

LOS BOSQUES SECUNDARIOS Y LA CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES TROPICALES

Las áreas de bosques tropicales continúan desapareciendo o siendo degradadas drásticamente, alterando la composición de especies y procesos ecológicos a nivel de comunidades y ecosistemas; no obstante, recientemente Wright y Müller (2006) argumentan que las áreas cubiertas por bosques tropicales no se verán afectadas por la acción humana de la manera dramáticamente predicha en varias investigaciones, y que la extinción causada por la destrucción de los bosques tropicales sólo afectará a una pequeña proporción de las especies con respecto al efecto usualmente previsto. Para validar este optimismo, es urgente dar respuesta a la pregunta planteada por Brook *et al.* (2006) y Wright y Müller-Landau (2006): ¿qué proporción de las especies tropicales son completamente dependientes de áreas prístinas? especies más vulnerables a la extinción causada por la pérdida de hábitats.

Los bosques tropicales son quizás el ecosistema terrestre más importante en cuanto a la conservación de la biodiversidad se refiere, sumado a ello representan un pilar fundamental en el mantenimiento del equilibrio ambiental del planeta, por su papel crucial en ciclos tan importantes como el hidrológico y del carbono; también se les considera reservorio mundial de una alta riqueza de materias primas para posibles productos industriales de tipo farmacológico, alimenticio y demás. Asimismo son muy importantes para la industria maderera y más recientemente como atractivo para el turismo alternativo.

Con base en los patrones actuales de precipitación y temperatura, se ha estimado que el área original que ocupaban los bosques tropicales lluviosos era de unos 16 millones de km² (Myers 1991; Sayer y Whitmore 1991); sin embargo una combinación de análisis terrestres, fotos aéreas y datos de sensores remotos, demostró que en 1982 esta área fue reducida a 9.5 millones de km², y en 1991 su superficie

disminuyó a 6.4 millones de km², menos de la mitad de su área original. Actualmente se están perdiendo 140.000 km² de bosque lluvioso al año, un área superior a la de la República de Guatemala.

En la mayoría de los casos, la expansión agrícola, la conversión de los bosques, y la intervención humana, son respuestas a tendencias de desarrollo relacionadas con el crecimiento de la población y las crecientes necesidades de una sociedad consumista. Es preocupante ver que en muchos casos la acelerada degradación de los bosques es promovida por acuerdos y políticas institucionales y no hay que olvidar que la deforestación en términos generales es una función del capital e infraestructura necesarios para talar; a mayor tecnología aplicada, mayor destrucción.

Un aspecto que se tiende a desconocer son los valores asociados con la conservación. El debate sobre deforestación en la Amazonía es un buen ejemplo que reconoce la importancia de un manejo racional frente a procesos detrás de la deforestación continua (Kaimowitz 2001). En muchos casos, los servicios del bosque representan altos valores económicos que, en un análisis de costos/beneficios sociales podrían inclinar la balanza hacia la conservación. Por citar un ejemplo Camacho y Finegan (1997) reportaron en parcelas manejadas con prácticas silviculturales en Costa Rica, incrementos diamétricos superiores a los de zonas que fueron aprovechadas sin ningún tipo de práctica silvicultural.

Se vienen realizando esfuerzos para la conservación de los bosques, en su mayoría por países en vía de desarrollo, que han tenido un efecto significativamente positivo. Otro de los ejemplos que ha demostrado eficacia en la recuperación de los bosques, es la agricultura tropical sobre tierras marginales, que comprenden las fases de cultivo, cosecha, suspensión y abandono; estas tierras aledañas a bosques prístinos, que sirven como fuente de especies, son susceptibles de convertirse en bosques de sucesión secundaria, los cuales en el futuro po-

drán soportar altos valores de diversidad cercanos a su condición original (Lamb *et al.* 2005).

Para algunos científicos, de mantenerse los patrones de deforestación, en el 2040 no quedarán bosques tropicales fuera de áreas protegidas; mientras, como se mencionó antes, otros señalan que con base en las tendencias demográficas humanas actuales, que sugieren una reducción en el crecimiento de la población rural y un aumento en la urbanización, existirá un efecto positivo favoreciendo la sucesión secundaria, evitándose así la esperada extinción en masa de especies de bosques tropicales.

Las reservas naturales son tradicionalmente vistas como el eje principal de las medidas de protección de la biodiversidad en el planeta. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) lista 3026 áreas protegidas que incluyen 1'542.000 km² de bosque tropical. Imágenes recientes de satélite indican que estas áreas protegidas reducen la deforestación y la frecuencia de fuego (DeFries *et al.* 2002, Nepstad *et al.* 2006); no obstante, únicamente cerca de 7% de los bosques tropicales están legalmente protegidos (Fagan *et al.* 2006) y condiciones políticas y financieras hacen cada vez más difícil la generación y ampliación de nuevas áreas de protección, de allí que desarrollar medidas de conservación de los bosques fuera de estas áreas protegidas, sea una de las alternativas que viene siendo explorada en los últimos años.

Un gran porcentaje del bosque tropical actual corresponde a bosques secundarios o degradados; de los 11'000.000 km² de bosque tropical existentes, 5'000.000 km² corresponden a bosques secundarios o degradados (International Tropical Timber Organization 2002, Wright y Müller 2006). En los últimos años se ha comenzado a apreciar la importancia de la función de estos bosques en conservación y su alta capacidad de fijar dióxido de carbono, con niveles similares a aquellas informadas para sistemas altamente productivos como plantaciones (Lugo y Brown 1992).

Los bosques secundarios restauran rápidamente condiciones favorables para los artrópodos funcionalmente importantes y a menudo soportan a muchas especies animales, haciéndolos cercanos a los bosques primarios en términos de riqueza de especies después de 40 años de crecimiento natural (Lawton *et al.* 1998, Dunn 2004, Quintero y Roslin 2005). Además de su importancia en conservación, los bosques secundarios, ofrecen recursos varios para las poblaciones humanas, lo que los hace atractivos en el desarrollo de programas de manejo sostenible.

Es claro que estos planes de manejo sostenible deben estar sustentados sobre bases científicas verificables que permitan evaluar su impacto y efectividad. La evaluación de la sostenibilidad ecológica brinda información importante sobre la disponibilidad futura de los recursos naturales.

TALA SELECTIVA COMO OPCIÓN DE MANEJO SOSTENIBLE

Al referirse a conservación y utilización de los bosques, es conveniente hacer referencia al cambio paradigmático sufrido por la ecología en los últimos años. Tradicionalmente la investigación en conservación estaba enfocada en entender un punto de equilibrio estable de los sistemas ecológicos, por lo que la atención se centralizó en el alcance de un estado climático. Se enfatizaba el carácter cerrado de los sistemas ecológicos a los que se les consideraba estructuralmente completos y responsables de su autorregulación. En este contexto, cualquier unidad de paisaje podía ser una reserva natural adecuada, cualquier sistema se mantendría a sí mismo en balance (Flores-Vindas y Obando-Vargas 2003).

Los sistemas naturales son abiertos y reciben flujos de organismos y materiales provenientes de sus alrededores en forma periódica e inesperada, que influyen en su estructura y su funcionamiento. La regulación puede originarse en parte o completamente fuera del sistema. Un paisaje boscoso puede te-

ner una composición equilibrada, aunque parches individuales dentro de él, estén en diversos estados sucesionales y cambien a través del tiempo. Lo fundamental es la dinámica entre los parches o el equilibrio en la distribución de estos.

Hoy en día como ecólogos se debe enfrentar la realidad de los disturbios humanos como variable inevitable en la ecuación de una creciente proporción de ecosistemas boscosos. Es importante generar los conceptos y herramientas necesarias, que permitan el manejo sostenible y la recuperación de los bosques, para lo cual es fundamental determinar el grado de disturbio humano que es capaz de soportar un bosque antes de perder procesos importantes que garanticen su permanencia futura.

La tala de baja intensidad, que comprende muchas operaciones de tala selectiva en los trópicos (Bawa y Seidler 1998, Bowles *et al.* 1998) y que anualmente representa la tala de unos 29.000 km² de bosques lluviosos tropicales (Myers 1991), ha sido propuesta como una forma en la cual la extracción de recursos puede proceder sin comprometer la biodiversidad de los bosques.

A pesar de que los métodos e intensidades varían ampliamente, la mayoría de las operaciones de tala selectiva tienen como objetivo el uso de pocas especies lucrativas y la remoción de únicamente un pequeño número de árboles por hectárea (Johns 1988, Laurance 1998). Debido a lo anterior, se asume que la cobertura del dosel es en gran parte mantenida. Además, tasas de cosecha bajas de especies altamente dispersadas, tales como el Caobo pueden tener impactos similares al ocasionado por perturbaciones naturales como la caída de estos árboles (Uhl *et al.* 1997).

EL PAPEL DE LOS MURCIÉLAGOS COMO BIOINDICADORES DE DISTURBIO

La relación entre la intensidad de la tala y sus impactos sobre la biodiversidad es pobremente en-

tendida (Malcolm y Ray 2000). Es difícil determinar qué cuidados hay que tener durante la tala selectiva para reducir su impacto (Heinrich 1995, Johns *et al.* 1996, Pinard y Putz 1996). De lo anterior surge la necesidad de buscar bioindicadores que nos permitan evaluar el efecto de la tala selectiva sobre el estado de conservación de los bosques.

En el neotrópico, los murciélagos son uno de los grupos de mamíferos más abundantes representando el 24% de las especies del mundo. Estudios comparativos revelan que las comunidades de murciélagos responden a las modificaciones ecológicas tanto en composición taxonómica como en la repartición de especies en gremios alimenticios.

Jhons *et al.* (1985) mencionan a los murciélagos tropicales como bioindicadores, al tiempo que los catalogan como grupo en peligro por las múltiples alteraciones sufridas por los ecosistemas que ellos habitan, sobre todo los bosques estratificados. Fenton *et al.* (1992), evalúan los murciélagos de la familia Phyllostomidae como indicadores de intervención de hábitat en el neotrópico, encontrando que la diversidad de murciélagos es sensible a la deforestación, afectándose sobre todo los murciélagos animalívoros reconocidos por Baker *et al.* (2003) como representantes de las subfamilias Micronycterinae, Lonchorhininae, Phyllostominae y Glyphonycterinae. Estos murciélagos desarrollan la mayor parte de su actividad al interior de bosques estratificados y son sensibles a los cambios en la estructura de estos, mientras que otras especies muestran una mayor flexibilidad en sus requerimientos de hábitat; por ejemplo, murciélagos frugívoros de las subfamilias Carrollinae y Stenodermatinae los cuales a menudo incrementan en proporción en bosques perturbados. Este parece ser un patrón aplicable a diversas áreas en el neotrópico, como lo demuestran Wilson *et al.* (1996) y Medellín *et al.* (2000), en muestreos de murciélagos en gradientes de perturbación de selvas de Perú y México respectivamente.

Aunque se ha evaluado la respuesta de las comunidades de murciélagos a diversas alteraciones antrop-

ogénicas intensivas, incluyendo la fragmentación del bosque, aclaramiento por agricultura y pérdida de hábitat a pequeña escala (e.g., Fenton *et al.* 1992, Wilson *et al.* 1996, Cosson *et al.* 1999), son muy pocos los trabajos que han examinado la respuesta de los quirópteros a la tala selectiva. Ochoa (2000) es el primero en abordar el efecto de la tala selectiva sobre la composición de la comunidad de quirópteros; en su estudio encuentra que aunque el sistema de tala selectiva (2.3 árboles/ha en promedio) tiene un efecto menor sobre los murciélagos con respecto al sistema tradicional de tala indiscriminada, ambos presentan diferencias significativas en cuanto a cambios en la composición y estructura gremial con respecto a los bosques prístinos. Adicionalmente, Ochoa (2000) hace referencia a la disminución en número de individuos de algunas poblaciones de mamíferos a niveles que ponen en riesgo su viabilidad (Bennett 1987, Friend 1987, Terborgh 1992). Esta condición estaría determinada por una posible disminución de la variabilidad genética necesaria para asegurar una respuesta poblacional ante presiones selectivas diversas (Franklin 1980, Soulé 1980, Wilcox 1980).

Clarke *et al.* (2005a), también reportan un efecto negativo en composición y riqueza de murciélagos entre bosques talados selectivamente y bosques prístinos, aunque en su estudio los valores de abundancia por especies en los hábitats alterados por tala selectiva no presentaron valores significativamente distintos entre los sistemas de tala analizados. Este estudio fue conducido en la Reserva Forestal Victoria-Mayaro (VFMR) en Trinidad, donde evaluaron la riqueza y abundancia de especies de murciélagos en dos sistemas de explotación forestal diferentes, límites abiertos y bloque periódico, *vs.* bosque primario. En ambos sistemas de explotación se detectó la disminución de murciélagos animalívoros y el incremento de murciélagos frugívoros. En esta misma reserva, Clarke *et al.* (2005b) evaluaron la posible recuperación de la diversidad de murciélagos en un bosque aprovechado bajo el sistema de bloque periódico con parcelas en diferentes esta-

dos sucesionales y procesos de recuperación entre 33 y 10 años. Como resultado, Clarke *et al.* (2005b) encuentran que la tala selectiva no afecta la riqueza de especies, pero sí la estructura de la comunidad. Al igual que en los otros estudios, los murciélagos frugívoros fueron más abundantes en bosques talados, mientras que los animalívoros lo fueron en el bosque primario. Los datos de Clarke *et al.* (2005b) sugieren una recuperación tanto de la riqueza como de la estructura de la comunidad de murciélagos asociada con el tiempo de recuperación de las parcelas.

Más recientemente Peters *et al.* (2006) también encuentran en un bosque del sudeste de la Amazonía, que la tala de baja intensidad modifica la estructura del hábitat, conduciendo a cambios en la composición de especies de murciélagos. En su estudio Peters *et al.* (2006) encontraron que la composición de especies de murciélagos difirió notablemente entre sitios talados y no talados, dado que la abundancia de taxa nectarívoros y frugívoros fue mayor en los sitios talados, donde la apertura del dosel y la densidad del follaje del sotobosque fueron mayores. En contraste, las especies animalívoras y omnívoras fueron más abundantes en sitios no talados, donde la densidad del dosel y la estratificación del sotobosque fueron mayores.

Dentro de los murciélagos neotropicales, adaptaciones morfológicas y comportamentales contribuyen a la partición en el uso del hábitat especialmente en bosques heterogéneos de tierras bajas. Los murciélagos neotropicales, sobre todo los filostomidos, son activos en todos los estratos de los bosques tropicales, y numerosas especies son capturadas en más de un estrato (e.g., *Artibeus* spp.). De igual manera se encuentran grupos que presentan afinidades específicas por algún estrato particular como los representantes de la subfamilia Carollinae. Es de esperar entonces, que los cambios en la estructura del bosque ocasionados por la tala, tengan efectos diversos sobre diferentes grupos de quirópteros. Uno de los efectos de la tala selectiva, es una red de

movimiento de los recursos a los niveles más bajos del bosque (e.g., Malcolm y Ray 2000), con el esperado subsecuente efecto sobre la distribución vertical de las poblaciones de murciélagos, viéndose afectadas aquellas especies que requieren de una alta estratificación. Estos efectos son más notorios cuando la composición de murciélagos es analizada de acuerdo con grupos de gremios alimenticios. Este efecto se pudo evidenciar en los estudios de Clarke *et al.* (2005a) donde los bosques aprovechados con el sistema de bloque periódico, incrementaron significativamente la abundancia de frugívoros generalistas como *Carollia perspicillata* seguida por el aumento en proporción de *Artibeus jamaicensis*, *A. lituratus*, y *Chiroderma* spp. El patrón antes descrito se ha verificado en diferentes tipos de bosques a lo largo del neotrópico incluyendo estudios en la Guayana francesa (Brosset *et al.* 1996), Perú (Wilson *et al.* 1996), México (Medellín *et al.* 2000) y Venezuela (Ochoa 2000).

CONCLUSIÓN

Ante todo proceso de disrupción de la dinámica de los ecosistemas boscosos, es de esperar una variación en el tipo de oferta de alimento al igual que en el nivel de complejidad de los estratos de movilidad de los mamíferos (Johns 1985, 1988; Charles-Dominique 1986; Uhl y Vieira 1989). Estudios previos corroboran que los animales son sensibles a la degradación de sus hábitats (Johns 1986, 1988, 1991, 1992a, Uhl y Vieira 1989, Fragoso 1991, Rodríguez 1992, Terborgh 1992, Thiollay 1992, Frumhoff 1995, Brosset *et al.* 1996, Mason 1996), y los murciélagos no son la excepción (e.g., Fenton *et al.* 1992, Wilson *et al.* 1996, Cosson *et al.* 1999, Ochoa 2000, Secaida *et al.* 2002, Jiménez *et al.* 2003, Moreno *et al.* 2005, Clarke *et al.* 2005a, Clarke *et al.* 2005b, Peters *et al.* 2006). Los estudios aquí analizados reportan variaciones observables y significativas en cuanto a patrones de diversidad de murciélagos entre ecosistemas prístinos y alterados mediante tala selectiva. En aquellos estudios donde la riqueza a pesar de ser menor no pre-

sentó diferencias significativas entre murciélagos de bosques preservados e intervenidos, si demostraron cambios significativos en cuanto a composición; asimismo existe evidencia de que los murciélagos responden a la recuperación del bosque en indicadores ecológicos como su riqueza y composición. Todo esto revela el alto grado de complejidad y sensibilidad de los murciélagos a los cambios espaciales y temporales de su hábitat y su utilidad como bioindicadores de disturbio.

La especialización en la dieta de los murciélagos filostomidos, es una respuesta a la complejidad taxonómica y estructural de los bosques del neotrópico, por lo cual las variaciones en los patrones dietarios parecen ser bioindicadores de alta sensibilidad frente a la intervención en el bosque; murciélagos que consumen grandes artrópodos y pequeños vertebrados, resienten de una mayor manera los efectos de la degradación de los bosques. La estratificación propia de estos recursos restringe el rango de acción de este gremio, haciéndolos más propensos a la extinción local como resultado de la modificación y pérdida de su hábitat (Arita *et al.* 1997).

A pesar de que los estudios antes nombrados demuestran un efecto significativo de la tala selectiva sobre las comunidades de mamíferos y en particular de quirópteros, este efecto parece ser condicionado por características particulares de los hábitats evaluados.

La mayoría de las proyecciones apuntan a que los bosques tropicales prístinos continuarán desapareciendo rápidamente, siendo reemplazados por los bosques talados y secundarios. Por tanto es fundamental continuar evaluando la sustentabilidad de las diferentes alternativas de aprovechamiento del bosque, así como verificar la eficacia de los métodos de evaluación de condiciones de disturbio y sus impactos sobre la biodiversidad.

Se debe conservar no por un principio moral, sino

por un principio ético. La conservación de la naturaleza debe ser un acuerdo social sobre la necesidad de salvaguardar lo complejo e irreproducible, teniendo en cuenta su valor filosófico, histórico y científico.

LITERATURA CITADA

- Arita, H.T.,** F. Figueroa, A. Frisch, P. Rodríguez, K. Santos-del-Prado. 1997. Geographical range size and the conservation of Mexican mammals. *Conservation Biology*. **11**: 92-100.
- Baker, R. J.,** S. R. Hoofer, C. A. Porter, R. A. Van Den Bussche. 2003. Diversification among new world leaf-nosed bats: an evolutionary hypothesis and classification inferred from digenomic congruence of DNA sequence. *Occasional Papers, Museum of Texas Tech University*. **230**: 1-32.
- Bawa, K. S.,** R. Seidler. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity. *Conservation Biology*. **12**: 46-55.
- Bennet, A. F.** 1987. Conservation of mammals within a fragmented forest environment: the contributions of insular biogeography and autecology. In: D. A. Saunders y R. J. Hobbs, editors. Nature conservation: the role of corridors. Sidney: Surrey Beatty & Sons Pty Limited in association with SCIRO and CALM. p. 41-52.
- Bowles, I. A.,** R. E. Rice, R. A. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca. 1998. Logging and tropical forests conservation. *Science*. **280**: 1899-1900.
- Brook, B. W.,** C. J. A. Bradshaw, L. P. Koh, N. S. Sodhi. 2006. Momentum drives the crash: Mass extinction in the tropics. *Biotropica*. **38**: 302-305.
- Brosset, A., P.** Charles-Dominique, A. Cockle, J. Cosson, D. Masson. 1996. Bat communities and deforestation in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology*. **74**: 1974-1982.
- Camacho, M.,** B. Finegan. 1997. *Efectos del aprovechamiento forestal y el tratamiento silvicultural en un bosque húmedo del noreste de Costa Rica: el crecimiento diamétrico con énfasis en el rodal comercial*. Serie Técnica, Informe Técnico N° 295. Colección Manejo Diversificado de Bosques Naturales. CATIE, Costa Rica. 39 pp.
- Charles-Dominique, P.** (1986) *Inter-relationships between frugivorous vertebrates and pioneer plants: Cecropia, birds and bats in French Guyana. Frugivores and seed dispersal*. A. Estrada, T.H. Fleming, editors. Netherlands: Junk, Dordrecht. p. 121-135.
- Clarke, F. M.,** D. V. Pio, P. A. Racey. 2005a. A Comparison of logging systems and bat diversity in the neotropics. *Conservation Biology*, **19** (4): 1194-1204.
- Clarke, F. M.,** L. V. Rostant, P. A. Racey. 2005b. Life after logging: postlogging recovery of a neotropical bat community. *Journal of Applied Ecology*. **42**: 409-420.
- Cosson, J. F.,** J. M. Pons y D. Masson. 1999. Effects of forest Fragmentation on Frugivorous and Nectarivorous Bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*. **15**: 515-534.
- Defries, R. S.,** R. A. Houghton, M. C. Hansen, C. B. Field, D. Skole, J. Towshend. 2002. Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. *Proc Natl Acad Sci USA*. **99**: 14256-14261.
- Dunn, R. R.** 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*. **18**: 302-309.
- Fagan, C.,** C. A. Peres, J. Terborgh. 2006. Tropical forests: a protected-area strategy for the twenty-first century. In: W. Laurance, C. A. Peres, Editors. *Emerging threats to tropical forests*. Chicago: University of Chicago Press.
- Fenton, M. B.,** L. Acharya, D. Audet, M. B. C. Hickey, C. Merriman, M. K. Obris. 1992. Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the neotropics. *Biotropica*. **24**: 440-446.
- Flores-Vindas, E.,** G. Obando-Vargas. 2003. *Árboles del trópico húmedo: Importancia socioeconómica*. Cartago: Editorial Tecnológica de Costa Rica. 922 pp.
- Fragoso, J.** 1991. The effect of selective logging on baird's tapir. In: M. A. Mares, D. J. Schmidly, Editors. *Latin American mammalogy*. Norman: University of Oklahoma Press. p. 295-304.
- Franklin, I. R.** 1980. Evolutionary change in small populations. In: M. E. Soulé, B. A. Wilcox, Editors. *Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Assoc. Inc. p. 135-149.
- Friend, J. A.** 1987. Local decline, extinction, and recovery: relevance to mammal populations in vegetation remnants. In: A. Saunders, G. W. Arnold, A. A. Rurbidge, A. J. M. Hopkins, Editors. Nature conservation: the role of remnants of native vegetation. Sidney: Surrey Beatty and Sons Pty Limited in association with SCIRO y CALM. p. 53-64.
- Frumhoff, P. C.** 1995. Conserving wildlife in tropical forests managed for timber. *BioScience*. **45**: 456-464.
- Heinrich, R.** 1995. Environmentally sound harvesting to sustain tropical forests. *Commonwealth Forestry Review*. **74**: 198-203.

- International Tropical Timber Organization.** 2002. *ITTO guidelines for the restoration, management and rehabilitation of degraded and secondary tropical forests*. ITTO Policy Development. Series N° 13.
- Jiménez-Ortega, A. M.,** J. Muñoz-Arango, N. Gil-Patiño, A. M. González y O. Y. Secaída-Mena. 2003. Quirópteros, una fauna especial en la parcela permanente de investigación en biodiversidad (PIIB) en Salero, Unión Panamericana, Chocó. *En:* García-Cossio, F., Y. A. Ramos-Palacios, J. Palacios-Lloreda, J. E. Arroyo Valencia, A. Mena-Marmolejo, M. González-Anaya, Editors. *Salero Diversidad biológica de un bosque pluvial tropical (bp-T)*. Bogotá: Editora Guadalupe.
- Johns, A. D.** 1986. *Effects of habitat disturbance on rainforest wildlife in Brazilian Amazonia*. Reporte final (mimeografiado). Washington, DC: WWF. 111 pp.
- Johns, A. D.** 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rainforest: problems and recommendations. *Conservation Biology*. **31**: 355-375.
- Johns, A. D.** 1988. Effects of «selective» timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica*. **20**: 31-37.
- Johns, A. D.** 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to modification habitat. *Journal of Tropical Ecology*. **7**: 417-437.
- Johns, A. D.** 1992. Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*. **335**: 437-442.
- Johns, J. S.,** P. Barreto, C. Uhl. 1996. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*. **89**: 59-77.
- Kaimowitz, D.** 2001. Amazon deforestation revisited. *Latin American Research Review*. **37** (1): 221-235.
- Kalko, E. K. V.** 1998. Organization and diversity of tropical bat communities through space and time. *Zoology. Analysis of Complex Systems*. **101**: 281-297.
- Lamb, D.,** P. D. Erskine, J. A. Parrotta. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*. **310**: 1628-1632.
- Laurance, W. F.** 1998. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. *Trends in Ecology & Evolution*. **13**: 411-415.
- Lawton, J. H.,** D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P.M. Hammond. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*. **391**: 72-76.
- Lugo, A. E.,** S. Brown, 1992. Tropical forests as sinks of atmospheric carbon. *Forest Ecology and Management*. **48**: 69-88.
- Malcolm, J. R.,** J. C. Ray. 2000. Influence of timber extraction routes on Central African small mammal communities, forest structure, and tree diversity. *Conservation Biology*. **14**: 1623-1638.
- Mason, D.** 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. *Biotropica*. **28**: 296-309.
- Medellín, R.A.,** Equihua, M., Amin, M.A. 2000. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests. *Conservation Biology*. **14**: 1666-1675.
- Moreno, E. A.,** Y. Roa, A. M. Jimenez-Ortega. 2005. Murciélagos dispersores de semillas en bosques secundarios y áreas cultivadas de la cuenca del río Cabí, Chocó, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó «Diego Luis Córdoba»***23**: 45-50.
- Myers, N.** 1991. Tropical deforestation: The latest situation. *BioScience*. **41**: 282.
- Nepstad D.,** S. Schwartzman, B. Bamberger, M. Santilli, D. Ray, P. Schlesinger. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*. **20**(1): 65-73.
- Ochoa, J.** 2000. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guayana Venezolana. *Biotropica*. **32**: 146-164.
- Peters, S. L.,** J. R. Malcolm and B. L. Zimmerman. 2006. Effects of selective logging on bat communities in the Southeastern Amazon. *Conservation Biology*. **20**: 1410-1421.
- Pinard, M. A.,** F. E. Putz. 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica*. **28**: 278-295.
- Quintero, I.,** T. Roslin. 2005. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in central Amazonia. *Ecology*. **86**: 3303-3311.
- Rodríguez, G. A.** 1992. Censos de mamíferos en dos áreas boscosas con diferentes grados de perturbación, en Panamá. *Ecotropicos*. **5**: 1-10.
- Sayer, J. A.,** T. C. Whitmore. 1991. Tropical moist forests: Destruction and species extinction. *Biological conservation* **55**: 199-213.
- Secaída-Mena, O. Y.,** M. N. Echavarría-Rodríguez, A. M. Jiménez-Ortega. 2002. *Estructura taxonómica de las comunidades de quirópteros en un bosque pluvial tropical intervenido del departamento del Chocó, Colombia (Suramérica)*. Memorias V Seminario Internacional del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible 26-31. Bucaramanga, Colombia.
- Soulé, N.** 1980. Thresholds for survival maintaining fitness

- and evolutionary potential. *En*: M. E. Soulé y B. A. Wilcox, Editors. *Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Assoc. Inc. p. 135-149.
- Terborgh, J.** 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*. **24** (2b): 283-292.
- Thiollay, J.M.** 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in an Guianan rain forest. *Conservation Biology*. **6**: 47-63.
- Uhl, C., C. G. Vieira.** 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas región of the state of Para. *Biotropica*. **21**: 98-106.
- Uhl, C., P. Barreto, A. Verissimo, E. Vidal, P. Amaral, A. C. Barros, C. Souza, J. Johns, J. Gerwing.** 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. *Bio Science*. **47**: 161-168.
- Wilcox, B. A.** 1980. Insular ecology and conservation. *En*: M. E. Soulé, B. A. Wilcox, Editors. *Conservation Biology*. Sunderland: Sinauer Assoc. Inc. p. 135-149.
- Wilson, D. E., C. F. Ascorra, S. T. Solari.** 1996. Bats as indicators of habitat disturbance. *En*: D. E. Wilson, A. Sandaval, Editors. *Manu: the bio-diversity of south-eastern Perú* Lima: Editorial Horizonte. p. 613-625.
- Wright, S. J., H. C. Muller-Landau.** 2006. The future of tropical forest species. *Biotropica*. **38**: 287-301.