México", *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*. 228 (1): 87 – 114.

Muradian, R., et al. (2010): "Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services". *Ecological Economics*, 69: 1202-1208. Citados por: Pascual y Corbera (2011): "Pagos por servicios ambientales: perspectivas y experiencias innovadoras para la conservación de la naturaleza y el desarrollo rural", *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*. 228 (1): 11 – 32.

Nepstad, D. (2007): Los círculos viciosos de la Amazonía. Sequía y fuego en el invernadero. Puntos ecológicos y climáticos críticos en el bosque húmedo tropical más grande del mundo y medidas prácticas de prevención. Gland, Suiza: WWF Internacional. 24p.

Pagiola, S. y G. Palatais. (2007): *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. World Bank, Washington.

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Organización del Tratado de Cooperación Amazónica (OTCA) y Centro de Investigaciones de la Universidad del Pacífico (CIUP). (2009): *Perspectivas del Medio Ambiente en la Amazonia - GEO Amazonía*. 323 p.

Salazar-Holguín, F., et al. (comp.). (2010): Informe sobre el Estado de los Recursos Naturales Renovables y del Ambiente, Componente de Biodiversidad Continental - 2009. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt" Bogotá, D.C., Colombia. 167 p.

SINCHI -INSTITUTO AMAZÓNICO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS. (2007): Balance anual sobre el estado de los ecosistemas y el ambiente de la Amazonia colombiana 2006. Bogotá, Colombia.

Wunder, S. (2006): "Pagos por servicios ambientales: Principios básicos esenciales". CIFOR Occasional Paper, 42(s). Centro Internacional de Investigación Forestal. Jakarta. Indonesia.

NOTAS

¹ Planeación Prospectiva “El gremio cauchero del departamento 2020”. Florencia, Caquetá. 120 Págs.

² La sangría es el proceso de aprovechamiento del árbol de caucho que consiste en hacer incisiones sobre su fuste, para de esta manea obtener el látex, que escurre lentamente a un recipiente amarrado a cada árbol.

INFLUENCIA DEL TURISMO Y DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LAS COMUNIDADES OASIANAS DEL SUDESTE MARROQUÍ: HACIA LA ADAPTACIÓN O LA DESAPARICIÓN

PEDRO JOSÉ ESCRICHE

Resumen

Las poblaciones del Sudeste de Marruecos se organizan en torno a la construcción y el mantenimiento de las infraestructuras que captan el agua y la gestión de su reparto. En las últimas décadas, el cambio climático ha provocado la disminución del régimen de lluvias y, por tanto, del nivel del freático, ello agravado por las nuevas infraestructuras hidráulicas y la llegada masiva de turistas. En este trabajo se analizan los cambios sociales y medioambientales que, como consecuencia, afectan a estas poblaciones.

1. El Tafilalet: el Territorio y su Historia

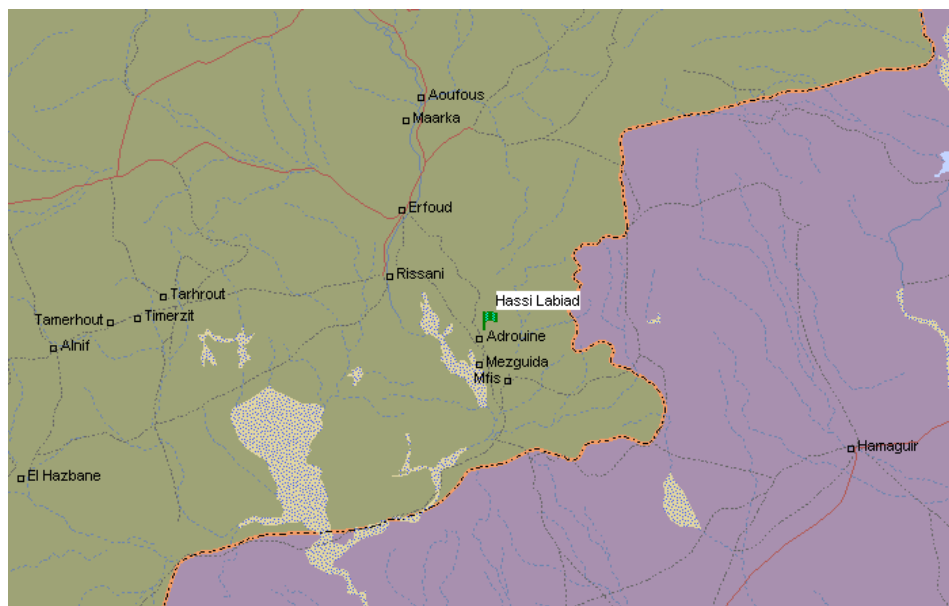
En el Sudeste de Marruecos se encuentra la región histórica de Tafilalet (ver mapa 1). Se trata de un conjunto de oasis que tradicionalmente fueron el punto de llegada a Marruecos de las caravanas transaharianas. Hoy en día, el Tafilalet corresponde a las provincias de Errachidia y Tighir. Forma parte, desde 1997, de la región Meknès-Tafilalet. Su mitad Sur está integrada en la Reserva de la Biosfera de los Oasis del Sur Marroquí (UNESCO)¹. En sentido histórico, el Tafilalet designa el palmeral que rodea la ciudad de Rissani, extendiendo esta denominación a todo el valle de los ríos Ziz y Rheris. Esta región, rica en el pasado gracias a la irrigación y a las caravanas, fue víctima a la vez de las sequías y de las inundaciones. En ella surgió el próspero imperio de Sijilmasa en torno a 759 d.C., que llegó a contar con 200.000 habitantes y su riqueza y poder fue elogiada por Ibn Battuta². Su capital era el centro de un próspero comercio caravanero entre el Atlántico, Sudán o Níger, y el Mediterráneo, con una importante base en el oro y la trata de esclavos del África Negra hacia Europa.

Sin embargo, Sijilmasa había sido destruida ya en el siglo XVI, tal y como nos cuenta León el Africano³, tras su visita a la región en 1511-1515. Su desaparición dio paso a una sociedad dividida en pequeñas poblaciones fortificadas o “*ksars*” en constante competición entre sí y contra las poblaciones bereberes y árabes nómadas por los recursos naturales, lo que acaba forzando la creación de confederaciones en las que se integran poblaciones sedentarias y nómadas. Estas confederaciones, entre las que destaca la de los *Aït Atta*, mantuvieron esta situación de enfrentamiento durante tres siglos que sólo termina con la dominación completa del territorio por los franceses en 1932 (Hahiane, 2004).

2. La Población: la Cultura Amazigh

La región ha conocido la cohabitación de cuatro grupos étnicos principales que han formado un verdadero mosaico social. En primer lugar, los *imazighen* o bereberes (pueblo *Amazigh*), habitantes originales de la región, a los que se unen posteriormente *africanos* originarios del África Subsahariana, *judíos*, cuya presencia tuvo un rol de gran importan-

cia en el desarrollo del comercio y la artesanía, y, en último lugar, los *árabes*, que llegan con las conquistas islámicas del s. VII en diferentes oleadas invasoras, que siguieron hasta el s. XIII. Mientras las poblaciones árabes son mayoritarias en las ciudades como Errachidia, Erfoud o Rissani, los pequeños asentamientos oasianos están mayoritariamente habitados por bereberes o *imazighen*. También suponen la inmensa mayoría de las poblaciones nómadas que todavía recorren la región. En la actualidad no existen datos fiables de la distribución porcentual de árabes y bereberes en la región, oscilando esta última comunidad entre el 25% y el 60 % en función de las fuentes⁴, aunque sin duda son mayoritarios en las pobres y duras regiones oasianas.



Mapa 1 : Oasis de Tafilalet en Marruecos. Fuente: Microsoft Maps.

Las poblaciones bereberes o *amazigh*, procedentes de Libia y Egipto, son las primeras en ocupar estas tierras del Norte de África, que verán la llegada de fenicios, griegos (quienes les dan el nombre de bereberes, indicado para todos aquellos que no hablaban Griego), romanos y árabes. Cristianos y judíos en su mayoría, adoptan el Islam de forma mayoritaria tras las invasiones árabes del s. VIII. En realidad, *Bereber* es un nombre genérico dado a numerosos grupos étnicos heterogéneos que comparten prácticas culturales, políticas, y económicas similares.

Estas poblaciones *imazighen* se caracterizan por mantener después de siglos su lengua propia, el *Tamazight*, que es un conjunto de diferentes hablas en función de la región, y que, aunque predominantemente oral, tiene una forma escrita, el líbico-bereber o *Tifnagh*, conservado por los pueblos Tuaregs. También mantienen una rica y arraigada cultura tradicional. Estas sociedades, muy tradicionales, y que no han cambiado sus fundamentos básicos durante siglos están en este momento viviendo importantes cambios.

3. Las Sociedades Oasianas

3.1. La base social: la gestión del agua

Las sociedades oasianas se estructuran y fundamentan en torno a la gestión del bien más escaso y básico en la región: el agua. Y es que en esta región pre-sahariana la pluviometría es de menos de 200 mm. al año, y se distribuye de forma muy irregular en el tiempo. Además, esta región no dispone de aguas superficiales. La desertificación y el avance de las dunas representan igualmente un serio problema añadido para la supervivencia de las poblaciones de esta zona. No es de extrañar pues, que todos los aspectos de la vida comunitaria estén regidos y orientados por estructuras y principios cuyo origen está en la supervivencia en un territorio sumamente hostil y, por lo tanto, en la búsqueda, reparto y aprovechamiento sostenible de los recursos hídricos. Para cubrir las necesidades en agua, desde tiempos inmemoriales se utiliza en buena parte del territorio la técnica de canalizaciones subterráneas denominada KHETTARAS.

3.2. Las khetтары

Evocar las khetтары es evocar la razón de ser de las sociedades y organizaciones que son creadas para y por estos sistemas... Una *Khettara* es una canalización subterránea construida para alimentar los huertos en los palmerales, cuando no es posible excavar pozos. Puede alcanzar entre 2 y 15 kilómetros. Las canalizaciones tienen una ligera pendiente (algunos milímetros de desnivel por metro lineal) y discurren a aproximadamente 5 o 10 metros bajo la superficie del suelo. La *khettara* propiamente dicha tiene un diámetro suficiente (1 m a 1,20 m) para permitir el desplazamiento de un hombre inclinado, bajando desde abajo hacia arriba durante la perforación, o de un obrero circulando para efectuar el mantenimiento.

En superficie, los conos de desmonte o las obras de albañilería jalonan el trayecto de la *khettara* (y del agua) entre la capa freática y la balsa de recepción. Construidos cada 12 o 15 metros, estos conos protegen el orificio al tiempo que permiten vigilar la canalización y, si es necesario, descender en la *khettara* para despejar el punto preciso de la galería obturada. A la salida de cada canalización en el palmeral, el agua es recibida en una balsa o, directamente, en la acequia. La gestión de las aguas canalizadas por las *khettaras* obedece a

a leyes de reparto, establecidas por el uso, llamadas « Derechos del agua ». Es el volumen de trabajo invertido en la edificación de las *khettaras* lo que constituye la referencia de apropiación de este recurso, el cual se transmite de generación en generación. Estas reglas sirven de base para la organización de los trabajos de mantenimiento y cuidado del sistema. El poseedor de un derecho del agua puede utilizarlo, venderlo o alquilarlo por un periodo determinado, igualmente puede asociarse con otros usuarios. El sistema de reparto de las aguas predominante es el llamado « de partes », en el cual la unidad es llamada «*Nouba* » o «*Fardia* » y corresponde a una duración de 12 horas durante las cuales el o los poseedores de partes se beneficiarán de la totalidad del flujo de la *khettara*. El recorrido del agua se determina en función del número de *Nouba*, por ejemplo es de 15 días si el número de *nouba* es de 30. El reparto del agua está asegurado entre los propietarios según el recorrido del agua y está bajo el control del *Cheikh* y de los *Mezrags* que juegan el papel de guardianes comunitarios.

El derecho de agua se traduce igualmente en obligaciones de mantenimiento y cuidado del sistema de canalizaciones. Son los guardianes comunitarios los responsables de asegurar el mantenimiento y funcionamiento de las *khettaras*, llamando la atención de los usuarios siempre que es necesario. Los trabajos de mantenimiento, llevados a cabo bajo la supervisión de estos guardianes, consisten en el desbloqueo, la obturación de fugas, etc. Para la realización de este tipo de trabajos los poseedores de derechos de agua ponen a disposición de los guardianes la mano de obra necesaria. En el caso de trabajos de construcción de muros, construcciones con hormigón o la extensión canal arriba, la fórmula adoptada consiste en crear un fondo común en el que la aportación de cada propietario será función de las partes que posean. La ingeniosidad del procedimiento reside en su concepción y adaptación a las condiciones de vida y al clima saharianos: este sistema suprimió las fatigantes faenas del agua que absorbían la mayor parte del tiempo de la población, y aseguró el aprovisionamiento de un flujo constante de agua, sin riesgos de agotar la capa freática y limitando la evaporación al mínimo.

Pero, ¿cuál es el origen de esta técnica? Algunas regiones del Sahara son ricas en aguas subterráneas. Esto permitió, hacia el siglo I, la construcción de un extraordinario sistema de captación y canalización del agua sobre el modelo existente en ciertas regiones de Mesopotamia denominado *qanat*. Las primeras noticias históricas de los *qanats* provienen del Irán pre-Islámico, al menos hace 1.200 años, aunque algunos autores adelantan su aparición hasta 2.500 a.C. Así, su presencia está ya acreditada en el noroeste de Irán antes de 800 a.C. y en torno a 525 a.C. en las costas del Golfo Pérsico. Ya en esta época se habría empezado a utilizar esta misma técnica en Egipto. De esta manera, hacia el Oeste, la técnica se expandió desde Mesopotamia a las costas del Mediterráneo. Y hacia el Este de Persia, se construyeron *qanats* en Afganistán, asentamientos de Asia Central a lo largo de la Ruta de la Seda y en el Turquistán Chino. Durante la dominación Romano-Bizantina (64 a.C – 660 d.C.) se construyeron muchos *qanats* en Siria y Jordania. Desde aquí, la tecnología se difundió hacia el Norte y el Oeste en Europa. Así, hay evidencias de *qanats* en lugares tan alejados como Luxemburgo.

La expansión del Islam inició otro periodo de gran difusión de la tecnología de los *qanat*, llegando a todo el Norte de Africa, Chipre, Sicilia, España y las Islas Canarias. Los conquistadores españoles llevaron con ellos el sistema hasta el occidente de México, la región de Atacama en Perú o Chile. En la región que nos ocupa, se cree que la tecnología fue introducida por tribus bereberes judaizadas que huyeron de la Cirenaica durante las persecuciones de Trajano en 118 d.C. La importancia cultural de esta tecnología es tal que

UNESCO y FAO han declarado a los *qanats* como *Sistemas Importantes del Patrimonio Agrícola Mundial* (SIPAM)⁵. El recuento del mes de Agosto 2000 muestra que el número de *khettaras* en funcionamiento en la zona de Tafilaleet es de 308 *Khettaras* de una longitud de 1.190 km cubriendo 155 perímetros con una superficie total de 12.750 ha. La confrontación de estas cifras con los resultados del recuento general efectuado en 1967 muestra que en la actualidad 262 *khettaras* de una longitud aproximada de 1.710 km se encuentran abandonadas. Esta situación se explica por la frecuencia de los episodios de sequía que han conducido al descenso de la capa freática. El éxodo rural y las dificultades de la población han impedido las prestaciones de mantenimiento necesarias.

Destacar también que la construcción del embalse El Hassan Addakhil además del acondicionamiento hidro-agrícola desde 1971 ha contribuido a este descenso de la capa freática por su falta de alimentación con las aguas del río Ziz principalmente, como denunció el Dr. Dale R. Lightfoot de la Oklahoma State University (Lightfoot, 1996) y, a partir de entonces, han aceptado todos los especialistas. A ello ha contribuido también la popularización del uso de pozos con motobombas diesel, que extraen el agua del freático sin control comunitario. Este descenso de la capa freática continúa produciendo en la actualidad la muerte y abandono de *khettaras* y la desaparición de los asentamientos que viven a su alrededor.

3.3. La organización social

Toda la población del oasis se estructura y organiza en torno a las instituciones de gestión del agua. La zona habitada se localiza separada, a unos metros de la zona cultivada. Esta zona, es donde desemboca la *khettara* y se reparte el agua por las acequias o se deposita en un estanque. El oasis se encuentra perfectamente dividido en pequeñas parcelas separadas por las acequias que salen de la acequia principal, que cruza longitudinalmente todo el oasis por su centro. Cada parcela se explota en tres niveles: un primer nivel representado por las palmeras que aportan la sombra necesaria y los dátiles, un segundo nivel de árboles como el almendro, el granado, algunos cítricos, el olivo y otros y un tercer y último nivel en que se cultivan cereales, especias y hortalizas.

Cada parcela pertenece a una familia que aportó trabajo en el momento de construir la *khettara*, y hay tantas parcelas iguales como familias participaron. Si hay agua para más parcelas por familia, entonces comienzan de nuevo a dividir tierra comenzando un nuevo ciclo de roturación que otorgará una segunda parcela a cada familia, y luego una tercera, y así mientras llegue el agua. Los jefes de cada una de las familias, se reúnen en una especie de consejo comunal que adopta la fórmula tradicional de la *Jama'a*. Este consejo está liderado por el cheikh, que es elegido por los miembros del consejo y tiene carácter rotatorio. Este consejo, formado por hombres ancianos y notables de la comunidad, toma todas las decisiones relevantes en referencia al mantenimiento de las infraestructuras de riego, el reparto del agua, etc, actuando también como tribunal dirimente de los conflictos que por estos temas pueden surgir. Sin embargo, no se limita a estos temas su competencia, sino que actúa en ámbitos civiles (reparto de herencias, litigios de tierras, ...), velando, en resumen, porque se mantenga el orden social tradicional.

Esta forma de organización comunitaria es muy propia de la tradición cultural *Amazigh*, y al contar con la participación de todas las familias por medio de sus representantes, es marcadamente igualitario y democrático. Aunque las mujeres de la comunidad no pueden

participar en este consejo, quedando totalmente excluidas del proceso de toma de decisiones.

La vida diaria de la comunidad se rige también por el agua que aporta la *khettara*. Así, los trabajos de mantenimiento y posible prolongación de la misma corresponden a los hombres, así como los trabajos agrícolas que producen más beneficio económico, como la palmera datilera. Las mujeres se encargan de todos los demás trabajos agrícolas: cultivo de hortalizas y cereales o de especias y *henna*.

En el caso de que el nivel del freático baje, es la comunidad y sus hombres la que tendrá que prolongar la *khettara*, aumentando su profundidad o construir una nueva. Y, en el caso de que estas soluciones fueran inviables, la comunidad se verá obligada a abandonar el oasis y trasladarse a otros lugares donde sí haya agua.

3.4. Evolución

Hasta la colonización francesa, esta región, salpicada de pequeños pozos, era recorrida por pequeños aunque numerosos grupos familiares, dedicados fundamentalmente a la ganadería. Mientras, las poblaciones sedentarias de los diferentes oasis mantuvieron una relación entre ellas basada en la desconfianza y la protección de los recursos naturales de los posibles invasores. Con la colonización, concluida en 1934 (Lebefure, 1986) tras una larga resistencia, las relaciones entre las poblaciones de los oasis se pacifican y acaba la situación de inseguridad anterior. Al mismo tiempo, se mantiene una gran actividad de nomadeo, que escapa más al control colonial.

El *primer gran cambio* en la vida de las poblaciones se va a producir con la descolonización de Marruecos y Argelia. El Sur del Tafilale, justo en la frontera entre los dos nuevos países, se convierte en zona de confrontación entre los ejércitos de liberación nacional argelino, el francés y las recién nacidas fuerzas marroquíes. Este conflicto se prolonga hasta mediados de la década de los años 80.

Las consecuencias son definitivas: el nomadeo prácticamente desaparece en la región, forzando a las poblaciones a estabilizarse, en oasis ya existentes, o creando artificialmente nuevos oasis, mediante la construcción de *khettaras*. Así, la construcción de la *khettara* de Tazoulait, a principios del siglo XX, viene unida a la construcción en este lugar de un centro político-militar de resistencia contra la colonización francesa, mientras que en los años 40 se creará la *khettara* de Ramlya, y a principios de la década de los 60, la de *Hassi Labiad*, *El Begaa*, *Haroum*, *Merzouga*, etc., coincidiendo con los problemas fronterizos entre Marruecos y Argelia. La adaptación de las comunidades fue, pues, muy rápida. Se busca un territorio con el que haya vinculaciones familiares o tribales (cesión) o adquirido por compra, y que cuente con agua subterránea. En segundo lugar, la comunidad nómada construye una pequeña *khettara* que permita un mínimo caudal de agua potable. Con ella, se inicia una pequeña actividad agrícola con la plantación de palmeras, y se mantiene la actividad ganadera que sigue siendo la fundamental de la comunidad.

El *segundo gran impacto* en la vida de las poblaciones de esta región se va a producir en 1971 con la inauguración del embalse El Hassan Addakhil y sus sistemas de distribución de aguas. Este embalse recoge, unos 150 kms. al Norte, junto a la capital de la provincia, Errachidia, las aguas del río Ziz, que alimentan el gran oasis del Tafilale. Estas aguas han alimentado durante siglos el freático en esta zona, lo que permitió la creación de pequeños oasis alimentados por *khettaras* y la subsistencia de multitud de pozos utilizados por los nómadas. La construcción del pantano supuso la eliminación de las inundaciones que,

periódicamente, se producían en la región y que contribuían a la recarga del freático. Además, el sistema de distribución de agua, construido con hormigón y cemento para evitar pérdidas, también impide que llegue agua al sistema subterráneo. Todo ello implicó un rápido e irreversible descenso del nivel del freático. Las primeras actuaciones para paliar sus consecuencias, fueron la construcción de pozos con motobombas diesel, pero sólo contribuyeron a agravar el problema. Como consecuencia se produjo el rápido abandono de 262 *khettaras* con una longitud de unos 1.700 kms. (García, M. *et al.* 2008) y, en consecuencia, la desaparición de otros tantos pequeños oasis. La población emigró en masa hacia la proximidad del sistema dunar de *Merzouga* conocido como *Erg Chebbi*, donde se seguía acumulando el agua por el efecto esponja de las arenas, hacia el oasis de Tafilalet y hacia las grandes ciudades de Marruecos. También supuso una nueva y drástica disminución del nomadeo que quedó como una actividad residual. Se estima que pudo pasar de un 39% de la población total en 1951 a, aproximadamente, un 12% a mediados de la década de 1970, según los datos de la administración colonial francesa (Joly, 1951).

4. Amenazas Actuales para la Pervivencia de las Sociedades Oasianas

Una vez revisado el contexto y la historia reciente de las sociedades oasianas del Sur del Tafilalet, vamos a apuntar las últimas y graves amenazas que penden sobre estas sociedades y que se pueden resumir en dos: (i).la desertificación: cambio climático y sobreexplotación; (ii).la asimilación cultural como consecuencia del turismo y las comunicaciones.

4.1. La desertificación: cambio climático y sobreexplotación

El nivel de agua del freático se encuentra en claro retroceso en los últimos años lo cual está favoreciendo el proceso de desertificación. Este hecho se debe, además de la disminución de aportes del río Ziz como consecuencia de la ya mencionada construcción del embalse El Hassan Addakhil, a la grave sequía que ha venido sufriendo el país desde finales de la década de 1970. El Plan Nacional de Economía del Agua de 2007 ha intentado abordar el problema sin efectos visibles hasta la actualidad, incidiendo en el ahorro de agua en la Agricultura a través de la implantación de sistemas de riego por goteo.

En la región oasiana del Sur del Tafilalet, la consecuencia ha sido una aceleración del abandono de las *khettaras* y la construcción de más pozos con motobombas. La agencia gubernamental competente (*Office Rural de Mise en Valeur Agricole du Tafilalet-ORMVA-TF*), con apoyo de organismos internacionales como la *Japan International Cooperation Agency* (JICA), el PNUD y ONG europeas como la española *Centro de Estudios Rurales y de Agricultura Internacional* (CERAI) ha realizado actuaciones de restauración y ampliación de las *khettaras* todavía en funcionamiento para asegurar su continuidad. Este esfuerzo se ha visto apoyado por la declaración por la UNESCO el 10 de noviembre de 2000 de toda la región como parte de la Reserva de la Biosfera de los Oasis del Sur de Marruecos.

A pesar de todo, las actuaciones no han sido suficientes para frenar la desaparición de más oasis como consecuencia de la inutilización de sus *khettaras*, provocando el desplazamiento de buena parte de la población a los oasis en los que se han realizado actuaciones y se ha garantizado la continuidad del flujo de agua (*Hassi Labiad, El Begaa, Ramlya...*) o su emigración hacia ciudades turísticas e industriales de Marruecos o incluso a Europa.

Así, el agotamiento de la *khettara* de Tazoulayt, provocó que a finales de los años 90, su población pasara en sólo dos años, de cerca de 1.500 habitantes a los 230 aproximadamente actuales (en este momento, este oasis está en fase de recuperación de su *khettara* con un proyecto de CERAI y la *Association Hassilabiad*). Al mismo tiempo, la población de Hassi Labiad, tras la rehabilitación de su *khettara*, finalizada en 2006 por CERAI y la *Association Hassilabiad*, pasó de 950 habitantes aproximadamente a los cerca de 1.600 habitantes que cuenta en la actualidad. De otra parte, otro factor que está afectando a la disminución del freático y al avance de la desertización en buena parte de los oasis, es el creciente peso de la actividad turística, que está teniendo como consecuencia la sobreexplotación del acuífero, por un lado, y la contaminación del mismo, por otro.

El turismo en la región ha venido desarrollándose desde hace decenios como parte de la medicina tradicional marroquí que recomendaba tomar los “baños de arena” en las zonas de dunas. Este turismo sostenible, que todavía se mantiene, es ampliamente superado a partir de los años 90 cuando comienza a llegar a la región el turismo internacional como consecuencia de la inclusión de *Merzouga* como etapa del rally París-Dakar, con un gran impacto medio-ambiental y cultural. El control comunitario de los sistemas tradicionales de captación de agua ha intentado impedir, hasta el momento, la utilización del agua del freático para alimentar los servicios turísticos (incluso piscinas) concentrados especialmente en torno al *erg Chebbi*. Sin embargo, al existir *khettaras* particulares (de una sola familia) y hoteles alejados de los pueblos que han construido pozos, el control no es total, y se ha entrado en un proceso de sobreexplotación del freático. Por otra, al no haberse previsto sistemas de saneamiento, los vertidos se realizan a pozos negros que no se encuentran bien aislados y que incluso llegan a rebosar, filtrándose al freático, y contaminándolo. Los charcos de aguas negras han permitido, asimismo, la aparición de plagas de mosquitos en época estival que favorecen la proliferación de enfermedades transmisibles del ganado y de las personas, como la leishmaniasis. La consolidación del eje *Merzouga-Hassi Labiad* como un importante centro turístico pone en peligro la sostenibilidad de todo el acuífero situado bajo el *Erg Chebbi*.

4.2. La asimilación cultural como consecuencia del turismo y las comunicaciones

La llegada del turismo ha conllevado consecuencias socio-culturales de gran calado. Por un lado, además de aportar riqueza a la región, muestra un modelo de consumo y de vida totalmente diferente y a menudo incompatible con los modos de vida tradicionales en un entorno frágil. Los estándares de confort y bienestar de los turistas, se encuentran muy por encima de los acostumbrados por la población oasiana y también, muy por encima de los márgenes de sostenibilidad. Por otro lado, también ha generado la aparición de desigualdades económicas entre las distintas familias. Aquéllos que han optado por construir un pequeño albergue u hotel han tenido acceso a divisas y a ingresos mayores de los derivados de las actividades agrícolas y ganaderas tradicionales. Ello ha supuesto el surgimiento de tensiones en las comunidades oasianas y la ruptura de la tradicional solidaridad.

A esto se une que la presencia cada vez mayor de turistas extranjeros ha favorecido los contactos entre éstos y la población local. Estos intercambios han tenido efectos positivos, por abrir a propios y extraños, a un mejor conocimiento mutuo, eliminando tópicos y barreras culturales. Pero también han tenido efectos más complejos y con consecuencias muy negativas, al favorecer el surgimiento de relaciones entre hombres locales y turistas

extranjeras. En la actualidad, muchos jóvenes bereberes que trabajan con turistas tienen como aspiración encontrar una mujer extranjera que se los lleve a su país y les saque de su pobreza. También ha tenido gran incidencia en este sentido la llegada de la televisión vía satélite e Internet, cada vez más extendidas en la región.

La televisión muestra pautas de consumo totalmente insostenibles en las regiones áridas del Sur del Tafilaleet así como una imagen estereotipada e idealizada de la vida en las sociedades europeas. También, sin embargo, ha permitido el acceso libre a la información (muy coartada en las televisiones marroquíes), fundamentalmente a través de las emisoras pan-arabistas, como *Al-Jazeera* o *Al-Arabiya*, generando una mentalidad crítica hacia su propio gobierno y, una visión unidimensional de los conflictos internacionales, en clave de persecución y victimización de lo musulmán.

También Internet está contribuyendo al cambio social en la región. Internet llega a Merzouga y Hassi Labiad al mismo tiempo que la carretera asfaltada, en 2002. A finales de 2002 ya se inauguraba el primer café Internet en Hassi Labiad y en los años subsiguientes todos los hoteles y albergues del eje Merzouga-Hassi Labiad, así como las instituciones y las asociaciones locales, se han dotado de Internet y de sus propias páginas Web.

Internet ha permitido la comunicación fácil y económica con los familiares y amigos emigrantes. Por otro, se ha utilizado de forma masiva para la obtención de potenciales clientes turísticos por parte de albergues y guías locales. Por otra parte, Internet ha permitido también a los jóvenes locales contactar con personas de todo el mundo y mantener las relaciones nacidas con ocasión de las visitas turísticas, facilitando el fenómeno antes mencionado de búsqueda de pareja extranjera. La consecuencia de todo ello ha sido una emigración masiva de los hombres jóvenes locales al extranjero, de manera que, unido a la emigración económica, cada vez más, en los oasis sólo van quedando niños, mujeres y viejos, sobre todo en los más apartados (Tazoulait, El Begaa, ...).

Un efecto colateral de la emigración de los hombres jóvenes es que las mujeres jóvenes no se pueden casar a la edad tradicional (entre 14 y 16 años). Así, en la actualidad, se produce el hecho sin precedentes de encontrar familias con hijas en torno a los 20 años sin casar y, además, sin expectativas de poder hacerlo dada la escasez de varones locales. Ello, a priori, es negativo puesto que tradicionalmente, la mujer no alcanza la plenitud de derechos sociales hasta el matrimonio. Sin embargo, esta situación está enfrentando a las familias ante la necesidad de que mujeres adultas puedan realizar aportes a la economía familiar, con lo que, de forma indirecta, se está favoreciendo la integración de la mujer oasiana en las actividades que más rendimiento económico producen, como el turismo, mejorando su situación social y su posición en la familia.

El cambio social producido en la región es irreversible. La solidaridad de las comunidades se rompe con los desequilibrios económicos. La emigración de los jóvenes deja sin mano de obra el campo y satura las zonas turísticas con hombres que buscan su oportunidad. Asimismo, las remesas de los emigrantes crean una mentalidad dependiente en muchas familias, que se limitan a esperar que llegue la transferencia, mostrando una extraordinaria pasividad y una escasa capacidad de iniciativa. La agricultura y la ganadería tradicionales dejan de ser las actividades económicas principales y quedan relegadas a un segundo plano tras la actividad turística.

Al mismo tiempo, los valores de respeto y tradición se han sustituido por los de afán de consumo y búsqueda de todo lo que huela a modernidad. Ello ha supuesto la pérdida de legitimidad y capacidad de las *Jemaa* tradicionales, dejando a las comunidades sin el elemento de gobierno aglutinador del interés común, y haciendo que, cada vez más, las

familias velen exclusivamente por sus intereses y nadie se preocupe por los problemas globales del oasis y de la comunidad.

5. Conclusiones: Hacia la Despoblación y la Desaparición de las Sociedades Tradicionales

La situación medioambiental actual es grave en la región y, especialmente, en la zona del Erg Chebbi, y el cambio producido en las sociedades oasianas tradicionales es de un gran calado, con aspectos positivos y negativos al mismo tiempo, como ya hemos visto. Cabe señalar como elemento positivo, que las tradicionales formas de toma de decisión comunitaria se están adaptando a la modernidad a través de las asociaciones locales. En todos los *douares* hay al menos una asociación que trabaja por el desarrollo local con mayor o menor efectividad, honestidad y acierto. Algunas de ellas han conseguido aunar el respeto tradicional a la *Jemaa* con las ideas modernas de democracia y participación y han construido redes de trabajo en pos del desarrollo sostenible y del equilibrio entre la tradición y la modernidad. Cabe destacar aquí el trabajo realizado por la *Association Hassilabiad pour le développement et l'environnement* (AHT). Sin embargo, el trabajo de estas asociaciones se enfrenta de manera constante con la ineficacia de una parte del aparato del Estado y con la presión del interés económico de los empresarios turísticos. Esperamos que no sea demasiado tarde. Para el patrimonio paisajístico y cultural del Tafilalet, el tiempo avanza rápido y los cambios, para bien o para mal, no tienen marcha atrás.

BIBLIOGRAFÍA

Ben Brahim, Mohamed (2003), «Les khettaras du Tafilalet (SE. Maroc): passé, présent et futur», Internationales Frontinus-Symposium. 2-5 october 2003. Walferdange. Luxemburg.

Borghi, R., Camuffo, M., Minoia, P. (2006) «Cambiamenti sociali e nuove dinamiche territoriali: l'impatto del turismo in ambienti fragili». *Rischi e Territorio nel Mondo Globale*, University of Udine, AGEI (cd rom)

Borghi, R., Camuffo, M., Minoia, P., El Amraoui, F. "Tourisme en milieu fragile : entre développement humain et degradation environnementale". Boujrourf S. (ed.), *Tourisme et pauvreté*, Ed. AUF.

Chattou, Zoubir (Ed.) (2005), "Tourisme rural et developpement durable". École Nationale d'Agriculture de Meknès, pp. 91-145.

García, M.; Moya-Palomares, M^a E.; De Pablo, M.A.; Vicente, R.; Acaso, E. (2008) "Nuevas aportaciones sobre el funcionamiento hidrogeológico del acuífero de erg CHEBBI en el entorno de Hassilabied (Marruecos)". *M+A. Revista Electrónica de Medio Ambiente*, 5:41-57

Hahiane, Hsain (2004) «Ethnicities, Community Making, and Agrarian Change». University Press of America

Ibn Battuta & Mackintosh-Smith, Tim (editor) (2003), "The travels of Ibn Battuta", Macmillan UK, p. 281

Joly, F. (1951), "Les ait Khebbach de Taouz (Maroc sud-oriental)", *Travaux de l'Institut de Recherches Sahariennes*, VII: 3-33.

Lebefure, C. (1986) «Ayt Khebbach, impasse sud-est: l'évolution d'une tribu marocaine

exclue du Sahara». Revue de l'Occident musulman et de la Méditerranée (ROMM). Numéro especial temático: Desert et montagne au Maghreb. Volumen 41-42. Edisud.

León el Africano, "Historia Geográfica de Africa"

Lightfoot, Dale R. (1996), "Moroccan Kheftara: Traditional Irrigation and Progressive Desiccation" *Geoforum* (27:2), pp. 261-273.

Lightfoot, Dale R.; Miller, James A. (1996), "Sijilmasa: The rise and fall of a walled oasis in medieval Morocco", *Annals of the Association of American Geographers* 86: pp. 78-101

Ouhssain, Mohamed, «La gestion sociale de l'eau au Maroc, de Azerf à la Loi sur l'eau» disponible en <http://www.amazighworld.org>

Schneier-Madanes, Graciela & Coarel, Marie Françoise, editores (2010) «Water and sustainability in arid regions». Springer Science+Business Media B.V.

Taouchikht, L. (1993), "Oasis de Tafilalet, hier et aujourd'hui" in *Espace et Société dans les Oasis Marocaines. Séries Colloque 6 Meknes*

WaterHistory.org. "Qanats" en <http://www.waterhistory.org/histories/qanats/qanats.pdf>

NOTAS

¹ Ver Web: <http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?mode=all&code=MOR+02>.

² Ibn Battuta, nos cuenta en su "Rahla" la visita a la ciudad en enero-febrero de 1352, en su camino hacia "el país de los Negros" o lo que hoy denominaríamos África Subsahariana.

³ Hassan Ibn El Ouazane, más conocido como León el Africano, describe su paso por Sijilmasa en 1511 en su "Historia Geográfica de África". De aquella urbe de más de 100.000 habitantes, eterna rival de los sultanes de Fez y Marrakesh, que contaba con centenares de castillos y fortalezas, los arqueólogos no han hallado en la actualidad sino unos pocos precarios muros de adobe y guijarros, medio enterrados en la arena...

⁴ Hsain Ilahiane, en su estudio de 1994-95 (v. Bibliografía) y el Congreso Mundial Amazigh (Rapport Alternatif du CMA: Les Amazighs du Maroc, 2006) hablan de un porcentaje de población bereber superior al 60%, mientras que la información oficial, escasa y sin actualizar, reduce notablemente esta cifra a menos del 20% (v. Analyse des systemes de production oasiens et des strategies des agriculteurs dans la province d'Errachidia Maroc du 20 Avril au 19 Juillet 2002 ICRA-ORMVATF-CRRA).

⁵ Globally Important Agricultural Heritage Systems (GIHS) <http://www.fao.org/nr/giahs/giahs-home/en/>.

DEFORESTACIÓN EN AMAZONÍA Y CAMBIO CLIMÁTICO: UNA APROXIMACIÓN DESDE LA TEORÍA DE RESILIENCIA

CECILIA GELABERT, ARIEL ZAJDBAND & HUGO CETRÁNGOLO

Resumen

La deforestación de la Amazonía ha sido un proceso ampliamente estudiado. Sin embargo sólo recientemente se ha incorporado al análisis, las relaciones de retroalimentación existentes entre las variables climáticas y los cambios en el uso de la tierra. Este capítulo presenta una aproximación al análisis de las relaciones entre los procesos sociales y ecológicos presentes en la región y su impacto en la degradación y deforestación de la Amazonía, utilizando como enfoque la teoría de resiliencia.

1. Introducción

La mitigación de los efectos del Cambio Climático impone la necesidad de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y a la vez, aumentar la capacidad del secuestro de Carbono (C) a través de la restauración y regeneración de los ecosistemas. La Amazonía tiene una importancia fundamental debido a su capacidad de secuestro de C. La misma ocupa actualmente 5,4 millones de km², almacena aproximadamente 120 Pg C y es responsable del 15% de la fotosíntesis global terrestre (Malhi *et al.* 2008). Sin embargo, el proceso de deforestación en la región, ha estado liberando cerca de 0,5 Pg C por año desde 1990 (Malhi *et al.* 2008). En consecuencia, mientras la Amazonía contribuye a la mitigación del Cambio Climático a partir de su capacidad de secuestro de C, también representa una fuente de liberación de C como resultado de su degradación y deforestación.

Aunque la deforestación de la Amazonía ha sido un proceso ampliamente estudiado, sólo recientemente los modelos de Cambio Climático han incorporado las relaciones de retroalimentación existentes entre las variables climáticas, como temperatura y precipitaciones, y los cambios en el uso de la tierra (Malhi *et al.* 2008). La vegetación se consideraba una variable estática y el cambio climático era analizado en forma aislada, sin tener en cuenta las relaciones que unen y refuerzan los procesos sociales y ecológicos.

Actualmente existe un consenso generalizado en la necesidad de combinar las distintas disciplinas a través de teorías integradoras. En este contexto, la teoría de resiliencia permite resolver problemas que emergen de la interacción entre los seres humanos y los ecosistemas (Holling *et al.* 2002). La relación que se establece entre los mismos se convierte en un factor clave para la identificación y análisis de los impactos que derivan de su utilización (Fairweather 1993).

El presente capítulo analizará las relaciones existentes entre los cambios en el uso de la tierra y el cambio climático y su impacto en la degradación y deforestación en la Amazonía, utilizando como marco teórico la teoría de resiliencia. A continuación, se procede a presentar una introducción a los conceptos fundamentales de la teoría para luego aplicarlas en este análisis.

2. Principales Conceptos para el Análisis de la Resiliencia

La resiliencia en los ecosistemas puede definirse como la capacidad que éstos posee para experimentar disturbios mientras retiene esencialmente la misma función, estructura y relaciones de retroalimentación, y por lo tanto, la identidad. Un sistema con mayor resiliencia será aquel que pueda absorber un disturbio mayor sin cambiar hacia otro régimen. Estos sistemas exhiben umbrales que, cuando son excedidos, resultan en un cambio en las relaciones de retro-alimentación que conducen a modificaciones en su función y estructura. Así, a medida que aumenta la resiliencia del sistema, mayor es el disturbio que puede absorber sin cambiar hacia otro régimen alternativo (Gunderson y Holling 2002).

Las relaciones de retro-alimentación que generan regímenes estables pueden ser comprendidas, por ejemplo a partir de la dinámica entre las precipitaciones y la vegetación (Scheffer y Carpenter 2003). A nivel local, la vegetación terrestre facilita el mantenimiento de la humedad del suelo y de las precipitaciones. Esto conduce a la existencia de una relación de retroalimentación positiva. Scheffer y Carpenter (2003) ilustran las consecuencias de estabilidad potencial en un modelo gráfico simple basado en 3 supuestos: (1) la precipitación en ausencia de vegetación es conducida por el clima global; (2) la vegetación tiene un efecto positivo sobre las precipitaciones locales, y (3) la vegetación desaparece cuando la precipitación cae por debajo de un nivel crítico determinado (Figura 1). En el modelo propuesto existen dos estados alternativos: uno para la situación sin vegetación y otra para la vegetada. Por encima de un nivel de precipitaciones crítico, la vegetación estará presente y las precipitaciones a escala local serán superiores que en el estado sin vegetación. (Scheffer y Carpenter, 2003).

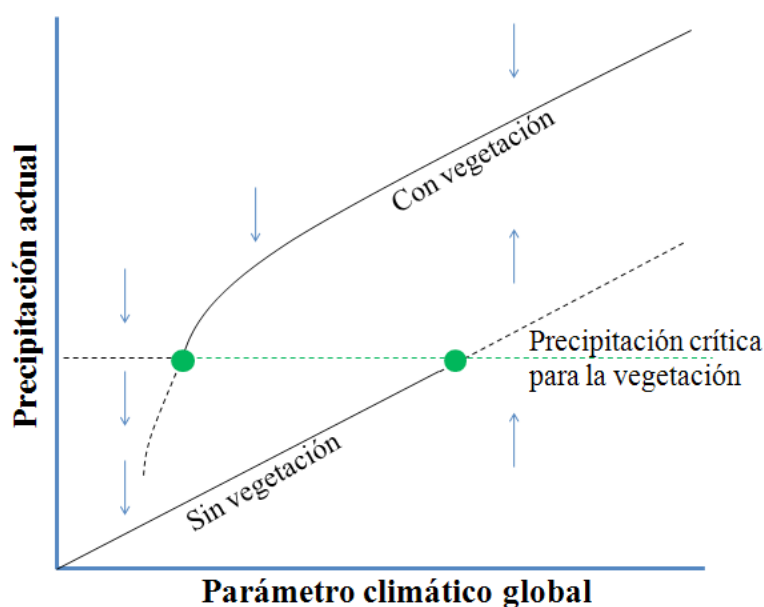


Figura 1. Un modelo simple que muestra la existencia de estados alternativos estables generados por las relaciones de retroalimentación positivas entre la vegetación y las precipitaciones locales. Las flechas indican la dirección del cambio si el sistema no se encuentra sobre las líneas de equilibrio. La línea punteada es inestable porque una pequeña desviación desde la misma resultará en el movimiento del sistema hacia una de las líneas de equilibrio. Adaptado de Scheffer y Carpenter (2003).

El objetivo del manejo de la resiliencia es prevenir que un sistema socio-ecológico se mueva hacia una configuración no deseable. La resiliencia *per se* no es necesariamente deseable ya que, configuraciones del sistema no deseables pueden ser muy resilientes. La construcción de la resiliencia de una configuración deseable del sistema, requiere aumentar la capacidad adaptativa de las estructuras y procesos (sociales, ecológicos y económicos) que ayudan a mantenerla. Esto requiere de la identificación de las variables claves que generan resiliencia en un sistema determinado y cómo ésta, puede disminuir o incrementarse.

3. Aplicación del Concepto de Resiliencia para el Análisis del Cambio Climático en Amazonía

La deforestación de la Amazonía ha sido reconocida como la principal amenaza para su conservación. La tasa anual de deforestación durante la década de 1990 fue de 25.000 km² y hacia 2001, aproximadamente el 13% de su superficie original había sido desmontada (Betts *et al.* 2008). Este proceso estuvo acompañado por la expansión planificada de caminos y el desarrollo de la cría de ganado bovino, producción de caña de azúcar y recientemente del cultivo de soja en las regiones fronterizas. En los últimos años la tasa de deforestación ha caído hasta los 11.000 km² en 2007, debido a la caída de los precios internacionales de la soja en ese año y a la intervención del Gobierno Brasileño. Actualmente, se identifican dos fuerzas motrices que conducen la deforestación: 1) la disminución de las precipitaciones en la estación seca, que determina la muerte progresiva de la vegetación y 2) los cambios en el uso de la tierra reducen la cobertura natural mediante la tala y la quema.

Entre las principales fuerzas motrices, identificadas en el párrafo anterior, existen interacciones que incrementan la complejidad del proceso y refuerzan la existencia de estados alternativos. Algunos modelos sugieren que el sistema climático regional presenta dos estados alternativos estables. El estado húmedo actual y un estado seco permanente, que podría alcanzarse si se pasa el umbral ubicado entre el 30-40% de la remoción de la cobertura selvática (Malhi *et al.* 2008). En consecuencia, las retroalimentaciones positivas entre el Cambio Climático global, la mayor frecuencia de años secos, y la deforestación serían las responsables del movimiento del sistema hacia el estado alternativo estable seco.

La Amazonía se encuentra adaptada a condiciones de elevadas precipitaciones y una baja ocurrencia de incendios. El efecto directo de la sequía es la muerte de los árboles más grandes como consecuencia del estrés (Brando *et al.* 2008). Además, de manera indirecta la sequía aumenta la vulnerabilidad de la vegetación a los incendios, aún bajo intensidades de fuego bajas. A su vez, esta situación es agravada a medida que se incrementa la fragmentación del paisaje. En las zonas que presentan un menor grado de fragmentación, la resiliencia del sistema es mayor debido a la capacidad de las raíces profundas de acceder al agua ubicada en la profundidad del suelo, durante los períodos de sequía, manteniendo elevadas las tasas de transpiración y fotosíntesis. La existencia de sinergias entre la deforestación, la fragmentación y el fuego resultan en la retroalimentación de estos procesos (Figura 2).

La dinámica de la degradación y deforestación en la Amazonía debe ser comprendida a partir de las relaciones de retroalimentación entre las variables que actúan en diferentes escalas. Tanto el cambio en el uso de la tierra como el Cambio Climático global son conducidos por fuerzas económicas globales, sin embargo las formas en que se expresan va-

rían en ámbito local y regional. Entonces, si el objetivo es mantener al sistema en su estado actual y evitar que pase a un estado seco permanente, el manejo debe estar orientado a generar adaptaciones regionales y locales que permitan desarrollar alternativas productivas sustentables que reduzcan las tasas de degradación y deforestación.

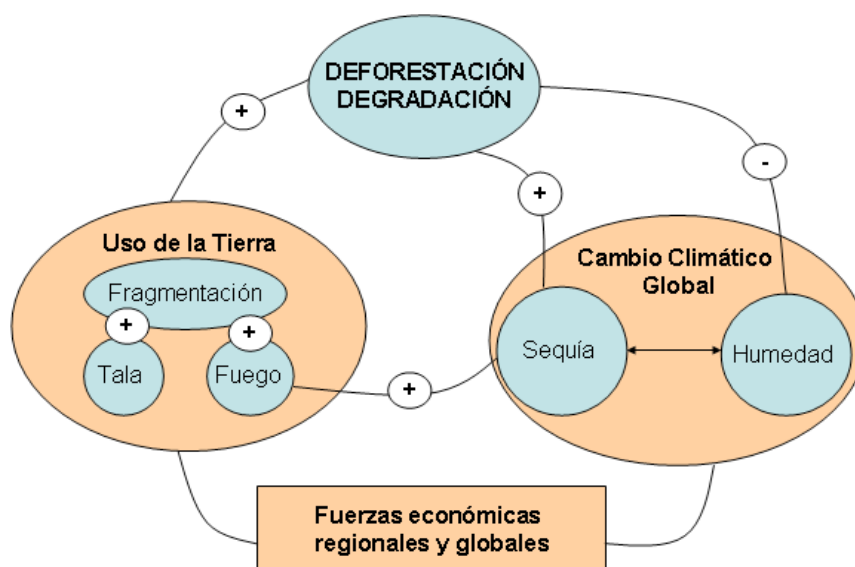


Figura 2: Fuerzas motrices y retroalimentación entre las variables que impactan en la degradación y deforestación en la Amazonía. Elaborado en base a Betts et al 2008

Numerosas acciones se desarrollan en la Amazonía con el fin de disminuir las tasas de deforestación y degradación. Entre las más destacadas se identifican aquellas asociadas al “Programa Reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal en los países en desarrollo (REDD)”. La reducción de la deforestación por medio del pago de créditos de C, genera beneficios directos sobre la reducción de las emisiones de C, a escala regional y la disminución en la tasa de la deforestación a escala local; e indirectos como la reducción del riesgo de incendios y la conservación de la biodiversidad, incrementándose la resiliencia del sistema. Cave preguntarse entonces, en que medida las acciones que promueve el programa en la Amazonía se convierten en nuevas fuerzas motrices y como estas impactan en las relaciones de retroalimentación vinculadas al uso de la tierra (escala local y regional) y Cambio Climático (escala global) (Figura 3). Los cambios en el uso de la tierra que el programa genera, impactarán sobre las prácticas productivas y culturales de las comunidades locales, sin embargo no necesariamente estos impactos conduzcan hacia alternativas productivas sustentables. Esto podría depender de las estructuras de gobernancia existentes que limitan o potencian la ejecución del programa, el nivel de participación de los actores involucrados, como también de la forma en que se distribuyen los beneficios económicos entre los beneficiarios del programa.

4. Recomendaciones y Desafíos

Es de suma importancia reconocer las fuerzas motrices y sus relaciones de retroalimentación

en el análisis de la degradación y deforestación de la Amazonía, dado que brindará herramientas para el desarrollo de acciones tendientes a revertir este proceso. Sin embargo los programas impulsados a escala regional imprimen nuevas fuerzas motrices, las cuales generan nuevas relaciones de retroalimentación, que afectan a las existentes. Es por esto que es necesario identificarlas y monitorearlas a fin de evaluar los resultados alcanzados y en caso de que sea necesario adaptar las estrategias de manejo productivo y desarrollo en la región.

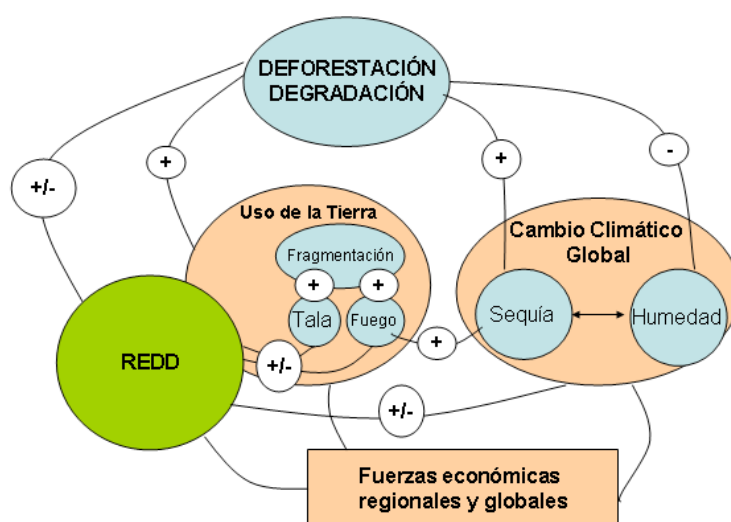


Figura 3: Fuerzas motrices y retroalimentación entre las variables que impactan en la deforestación en la Amazonía y su variación a partir del Programa REDD. Elaborado en base a Betts et al 2008

BIBLIOGRAFÍA

- Betts, R.A, Y Malhi y R. Timmons, 2008. "The future of the Amazon: new perspectives from climate, ecosystem and social sciences". *Philosophical Transactions of The Royall Society*. 363, pp 1729-1735
- Brando PM, et al. 2008. "Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment". *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 363: 1839–1848.
- Fairweather, PG, 1993. "Links between ecology and ecophilosophy, ethics and the requeriments of environmental management". *Australian Journal of Ecology* 18, 3-19
- Gunderson, L.H. y C.S Holling. 2002. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington (DC): Island Press.
- Holling, CS, LH Gunderson y D Ludwig. 2002. "In Quest of a Theory of Adaptive Change" en: L.H. Gunderson y C.S. Holling (eds). *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Island Press, Washington DC, pp. 3-22.
- Holling, C.S., L.G Gunderson y G.D Peterson. 2002. "Sustainability and panarchies" en: Gunderson, L.H. y C.S Holling (Eds.). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, D.C.
- Malhi, Y et al. 2008. "Climate Change, Deforestation, and the Fate of the Amazon. *Science*, 319(169): 170-172.

Scheffer, M y SR. Carpenter. 2003. "Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation". *TRENDS in Ecology and Evolution*, 18(12): 648-656.

COOPERACIÓN AL DESARROLLO Y LUCHA CONTRA EL CAMBIO CLIMÁTICO: UNA ESTRATEGIA DE BUENAS PRACTICAS EN LA AMAZONÍA ECUATORIANA Y EN EL SAHEL SENEGALES

ASIER ARCOS & ETTORE PAPA

Resumen

El presente artículo resume las actuaciones de lucha contra el cambio climático implementadas por “Nazioarteko Elkartasuna - Solidaridad Internacional”(NE-SI) describiendo los proyectos de reforestación y promoción del desarrollo humano en la provincia de Orellana (Ecuador) y los de lucha contra la desertificación, seguridad alimentaria y protección medioambiental en la región de Louga (Senegal), como experiencias eficientes, eficaces y medioambientalmente sostenibles en contextos en los que la vulnerabilidad hacia el cambio climático es de enorme magnitud.

1. Introducción

El desarrollo sostenible es aquel que satisface las necesidades de la generación presente sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades ¹. Las actuaciones de NE-SI se ejecutan en el marco del desarrollo sostenible y de la eficiencia ecológica entendida como: “la capacidad de un sistema de producción para producir la máxima cantidad de bienes con el menor coste energético y de materiales, con la mayor capacidad de perdurar sin trastocar la estabilidad de los ecosistemas” (Toledo 1985) y sin sobrepasar su capacidad de regeneración. Teniendo en cuenta este enfoque que explicita el uso eficiente y racional de los recursos naturales queremos destacar como en NE-SI trabajamos bajo la premisa de que una intervención ecológicamente eficiente, además debe contemplar aquellos aspectos sociales y culturales que definen una realidad específica. Por lo tanto, toda aquella intervención que se lleve a cabo en un ámbito natural especialmente vulnerable tiene que partir desde la concepción de una estrategia de actuación holística que abarque todos aquellos factores que estén interrelacionados entre si, y que sea respetuosa con el parecer de todos aquellos agentes involucrados en ella. Así mismo, nos basamos en los principios agroecológicos y queremos especificar las interacciones existentes entre los procesos agronómicos, forestales, económicos y sociales, reclamando la vinculación esencial que existe entre el suelo, la planta el animal y el ser humano. (Guzman, Gonzales, Sevilla:2000) Estos principios son la base de nuestras actuaciones que tratan de conservar y recuperar el medioambiente y promover el Desarrollo Humano mediante proyectos ecológicamente sostenibles, socialmente justos y económicamente viables.

2. Buenas practicas en la Amazonía Ecuatoriana

2.1. Contexto local de la Amazonía Ecuatoriana

Los datos oficiales sobre la realidad de los bosques en la Amazonía Ecuatoriana demuestran que no se está logrando la eficacia requerida por las definiciones de desarrollo

Los proyectos se insertan en el Cantón Aguarico, los habitantes son en casi su totalidad de etnia Kichwa Naporuna. La población está dividida en comunas disponiendo, por lo general, de grandes territorios comunitarios. No existe la propiedad individual, aunque en las comunidades se designa un espacio de tierra para el uso diario de cada socio. Los poblados se encuentran ubicadas a lo largo de las riberas de los ríos Aguarico, Tiputini y Napo, siendo este último el principal. No existen carreteras en la mayor parte del cantón, por lo que el único acceso se da por vía fluvial.



A continuación se enunciarán dos diferentes enfoques de actuación que se están implementando en la Amazonía Ecuatoriana por parte de NE-SI.

El primer proyecto se basa en el fortalecimiento de las capacidad de gestión y planificación de las autoridades locales competentes en relación al adecuado uso de los recursos naturales, implementando una política “Top-Down” que engloba en sí mecanismos participativos. El segundo se enmarca en una estrategia de generación de ingresos que

permita un desarrollo social y económico sostenible de las poblaciones beneficiarias aplicado desde la perspectiva “Bottom-Up”. Los dos enfoques se estructuran en una única estrategia global que se direcciona a la preservación medioambiental y al fortalecimiento de las capacidades locales.

El proyecto “*Fortalecimiento de la gestión forestal en Orellana como mecanismo para un mayor desarrollo humano local*” se estructura en tres pilares: 1) fortalecer los organismos públicos en planificación y gestión forestal, 2) elaboración de un Plan Forestal Provincial, partiendo desde el nivel parroquial, a través de asambleas participativas y 3) desarrollo de iniciativas piloto de aprovechamiento forestal sostenible y establecimiento de plantaciones en áreas degradadas. A pesar de que la provincia amazónica está cubierta por ricos bosques, la falta de un Plan Forestal, tanto a nivel provincial como nacional no permite que sus recursos contribuyan de forma efectiva al desarrollo de la población local. La implementación del proyecto está supliendo dicha falta gracias a la elaboración de un plan forestal por medio de procesos participativos comunitarios. La ejecución de iniciativas de aprovechamiento forestal sostenible en áreas degradadas se está implementando aprovechando los conocimientos autóctonos tradicionales en complementariedad con las nuevas tecnologías de lucha contra la deforestación. La reforestación no sería efectiva sin el compromiso de las instituciones y de las comunidades locales que están preservando su medioambiente de la tala excesiva de árboles. Asimismo, las comunidades locales deben poder aprovechar de mecanismos generadores de ingresos adicionales y diversificados si quieren resistir a las proposiciones de las empresas forestales y petroleras.

El proyecto “*Fortalecimiento de la estructura y gestión turística comunitaria en el cantón Aguarico*” permite a las asociaciones de la zona ser parte integrante de un modelo de desarrollo económico basado en el respeto y el aprovechamiento óptimo de los recursos ambientales. El uso y la gestión sostenible del medio ambiente como elemento generador de recursos para la lucha contra la pobreza, estimulado por los círculos virtuosos puestos en marcha por la aplicación de energías limpias, el mejoramiento de la infraestructura y la profesionalización de los servicios turísticos, son elementos fundamentales del proyecto. El fortalecimiento del contexto organizacional desde una perspectiva de género, la correcta administración territorial y el impulso para la creación de estructuras empresariales, están permitiendo que veinte comunidades rurales del cantón Aguarico aprovechen con modalidades ecosostenibles su contexto medioambiental e incrementen sus entradas económicas. Sin pretender atribuir al turismo, y al conjunto de actividades que éste genera con su desarrollo, un papel de “panacea” frente a los problemas de la pobreza, conviene no obstante, precisar que estudios recientes han llegado a la conclusión que el ecoturismo representa para algunas comunidades una fuente de beneficios reales. Es decir, diversificación de sus actividades económicas, ingresos adicionales, expresiones culturales renovadas, lazos comunitarios fortalecidos y mejores condiciones de vida⁶.

El mayor potencial del que disponen estas comunidades es su riqueza natural. Las comunidades del cantón Aguarico están ubicadas en el corredor existente entre el Parque Nacional Yasuní y la Reserva Faunística Cuyabeno⁷, dos de las más importantes maravillas ambientales con las que cuenta el Ecuador. Conscientes de que el potencial turístico existente en la zona es muy grande, gracias al apoyo de varias entidades, las comunidades del Cantón Aguarico han apostado para el turismo comunitario, entendiendo a este como una actividad complementaria a las actividades tradicionales que realiza la población Kichwa Naporuna. Después de algunos años durante los cuales la población ha participado en un proceso de sensibilización, capacitación y desarrollo de infraestructura turística, las

comunidades Kichwas Naporuna se han asociado con la finalidad de impulsar colectivamente las actividades turísticas. En ese contexto se ha conformado la Red Solidaria de Turismo de la ribera del río Napo (REST), a través de la cual se proyecta una estrategia que posibilite el encadenamiento entre la demanda y la oferta de los productos turísticos comunitarios que ofrecen las comunidades que integran dicha organización. Así mismo en cada una de las comunidades existen productos turísticos definidos y articulados entre los mismos, lo que favorece la implementación de una estrategia de comercialización y operación en red. El intercambio de experiencias, servicios y productos, ha generado un gran aporte a la cultura, se ha logrado valorar el idioma, sus artesanías, su forma de vida y su capacidad de prestar servicios de calidad. Demostrando de forma consecutiva que un turismo responsable puede generar un buen proceso de desarrollo social y cultural.

La instalación de paneles solares en las iniciativas turísticas comunitarias ha evitado la contaminación ambiental y generado un impacto positivo para el mantenimiento de la biodiversidad del Cantón Aguarico, contribuyendo a las mejoras en la preservación de las Reserva Faunística Cuyabeno y del Parque Nacional Yasuni. Las innovaciones tecnológicas han aportado un avance en las posibilidades de desarrollo de las comunidades y les han otorgado una mejor calidad de vida. Antes de la instalación de los paneles solares el servicio se ofrecía durante 6 horas al día, por lo general 3 horas durante la mañana y 3 horas al anochecer, aunque, por contar con redes muy limitadas, solo las viviendas ubicadas en los centros comunitarios podían disponer de dicho servicio. La cobertura eléctrica, aunque se ofrecía de manera racionada, estaba por lo tanto limitada aproximadamente al 8% de las viviendas correspondientes a las comunidades. Los paneles solares están disminuyendo la dependencia de los grupos electrógenos que funcionan a diesel, bajando la dependencia energética y las emisiones de gases de efecto invernadero. La incorporación de turismo mediante los proyectos ejecutados se enmarca en un amplio esquema de desarrollo local y forestal que se estructura en un proceso sinérgico que engloba los aspectos sociales, culturales y ambientales. Por último, queremos destacar como estos elementos se están fomentando también gracias a la institución de un museo de cultura kichwa, y de un Centro Zoológico enfocado hacia la preservación de la Fauna y la Flora local⁸. Los elementos ejecutados en nuestros proyectos fomentan el turismo, preservan la cultura, el medioambiente y luchan activamente contra el cambio climático, creando sinergias promotoras de desarrollo que permiten a las poblaciones locales aprovechar de fuentes de ingresos complementarios a las actividades tradicionales, ya sean éstas mercantiles o de autoconsumo, evitando que las comunidades se vean forzadas a talar sus bosques, permitir la entrada de compañías petroleras, mineras y forestales en sus territorios, o emigrar hacia las ciudades⁹.

3. Buenas Practicas en el Sahel Senegales

3.1. Contexto local del Sahel Senegales

El clima del norte de Senegal es de tipo sahariano y se caracteriza por la alternancia de una época seca que transcurre, generalmente, de los meses de noviembre a mayo y una época de lluvias de junio a octubre. La pluviométrica media anual presenta grandes diferencias entre el norte y sur del país, de 300 Mm. al norte semi-desértico, a 1200 Mm. al sur, con algunas variaciones de año en año. En cuanto a la pluviométrica se pueden diferenciar claramente tres zonas climáticas: una zona de bosques al sur, sabana arbolada en el centro

y una zona semidesértica, que es la que nos atañe en nuestra intervención. Nazioarteko Elkartasuna-Solidaridad Internacional lleva trabajando en Senegal desde el año 2003 cuando implementó su primera iniciativa de cooperación al desarrollo. En el año 2008 se empezó a ejecutar el proyecto “*Seguridad Alimentaria y conservación medioambiental en comunidades rurales de la Región de Louga*”. El proyecto se localiza en el noroeste del país y las acciones se realizan específicamente en Comunidades Rurales del Departamento de Kébémér. Esta zona presenta una época de lluvias de 3 a 4 meses al año, que no permite disponer de agua suficiente para realizar cultivos extensivos tradicionales, ni que las capas freáticas se llenen lo suficiente para establecer, en época seca, un sistema de riego adecuado que garantice el autoabastecimiento alimentario de la población.

Esta situación se agrava por las continuas sequías que se dan en la zona, la falta de medios materiales (material agrícolas, semillas, fertilizantes, piensos, etc.) y tecnológicos para la producción, el crecimiento no sostenible de la ganadería en los escasos pastos existentes y, por ultimo, la degradación del medioambiente por los efectos de la desertificación (avance de las dunas, destrucción de cultivos por falta de barreras naturales y erosión eólica).



El contexto es aun más crítico si tenemos en cuenta que en la zona hay grandes carencias de infraestructuras básicas. Dado que la producción agrícola y ganadera no alcanza para el autoabastecimiento de la población, y que estas son las principales actividades, es lógico que no exista ningún tipo de excedente que permita a los/as productores/as obtener ingresos extras. Además subrayar que las comunicaciones existentes con el mercado principal se encuentran en muy malas condiciones. Es necesario reconocer los esfuerzos de reforestación llevados a cabo por el Gobierno de Senegal durante los últimos años que están permitiendo una recuperación progresiva de nuevos espacios propicios para reintroducir la fauna y flora que habían desaparecido de la zona. Cabe también señalar que

desde 1948 el Servicio de Agua y Bosques del Ministerio de Medioambiente ha venido realizando un proceso de inmovilización de dunas marítimas o blancas (las que se forman en el borde inmediato del mar) mediante la plantación de *Casuarina Esquisetifolia*. Por otro lado, también se ha iniciado un proceso con las dunas amarillas interiores (situadas a continuación de las blancas, un poco más al interior continental), que afectan principalmente a las cuencas de cultivo de legumbres y hortalizas, zona en la que se localizan nuestras actividades.

3.2 Implementación de los proyectos

En el frágil contexto subsahariano, la degradación de los suelos y a la totalidad de los procesos de desertificación afectan principalmente a los sectores poblacionales mas vulnerables. Por lo que, desarrollar una aproximación integrada entre derechos humanos y medio ambiente debe devenir una prioridad. El respeto de los derechos humanos no se puede alcanzar plenamente sin valorar la dimensión ambiental de los servicios del ecosistema, fundamental para el derecho a la vida y a todos los demás derechos (UNCCD 2008). A la luz de la complejidad de los procesos de lucha contra la desertificación, queremos destacar la importancia de un enfoque multidimensional que sepa abarcar las diferentes dinámicas de desarrollo luchando activamente contra la desertificación. Son necesarios enfoques caracterizados por una fuerte identidad transformadora, que incidan a las raíces de la pobreza estructural, fortaleciendo los procesos endógenos y las capacidades en el Sur y en el Norte, a través del acompañamiento prioritario de estrategias de desarrollo local. Por todo esto, desde NE-SI promovemos estrategias integradas de lucha contra la desertificación, que abarquen la utilización de métodos correctivos que apuntan a paliar el fenómeno y a reparar las degradaciones por medio de técnicas de mejora del uso de los recursos y de una mayor eficacia de los sistemas de explotación. A la luz de estas consideraciones, no podemos obviar la necesidad de cuadros institucionales, socio-económicos y políticos favorables, que permitan el establecimiento de modelos integrados de manejo y uso sostenible, que a su vez sirvan para prevenir y/o reducir la degradación de las tierras, fomentar la rehabilitación de las parcialmente degradadas y recuperar las desérticas.

El proyecto: “*Seguridad alimentaria y conservación medioambiental en comunidades rurales de la región de Louga*” (Senegal), financiado por el FOCAD¹⁰ en 2008 y ejecutado por NE-SI y la contraparte local FADEC¹¹, se basa en tres estrategias y prioridades: el medioambiente y la agricultura, la situación de genero, y la capacitación y asistencia técnica. En 2010 se ha aprobado una segunda fase del mismo proyecto que resumimos de esta manera:

- Garantizar a la población de las comunidades ribereñas mejores condiciones medioambientales frenando el avance de la desertificación.
- Dinamizar de manera sostenible las actividades agropecuarias y forestales de autoabastecimiento.
- Implementar en paralelo, un proceso de aumento de las capacidades locales y participación local, con especial énfasis en la mujer, consiguiendo crear condiciones que garanticen y fortalezcan la seguridad alimentaría local, y al mismo tiempo brindar la posibilidad de obtener excedentes que produzcan ingresos a los beneficiarios / as.

En este breve articulo no pretendemos explicar la totalidad del proyecto sino que queremos resumir la “Metodología de protección medioambiental de Cuencas” que ha

producido y sigue produciendo, resultados concretos en la lucha a la desertificación y el cambio climático. Se ha completado un proceso de regeneración forestal en 208 hectáreas (104% del objetivo planificado) plantando unas 500.000 plantas autóctonas que frenan la desertificación y preservan la producción agroecológica. La elaboración de Viveros para la obtención de plantas, la creación de un sustrato de materia orgánica y el aumento del dinamismo de la economía agrícola local, son elementos centrales del proyecto, que gracias a una correcta fertilización y lucha fitosanitaria ha permitido la reforestación de una amplia zona en el norte del País. El aspecto novedoso de la intervención se debe a la protección mecánica de las zonas de actuación por medio de paneles protectores hechos de *Nguer* (*Guiera senegalensis*)¹² Colocados en una disposición particular, perpendicular al viento que arrastra la arena de las dunas, los paneles permiten:

- Disminuir considerablemente el efecto del viento sobre la fuerte movilidad de la arena;
- Proteger las plantas contra los vientos nocivos;
- Enriquecer el suelo descomponiéndose en el corto y medio plazo

La elección de las especies plantadas¹³, tiene en cuenta no sólo su capacidad de adaptación al entorno, sino que también su capacidad de secuestrar el carbono con relación a la especificidad climática de la zona y a los intereses socioeconómicos de las poblaciones. Desde el punto de vista medioambiental, estas especies presentan una gran capacidad de captación del carbono y desempeñan un papel importante en la lucha contra el cambio climático.

4. Conclusiones

Ambos proyectos a pesar de sus diferentes características sociales, ambientales y culturales son muestra de cómo una intervención, en el marco de la cooperación al desarrollo, puede aportar significativos avances en la lucha contra el cambio climático. Los resultados alcanzados por los proyectos ejecutados se constituyen, bajo esta premisa, nos sirven como ejemplo de eficaces experiencias reproducibles en contextos similares. Evaluando dichas practicas como experiencias piloto eficientes, eficaces y medioambientalmente sostenibles, queremos divulgar, por medio de este artículo, los logros de la cooperación internacional y propiciar nuevas intervenciones en contextos en los que aún hay mucho que hacer para paliar estos fenómenos.

Consideramos de fundamental importancia que dichos procesos se estructuren en un enfoque multidimensional que sepa atacar las bases de los problemas de “arriba-abajo” por medio de cuadros institucionales favorables¹⁴ y de “abajo-arriba” a través de mecanismos participativos de las poblaciones locales, que involucren las ONGD como partenaire y aglutinadoras de las diferentes visiones. Al mismo tiempo, queremos destacar, como las buenas practicas aplicadas no pueden ser actividades aisladas, sino que la sociedad civil, los gobiernos y todos los demás actores deben presionar para que estas mismas sean la praxis de los mecanismos de desarrollo, de modo que el uso irracional de los recursos sea reprobado, y el interés colectivo prevalezca sobre el interés particular. La deforestación y la desertificación se pueden paliar, existen los medios, hace falta voluntad.

BIBLIOGRAFÍA

Altieri, Nicholls (2000), 'Agroecología teoría y practica para una agricultura sustentable', 1ª edición Serie Textos básicos para la formación, México, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

Carlos Maldonado (2001), 'Síntesis de 19 estudios de casos sobre etno-turismo comunitario en Bolivia, Ecuador y Perú', doc. de trabajo, OIT.

FAO (2011) "Situación de los bosques del mundo 2011" <http://www.fao.org/docrep/013/i2000s/i2000s.pdf> (Consulta: 12 de mayo de 2011)

Bass MS, Finer M, Jenkins CN, Kreft H, Cisneros-Heredia DF, et al. (2010) 'Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuni National Park'. PLoS ONE 5(1):<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0008767>

Guzman, Gonzales De Molina, Sevilla (2000) *Introducción a la Agroecología Como Desarrollo Rural Sostenible*. España, Ediciones Mundi Prensa.

Informe de la conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio ambiente y el Desarrollo (Rio de Janeiro, 3 a 14 de Junio de 1992) <http://www.un.org/documents/ga/conf151/spanish/aconf15126-1annex1s.htm> (Consulta: 12 de Mayo de 2011)

Ministerio del Ambiente de Ecuador, MAE (2010), Aprovechamiento de los recursos forestales de Ecuador 2007-2009 <http://ecuadorforestal.org/biblioteca/a-e/1159-aprovechamiento-de-los-recursos-de-los-forestales-en-ecuador-2007-2009/> (Consulta: 12 de Mayo de 2011)

OIT: (2001) 'Turismo sostenible: Estado, comunidad y empresa frente al mercado. El caso de Ecuador, Lima', doc. de trabajo N° 140; http://www.oit.org.pe/WDMS/bib/publ/doctrab/dt_140.pdf (Consulta 12 de Mayo de 2011)

OIT: (2002) 'Gestión del turismo sostenible y competitivo. Alianzas entre Estado, empresa y comunidad. Los casos de Bolivia, Ecuador y Perú, Lima', doc. de trabajo N° 142. http://www.oit.org.pe/WDMS/bib/publ/doctrab/dt_142.pdf. (Consulta: 12 de mayo de 2001)

Toledo (1985) *Ecología y Autosuficiencia Alimentaria*, Ciudad de México, Siglo XXI.

UNCCD (2008), "Human Rights and Desertification "Exploring the Complementarity of International Human Rights Law and the United Nations Convention to Combat Desertification. Desertification, Land degradation and Drought, Issue paper N. (<http://www.unccd.int/publicinfo/docs/HumanRightsandDesertification.pdf>. (Consulta: 12 de mayo 2011)

NOTAS

¹ Informe de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, (1988) (Comisión Brundtland) Asumido por el principio 3 de la declaración de Rio (1992) En 1993 la CCAD ha ampliado el concepto definiéndolo como: "Es un proceso evolutivo sustentado en el equilibrio ecológico y el soporte vital de la región a través del crecimiento económico y la transformación de los métodos de producción y patrones de consumo, con respeto pleno a la integridad étnica y cultural regional, nacional y local, así como en el fortalecimiento de la participación democrática de la sociedad civil, en convivencia pacífica y en armonía con la naturaleza sin comprometer y garantizando la calidad de vida de las generaciones futuras."

² 198.000 hectáreas deforestadas entre 2000 y 2010

³ Datos FAO 2006 recogidos en el informe "Situación de los bosques del mundo 2011"

⁴ El Parque Yasuní ubicado en la Región amazónica ecuatoriana, en las provincias de Orellana y Pastaza

⁶ Carlos Maldonado(2001), Síntesis de 19 estudios de casos sobre etno-turismo comunitario en Bolivia, Ecuador y Perú, doc. de trabajo, OIT.

⁷ La Reserva de Producción Faunística de Cuyabeno (RPFC) fue creada en el 1979, con una extensión inicial de 254.760 hectáreas (Acuerdo Ministerial 322 de 26 de julio de 1979) y sus límites incluyen su valioso y espectacular sistema lagunar y el bosque inundado de su curso medio.

⁸ Según estudios científicos publicados en la Revista PLoS ONE, se estima que en la zona puede haber 2.224 especies de árboles y arbustos, 271 especies de anfibios y reptiles, 567 especies de aves, y 167 especies de mamíferos. De igual forma la lista CITES, menciona en su apartado para Ecuador, varias especies que están en peligro de extinción y presentes en el libro rojo de especies amenazadas.

⁹ OIT: Turismo sostenible: Estado, comunidad y empresa frente al mercado. El caso de Ecuador, Lima 2001, doc. de trabajo N° 140; consultar también OIT: Gestión del turismo sostenible y competitivo. Alianzas entre Estado, empresa y comunidad. Los casos de Bolivia, Ecuador y Perú, Lima 2002, doc. de trabajo N° 142.

¹⁰ Fondo de Cooperación al desarrollo del Gobierno Vasco.

¹¹ Federación de asociaciones de desarrollo comunitario, Kébémér

¹² Es una planta de amplitud ecológica que invade las zonas no explotadas en el ámbito de las dunas rojas situadas a 20 Km. del mar. Sus especificidades residen en su facultad de regenerarse muy rápidamente y su abundante disponibilidad .

¹³ El 80% de las especies elegidas son: Prosopis juliflora, Eucalyptus camaldulensis, Acacia mellifera, Anacardum occidentale.

¹⁴ Es necesario que las instituciones publicas lleven a cabo su misión haciendo una contribución real a: a) la reducción de la pobreza b) manejo ecológico de recursos productivos ubicados en ecosistemas frágiles c) seguridad y autosuficiencia alimentaria a nivel local y regional d) conservación de los recursos naturales incluyendo la agrobiodiversidad e) transformación de las comunidades rurales pobres en actores sociales capaces de potenciar su propio desarrollo f) fomentar políticas que favorezcan el desarrollo sustentable. Muchas instituciones se han forjado un nicho al adoptar el lema de «producir conservando y conservar produciendo»; lo importante es que se aclare que no se trata de un intento más de cómo encajar la cuestión ambiental dentro de regímenes agrícolas ya establecidos, sino de buscar una sinergia real entre ecología, economía y ciencias silvoagropecuarias (Altieri , Nicholls 2000).

ANEXO 1

	Ecuador	Senegal
Población	14.306.876 (2010)	12 855 155(proyección 2011)
IDH(2010)	0.695	0.411
Área protegida(%)	25,1(%)	24.1 (%)
Área de Bosque(1000 He) y (% de área total)	8473 (44%)	9864 (36%)
Tasa de variación anual del área de bosque (%)	-1,8%	-0,5%
Contribución del sector forestal al PIB	2,3	0,9
Producción de leña para autoconsumo (1.000 M3)	4076	5366
Producción de leña para autoconsumo / población	0,28	0,41
Emisiones de Co2 (toneladas métricas pro capita) (2007)	2,2	0,5

Tabla 1 Estadísticas medioambientales comparativas. Elaboración propia sobre base de datos: FAO (2011) "Situación de los bosques del mundo 2011"

IMPACTOS EN LA SELVA INDONESIA DE LA PRODUCCIÓN DE AGROCOMBUSTIBLES VASCA

MARTÍN MANTXO

“Detrás del orangután hay todo un ecosistema muy diverso y único en el planeta que está desapareciendo porque están plantando palma de aceite eliminando selva, muchas veces selva primaria. Y la misma problemática de aquí está ocurriendo en Sudamérica. Y luego van y le llaman biocombustible...”

(Karmele Llano, veterinaria en Indonesia. Gara 13-7-2007)

1. Introducción

La demanda de aceite de palma en Euskal Herria (País Vasco) para producir combustible ha procedido en un 96% de Indonesia. Esta producción tiene como objetivo alcanzar niveles establecidos por la Unión Europea de acuerdo al Protocolo de Kioto, pero también, dada la magnitud de su producción, se corresponde a intereses económicos. El impacto en Indonesia de esta actividad es dramático ya que conlleva la deforestación mayor en el mundo después de la Amazonía brasileña. La selva indonesia es hábitat de una riqueza de biodiversidad y especies endémicas incalculable, un tesoro de la tierra. Irónicamente su desaparición acelerada tiene lugar teóricamente para combatir el cambio climático.

2. Políticas contra el Calentamiento Global en Euskal Herria

En Euskal Herria (País Vasco) como en los demás lugares en que se adoptaron los compromisos del Protocolo de Kioto, se deben alcanzar una serie de metas establecidas para paliar la contribución al cambio climático. Tanto a nivel regional como estatal no se han alcanzado los resultados planteados. En cambio tenemos que en lugar de cubrirse muchas de esas propuestas y objetivos se ha optado por mantener el modelo energético ya existente exteriorizando las supuestas soluciones, sin materializar alternativas suficientes localmente o se ha optado por las propuestas recogidas en el Protocolo que sólo suponen financiación y que son más factibles desde una posición de potencial económico.

En una zona industrial y altamente demográfica sobre todo como la zona comprendida por la CAPV (Comunidad Autónoma del País Vasco), se ha experimentado un deterioro ecológico histórico de nivel impresionante afectando calidad de agua, aire, suelo, desaparición de hábitats y biodiversidad así como una contribución considerable al calentamiento global desde emisiones por transporte, industrialización y consumo doméstico. También añadir su ubicación como uno de los únicos pasos y conexión entre península Ibérica y Europa lo que supone un gran flujo de vehículos dentro de la economía globalizado y los flujos de materiales actuales. Lejos de buscar alternativas (potenciación de economías locales, tasas, reducción, etc) éste se potencia aún más: aumento de redes viarias, desde autopistas a circunvalaciones, precio de combustible, etc, y menospreciando

el transporte público. Por otro lado la implantación de energías renovables ha sido muy escasa en la CAPV mientras ha encontrado un gran desarrollo en la CFN (Comunidad Foral de Navarra).

Sin embargo esas no son las únicas razones para que no se haya fructificado una política seria de energía alternativa, si no que entendemos, como ya explicamos anteriormente, que ha existido una falta de voluntad y una política equivocada optando por financiación rápida y barata de proyectos exteriores en lugar de inversión a largo plazo y con el fin a cambiar el modelo actual. Así se ha mantenido la producción energética a partir de centrales térmicas de carbón y gasóleo, incluso aumentando emisiones y contaminación en una tergiversación maquiavélica de los términos recogidos en el Protocolo de Kioto.

Dentro de esas alternativas al cambio climático se incluyó la producción de agrocombustibles que se presenta como una alternativa a los combustibles fósiles y además de menores emisiones. Sin embargo son muchos los aspectos que no se tienen en cuenta para su potenciación. Por otro lado las compañías productoras tienen el interés de diversificar su producción, no depender del mercado petrolero y además añadir un aspecto ecológico que dentro de tanta mala prensa (contaminación, derrames, cambio climático, etc) les es de mucha utilidad.

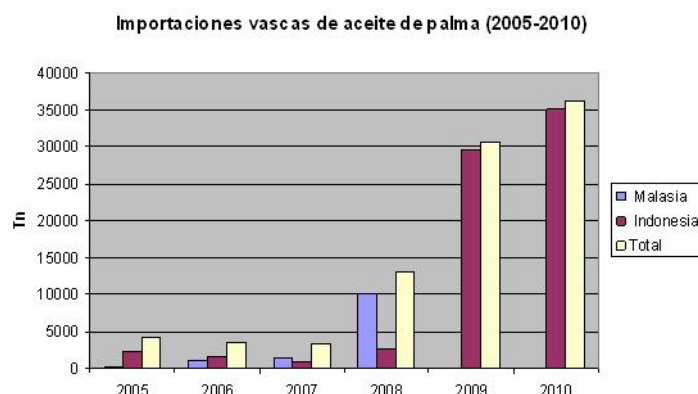
Pero los agrocombustibles surgen en una economía globalizada y como continuación de un modelo agroexportador e intensivo (y también como continuación de un modelo energético), aumentando la demanda y de esa forma acrecentando aún más los problemas ya asociados a ese modelo, y por tanto también la deuda ecológica de los países (post) industrializados para con los países empobrecidos.

En este contexto de demanda energética, monopolio transnacional y requerimientos internacionales para mitigar el cambio climático surge en Euskal Herria (País Vasco) un eclosión industrial que se vería luego reducida a la mitad de lo proyectado por causa – sobre todo- del pinchazo de la burbuja inmobiliaria y la crisis económica. En el estado se construyeron 30 plantas de biodiesel y bioetanol que se encuentran en producción, mientras 27 están todavía en construcción y 24 en proyecto, muchas que no se llegarán a construir. En Euskal Herria existen 5, tres en la CPAV y dos en la CFN, con otras 4 y 2 respectivamente en proyecto.

El número de plantas demuestra la proyección del negocio que esperaban obtener las empresas. Pero sobre todo, estas plantas iban a precisar un volumen extraordinario de materia prima, aceites. Dentro de sus especificaciones sabemos que utilizarían soja (Biodiesel Bilbao, Biocombustibles de Ziérbana, Abencis Tudela, Biodiesel Caparroso), palma (Biodiesel Bilbao, Biocombustibles de Ziérbana, Biodiesel Caparroso y Abencis Tudela) y semillas oleaginosas (Biodiesel Caparroso). De ellas sólo las semillas oleaginosas (colza, girasol) se producen localmente. Las demás son importadas, como decíamos, para satisfacer la producción ganadera, y ahora su importación se desviaría para producir biocombustibles. Las estadísticas ya nos demuestran que desde que algunas de estas plantas iniciaron su actividad las importaciones han incrementado considerablemente superando ahora las 35.000 toneladas, de las cuales más de un 96% provenía de Indonesia.

De haberse construido las proyectadas en el puerto de Bilbo se tendría una producción de 694.000 a sumar a las actuales de 230.000 Tms : un total de 924000 Tm al año. Este volumen choca con los objetivos planteados producción que contrastaba con la necesidad u objetivos marcados y denotaban un interés claro de utilizarlo con un objetivo de beneficio económico y comercialización externa. Pero antes de su construcción ocurrió la crisis de la construcción y los proyectos no se materializaron, como ocurrió con muchos planes de

construcción de centrales eléctricas que tenían entre otros Iberdrola. Esto no quita para que tanto empresas eléctricas como sus financieras siguieran obteniendo grandes beneficios, al igual que las constructoras que desde entonces se han embolsado más dinero público.



Planta	Producción en toneladas por año	Materia prima
Bionor Transformación (Berentevilla)	30000	Aceite crudo (sin especificar) y usado
Biocombustibles de Zierbana	200000	Palma y soja
Biodiesel Bilbao (de Bunge y Acciona)	200000	Palma y soja
¹ Biodiesel De Los Arcos (Soltartia)	70000	Soja y Palma
Biodiesel Caparrosa de ACCIONA	35.000	Palma, soja y oleaginosas

Tabla 1: Producción propia a partir de datos de www.biodieselspain.com

De haberse construido las proyectadas en el puerto de Bilbo se tendría una producción de 694.000 a sumar a las actuales de 230.000 Tms : un total de 924000 Tm al año. Este volumen choca con los objetivos planteados producción que contrastaba con la necesidad u objetivos marcados y denotaban un interés claro de utilizarlo con un objetivo de beneficio económico y comercialización externa. Pero antes de su construcción ocurrió la crisis de la construcción y los proyectos no se materializaron, como ocurrió con muchos planes de construcción de centrales eléctricas que tenían entre otros Iberdrola. Esto no quita para que tanto empresas eléctricas como sus financieras siguieran obteniendo grandes beneficios, al igual que las constructoras que desde entonces se han embolsado más dinero público.

La localización de todas estas plantas en la zona costera (Superpuerto Bilbo y refinería de Petronor de Muskiz, proyecto de planta para el Superpuerto de Pasaia) denota también que el planteamiento era utilizar como materia prima aquella transportada por barco desde el exterior, desde el extranjero. Por este puerto también se dará entrada a la materia precisada por las plantas navarras que en muchos casos no se precisa, pero que en otros requerirán materia de importación (palma, soja).

En la CFN (Comunidad Foral de Navarra) se encuentran las plantas de ²Biodiesel De Los Arcos (Solartia) y Biodiesel Caparroso de ACCIONA que opera desde el 2005. La primera con 70.000 toneladas de producción a partir de soja y palma, la segunda con capacidad de 35.000 toneladas. Existen también los proyectos de plantas de M+W Zander en Olite para 100.000 toneladas y el de Abencis Tudela para 24.000 Tm. Estas sumarían 229.000 Tm.

La Unión Europea aspiraba a cortar las emisiones de gases de efecto invernadero en un 20% para el 2020, proponiendo entre otras que el 10% de los vehículos utilice agrocombustibles en su combustión. Para el estado español se planteaba el alcanzar el 1,9% de uso de agrocombustible para el 2008 (tanto de bioetanol como de biodiesel), de 3,5% en 2009 y de 3,5% para el 2010. El estado español además ha estado bajo presión porque está muy por debajo de los índices planteados.

España se comprometió a aumentar sus emisiones un máximo del 15% en relación al año base (1990) durante el periodo 2008-2012. Pero conforme avanza el tiempo esto se prueba muy lejano a la realidad. En el 2005 éstas aumentaron un 52% y se ha mantenido similar: un 49% en 2006; un 52% en 2007, y un 42,7% en 2008. Por ello su intento de buscar soluciones sin que se afecte directamente la producción energética e industrial o la carestía de éstas y que por lo tanto no son tales.



Autobús en Bilbao luciendo logo de uso de Biodiesel como aspecto positivo: «de calidad y sostenible para el medio ambiente».

3. Consecuencias del cultivo de palma en otros países

La palma africana (*Elaeis guineensis*) produce un fruto que contiene cerca de un 56% de aceite y ha sido consumido para alimentación desde tiempos inmemorables. Se conocen distintas variedades así como híbridos de estas: Pisifera, Dura, Tenera, etc

Las empresas vascas que usan palma aceitera informan que ésta procede de Indonesia

y Malasia. Desde 2008 la importación de ésta ha experimentado un incremento considerable coincidiendo con la implantación de procesadoras de agrocombustible. Así en 2010 se superaron las 35.000 toneladas, de las cuales más de un 96% provenía de Indonesia (ver cuadro “Importaciones vascas de aceite de palma”).

El 83% de la palma de aceite producida en el mundo proviene de Indonesia y Malasia: Malasia produce el 50% del que 85% es exportado e Indonesia produce el 30% del que 40% es exportado. Hasta hace poco su destino era la industria alimentaria, pero como ocurre con la soja y el maíz mucha de esa producción, y más que se está impulsando, tiene como objetivo satisfacer el emergente mercado de los agrocombustibles.

El cultivo de la palma supone la deforestación correspondiente a la implantación del cultivo así como el desalojo de comunidades asociado muchas veces a violaciones de derechos humanos y represión de poblaciones indígenas o pequeños campesinos. Al tratarse de un cultivo intensivo, conlleva un uso desmesurado de derivados del petróleo tanto en la maquinaria utilizada como en los abonos y pesticidas químicos utilizados, provocando gran contaminación atmosférica que incide en el cambio climático así como polución de acuífero, aire y tierra por la aplicación aérea o desde grandes máquinas de los químicos. A ellos sumar las emisiones asociadas a su producción como aceite y posteriormente como combustible apto para vehículos, el transporte desde un lugar situado en nuestras antípodas, y la distribución posterior en el mercado.

La palma africana o palma aceitera se está difundiendo además mucho en otros países de Asia, en Africa de donde es originaria (Madagascar, Nigeria, etc) y Sudamérica³. El caso de Colombia es especialmente alarmante donde unido a los impactos antes citados se añaden aquellos relacionados con el conflicto armado y el terrorismo de estado que allí tiene lugar, yendo la implantación de los cultivos de palma unida a ofensivas paramilitares y desplazamientos de comunidades enteras. Los propios paramilitares son los mismos que la promueven y gestionan estos cultivos ya que dentro del plan del gobierno colombiano para desmovilizar a esos batallones, la alternativa económica que se les proporcionó fue el desarrollo de estos cultivos. Pero para ello necesitaban tierras que son arrebatadas por la fuerza a comunidades. Ultimamente ha saltado a la opinión pública el caso sangrante de la expansión de este cultivo en Honduras.

En Malasia, según datos de la FAO, el área de plantaciones de palma pasó de 0,4 a 3,6 millones de Ha en el periodo 1975-2005 a lo cual hay que añadir 0.4 millones de Ha más de plantaciones de palma inmadura. Esto representa que en el año 2005 el 12% de la superficie total de Malasia era de plantaciones de palma, mientras el resto de tierras agrícolas no alcanzaba el 7% de la superficie total. La industria malaya de aceite de palma ha argumentado que las plantaciones de palma son beneficiosas para la biodiversidad y que la expansión de estas plantaciones no se hace a costa de los bosques naturales. Sin embargo estudios científicos demuestran lo contrario.

4. Deforestación, destrucción de turberas y otros impactos de la palma aceitera en Indonesia

En Indonesia se pierden cada año 2,8 millones de hectáreas de selva: la selva equivalente a 300 campos de fútbol por hora! Para el 2022 el 98% de la selva de Indonesia y Malasia habrá desaparecido y con ellas unos de los ecosistemas más importantes de vida salvaje. Además de 6,5 millones de hectáreas destinadas a plantaciones de palma aceitera en 2007 se había deforestado el triple de esa superficie (unos 18 millones de hectáreas de bosques,

en nombre de la expansión de dicho cultivo. Se espera que Indonesia alcance los 13 millones para el 2012/2015 y tres veces esa extensión (casi 20 millones de hectáreas) para el 2020. Entre el 60 % de los bosques tropicales de las tierras bajas de Kalimantan y Sumatra fueron destruidos entre 1985 y 1997 por la expansión de palma (según el Banco Mundial). La destrucción de la selva va unida a la tala por compañías madereras. Se estima que el 40 al 55 % de la madera cortada en Indonesia lo es de forma ilegal.

Por lo menos la mitad de la extensión actualmente utilizada para plantación de palma aceitera se obtuvo por el procedimiento de quema de selva, según una investigación de Wetlands International (Holanda) provocando grandes humaredas y los consecuentes gases de efecto invernadero. Las emisiones estimadas provocadas por los incendios de selva en Indonesia son de 1400 millones de toneladas de CO₂ por año provocando crisis ambientales como la de 1997 cuando los fuegos practicados para la erradicación de la selva produjeron una densa y extensa nube de humo que cubrió importantes áreas tanto de Indonesia como de Malasia.

En el año 2020 las emisiones resultantes del cambio de uso de la tierra por la expansión del cultivo de palma podrían haber alcanzado entre 3.100 y 4.600 millones de toneladas de CO₂, lo que representa entre 46 y 68 veces el ahorro anual que la UE espera haber alcanzado ese año a través del uso de los biocombustibles.

Por lo tanto el efecto en el cambio climático es por partida doble pues por un lado se elimina selva que actúa como absorbente de CO₂ y por el otro se produce más gases con la combustión, al que luego se unirán los del transporte, producción, distribución y posterior quema del combustible resultante. O triple, porque en muchos casos además de selva se queman turberas que actúan como esponjas absorbentes de CO₂ que al secarse o destruirse lo desprenden de nuevo. Casi la mitad de los 22,5 millones de hectáreas de turberas de Indonesia ya han sido taladas y drenadas para el aceite de palma.

En zonas como Kalimantan central se hallan muchas de esas turberas. Estas son también secadas para la implantación de plantaciones de palma aceitera o lo que es peor, son quemadas en los incendios de selva. Al desaparecer ésta, al secarse, despiende también el carbono almacenado. Sólo en Indonesia el carbono desprendido por impacto en turberas alcanza los 600 millones de toneladas y el estimado por deforestación de 2.6 billones de toneladas por año. Consecuentemente, uniendo el carbono desprendido por fuegos y destrucción de turberas, Indonesia se colocaría en tercera posición como productor de CO₂ (tras China y los Estados Unidos) tras haber sido el 26°. Un factor terrible si entendemos que el presunto objetivo subyacente a todo este desastre es el paliar el cambio climático.

La provincia de Riau de 9 millones de hectáreas (casi la extensión de Portugal) cuenta con 4 millones de hectáreas de turberas que almacenan 14,6 gigatoneladas de carbono. La quema de todas estas turberas emitiría el equivalente a las emisiones globales de dióxido de carbono de un año o el equivalente a cinco años de emisiones de todas las centrales de energía de combustibles fósiles. En Riau se encuentra una cuarta parte de las plantaciones de aceite de palma de toda Indonesia de las que un tercio están asentadas sobre turba.

Una de las empresas activas en Riau con una planta procesadora de aceite de palma es Murimi Samsam, filial de Wilmar International Ltd, el mayor grupo de la industria agroalimentaria de Asia. Murimi Samsam tiene un largo historial de abusos de los derechos humanos y escándalos socio-ambientales, entre ellos los provocados por esta planta cercana a la reserva natural de Balai Raja donde se protegen los pocos elefantes de la región. El gobierno también ha concesionado a la empresa tierras comunales que antes cultivaban para otros fines. En Riau, el 70 por ciento de la tierra pertenece a la industria

de las plantaciones y el 23 por ciento se considera como bosque protegido por lo que las comunidades se han quedado sin tierra. Murimi Samsam fue incluida en el mercado de MDL a través de un proyecto de energía de biomasa, que supuestamente genera energía para la elaboración de aceite de palma a partir de sus mismos residuos. Por ello Murimi Samsam esperaría obtener alrededor de 8 millones de dólares, sin abordar ninguno de los impactos sociales ni ambientales de la producción de la palma y su aceite mencionados así como la deforestación de que es también responsable en la zona. El pasado mayo del 2010 Greenpeace consiguió que el ministerio de Medio Ambiente indonesio firmara un compromiso de no dar más licencias para desarrollar proyectos en zonas con turberas.

Otra contribución al cambio climático de la palma aceitera es la quema de restos de palma en la producción de aceite. Para producir el aceite sólo se utiliza un 10 % de la palma, el resto es deshecho. A nivel mundial se calcula que se producen por año 200 millones de toneladas de biomasa de este árbol y 25 toneladas de desechos, según el Doctor G. Pauli (Fundación Zeri, 1999). De estas 25 toneladas de desechos una parte importante es incinerada produciendo más CO₂.

Los monocultivos de palma están asociados también con erosión pues tras eliminar la selva los suelos quedan expuestos a las tormentas y los nutrientes barridos. Esta erosión por otro lado incide en la contaminación y sedimentación en los flujos acuáticos afectando el acceso a agua de ecosistemas y poblaciones.

Jakarta y Kalimantan son ahora además las zonas más contaminadas de Indonesia (mayo 2010) como lo atestiguó el propio ministro de Medio Ambiente, con una pobre calidad de agua, y contaminación de ésta y del aire. En Kalimantan (Borneo) las causas de la degradación son las minas con vertidos a los ríos y acuíferos y las plantaciones de palma aceitera que el ministro apuntó “usan fertilizantes químicos que contribuyen a la contaminación del agua”. Añadir a esta contaminación la provocada por la industria procesadora de aceite a la que se le asignan 2,5 toneladas de residuos por tonelada procesada.

En parte una de las razones es la incapacidad para imponer la ley o asegurar protecciones ya establecidas. Además de su importancia ambiental, la degradación a la que se ha llegado en estas zonas ha provocado desastres naturales como sequías, inundaciones y deslizamientos de tierras. Las compañías productoras de aceite de palma obtienen del gobierno contratos por tierras dentro de zonas de máxima conservación forestal. Arrasan con la madera talando los árboles, atrapan o matan los animales para venderlos en el excéntrico mercado de animales tropicales, luego queman el resto de la selva para convertirla en un monocultivo.

Entre las principales empresas internacionales que encontramos en Indonesia en el cultivo de palma y producción de aceite están las gigantes Cargill, ADM-Kuok-Wilmar y Synergy Drive, la mayor comercializadora mundial de aceite de palma y exportadora a otros gigantes del Norte como Cadbury's, Nestlé y Tesco.

Si esto no era suficiente, debemos añadir a esta debacle casos de corrupción en los que se incluyen las mismas compañías. El pasado mayo 2010 la Comisión para la Erradicación de la Corrupción inició una investigación en el sector forestal a 470 compañías operando en Borneo a las que se acusaban de costar al estado indonesio 100 billones de dólares. Esta Comisión se refiere al sector forestal indonesio como “una fuente de corrupción infinita”.

La corrupción galopante instigada por empresas y gobiernos con el fin de asegurarse tierras en países clave como Indonesia y Papua Nueva Guinea socava toda posibilidad real de que se produzca un reparto de beneficios. Aunque la gobernanza es un verdadero problema, la presión original procede de actores del Norte, como bancos, instituciones finan-

financieras internacionales y comerciantes. Si no se reconocen estas estructuras desiguales de poder global, todo programa mundial para la protección de los bosques, independientemente de si se basa en el mercado o en la asignación de fondos, está destinado al fracaso.

Otro aspecto a incluir es el impacto en la población. Comunidades indígenas demandan derechos de propiedad de terrenos ya que sólo un dos por ciento de los pueblos indígenas en Indonesia tienen derechos legales sobre sus tierras. Las comunidades se ven atrapadas asfixiadas por el avance de la palma, muchas veces convirtiéndose en esclavos en las plantaciones.

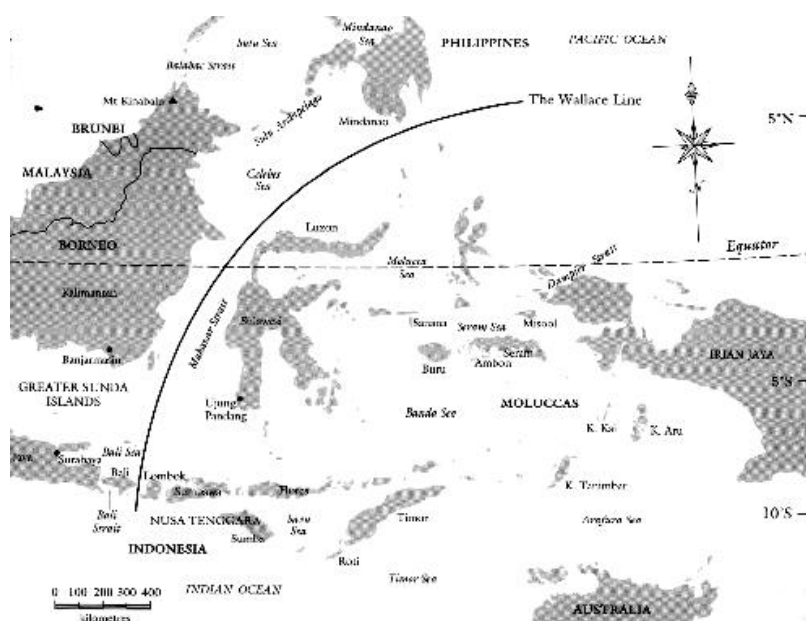
Hasta julio de 2007, Sawit Watch llevaba registrados más de 500 conflictos aún sin resolver vinculados a las plantaciones de palma en Indonesia. El Foro Permanente para las Cuestiones Indígenas de la ONU alertaba en 2007 que 60 millones personas pertenecientes a comunidades indígenas en todo el mundo corrían el riesgo de perder sus tierras y sustento de vida debido a la expansión de las plantaciones de agrocombustibles. Sólo en Kalimantan Oeste, 5 millones de personas han sido desplazadas de sus tierras y hogares por la expansión de las plantaciones de palma.

Como hemos mencionado en el caso de Riau y la empresa Murini Samsam, estas son priorizadas por el gobierno a las poblaciones autóctonas a las que arrebatan sus tierras. La población local, como ocurre en muchos otros casos de actividades extractivas de recursos (minería, petróleo) pasan a engrosar la mano de obra de la empresa. En este caso, los trabajadores de la fábrica Murini Samsam trabajan siete horas al día, seis días a la semana y medio día el restante, pero algunas veces haciendo turnos dobles también. Los trabajadores ganan entre 800.000 y 1.000.000 rupias al mes (80-100 dólares). Estos han tenido muchos conflictos con la empresa, sin estar lo suficientemente organizados por lo que no son capaces de plantar cara. Informan de accidentes frecuentes, como quemaduras o incluso casos de pérdida de brazo.

5. Indonesia: archipiélago de biodiversidad

Indonesia es un país único por configurarse de muchas islas, 17,508 de las cuales sólo 6,000 están habitadas. De éstas de la isla), Borneo, Sumatra, Sulawesi (Célebes) y Java son las mayores. Por configurarse por tantas islas y ser estas espacios reducidos de ecosistemas en los que se facilita la exclusividad de las especies, Indonesia cuenta una gran riqueza de biodiversidad. Además se encuentra en camino entre los continentes de Asia y Oceanía dividiéndose en dos zonas zoogeografías divididas por la línea imaginaria de Wallace entre las islas de Borneo y Sulawesi: Sundaland al oeste y Wallacea al este. Al oeste de la línea se encuentran especies sobre todo emparentadas con asiáticas y al este con oceánicas. Así Indonesia es el país de mayor biodiversidad del mundo detrás de Brasil y es uno de los 17 países mega-diversos que contando con 10% de la superficie terrestre cuentan con 70% de la biodiversidad⁴.

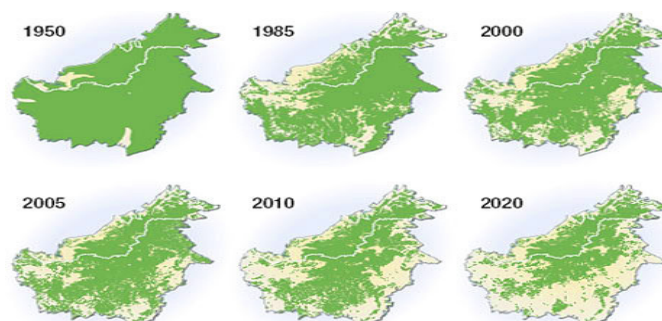
Indonesia cuenta con 7 familias y órdenes biológicos exclusivos. También con 48 Géneros de plantas vasculares en las que se incluyen 10.000 especies distintas y entre su fauna con 247 especies de mamíferos, 368 especies de aves, especies de reptiles 208, 136 especies de Anfibios, una familia exclusiva de peces como los Telmatherinidae y 363 especies de peces de agua dulce y 140 especies de peces marinos. Otras especies endémicas de Indonesia incluyen distintas clases de pájaros del paraíso, 86 especies de mariposas del algodóncillo, etc.



La línea imaginaria de Wallace

En las pasadas eras glaciales el nivel del agua era más bajo y animales transitaban entre las islas desde los continentes. Así se encuentran tigres, rinocerontes, elefantes, leopardos, etc pero que evolucionaron como especies distintas: el tigre de Sumatra es el menor de su clase. La especie endémica más famosa de Indonesia es el orangután que habita en las islas de Borneo y Sumatra constituyendo dos especies distintas. Los orangutanes son primates de gran inteligencia que utilizan herramientas. En la zona Wallácea se encuentran hasta 126 especies endémicas: tarseros (primates), macacos, anoas (búfalos), babirusas, canguro arbóreo de manto dorado (bondegezou), el dragón de Komodo, el mayor lagarto del mundo, etc.

Sin embargo en los últimos años toda esa biodiversidad está seriamente amenazada por la desaparición de la selva y otros ecosistemas por el desarrollo principalmente de cultivos de palma africana aceitera (*Elaeis guineensis*) aunque estas explotaciones van unidas a otras actividades como tala de madera, captura y caza de animales, etc.

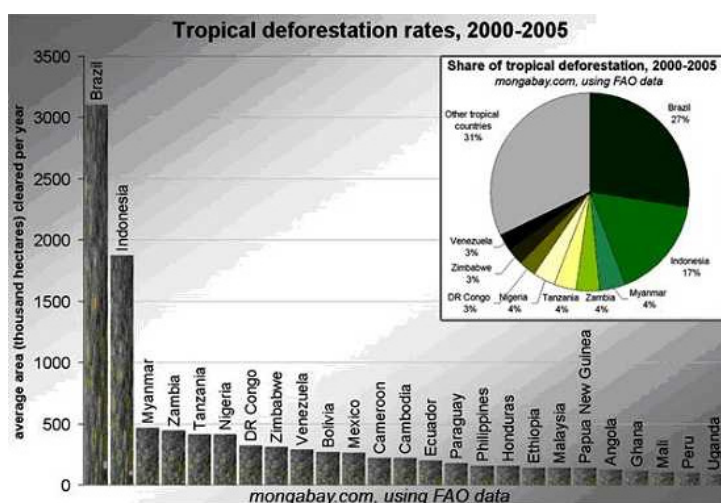


Deforestación en Indonesia: caso de Borneo (1950-2020)

Aunque toda esta biodiversidad no pertenece únicamente al medio selvático (Indonesia es rica también en ecosistemas islas de coral de Sunda Islands, las Kapuas, los lagos de Sulawesi central) pero sin ninguna duda la rápida y total deforestación que está experimentando este archipiélago está afectando y amenaza muchas de esta multitud de especies únicas en el mundo. Indonesia es el segundo país en el mundo en deforestación detrás de Brasil y muy por delante que otros pues en él ha tenido lugar del 2000 al 2005 el 17% de la deforestación del mundo (en Brasil el 27%; el siguiente país, Myanmar (Birmania) es del 4%). En Indonesia desaparecen casi 2.000 hectáreas por año mientras que en Brasil se superan las 3.000.

La deforestación y destrucción ecológica producida por los monocultivos conlleva otros problemas como desplazamientos de población, contaminación de suelo, agua y aire, y emisiones de gas invernadero y por tanto calentamiento global. Indonesia es el tercer mayor emisor de CO₂, tras China y Estados Unidos. 80% de las emisiones de CO₂ de Indonesia provienen de la deforestación y 50% (unos mil millones de toneladas de CO₂) como resultado de la destrucción de turberas.

La deforestación es la segunda fuente mayor de contribución de CO₂ en el mundo. Las selvas tropicales de Indonesia junto aquellas de la Amazonía y del Africa ecuatorial Africa son los pulmones del planeta. Los bosques contienen más carbono que la atmósfera en su conjunto ya que almacenan más de 650.000 millones de toneladas de carbono: un 44 % en la vegetación (árboles y otros), 11 % en madera muerta y hojarasca y 45 % en el suelo.



Por lo tanto, el objetivo de combatir el cambio climático usando biocombustibles se pone por lo menos en cuestión con el caso de Indonesia, pero también en general pues el alcanzar los niveles planteados sin reducir el consumo en transporte, producción energética, industria, etc. supondría los mismos impactos.

Desde 2008 las importaciones de palma aceitera en el País Vasco han experimentado un incremento considerable coincidiendo con la implantación de procesadoras de agrocombustible. Así en 2010 se superaron las 35.000 toneladas, de las cuales más de un 96% provenía de Indonesia. Así, una de las empresas importadoras, Biocombustibles de Ziérbana iniciaba su actividad en enero del 2009 con 3.000 toneladas de aceite de palma procedentes de Indonesia.

6. Impacto en fauna: primates y otros mamíferos

Dentro de estas selvas destruidas e incendiadas habitan muchas especies animales, muchas de ellas endémicas. Entre ellos mamíferos únicos en el mundo que están sufriendo gran riesgo por su continuidad como especies. Tales son los casos del elefante asiático, el tigre de Sumatra, el orangután de Borneo, el rinoceronte de Sumatra, el oso de sol o el mono proboscis

Sólo existen de 30 a 40 rinocerontes de Sumatra, que además están dispersos y aislados en sus hábitats. La subespecie de elefantes también suma de 1,500 a 2,000. En la isla de Sumatra habitan 400 tigres de esta especie. En 1980 había 1000.

El orangután de Borneo (*Pongo pygmaeus morio*) es endémico y se conocen unos 11,000 ejemplares que se han reducido en 90 % en los últimos 200 años (7,300 en Sumatra). Los bosques bajos en los que habitan los orangutanes son unos de los primeros en desaparecer. Los propietarios de las plantaciones además han declarado la guerra al orangután porque se come las plantas jóvenes de palma aceitera. Contratan cazadores a los que les pagan unos 9 € por mano derecha de orangután, la muestra de que han matado un ejemplar de este primate. Irónicamente, todas las especies de primates están protegidas por la ley de Conservación de Especies en Indonesia.

La Fundación para la Supervivencia del Orangután de Borneo cuenta con dos centros con unos 800 individuos rescatados sobre todo de plantaciones de palma aceitera. El centro de Kalimantan se ha visto incapaz de devolver orangutanes a la libertad por la falta de ecosistemas que garanticen su supervivencia. En el centro de Kalimantan la situación es todavía peor ya que no se ha devuelto ninguno en una década.

Al igual que la desaparición irrevocable de la selva indonesia, se estima que el orangután se extinga como especie antes del 2025. Su población es de 50,000 en Borneo y 7,000 en Sumatra. Pero son asesinados de 5,000 a 10,000 por año.

BIBLIOGRAFÍA

Knudson, Tom (2009) "The Cost of the Biofuel Boom: Destroying Indonesia's Forests", Biodiversity Climate Forest Pollution & Health Asia North America.

Llano, Karmele "Malu-Malu: el mono tímido" (International Animal Rescue (IAR))

KOTA KINABALU "Rare species of mammals in Sabah under threat of extinction" (2010-05-24).

"The Last Stand of the Orangutan: State of Emergency found that forests in Indonesia and Malaysia" (informe de la ONU).

MacKinnon, Ian (The Guardian, 2007) "Palm oil: the biofuel of the future driving an ecological disaster now".

"Otra verdad incómoda - Cómo las políticas de biocombustibles agravan la pobreza y aceleran el cambio climático" (Oxfam).

Carbon Trade Watch, "El mercado de emisiones cómo funciona y por qué fracasa".

Simamora, Adianto P. , "Jakarta, Kalimantan the most polluted areas: Govt index" (The Jakarta Post 05/26/2010).

Houtart, François: "Palma africana: un proyecto mundial socialmente y ecológicamente destructor".

CARBON TRADE WATCH, "NO REDD!- UNA LECTURA CRÍTICA: una colección

de artículos escritos por REDD Monitor, Global Justice Ecology Project, Censat Agua Viva, Amazon Watch, Acción Ecológica, OFRANEH, Movimiento Mundial por los Bosques Tropicales, COECOCEIBA-AT, Carbon Trade Watch, Marea Creciente, Grupo ETC y la Red Indígena Ambientalista”.

<http://indonesiaforest.webs.com/rehabilitation.html>.

NOTAS

¹ Accionistas: Eolia de Inversiones (25%), Caja Rural de Navarra (17,5%), Igor (8,75%), Bionor (20%), Entaban Ecoenergía (20%) y Fórmula Intro (8,75).

² En diciembre 2008 la crisis frenó inversiones de 210 millones en proyectos energéticos dejando dos de las cinco plantas de biocombustibles de 180 millones del Puerto bilbaíno, en el aire.

³ Ecuador (150,000 ha), Colombia (130,000) y Brasil (100,000), Honduras (50,000), Venezuela (30,000), Costa Rica (30,000), Perú (15,000), Guatemala (15,000), República Dominicana (9,000), Nicaragua (4,000), México (4,000) (datos de la FAO: www.fao.org/docrep/005/y4355e/y4355e03.htm).

⁴ Estos se reunieron en México en 2002 para analizar políticas conjuntas de defensa de biodiversidad. Como resultado concluyeron una declaración conjunta, la Declaración de Cancún.

LOS GRAMALOTALES: PASTURAS ACUÁTICAS DE GRAN IMPORTANCIA ECOLÓGICA EN LA AMAZONIA

JUAN CARLOS ARIAS

Resumen

Los gramalotales son asociaciones de plantas acuáticas, especialmente conformadas por pastos del género *Paspalum*, conocidos en la amazonia colombiana como gramalote. Estas asociaciones vegetales se encuentran en las riberas de los ríos, lagos y lagunas de la amazonia, y juegan un papel clave en la ecología de los ecosistemas acuáticos, al favorecer la retención de nutrientes, brindar alimento, albergue y protección a especies de fauna acuática, desde microorganismos acuáticos hasta grandes mamíferos. Los gramalotes también juegan un papel fundamental en la conformación de los paisajes acuáticos y su evolución hacia ecosistemas terrestres, al acelerar procesos de sedimentación que permiten la creación de playas, islas y bosques.

Los gramalotales o asociaciones de pastos acuáticos y otras macrófitas, se dibujan en las orillas y márgenes de ríos, riachuelos y lagunas de la región amazónica, donde crecen al vaivén de las aguas, crecen cuando el río crece, permanecen firmes cuando los ríos disminuyen y ayudan a dibujar el paisaje de las riberas al permitir el ciclaje de nutrientes y brindar albergue y alimento a microorganismos, pequeños vertebrados y grandes mamíferos.

Aunque los gramalotales son mucho menos diversos que los bosques amazónicos, pues están compuestos por un pequeño número de especies, juegan un papel ecológico vital para la salud y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, y en la transición de éstos con los ecosistemas terrestres. Estas comunidades de macrófitas están conformadas por varias especies de pastos del género *Paspalum* principalmente y otras plantas acuáticas. Para Colombia se tiene el registro de las especies *P. repens*, *P. conspersum*, *P. orbiculatum*, *Echinochloa polystachya* (Poaaceae), *Eichornia crassipes* (Pontederiaceae), *Salvinia sprucei*, *S. auriculata* (Salviniaceae), *Azolla caroliniana* (Azollaceae), *L. helminthorrhiza*, *L. peploides*, *L. peruviana* (Onagraceae), *Pistia stratioides* (Araceae) (base de datos del Herbario Amazónico Colombiano COAH, <http://www.sinchi.org.co/herbario>). En lagos y lagunas, donde las aguas presentan poca corriente presentan mayor número de especies por la presencia de macrófitas flotantes, y en los ríos la diversidad se reduce a dos o tres especies con capacidad de enraizamiento (Jiménez 1994). En ríos de aguas negras y caños secundarios de aguas de origen amazónico, se presentan especies de la familia Cyperaceae.

Los gramalotes por ser plantas flotantes pero con sus raíces enclavadas en el lecho de los ríos, ayudan a proteger las márgenes de los ríos contra la erosión causada por la acción de las aguas; en la actualidad también ayudan a disminuir la fuerza con la cual impacta el oleaje causado por los motores fuera de borda reduciendo su fuerza erosiva. Al reducir la velocidad de la corriente, permiten la acumulación de sedimentos en las riberas y por lo tanto la conformación de suelos ricos en nutrientes. Estos nutrientes son aprovechados por especies animales y vegetales, e incluso por el hombre amazónico en épocas de aguas

bajas cuando utilizan estos suelos para la siembra de especies alimenticias como arroz (*Oryza sativa*), yuca (*Manihot esculenta*), frijol (*Paspalum spp.*), sandía (*Citrullus lanatus*), melón (*Cucumis melo*), entre otras.

Los gramalotes, además de retener nutrientes que arrastran las aguas de los ríos, presentan una alta productividad. En época del ascenso estacional de las aguas de los ríos desarrollan tallos que les permiten continuar flotando en las superficies; se ha llegado a estimar tasas de productividad primaria neta (PPN) de 3,05 g/m²/día para *P. repens* (Sabatini 1985) y una biomasa total entre 6 y 25 ton/ha para comunidades de gramalotales compuestas por *P. fasciculatum*, *Oryza perennis*, *Luziola spruceana* y *Hymenachne amplexicaulis* (Junk & Piedade 2003). Lewis et al (2001) plantean que los ecosistemas de plantas acuáticas flotantes presentan una productividad primaria por unidad de área mayor que la que presentan los bosques inundables, representada en forma de detritos y hojarasca. Cuando el nivel de las aguas desciende, las raíces quedan sobre las playas y comienzan un lento proceso de descomposición, que al llegar nuevamente la época de creciente, liberan nutrientes y facilitan la generación de nuevos rebrotes.

En sí mismo, los gramalotales constituyen un ecosistema dinámico. Las raíces desarrolladas en época de aguas altas brindan soporte a organismos acuáticos que necesitan sustratos para su subsistencia. Albergan en sus raíces y tallos a microorganismos, rizofauna invertebrada y pequeños peces, que en época de inundación encuentran abundancia de hábitat para su supervivencia, y en época de estiaje cuando se reduce la disponibilidad de sitios de refugio, restringen su presencia a las limitadas áreas de macrófitas. Se ha encontrado que los invertebrados son más comunes y con mayor biomasa en los gramalotales que en las zonas de aguas abiertas (Lasi 1993, citado por Lewis et al 2001, Neiff & Neiff 2006). A la vez que sirven de refugio y hábitat también ha sido planteado que los fragmentos de gramalotes que se desprenden de las riberas, y que son arrastrados por las corrientes, pueden actuar como “balsas” que sirven de transporte para invertebrados, peces y pequeños anfibios que se refugian en ellos, ayudando a dispersar especies a lo largo de la cuenca (Schiesari et al 2003).

Las agrupaciones de macrófitas han sido reconocidas como un hábitat para la crianza y el desarrollo de juveniles de muchas especies de peces (Goulding 1980, Junk 1984, Sánchez-Botero & Araujo-Lima 2001, citados en Correa 2005, Jiménez 1994). Las agrupaciones de macrófitas brindan resguardo para los peces juveniles protegiéndolos contra el ataque de peces depredadores y el fitoplancton zooplancton, perifiton y materia orgánica en descomposición que se encuentran en las raíces sumergidas, son despensas de alimento para los pequeños peces y estadíos juveniles. En los gramalotales se ha encontrado que albergan principalmente especies de peces detritívoros e insectívoros; los bosques inundables, en contraste, son más diversos en especies de peces frugívoros. En ecosistemas acuáticos estudiados en Mamirauá (Brasil), se ha calculado que la productividad piscícola de las agrupaciones de macrófitas superan la productividad de los bosques inundables de aguas negras, con valores de 31,2 g de peces/m²/año (Correa 2005).

El papel que las agrupaciones de macrófitas desempeñan en el ciclo de nutrientes para los organismos acuáticos, trasciende también hacia los grandes mamíferos. Las toninas o delfines rosados (*Innia geoffrensis*) se ven favorecidos por la presencia de estos hábitats, pues allí se dan las condiciones favorables para la reproducción y el refugio de especies de peces que le sirven de alimento durante todo el año (Rodríguez 2000), como el caso de pirañas o caribes (*Pigocentrus caribe*, *Serrasalmus rhombeus*), curitos (*Hoplosternum littorale*), tucunarés o pavones (*Astronotus ocellatus*, *Cichla orinocensis*) (Machado-Allison

1990, Hurtado et al 1997; citados por Rodríguez 2000). Los habitantes ribereños de la Amazonia, indígenas, colonos, caboclos, han aprendido la ventaja que estas zonas de gramalotes tienen como sitios de refugio de peces, y al igual que los delfines buscan allí sus presas; los pescadores los utilizan como sitios para la pesca, extendiendo allí sus redes y anzuelos. En el sector colombiano del río Amazonas, el 60% de las capturas de peces en el gramalote tienen interés para los pescadores, especialmente como especies ornamentales y de consumo (Jiménez 1994). Son también sitios donde se realiza la búsqueda y caza de caimanes, los cuales encuentran allí refugio y alimentación.

Además de servir como despensa alimentaria para algunas especies de animales, también son fuente directa de alimento para grandes herbívoros o consumidores de primer orden. Los manatíes (*Trichechus inunguis*) uno de los grandes mamíferos acuáticos de la Amazonia, son grandes consumidores de *Paspalum*, tanto en épocas de aguas altas cuando el recurso alimenticio es abundante como en aguas bajas cuando el alimento escasea, y este pasto es el principal elemento que ha sido encontrado en los contenidos estomacales de esta especie (Montgomery et al 1981, Colares & Colares 2002). Similarmente, el roedor más grande del mundo, el chigüiro (*Hydrochaeris hydrochaeris*), mamífero de carácter anfibio, encuentra en *Paspalum* una alternativa alimentaria cuando escasean otro tipo de pastos y plantas acuáticas, y en general es la segunda especie más abundante en su dieta (Borges & Colares 2007).

Los grandes mamíferos herbívoros mencionados son tal vez el principal control biológico para los gramalotes, quienes pueden mantener en forma regulada la abundancia de estos pastos acuáticos en las lagunas. Cuando la presión de caza afecta las poblaciones de estos mamíferos puede darse un desarrollo desmesurado de las extensiones de gramalotes. De esta forma los pastos acuáticos pueden señalar un estado de diagnóstico de la salud de los ecosistemas acuáticos, donde el crecimiento desmesurado de gramalote implica la pérdida de la superficie efectiva del espejo de agua y el inicio de la transformación del paisaje.

Al favorecer la retención de sedimentos, los gramalotes ayudan a acelerar los procesos de eutroficación de lagos y lagunas, favoreciendo el inicio de procesos sucesionales que pueden llevar a la transformación de lagunas en pantanos. Su papel en la conformación de suelos, producción de hojarasca retención de nutrientes y semillas, ayuda a reconfigurar el paisaje de humedales y pantanos, siendo uno de los primeros pasos para la conformación de nuevos bosques. También cumplen un papel fundamental en la sucesión vegetal de islas (Sabatini 1985), permitiendo la expansión de su superficie terrestre.

Aunque a veces los gramalotes son considerados como un problema para la navegación fluvial, cuando su crecimiento aparentemente desmesurado cierra la entrada a lagunas y caños, se ha encontrado que desempeñan un papel de “filtros” que retiene gran parte de la microbiota acuática de los lagos e impide su salida hacia la corriente principal del río, manteniendo de esta forma la productividad de los lagos y las superficies de inundación (Hamilton et al 1990). Esta característica es importante para la conservación de las redes tróficas de los lagos amazónicos, especialmente aquellos de aguas negras cuyos niveles de productividad primaria son bajos.

Como puede apreciarse, estas asociaciones vegetales, poco exuberantes a primera vista, que se dibujan como simples velos que se extienden desde los bosques hacia las superficies abiertas de lagos y río, desempeñan un papel fundamental para el equilibrio hidráulico y biológico de los ecosistemas acuáticos. Por tanto, debe darse la importancia que merecen y favorecer su conservación. Aunque sencillos y modestos, los gramalotes son una pieza clave en el gran engranaje de la Amazonia.

BIBLIOGRAFÍA

Borges L. do V. & Colares I.G. 2007. 'Feeding habits of capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus 1766)', in the Ecological Reserve of Taim (ESEC - Taim) - south of Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50(3): http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-89132007000300007&lng=en&nrm=iso&tlng=en.

Colares I.G. & Colares E.P. 2002. 'Food plants eaten by amazonian Manatees (*Trichechus inunguis*, Mammalia: Sirenia)'. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 45(1): http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-89132002000100011.

Correa S.B. 2005. 'Comparison of fish assemblages in flooded forest versus floating meadows habitats of an upper Amazon floodplain (Pacaya Samiria National Reserve, Peru)'. Thesis, University of Florida. 69p. http://etd.fcla.edu/UF/UFE0009463/correa_s.pdf.

Hamilton S.K., Sippel S.J., Lewis Jr. W.M. & Saunders III J.F. 1990. 'Zooplankton abundance and evidence for its reduction by macrophyte mats in two Orinoco floodplain lakes'. *Journal of Plankton Research* 12(2): 345-363.

Jiménez, L.F. 1994. 'La comunidad íctica presente en las zonas de los gramalotes ubicados sobre le margen colombiano del río Amazonas'. Tesis. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

Junk W.J. & Piedade M.T.F. 2003. 'Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain'. *Hydrobiologia* 263(3): 155-162.

Lewis Jr W.M., Hamilton S.K., Rodríguez M.A., Saunders III J.F. & Lasi M.A. 2001. 'Foodweb analysis of the Orinoco floodplain base don production estimates and stable isotope data'. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20(29): 241-254.

Montgomery G.G, Best R.C. & Yamakoshi M. 'A Radio-Tracking Study of the Amazonian Manatee *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia)'. *Biotropica* 13(2): 81-85.

De Neiff A.P. y Neiff J.J. 2006. DE NEIFF¹, Alicia Poi y NEIFF², Juan José. 'Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del río paraná (argentina)'. *INCI* 31(3): 220-225. ISSN 0378-1844.

Rodríguez W.J. 2000. 'Contribución al conocimiento de la abundancia y frecuencia de uso del hábitat de la tonina de río Inia geoffrensis en el Parque Nacional Aguaro-Guariquito, estado Guárico, Venezuela. Bases para su conservación'. Tesis. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias. <http://www.monografias.com/trabajos30/habitat-tonina/habitat-tonina.shtml>.

Sabatini, R.A. 1985. 'Dinámica y productividad de *Paspalum repens* Bergius (canutillo) en un ambiente léntico del valle aluvial del río Paraná'. *Revista Hydrobiologia Tropical* 18 (1): 3-11.

Schiesari L., Zuanon J., Azevedo-Ramos C., Garcia M., Gordo M., Messias M. & Monteiro Vieira E. 2003. 'Macrophyte rafts as dispersal vectors for fishes and amphibians in the Lower Solimões River, Central Amazon'. *Journal of Tropical Ecology* 19: 333-336.

FOREST CARBON MANAGEMENT AND CARBON TRADING: A REVIEW OF CANADIAN FOREST OPTIONS FOR CLIMATE CHANGE MITIGATION

DENISE M. GOLDEN, M.A. (PEGGY) SMITH & S.J. COLOMBO

Summary

The forestry sector has significant potential to mitigate climate change. The implementation of the Kyoto Protocol kick-started the commoditization of carbon on an international scale. But, until recently, forestry offset credits were the “lesser” commodity in carbon trading. In spite of five years having passed since the KP came into effect, levels of anthropogenic greenhouse gas emissions reached record levels in 2008. To achieve Canada’s emission reduction targets, and to mitigate climate change, contributions from all sectors will be needed. As a result the sequestration of carbon by forests, and the potential of forest carbon offset projects and forest carbon trading are being evaluated. However, forests remain a contentious issue in international climate change negotiations and in domestic approaches for climate change mitigation. Carbon trading and forest carbon management have economic and policy implications. Canada has 30% of the world’s boreal forests and 10% of the world’s forest cover. We discuss how carbon trading and management of forest carbon in this significant terrestrial ecosystem can contribute to global efforts for atmospheric greenhouse gas emissions reduction, by strategies of either utilization or conservation.

1. Introduction

Canada’s boreal forests, the practice of forestry in them, and the rules for forestry offsets and the accounting for forest carbon, can have large consequences for meeting this country’s international commitments to mitigating climate change. The United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) is an international mechanism through which concerns about anthropogenic causes of climate change are addressed. The UNFCCC proposed action on climate change using the Kyoto Protocol (KP), an agreement to address anthropogenic causes of global warming. The KP was ratified by Canada in 2002, and the agreement entered into force internationally in 2005 (UNFCCC n.d.). As of 2009, 197 countries have ratified the Kyoto Protocol, the most notable exception being the United States. By being a signatory country, Canada committed itself to reducing emissions of six GHGs to a combined 6% below its 1990 emissions levels. The intent of the KP is to mitigate anthropogenic climate change through the reduction of greenhouse gas (GHG) emissions and the removal of GHGs in the atmosphere by carbon sinks, including forests (UNFCCC n.d.). For the most part the KP focuses on reducing emissions of six GHGs. Carbon dioxide (CO₂) emissions caused by fossil fuel energy generation and use is the primary cause of anthropogenic climate change and therefore one of its major objectives, however the difficulty of achieving emissions reductions means that all targeted GHGs and their sources are important, including those related to forests and forest management. Tracking emissions is clearly necessary to achieve emissions reductions. For this reason, signatory countries agreed to submit annual GHG inventory reports to the UNFCCC on anthropogenic emissions of the six identified GHG emissions, such as those derived from national energy statistics in the types and amounts of fuels

combusted (Gupta et al. 2003).

Canada's most recent National Inventory Report (NIR) (Environment Canada 2010) indicates that emissions have risen by 24% since 1990, from 592,000 kt CO₂ eq in 1990 to 734,000 kt in 2008 (Table 1). The emissions and emissions growth vary strongly by province and territory. Ontario has historically been the largest emitter, but in 2008, Alberta's emissions exceeded those of Ontario by 54,000 kt CO₂ eq (Table 1). Emissions growth has been largest in Saskatchewan and Alberta, rising by 72.8% and 42.7% respectively between 1990 and 2008 (Table 1).

Carbon (kt CO ₂ eq)				
Jurisdiction	1990	2008	Difference 1990-2008	% increase 1990-2008
Canada	592,000	734,000	142,000	24.0
Alberta	171,000	244,000	73,000	42.7
British Columbia	49,300	65,100	15,800	32.0
Manitoba	18,600	21,900	3,300	17.7
New Brunswick	15,900	18,000	2,100	13.2
Newfoundland and Labrador	9,450	10,100	650	6.9
Nova Scotia	19,000	20,900	1,900	10.0
Yukon, Northwest Territories, and Nunavut	2,051	2,160	109	5.3
Ontario	176,000	190,000	14,000	8.0
Prince Edward Island	1,980	1,970	-10	-0.5
Quebec	82,800	82,000	-800	-1.0
Saskatchewan	43,400	75,000	31,600	72.8

Table 1. Greenhouse gas emissions for Canada, provinces, and territories in 1990 and 2008 (Environment Canada 2010).

NIRs include mandatory reporting of emissions and removals due to land use change and optional (at present) reporting of emissions and removals due to forestry. Collectively, these are referred to as Land, Land Use Change and Forestry (LULUCF). The inclusion of removals by the LULUCF sector recognizes that biological carbon sinks store carbon absorbed by plants and that human activity can increase the size of these sinks. Canada-wide, the forest land component of the LULUCF sector was a net sink of 77.5 Mt in 1990 (forest LULUCF removals greater than forest LULUCF emissions) but a source during 2002 to 2007 (emissions greater than removals). The recent trend of forests in the LULUCF sector being a source is due to natural disturbance, in recent years accentuated by the large scale mountain pine beetle outbreak in British Columbia and Alberta (Kurz et al. 2008), but also attributable to forest fires and wood removed from forests by harvest. The accounting of harvested wood as an emission of CO₂ to the atmosphere is based on a default assumption of the KP, in which harvested wood counts as completely being emitted at the time of harvest, even though it is known to be inaccurate as wood products in use and in landfill are increasing (Chen et al. 2008, Kurz et al. 2008). While the KP recognises the importance of forests as carbon sinks (Binkley et al. 2002), the use of forests to replace reductions in emissions was so contentious that comprehensive forestry-based mitigation activities were capped and limited in the early stages of KP negotiations (Purdon 2009).

The role of forests in climate mitigation is a subject of ongoing negotiations.

Under the KP, measures for reducing GHG emissions and GHG removal by sinks are to be achieved primarily through national actions (UNFCCC n.d.). As an avenue for countries to meet their commitments, the KP established three international market-based mechanisms: i) emissions trading (ET), also known as the carbon market, in which carbon emission reductions are treated as any other commodity that can be bought and sold, ii) the Clean Development Mechanism (CDM), in which investment by an industrialised country in a sustainable development project in a developing nation that reduces GHGs can receive emission reduction credits, and, iii) Joint Implementation (JI) that allows industrialized countries that have ratified the KP to receive credits for GHG reduction projects in other developed or emerging industrialized countries that are also signatories to the KP (UNFCCC n.d.). These three mechanisms established carbon as a commodity on a global scale. While viewed as a step forward in climate change mitigation, these market-based mechanisms were not without their critics. Criticism of the KP included: i) concern that market-based mechanisms may perpetuate the continuation of GHG emissions through the purchasing of carbon credits instead of actual emission reductions, ii) uncertainty over whether carbon trading could achieve real and measureable emission reductions and, iii) the lack of a strong role for forest sinks in climate change mitigation (Binkley et al. 2002, Galatowitsch 2009, Purdon 2009).

As a country with a large forest area, Canada has a particular interest in the role of forests and forestry in climate change mitigation. Canada's forests are globally significant carbon stocks. This country's forests hold 30% of the world's boreal forest biome, covering 552 million hectares, 307 million hectares of which are forested. For carbon accounting purposes, only managed forests are counted, which in Canada totals 236 million hectares in all forest biomes. Canada's managed forest ranged from being a source of 137 million tonnes CO₂ eq in 1995 to a sink of 174 million tonnes CO₂ eq in 1992 (NRCan 2009).

The carbon market is viewed as a significant tool for reducing emissions worldwide (WB 2009); it is considered the most cost-effective measure to achieve emission reduction targets (King 2008, Galatowitsch 2009, Purdon 2009). The forestry sector has significant potential to act as a carbon sink (Binkley et al. 2002, IPCC 2007) and management of forests for carbon uptake (sequestration) is seen as an important tool in climate change mitigation (Hurteau et al. 2008, Nair et al. 2009). In Canada, there are many examples of forests being used for climate change mitigation. The first forest carbon sequestration project was established in Saskatchewan in 2002, consisting of both planting understocked stands and creation of "Forest Carbon Reserves" where the harvesting of otherwise operable stands is prevented, with the calculation that not harvesting creates a larger carbon stock than harvesting and converting the trees to wood products¹ (Lemprière et al. 2002). In British Columbia, the Haida Gwaii "Climate Forest" is a project to restore coastal temperate rainforest to a carbon-rich old growth climax forest ecosystem². In Ontario, large areas of the Far North have been set aside from development as a means of protecting their carbon stocks from management activities that might cause them to be reduced and a "fifty million tree" afforestation planting goal for 2020 has been set. These examples, although not an exhaustive list, demonstrate both the interest and willingness to make financial investment in forest carbon projects for emission reduction credits in Canada. This paper reviews current literature on forest carbon management as a measure to mitigate climate change relevant to Canadian forests and the evolution of forestry in the carbon marketplace. The literature review was based on governmental, non-governmental

and private sector websites, as well as a review of the academic, peer-reviewed literature searched through Web of Science from 2007.

2. The Carbon Marketplace and the Evolution of Forest Carbon Credits

Carbon trading is unique in that there may be no tangible product being traded – instead of a two by four or a tonne of paper, the product is a reduction in GHG emissions or an enhanced carbon sink. Carbon markets currently exist either because of governance mechanisms or as a voluntary measure in response to expected GHG regulations (Knox-Hayes 2009). Carbon credits, measured as one metric tonne of GHGs in CO₂ eq are generated through either: i) project-based activities, also called offsets, which do not emit or emit less GHGs than would have occurred had the project not been undertaken, or ii) un-used emission allowances achieved when there has been an investment that reduces GHG emissions (examples include fuel switching and changes in industrial processes) to achieve compliance (King 2008). Carbon transactions in 2008 were valued at USD\$125B (Point Carbon News 2009, Purdon 2009). Thirteen emissions trading schemes, in both regulated and voluntary market systems (which emerged to meet carbon credit demands in the absence of regulated markets), either operate or are in the development or planning stages worldwide (Point Carbon News 2009). Each trading scheme defines its own rules for trading and standards for allowable carbon credits (Purdon 2009). In this paper, a detailed review of trading schemes is not possible and only a discussion of forestry carbon credits is presented.

Forestry has always been the lesser-cousin in the carbon trading market, suffering from an image problem (Fehnse 2008), excluded from the European Union Emissions Trading System (EU-ETS) considered the largest and most mature system in the offset marketplace (Purdon 2009)-- or penalized as “temporary” credits thus depressing demand for forestry offsets (WB 2009). Many issues hinder the implementation of forest sequestration projects. During negotiations of the KP it was assumed that forestry carbon projects would reduce incentives to address the causes of climate change, especially the development and adoption of low-carbon energy solutions (Tavoni et al. 2007), with some countries instead claiming large C sinks in their managed forests (Kurz et al. 2008). The development of forestry carbon trading was also hurt by indecision on the criteria and rules to manage and account for C in forest projects funded under the CDM and JI (Schmidt 2009).

For forestry projects to be part of C trading, several issues needed to be resolved, including: i) additionality – would the project not have happened otherwise, ii) permanence – the longevity and stability of the C pool sequestered, as over time forests can switch between being a C source and C sink, iii) leakage – when emission reductions by an activity occur in one area (i.e. conservation) inadvertently results in emissions in another location (i.e. harvesting or changes in forested land-use), and iv) ownership – a difference between rights to use the land (tenure) but not land ownership rights, thereby raising uncertainty about who has the right to sell C credits (Binkley et al. 2002, Neeff et al. 2009, Purdon 2009). Along with these complicating factors, over six years of carbon trading has brought to light additional hindrances in the development of forestry offset projects, including: i) barriers in financing offset projects, ii) complicated and onerous project documentation and registration processes which adds to transaction costs and lengthy approval times, and iii) incorporating sustainable development, social and community issues, and ecological soundness (Binkley et al. 2002, Tavoni et al. 2007, Galatowitsch 2009, Purdon 2009,

WB 2009, RRI 2010). Van Kooten (2009) argues terrestrial ecosystem C sink activities, such as forestry offsets, require cautious deliberation along with applicable institutions and mechanisms in advance of their inclusion in a carbon trading system.

The current carbon marketplace, it has been argued, hinders forestry projects for small forest-owners; forests are subject to disturbances (i.e., fire and insect outbreaks harvest or land use changes) that reduce C stocks, exposing forest owners to a liability for C sold but no longer held (Biggsby 2009). Permanence, as currently assessed in forestry offsets, does not incorporate project specific risk analysis of potential C losses caused by forest disturbance, and therefore may not reflect an appropriate project C value (Hurteau et al. 2009). Biggsby (2009) suggests an alternative to the current project-based offset system (permanent stores of C on a defined land base with a one-time payment) to a system of "carbon-banking." These would be similar to capital investment mechanisms, in which those delivering the C sequestered (a deposit) receive annual payments and those using the C offset (a withdrawal) make annual payments.

Despite the challenges, the use of forestry as a mitigation measure and interest in forest offsets has risen. In 2007, 18% of voluntary carbon market trades (7.6 million credits) were forestry offsets, and in 2008, the volumes of forest offset trades increased, with many traders being first time buyers of forest offsets (Neeff et al. 2009). Along with growing interest in the voluntary market, forests are being addressed in regulatory and policy frameworks for offsets. This attention is seen in pending inclusion of forestry offsets in the EU-ETS, reduced restrictions within the KP for CDM forest projects, the consideration of wood products C as an allowable offset, and in increased forest conservation efforts such as the development of a mechanism to compensate for avoided deforestation in tropical countries – the United Nations Programme - Reduced Emissions from Deforestation and Forest Degradation (UN-REDD).

3. Carbon Trading and Forestry Offsets in Canada

In North America, the first mandatory emissions reduction scheme came into effect in Alberta, July 1, 2007, (Government of AB 2009). The four mechanisms the scheme offered were available to help large final emitters meet their emissions intensity targets. Alberta's scheme allows forestry offset projects with the restriction that the offset project be within Alberta (C3 2009). Forestry offset protocols are under development with regard to wetlands (conservation and/or restoration) and direct emission reductions (i.e. changes in wood processing technology or processes), but avoided deforestation and improved forest management plans are not presently allowable as offsets³.

Several Canadian provinces are participants with other jurisdictions in GHG emissions reduction networks. In 2007, Manitoba joined Iowa, Illinois, Kansas, Michigan, Minnesota, and Wisconsin in the Midwestern Greenhouse Gas Reduction Accord (termed the "Accord") and is promoting consistency and integrity for offset projects as an effort to increase market confidence for offset projects within the participating jurisdictions (MGGR 2010). A second group of jurisdictions joined together in 2007, forming the Western Climate Initiative (WCI). This group is a collaboration between four Canadian provinces (British Columbia, Manitoba, Ontario, and Quebec) and seven U.S. states (Arizona, California, Montana, New Mexico, Oregon, Utah and Washington), whose goals are to address climate change on a regional scale (WCI 2010a). In July 2010, the Accord, the WCI, and a third similar initiative, the Regional Greenhouse Gas Initiative (RRGI) -- a mandatory

capped CO₂ market-based scheme for the power sector in ten states in the Northeast and mid-Atlantic of the United States, joined in a cooperative effort to share experiences in the design and implementation of regional cap-and-trade programs (WCI 2010c). Afforestation, reforestation, forest management, forest preservation and/or conservation, and forest wood products are being considered within this triumvirate of GHG emissions reduction networks (WCI 2010b).

Several Canadian provinces have introduced carbon taxes and fines for non-compliance under regulated emission regimes. Alberta levies a fine of \$15 CAD per tonne CO₂ on large emitters that fail to reduce their emissions intensity by 12%⁴. Quebec, in 2007, was the first North American jurisdiction to introduce a tax on carbon, affecting fossil fuel distributors in the province. In 2008, British Columbia introduced a provincial carbon tax, with a plan to increase the tax to \$30 per tonne CO₂ by 2012 (Government of BC n.d.). A carbon tax could work in concert with offset credits if emitters are allowed to purchase offsets in lieu of paying the tax directly. In British Columbia, a form of cap and trade has been implemented for public sector organizations, which are mandated to reduce GHG emissions internally or purchase offsets from the Pacific Carbon Trust (PCT), a Crown Corporation (Government of BC 2008). The offset projects must take place in B.C. and can include afforestation, planting using select seed sources that have faster growth rates, increased timber volume and carbon content, and resistance to insects and disease, and forest fertilization (B.C. Ministry of Forests and Range 2010). In 2009, Ontario passed Bill 185, a bill to promote a cap-and-trade GHG trading scheme (OMOE 2009). Stakeholder discussions are underway, with forestry carbon offsets in line with those identified by the WCI (OMOE 2009).

Along with individual provinces developing carbon markets, the Canadian federal government set out Canada's federal Offset System in 2007 (Government of Canada 2009). The federal system is being designed to encourage domestic reductions or removals and therefore limits CDM credits to 10% of total credits to meet compliance (EC 2009b). Afforestation and reforestation projects conducted in Canada are being considered as allowable offset projects (EC 2009a). However, CDM offsets will exclude credits from forest C sink projects as the Canadian government treats those credits as "temporary," in alignment with KP rules (EC 2009b).

4. Factors in Decision-Making for Forest Carbon Management and Carbon Trading

Along with regulating climate, forest ecosystems provide a wide range of services and co-benefits to society. Forests cycle nutrients, provide flood control, supply timber, food and medicines, as well as, social and cultural settings and recreational spaces (MEA 2003, Seppälä et al. 2009). Dilemmas can arise if forest management is modified to maximize C sequestration without preventing conflicts with the other ecological functions, social or economic co-benefits (McCarney et al. 2008, Galatowitsch 2009).

Efforts to increase forest C may affect biodiversity (Krcmar et al. 2005). A number of studies have demonstrated that forest management can achieve sustainability and increased C storage, while also allowing logging (Colombo et al. 2007, Garcia-Gonzalo et al. 2007, Neilson et al. 2007). Land ownership and cost-allocations-to-benefits faced by forest-based communities can create barriers to implementing C offset projects (Pinker-ton et al. 2008), and others conclude that local governance, not national or international authorities, is more successful in delivering both C storage and co-benefits (i.e. food, flood

control) to forest communities (RRI 2010).

Decisions about how Canadian forests can contribute to mitigating climate change requires an understanding of the size and mobility of carbon pools within forests. Forest carbon is present in live tree biomass, dead organic matter above ground and in the forest floor, and in forest soils (Kurz et al. 2008). Significant uncertainty exists about the size of all forest C pools, except for that in above ground live trees. This reflects the fact that forestry in Canada has used empirical measurements of forests for more than half a century with the objective of determining the amount of merchantable volume in forest stands before they are harvested. Non-merchantable above ground live tree biomass, below ground live tree biomass, understory vegetation, downed deadwood, the forest floor and forest soil, while having been the subject of carbon research studies, are not normally assessed in Canada's extensive managed forests and consequently the size of these C pools is quite uncertain. In addition, the changes in forest carbon after disturbance and the ability of C sequestration to be increased by forest management are not well understood (Binkley et al. 2002, Gupta et al. 2003). For these reasons, a major difficulty in determining the size of allowable forestry offsets is the uncertainty about forest C sequestration potential (Nair et al. 2009). So too is the one-size fits all approach to default accounting procedures, such as that set by IPCC to count the carbon in harvested wood products as fully emitted at the time of harvest, when in fact oxidation of wood products carbon can take years to centuries (Chen et al. 2008).

Studies of carbon-pricing indicate preferences can arise in the choice of tree species for afforestation, that if planted on a substantial scale, has the potential to impact global forest C sequestration (Sohngen 2009). Changes in global forest C sequestration may also be affected by "leakage" (Sohngen 2009) -- where activities to reduce or avoid GHG emissions in one location, such as forest conservation, adds pressure to log forests elsewhere to meet timber or biofuel demands. Galika and Jackson (2009) discuss the use of fertilization to increase forest C sequestration. Fertilization can increase forest biomass, but in some trading programs and allowable offsets standards (i.e. Voluntary Carbon Standard), accounting must include total project emissions, including life cycle emissions from synthetic fertilizer production and use, which lowers the net GHG benefit and discourages the project activity (Galika and Jackson 2009). Modeling energy strategies to reduce GHGs using wood as a biofuel feedstock show a potential for the diversion of forest timber supplies which may impact the availability of traditional forest products such as construction materials (Gustavsson et al. 2007, Nyström and Cornland 2003).

In the medium to long-term, understanding how climate change will alter forest carbon stocks will be important. Positive or negative change in forest C sequestration depends on the nature of climate change within a specific region (Seppälä et al. 2009). Forest specific information or factors influencing emissions or accumulation of C, such as eco-site climate, soil, tree density, species composition, and management practices, improves modelling accuracy (Chen et al. 2008, Nair et al. 2009). Using appropriate information is particularly important for Canada, as the northern location of the boreal forest means it will probably be the first forest biome to experience large changes in climate (Fischlin et al. 2007, Bradshaw et al. 2009). Boreal forests are expected to shift poleward (Seppälä et al. 2009) and increase in forest growth through elevated temperatures and longer growing seasons (Alam et al. 2008), provided other conditions, such as moisture and nutrients, are not limited (Johnston et al. 2006).

5. Standing Trees, Timber, & Biofuel – Choices for Carbon Management

In Canada, the debate around using forests to mitigate climate change has fallen into two major camps: i) those who see the potential for increased C storage through managing forests, including logging, planting, more intensive silviculture, and the storage of carbon in wood products, and ii) those who argue for forest “conservation” in which industrial uses are reduced or prohibited and forested areas are treated as protected areas or parks with restricted uses as the means to retain and continue C storage. In the debate on “what counts” as a forest carbon credit, forestry sectors (e.g. industry associations) argue that a number of management practices that increase C stocks should be considered, including: i) flexible logging rotations, ii) the establishment of conservation areas, iii) C stored in wood and other forest products, and iv) avoided emissions when wood products are used in place of materials with greater GHG emissions (Binkley et al. 2002, Backeus et al. 2006, Lawson 2008). In comparison, forest conservation relies entirely on the accumulation of carbon in forests. Such a strategy excludes forest logging but presumably could employ fire suppression and insect control to reduce the extent and intensity of natural disturbances.

Forestry activities to mitigate global warming hinge on the signals directed by climate change policy and markets (Binkley et al. 2002). Management for timber and carbon credits has been shown to directly impact forest management decisions, with high carbon prices leading to decreased timber harvesting (Backeus et al. 2006). When managing a forest for timber is less profitable than managing the same forest for conservation, “carbon investors will readily give away the potential financial returns from the timber investment to get low-price carbon credits” (Binkley et al. 2002). Timber supply modelling under potential climate change scenarios show that in the next 50 years, North American production could decline as a result of climate induced die-back in forests, coupled with trends in decreased investment in timber production due to low market prices (Johnston et al. 2006, Seppälä et al. 2009). Decreased North American timber production could shift logging to other forest jurisdictions with less sustainable forestry practices, increasing global emissions from deforestation, and/or missed opportunities for increased forest C storage in managed forests.

When timber harvesting and carbon credits are directly linked, the economics of forest C storage can change. For example, Colombo et al. (2007) estimate that between 2000 and 2100, managed Ontario forests would provide wood products storing over 360 million tonnes of carbon, equivalent to 15.9 million tonnes CO₂ annually. While conservation in place of logging also increases C stocks, forest C eventually reaches a maximum and is subject to loss by large scale disturbance, whereas C in wood products is a relatively secure pool which continuously accumulates as forests re-grow and are harvested repeatedly. In addition, reduced logging in one jurisdiction could have no net effect since demand can shift elsewhere with an effect on C stocks in some other jurisdiction (NRCan 2007, Sohngen 2009). Alternatively, if reduced harvesting affected the supply of timber for wood products, this could increase pressure for other more energy intensive building products in concrete and steel, or displace other wood products such as furniture (Lawson 2008; NRCan 2007; Suttie 2008). This could unintentionally increase overall emissions since, as reported for the United Kingdom, substituting one cubic metre of concrete/red brick with timber saves 1 tonne CO₂, and maximising timber materials in a typical house construction can reduce CO₂ emissions from 20 tonnes to 2.4 tonnes (Suttie 2008).

There is also a carbon-price link between using forests for C storage and forest fuel

products (Backeus et al. 2006). The expansion of the biofuels industry, including fuels from wood stocks, is anticipated to have substantial impacts on global C storage (Negra et al. 2008). The success of a sustainable bio-forest energy sector will depend on: i) the economic viability of the biofuel supply, with secure markets and dependable supply chains, ii) demonstrated GHG emissions reduction, with reduced net CO₂ emissions when changes in forest C are taken into account along with life cycle emissions from forest operations and biofuel production, and the displacement of fossil fuel emissions, and iii) greater social acceptance through stakeholder engagement in bio-plant development (Elghalia et al. 2007). Biofuel obtained by harvest of forest that would otherwise not have been harvested increases net GHG emissions for decades, if coal is replaced by wood pellets (Manomet Center for Conservation Sciences 2010). Backéus et al. (2006) show that as carbon prices increase, available biofuel feedstock decreases when feedstock is generated as a by-product after clear cutting. But when the biofuel feedstock is derived from trees harvested from thinning, there is a potential GHG mitigation benefit through both standing forest C storage and avoided emissions from fossil fuels. However, there is a tipping point in total C mitigation potential: when carbon prices increase thinning activities decreased more than clear-cut activities. (Backeus et al. 2006). In addition, different forest biofuel feedstocks have different carbon emission profiles. Dead wood obtained after natural disturbance could provide more volume than woody residues obtained after clear cutting (Dymond et al. 2010). Although bio-energy generated from wood left after natural disturbances will accelerate the release of GHG emissions compared to on-site decay, the energy is renewable, is a substitute for fossil fuels, and should be judged based on the combined changes in forest carbon and the life cycle emissions of each biofuel feedstock type (Dymond et al. 2010).

In Canada, research has been conducted investigating afforestation with hybrid poplar. Dominy et al. (2010) report that while there are not enough private lands available to fully offset Canada's emissions through C sequestration by tree planting in conjunction with biomass to replace fossil fuels, afforestation is an option in the suite of possible mitigation measures for addressing GHG emissions targets. At trading prices under \$15/tCO₂ eq the rate of return on investment (8-12%) is relatively low, but at expected higher future carbon prices (\$16 to \$32/tCO₂ eq), in addition to benefits from wood fibre and other environmental services, the economics of afforestation could dramatically change (Dominy et al. 2010).

Much of Canada's forests have the potential for large scale forest disturbances from fire or insect attacks. The recent transition of Canada's forests from a C sink to a C source is a result of large-scale insect outbreaks (Kurz et al. 2008). Current KP accounting practices in forest C consider wildfire as a CO₂ source and fires present a significant threat to release GHGs; in some years fires represent 45% of Canada's GHGs (NRCan 2007). Hurteau et al. 2008 argue that mechanical thinning could be used to reduce catastrophic stand-replacing fires. Furthermore, without fuel reduction treatments such as thinning, wildfire can result in higher direct C emissions (Hurteau et al. 2009). Should thinning be applied to reduce fire extremes, thereby reducing GHG emissions, the use of the harvested trees in biofuel production could, as demonstrated by Backeus et al. (2006) and Dymond et al. (2010), emerge as a multi-pronged mitigation opportunity. Climate change mitigation agreements and offset policies that do not include credit for forest C management benefits (i.e. relative to baselines to account for natural disturbances from fires and insects, or C storage in harvested wood products) will discourage changes in forest management to

mitigate climate change (Kurz et al. 2008, Galika and Jackson 2009).

A critical component in implementing any policy or program for forest C management is to understand how economic incentives for C sequestration will affect policy and legislation in sustainable forest management (McCarney et al. 2008). Key criteria for sustainable forest management in Canada include biological diversity and ecosystem productivity (CCFM 2006). Literature on managing multiple objectives, in particular, combining forest C management with timber and biodiversity is scarce (McCarney et al. 2008, Galika and Jackson 2009). According to McCarney et al. (2008) land-use specialization for timber and biodiversity, or timber and carbon, may be more effective in achieving management objectives. However, the price of carbon credits has an influence. When carbon prices are low, multiple-use forest management (timber, biodiversity and carbon) is the optimal use, but when carbon prices are high, land-use specialization increases (McCarney et al. 2008). Moreover, managing specifically for diversity, for either ecosystem productivity or mitigation objectives, may not in itself guarantee resistance or resilience to disturbance (Galika and Jackson 2009).

One approach among the efforts to achieve both biological diversity and C sequestration is protecting ecosystems as conservation areas or parks. In 2009, the Ontario government passed the Far North Act, An Act With Respect To Land Use Planning and Protection in the Far North (Legislative Assembly of Ontario 2010). The Far North Act legislates 50% "protection" of the northern boreal forest to uphold sustainable development of natural resources, and through a network of connected conservation lands proposes to provide habitat for species and "fight the effects of global climate change" (OMNR 2009). Primary forests are generally more resilient (stable, resistant and adaptive to change) and contain larger carbon pools, yielding both biodiversity and climate change mitigation benefits (Thompson et al. 2009). In Canada, 27.6 million hectares has been set aside as national parks, and Ontario provincial parks cover an area of 7.9 million hectares (NRCan 2009). There is also a commitment through the Canadian Biodiversity Strategy to extend Canada's network of protected areas (biologically and geographically) to include "natural regions" not yet represented (Johnston et al. 2006). However, according to Johnston et al. 2006, "an interpretation of existing policy and planning frameworks in Canada suggests that protected area management plans tend to support continued protection of current ecological communities, while the definition of ecological integrity, in contrast, supports protection of the processes that would facilitate ecosystem adaptation to climate change". Climate change impacts to forests could result in significant changes in the ecosystem services provided by forests (Seppälä et al. 2009) and many terrestrial protected areas are in locations not favourable for success under changing climatic conditions (Hannah 2010). Protected areas, not just exclusive to forests, face multiple stresses and synergies between existing stresses (e.g. habitat loss, invasive species, moisture changes) that have not been factored into ecological modelling for the potential impacts of climate change, and fewer adaptation options exist for protected areas than for actively and extensively managed lands and waters (Johnston et al. 2006). Conservation of forests as a climate change mitigation strategy may require reassessment of the set aside land, and redefining "natural regions" (ecological integrity vs. biogeography) and terms for protection (managed or unmanaged). To use protected forests for their ability to store carbon with the changes brought about by climate change may well require management intervention, rather than simply excluding management from them. Numerous options exist to manage and maximize forests for C sequestration (Galika and Jackson 2009). Some are designed

for immediate or short-term benefit and others are intended for long-term C sequestration potential (Sohngen 2009). Sequestration through forestry does not create permanent sinks, but it can provide time to perhaps delay global warming impacts (Backéus et al. 2006). Uncertainties with climate change will require robust, adaptive forest management strategies, at multiple scales with broad management tools in order to be responsive to changing conditions, mitigate adverse impacts or capitalize on opportunities (Baron et al. 2009, Innes et al. 2009).

6. Conclusion

Forests are essential both for sequestering C to moderate global warming and for providing ecological services and human benefits. International agreements to address climate change and protect forest ecosystems are complicated by the diversity and complexity of global forests and C dynamics. Potential changes in the ability and opportunity to sequester C may result from policy decisions in sectors other than forestry or from various levels of government. A silo perspective, or insufficient integration of decision-making within the forestry sector or across sectors, does not provide a complete understanding of forestry as a measure to mitigate climate change. National or regional GHG reduction policies that do not take into consideration impacts on global forest C may not achieve the intended results for mitigation of climate change.

Lessons learned from carbon trading have brought to light the complexities and gaps in our understanding of forest C, inadequacies in institutional mechanisms, and the potential for unintended effects when forestry climate change mitigation projects are implemented. Furthermore, carbon markets and carbon pricing will influence forest management decisions and forestry carbon trading. Flexibility in approaches to managing forest C stocks and forest C accounting is needed given the diversity in forest ecosystems around the world and across Canada.

In our view, both utilization and conservation of Canadian forests can be appropriate climate change mitigation strategies. Utilization of forests to increase combined C stocks in forests and wood products cannot be ignored, especially as it provides security against the large and direct GHG emissions caused by forest disturbances. A strategy for forest protection in Canada can also have a role in a national forest strategy for climate change mitigation. However, despite protection of forests, large-scale disturbances are a reality that will make forests managed using this strategy carbon sources for certain periods, rather than sinks, while in the absence of protection such forests would over the long term be, at best, small sinks. Furthermore, long-term protection from all forms of disturbance may endanger the ecological integrity of disturbance-dependent Canadian forests.

Forest C sequestration and forestry offset activities may contribute to the goal of GHG emissions reduction and the objective of slowing the rate of global warming. However, forest C reductions cannot replace the need to reduce GHG emissions from the burning of fossil fuels, the cause of anthropogenic climate change. Uncertainties about the timing and extent of climate change will require robust, adaptive forest management strategies, incorporating a suite of options needed to be responsive to changing climate. With the potential loss of sustainability of Canadian forests due to climate change, uncertainties about carbon markets and rules for forest carbon offset projects should not be allowed to deter climate change mitigation efforts that use forest carbon sinks.

REFERENCES

- Alam, A., A. Kilpelainen and S. Kellomäki. 2008. Impacts of thinning on growth, timber production and carbon stocks in Finland under changing climate. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23:501-512.
- Backéus, S., P. Wikström and T. Lämås. 2006. Modeling carbon sequestration and timber production in a regional case study. *Silva Fennica* 40(4): 615-629.
- Baron, J.S., L. Gunderson, C.D. Allen, E. Fleishman, D. McKenzie, L.A. Meyerson, J. Oropeza and N. Stephenson. 2009. Options for national parks and reserves for adapting to climate change. *Environmental Management* 44(6):1033-1042.
- Bigsby, H. 2009. Carbon banking: Creating flexibility for forest owners. *Forest Ecology and Management* 257(1):378-383.
- Binkley, C.S., D. Brand, Z. Harkin, G. Bull, N.H. Ravindranath, M. Obersteiner, S. Nilsson, Y. Yamagata and M. Krott. 2002. Carbon sinks by the forest sector-options and needs for implementation. *Forest Policy and Economics* 4:65-77.
- Bradshaw, C.J.A., I.G. Warkentin and N. Sodhi. 2009. Urgent preservation of boreal carbon stocks and biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 24(10):541-548.
- British Columbia Ministry of Environment (BCMOE). 2008. Climate Change Secretariat. Legislation and Regulations. <http://www.env.gov.bc.ca/cas/legislation/index.html#CTA>. June 5, 2010.
- British Columbia Ministry of Forests and Range (BCMFR). 2010. British Columbia Forest Offset Guide. Government of British Columbia, Rep. 2010. <http://www.env.gov.bc.ca/cas/legislation/>. July 5, 2010.
- Canadian Council of Forest Ministers (CCFM). 2006. Criteria and Indicators of Sustainable Forest Management in Canada: Key Trends and Conditions 2005. Her Majesty the Queen of Right in Canada, Ottawa, ON. pp. 11.
- Chen, J., S. J. Colombo, M. T. Ter-Mikaelian and L. S. Heath. 2008. Future carbon storage in harvested wood products from Ontario's Crown forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38(7):1947-1958.
- Climate Change Central (C3). 2009. Alberta's Carbon Offset Solutions. <http://carbon-offsetsolutions.climatechangecentral.com/>. June 1, 2010.
- Colombo, S.J., J. Chen and M.T. Ter-Mikaelian. 2007. Carbon Storage in Ontario's Forests, 2000-2100. Research Note CCRN-06. 8 pp.
- Dominy, S.W.J., R. Gilsenan, D.W. McKenney, D.J. Allen, T. Hatton, A. Koven, J. Cary, D. Yemshanov and D. Sidders. 2010. A retrospective and lessons learned from Natural Resources Canada's Forest 2020 afforestation initiative. *Forestry Chronicle* 86(3):339-347.
- Dymond, C.C., B.D. Titus, G. Stinson and W.A. Kurz. 2010. Future quantities and spatial distribution of harvesting residue and dead wood from natural disturbances in Canada. *Forest Ecology and Management* 260(2):181-192. (abstract).
- Elghalia, L., R. Clift, P. Sinclair, C. Panoutsou and A. Bauen. 2007. Developing a sustainability framework for the assessment of bioenergy systems. *Energy Policy* 35:6075-6083.
- Environment Canada (EC) 2009a. Canada's Offset System for Greenhouse Gases. <http://www.ec.gc.ca/creditscompensatoires-offsets/default.asp>. Dec. 7, 2009.
- Environment Canada (EC). 2009b. Turning the Corner: Regulatory Framework for Industrial Greenhouse Gas Emissions. http://www.ec.gc.ca/doc/virage-corner/2008-03/541_eng.htm#introduction. Dec. 7, 2009.

Environment Canada. 2010. National Inventory Report - Part 3 1990-2008 Greenhouse Gas Sources and Sinks in Canada. Environment Canada, Government of Canada, Ottawa, ON. 221 p.

Fehnse, J. 2008. "Carbon offset initiatives – international carbon markets" pp. 14-15 in Carbon offset initiative – does forestry have a role in carbon trading. Carbon Lean UK: a role for our trees, wood and forest? ICF National Conference Proceedings, Pollock Halls, University of Edinburgh, Edinburgh, 23-24 April, 2008.

Fischlin, A., G. F. Midgley, J.T. Price, R. Leemans, B. Gopal, C. Turley, M.D.A. Rounsevell, O.P. Dube, J. Tarazona and A.A. Velichko, A.A. 2007. Ecosystems, their properties, goods, and services. In *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. pp. 211-272.

Galatowitsch, S.M. 2009. Carbon offsets as ecological restorations. *Restor. Ecol.* 17(5):563-570.

Galika, C.S. and R.B. Jackson. 2009. Risks to forest carbon offset projects in a changing climate. *Forest Ecology and Management* 257: 2209-2216.

Garcia-Gonzalo, J. H. Peltola, A.Z. Gerendiaín and S. Kellomäki. 2007. Impacts of forest landscape structure and management on timber production and carbon stocks in the boreal forest ecosystem under changing climate. *Forest Ecology and Management* 241:243–257.

Government of Alberta. 2009. Environment Greenhouse Gas Reduction Program. <http://environment.alberta.ca/631.html> Dec. 7, 2009.

Government of British Columbia. n.d. Ministry of Environment. Climate Change Secretariat. Legislation and Regulations. <http://www.env.gov.bc.ca/cas/legislation/index.html#CTA>. June 5, 2010.

Government of British Columbia. 2008. Ministry of Environment. Carbon Neutral Government Regulation. B.C. Reg. 392/2008.

Government of Canada. 2009. Canada's Action Plan on Climate Change. <http://www.climatechange.gc.ca>. June 7, 2009.

Gupta, J., X. Olsthoorn and E. Rotenberg. 2003. The role of scientific uncertainty in compliance with the Kyoto Protocol to the Climate Change Convention. *Environmental Science & Policy* 6:475-486.

Gustavsson L., J. Holmberg, V. Dornburg, R. Sathre, T. Eggers, K. Mahapatra K and G. Marland. 2007. Using biomass for climate change mitigation and oil use reduction. *Energy Policy* 35:5671-5691.

Hannah, L. 2010. A global conservation system for climate-change adaptation. *Conservation Biology* 24:70-77.

Hurteau, M.D., G.W. Koch and B.A. Hungate. 2008. Carbon protection and fire risk reduction: toward a full accounting of forest carbon offsets. *Front Ecol. Environ.* 6:493-498. (abstract).

Hurteau, M.D., B.A. Hungate and G.W. Koch. 2009. Accounting for risk in valuing forest carbon offsets. *Carbon Balance and Management* 2009 4:1-4: (on line). July 4, 2010.

Innes, J., L. Joyce, S. Kellomäki, B. Louman, A. Ogden, J. Parrotta, I. Thompson, M. Ayres, C. Ong, H. Santoso, B. Sohngen and A. Wreford. 2009. Management for Adaptation. pp. 135-169 in Seppälä, R., A. Buck and P. Katila (eds.) *Adaptation of Forests and People to Climate Change. A Global Assessment Report*. International Union of Forest Research

Organizations (IUFRO), Helsinki 224 pp.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B.M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp.

Johnston, M., T. Williamson, D. Price, D. Spittlehouse, A. Wellstead, P. Gray, D. Scott, S. Askew and S. Webber. 2006. *Adapting Forest Management to the Impacts of Climate Change in Canada. A BIOCAP Research Integration Program Synthesis Paper*. <http://www.biocap.ca/>. June 6, 2010.

King, M.R. 2008. *An overview of carbon markets and emissions trading: Lessons for Canada*. Bank of Canada, Rep. Discussion Paper 2008-1. Ottawa, ON. 14 pp.

Knox-Hayes, J. 2009. *The developing carbon financial service industry: expertise, adaptation and complementarity in London and New York*. *Journal of Economic Geography* 9: 749-777.

Krcmar, E., G.C. van Kooten, and I. Vertinsky. 2005. *Managing forest and marginal agricultural land for multiple tradeoffs: compromising on economic, carbon and structural diversity objectives*. *Ecol. Model.* 185: 451-468.

Kurz, W.A., G. Stinson, G.J. Rampley, C.C. Dymond, and E.T. Neilson. 2008. *Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forest to the global carbon cycle highly uncertain*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:1551-1555.

Lawson, G. 2008. "Life cycle analysis-embodied energy and energy accounting". pp 8-9 in *Carbon offset initiative – does forestry have a role in carbon trading*. Carbon Lean UK: a role for our trees, wood and forest? ICF National Conference Proceedings, Pollock Halls, University of Edinburgh, Edinburgh, 23-24 April, 2008.

Legislative Assembly of Ontario. 2010. Bill 191, Far North Act. http://www.ontla.on.ca/web/bills/bills_detail.do?locale=en&Intranet=&BillID=2205.

Lemprière, T.C., M. Johnston, A. Willcocks, B. Bogdanski, D. Bisson, M. Apps, and O. Bussler. 2002. *Saskatchewan forest carbon sequestration project*. *The Forestry Chronicle* 78: 843-849.

Manomet Center for Conservation Sciences. 2010. *Massachusetts Biomass Sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources*. Walker, T. (Ed.). Contributors: Cardellichio, P., Colnes, A., Gunn, J., Kittler, B., Perschel, R., Recchia, C., Saah, D., and Walker, T. *Natural Capital Initiative Report NCI-2010-03*. Brunswick, Maine. 192 p.

McCarney, G.R., G.W. Armstrong and W.L. Adamowicz. 2008. *Joint production of timber, carbon and wildlife habitat in the Canadian boreal plains*. *Canadian Journal of Forest Research* 38:1478-1493.

Midwestern Greenhouse Gas Reduction Accord (MGGR Accord). 2010. <http://www.midwesternaccord.org/>. June 5, 2010.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Chapter 2. Island Press, Washington, DC. <http://www.millenniumassessment.org/en/Framework.aspx>. Oct. 1, 2009.

Nair, R., B. Mohan Kumar and V. Nair. 2009. *Agroforestry as a strategy for carbon sequestration*. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172:10-23.

Natural Resources Canada (NRCan). 2007. *Does Harvesting in Canada's Forests Con-*

tribute to Climate Change? Canadian Forest Service Science Policy Notes. Her majesty the Queen in Right of Canada. (on-line) Sept. 21, 2009.

Natural Resources Canada (NRCan). 2009. The State of Canada's Forests. Her Majesty the Queen of Right in Canada, Rep. Annual Report 2009. 55 pp.

Neeff, T., L. Eichler, I. Deecke, and J. Fehse. 2009. The Forest Carbon Offsetting Report 2009. EcoSecurities Report. <http://www.ecosecurities.com>. June 4, 2010.

Negra, C., C.C. Sweedo, K. Cavender-Bares and R. O'Malley. 2008. Indicators of carbon storage in US ecosystems: Baseline for terrestrial carbon. *J. Environ. Qual.* 37:1376-1382.

Neilson, E.T., D.A. MacLean, F.R. Meng and P.A. Arp. 2007. Spatial distribution of carbon in natural and managed stands in an industrial forest in New Brunswick, Canada. *For. Ecol. Manage.* 253:148-160.

Nyström, I. and D.W. Cornland. 2003. Strategic choices: Swedish climate intervention policies and the forest industry's role in reducing CO₂ emissions. *Energy Policy* 31: 937-950.

Ontario Ministry of Environment (OMOE). 2009. Cap and Trade – A Primer Fact Sheet. Queen's Printer for Ontario. <http://www.ene.gov.on.ca/en/news/2009/052701fs2.php>. June 6, 2010.

Ontario Ministry Natural Resources (OMNR). 2009. Far North Ontario. Proposed Bill 191; 2009. <http://www.mnr.gov.on.ca/en/Business/FarNorth/>. Sept. 30, 2009.

Pinkerton, E., R. Heaslip, J.J. Silver and K. Furman. 2008. Finding "Space" for Co-management of Forests within the Neoliberal Paradigm: Rights, Strategies, and Tools for Asserting a Local Agenda. *Hum. Ecol.* 36: 343-355.

Point Carbon News 2009. Carbon Market Australia-New Zealand. Vol. 2, Issue 24. http://www.pointcarbon.com/polopoly_.pdf. Dec. 4, 2009.

Purdon, M. 2009. "Bio-Carbon Overview" pp. 2-25, in *Bio-carbon in Africa: Harnessing Carbon Finance to Promote Sustainable Forestry, Agro-Forestry and Bio-Energy*. United Nations Development Programme. New York, USA. 304 pp.

Rights and Resources Initiative (RRI). 2010. The End of the Hinterland: Forests, Conflict and Climate Change 2009-2010. Rights and Resources Institute, Washington, D.C. pp. 28. (on-line) Aug. 6, 2010.

Schmidt, C.W. 2009. Carbon offsets: Growing pains in a growing market. *Environmental Health Perspectives* 117(2):62-68 (on-line). May 12, 2010.

Seppälä, R., A. Buck and P. Katila. 2009. Executive Summary. pp. 9-14. in *Adaptation of Forests and People to Climate Change. A Global Assessment Report*. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO), World Series Vol. 22. Helsinki 224 pp.

Sohngen, B. 2009. An Analysis of Forestry Carbon Sequestration as a Response to Climate Change. Copenhagen Consensus on Climate. Denmark. 29 pp. www.copenhagen-consensus.com. Dec.1, 2009.

Suttie, E. 2008. "Wood for material substitution – construction with wood". pp. 21-22 in *Carbon offset initiative – does forestry have a role in carbon trading*. Carbon Lean UK: a role for our trees, wood and forest? ICF National Conference Proceedings, Pollock Halls, University of Edinburgh, Edinburgh, 23-24 April, 2008.

Tavoni, M., B. Sohngen and V. Bosetti. 2007. Forestry and the carbon market response to stabilize climate. *Energy Policy* 35(11):5346-5353.

Ter-Mikaelian, M.T., S.J. Colombo and J. Chen. 2008. Fact and fantasy about forest carbon. *The Forestry Chronicle* 84: 166-171.

Thompson, I., B. Mackey, S. McNulty, and A. Mosseler. 2009. Forest Resilience, Biodi-

versity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, QB. Technical Series No. 43. 67 pp. (on-line) May 04, 2010.

UNFCCC. n.d. Kyoto Protocol: The Kyoto Mechanisms. http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php. Sept. 27, 2010.

Van Kooten, G.C. 2009. Biological carbon sequestration and carbon trading re-visited. *Climatic Change* 95(3-4):449–463.

Western Climate Initiative (WCI). 2010a. Three Regions Release Joint Offset Quality White Paper. <http://www.westernclimateinitiative.org>. June 4, 2010.

Western Climate Initiative (WCI). 2010b. Design Recommendations for the WCI Regional Cap-and-Trade Program. <http://www.westernclimateinitiative.org/component/remository/func-startdown/256>. June 4, 2010.

Western Climate Initiative (WCI). 2010c. Western Climate Initiative, Offset Definition (Task 1.1) and Eligibility Criteria. <http://www.westernclimateinitiative.org/component/remository/Offsets-Committee-Documents/Offset-Definition-and-Eligibility-Criteria-White-Paper/>. June 3, 2010.

World Bank (WB). 2009. 10 Years of Experience in Carbon Finance: Insight from working with carbon markets for development and global greenhouse gas mitigation. The World Bank Washington, D.C. 20 pp. (on-line). Nov. 27, 2009.

NOTES

¹A questionable assumption, according to Ter-Mikaelian et al. (2008) and references therein.

²<http://www.haidaclimate.com/content/view/37/27/>

³Maynes, T. Personal communication. Climate Change Central, Edmonton, AB. July 9, 2010.

⁴<http://www.theglobeandmail.com/news/opinions/many-albertans-agree-a-carbon-tax-was-the-best-solution/article1441309/>

* Este artículo será también publicado en *Forestry Chronicle* del Canadian Institute for Forestry / Institut Forestier du Canada.

AUTORES

Luis Eduardo Acosta Muñoz

Coordinador Sede Leticia. Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – SINCHI.
lacosta@sinchi.org.co

Asier Arcos

Solidaridad Internacional
asier@sol-inter.org

Juan Carlos Arias

Unidad de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo territorial, Colombia.
juancarias@yahoo.com

Joseba I. Arregi

Universidad del País Vasco / Euskal herriko Unibertsitatea (UPV / EHU).
josebasonia@yahoo.es

Antón Borja Alvarez

Profesor Titular. Depto Economía Aplicada 1. Universidad del País Vasco / Euskal herriko Unibertsitatea.
jesusantonio.borjaehu.es

Miguel Briones-Salas

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-OAX.), IPN. Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca.
miguelbrionessalas@hotmail.com

Hugo Alfredo Centrángolo

Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires, Argentina.
cetrango@agro.uba.ar

S.J. Colombo

Ontario Forest Research Institute, Ministry of Natural Resources, 1235 Queen Street, Sault Ste. Marie, ON P6A 2E5, Canadá.
colombs@gov.on.ca

Armando Contreras Hernández

Instituto Nacional de Ecología A. C., Veracruz, México.
armando.contreras@inecol.edu.mx

Marcelo Derzi

Analista Ambiental do centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica (Cepam) do Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio).
marcelo.derzi.vidal@gmail.com

Ervin H. Durán-Castillo

Universidad de la Amazonia-Colombia.
ervinduranb@gmail.com

Pedro José Escriche Bueno

Universidad de Zaragoza.
pescrich@unizar.es

Tello Espinoza

Maestro en Ciencias de Plantas Tropicales. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Iquitos-Perú.
rteunap@hotmail.com

Philip M. Fearnside

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA). C.P. 478. Manaus, Amazonas, Brasil.
pmfearn@inpa.gov.br

María Clara Forsberg-Silva

Universidade do Estado de Amazona (UEA).
cforsberg@uea.edu.br

Carlos Galindo-Leal

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ave. Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903. Col. Parques del Pedregal, Del. Tlalpan, México, D.F.
carlos.galindo@conabio.gob.mx

Cecilia Gelabert

Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires, Argentina.
gelabert@agro.uba.ar

Denise M. Golden

PhD Student Faculty of Graduate Studies, Lakehead University, 955 Oliver Road, Thunder Bay, ON, P7B 5E1, Canada.
mdgolden@lakeheadu.ca

Tirso A. Gonzales Vega

The University of British Columbia Okanagan.
tirso.gonzales@ubc.ca

Tran Huu Nghi

Program Director. Tropenbos International Viet Nam (TBI-VN).
nghi@tropenbos.vn

Sandra Jaramillo-Poveda

Agenda Ambiental para la Cooperación Internacional del Caquetá, Colombia.
sjaramillo1@gmail.com

Ivan Jarolímek

Institute of Botany, Slovak Academy of Sciences. Bratislava, Slovakia.
ivan.jarolimek@savba.sk

Toni Jiménez Luque

Fundación Solidaridad de la Universidad de Barcelona (UB).
tjimenez@ub.edu

Andrej Kobler

Slovenian Forestry Institute, Department of Forest and Landscape Planning and Monitoring, Večna pot 2, SI-1000 Ljubljana, Slovenia.
andrej.kobler@gozdis.si

Jiří Kolbek

Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, 252 43 Průhonice, Czech Republic.
jiri.kolbek@ibot.cas.cz

Rajiv Kumar Chaturvedi

Centre for Ecological Sciences. Indian Institute of Science. Bangalore, India.
ravi@ces.iisc.ernet.in

Lado Kutnar

Slovenian Forestry Institute, Department of Forest Ecology, Večna pot 2, SI-1000 Ljubljana, Slovenia.
lado.kutnar@gozdis.si

Iván Lira

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-OAX.), IPN. Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca.
ilira_12@hotmail.com

René López Camacho

Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Bogotá, Colombia.
rlopezc@udistrital.edu.co

Martín Mantxo

Ekologistak Martxan
zor.ekologikoa@gmail.com

Urtzi Mendizabal López

Investigador doctorando en Biología de Ecosistemas por la Universidad del País Vasco y Educador Medioambiental. Asociación científica Amassunu.
urtzi.mendizabal@gmail.com

René Montalba

Departamento de Ciencias Agronómicas y Recursos Naturales e Instituto del Medio Ambiente, Universidad de La Frontera. Casilla 54-D, Temuco. Chile.
mrene@ufro.cl

Indu K. Murthy

Centre for Sustainable Technologies. Indian Institute of Science. Bangalore, India.
ravi@ces.iisc.ernet.in

Juan Antonio Nieto Escalante

Secretario Distrital de Medio Ambiente. Bogotá Distrito Capital, Colombia.
despacho@secretariadeambiente.gov.co

Igone Palacios

Cátedra de Desarrollo Sostenible y Educación Ambiental. Universidad del País Vasco.
igone.palacios@ehu.es

Ettore Papa

Nozioarteko Elkartasuna-Solidaridad Internacional.
Ettore.papa@gmail.com

Marc Parren

Regional Director. Tropenbos International Congo-Basin Programme. Yaounde-Bastos, Cameroun.
marcparren@hotmail.com

Raimunda Queiroz de Mello

Gerente Regional do CAR no Projeto Fundo Amazônia-Programa de Conservação da Amazônia (TNC do Brasil).
rdemello@tnc.org

N. H. Ravindranath

Centre for Sustainable Technologies. Indian Institute of Science. Bangalore, India.
ravi@ces.iisc.ernet.in

Nelly Rodríguez Eraso

Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Unidad de Sistemas de Información Geográfica. Bogotá, Colombia.
nrodriguez@humboldt.org.co

Mauro Luis Ruffino

Presidente de la Asociación Brasileira para las Ciencias de la Pesca (ABCPesca).
mauroluis.ruffino@gmail.com

Verenice Sánchez-Castillo

Universidad de la Amazonia-Colombia.
mexicomermad05@gmail.com

João Roberto dos Santos

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, SP, Brasil.
jroberto@ltid.inpe.br

Alzenilson Santos de Aquino

Coordenador de Meio Ambiente da Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Parintins.
Alzenilson.aquino@gmail.com

Phillip da Silva

Assistant Director and Senior Lecturer. University of Guyana Berbice Campus.
nessie159@yahoo.com

M.A. (Peggy) Smith

Faculty of Natural Resources Management, Lakehead University, 955 Oliver Road, Thunder Bay, ON, P7B 5E1, Canadá.

Luciana Spinelli de Araujo

Embrapa (Empresa Brasileira de Investigación Agropecuaria) Monitoramento por Satélite, Campinas, SP, Brasil.
spinelli@cnpm.embrapa.br

Leonardo Vera

Facultad de Agronomía Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Calle San Francisco S/N, La Palma, Quillota, Chile.
leonardo.vera@ucv.cl

Lorena Vieli

Donald Bren School of Environmental Sciences. University of California, Santa Barbara. 2400 Bren Hall, Santa Barbara, USA.
lvieli@bren.ucsb.edu

Ariel Zajdband

Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires, Argentina.
zajdband@agro.uba.ar

