

Estratificación de vegetación y cambio de uso de suelo en los Yungas y Alto Beni de La Paz

Timothy J. Killeen^{1,2}, Teddy M. Siles², Liliana Soria² & Lisete Correa²

¹Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, 1919 M. Street NW, Washington DC 63166 (Dirección para correspondencia: t.killeen@conservation.org)

²Departamento de Geografía, Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, Universidad Autónoma Gabriel Rene Moreno, Casilla Postal 2489, Santa Cruz, Bolivia

Resumen

Se presentan seis mapas de vegetación y uso de la tierra del área conocido históricamente como Yungas de La Paz, que incluye a las áreas protegidas de Madidi (Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado), Pilón Lajas (Reserva de la Biosfera y Territorio Indígena), Apolobamba (Área Natural de Manejo Integrado) y Cotapata (Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado). Este estudio incorpora el análisis del cambio de uso de suelo entre dos épocas (entre 1987 - 1993 y entre 1999 - 2002), que muestra una deforestación de 69.714 hectáreas. La mayor parte de la deforestación fue ubicada en áreas previamente colonizadas en la zona montañosa, especialmente en los municipios de Caranavi (28%), Guanay (20%) y Palo Blancos (11%), con el 57% de la deforestación en las planicies de Rurrenabaque, San Buenaventura y Yucumo. Los mapas de cobertura vegetal fueron realizados utilizando imágenes Landsat TM y ETM de múltiples fechas para documentar toda el área que, a menudo se encuentra nublada; también se aprovechó información de satélites radar de JERS y SRTMDTEM. Se identificaron unidades como puna, páramo yungueno, zonas periglaciales, glaciales, ceja de monte, bosque montano, bosque de tierras bajas, bosques estacionalmente inundados, sabanas inundadas y pantanos de diversos tipos. Para el bosque húmedo montano fue estratificado para mostrar la distribución de diferentes gradientes naturales, como pendiente, elevación, aspecto o nubosidad.

Palabras clave: Bolivia, Madidi, Bosques montanos, Cobertura de suelos, Deforestación.

Abstract

Six vegetation and land-use maps are presented for the area that is known historically as the Yungas of La Paz, including the following protected areas: Madidi (National Park and Integrated Natural Management Area), Pilón Lajas (Biosphere Reserve and Indigenous territory), Apolobamba (Integrated Natural Management Area) and Cotapata (National Park and Integrated Natural Management Area). This study includes an analysis of land-use change between two epochs (1987 - 1993 and 1999-2002) that document a total of 69,714 hectares of deforestation between the two epochs. Most deforestation occurred in existing colonization areas, particularly the Municipalities of Caranavi (27%), Guanay (20%) and Palo Blancos (11%), with only 5-7% of the new deforestation occurring on the lowland plains of San Buenaventura, Rurrenabaque and Yucumo. The land cover maps were made using Landsat TM and ETM images for multiple dates to cover all areas regardless of cloud cover. Vegetation units identified include puna, páramo yungueno, periglacial zones, glaciers, ceja de monte, montane forest, lowland upland forest, seasonally inundated

forest, seasonally inundated savanna and various types of wetlands. The montane forest was further stratified according to four additional environmental variables, such as slope, aspect, elevation, and cloudiness.

Key words: Bolivia, Madidi, Mountain forests, Soil cover, Deforestation.

Introducción

La elaboración de un mapa de vegetación se basa en el supuesto de que se puede caracterizar comunidades vegetales como unidades naturales según su fisionomía y composición florística. Las comunidades vegetales son un reflejo de las características ambientales, incluyendo clima, suelos, regímenes hídricos y otros factores ambientales y la variación en la estructura y composición entre sitios es un reflejo del conjunto de estos factores. Así como la vegetación proporciona gran parte de la arquitectura de la mayoría de un hábitat, también influye sobremanera en la formación de la comunidad faunística. Consecuentemente, un buen mapa de vegetación proporciona información resumida y gráfica sobre los paisajes, ecosistemas y biodiversidad (Hueck & Seibert 1988). Por esta razón, los mapas de vegetación son instrumentos importantes en la gestión de las áreas protegidas. La razón principal para la creación de las áreas protegidas es conservar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos; entonces un mapa de vegetación puede ser considerado como un inventario que muestra espacialmente la ubicación, extensión y distribución de los activos esenciales de las áreas protegidas.

La ecología vegetal es una rama de las ciencias ecológicas dedicada a la descripción y caracterización de comunidades de plantas, con el propósito de explicar la relación entre la distribución de las especies y su agrupación en asociaciones o comunidades o tipos de vegetación. Existen varias escuelas dentro de esta disciplina con distintos enfoques que

orientan sus estudios con diferente énfasis en aspectos sobre la relación entre la especie, las comunidades y los paisajes. Algunos se orientan en factores ambientales que influyen en la distribución de una o varias especies, tomando como principio que las comunidades son variables en espacio y tiempo (la escuela anglo-sajona). Otros se dedican a describir la variación observada en la naturaleza, produciendo clasificaciones jerárquicas con el propósito de explicar la formación de las comunidades con un enfoque biogeográfico (la escuela fitosociológica). A pesar de sus diferentes enfoques, ambas escuelas tienen como objetivo fundamental el identificar los procesos ecológicos que influyen en la distribución de especies y la formación de comunidades.

Imágenes satelitales

Originalmente, los mapas de vegetación fueron elaborados con cartografía tradicional y estudios de campo y a menudo, cuando la escala permitía, aprovechando fotos aéreas para especializar la información. Pero, con la disponibilidad de imágenes satelitales la metodología fue revolucionada en los mediados de la década de los setentas. Existen varios sistemas e instrumentos conocidos en su conjunto como sensores remotos, que han sido desarrollados y mejorados paulatinamente en sus características técnicas durante las últimas tres décadas. El sistema de imágenes más utilizado ha sido el del Landsat de USA que estuvo disponible desde los años 70 con el Landsat 1 y 2 (Multi Spectral Scanner o MSS), luego reemplazado por Landsat 5 (Thematic Mapper o TM) y últimamente por

el Landsat 7 (Enhanced Thematic Mapper o ETM). En cada generación del sistema la resolución de las imágenes mejoraba tanto en términos espaciales como en espectrales (Lillesand & Kiefer 1997). Existen otros tipos de sensores remotos e imágenes que facilitan a diferentes tipos de información, que ponen a disposición información útil para caracterizar paisajes y ecosistemas, por ejemplo, imágenes derivadas de instrumentos radar proveen información topográfica (USGS 2003) y de inundación temporal (JERS-1 SAR, 1998), mientras que las de monitoreo meteorológico han proporcionado mucha información sobre la fenología de ecosistemas e incendios forestales (Setzer & Malingreau 1996, Giglio et al. 2003).

En realidad, las imágenes no son fotografías pero sí una tabla de datos con valores que registran una medida de la intensidad de reflexión de luz (o de microondas en el caso de radar) en ciertas regiones definidas del espectro electromagnético conocidos como bandas, que van desde la luz visible hasta la infrarroja. Las imágenes son una representación visual del conjunto de estas bandas, las cuales están proyectadas por filtros de color (rojo, verde y azul) en la pantalla de un monitor de video o en impresión en papel (Lillesand & Kiefer 1996). Originalmente, se producían imágenes impresas en papel y los mapas de vegetación fueron elaborados mediante una interpretación visual de estas imágenes, donde se relacionaban patrones de colores con los atributos del paisaje. Los colores varían debido a la variación en la reflexión de luz, la cual es relacionada con características estructurales y edáficas del paisaje, como la complejidad del dosel, el espesor de hojas verdes, la presencia de agua (tanto sobre la superficie como en las hojas) y el color del suelo, entre otras. La idea ha sido siempre el aprovechar información sobre un área conocida, para luego extrapolar este conocimiento a paisajes menos conocidos y, a menudo, inaccesibles.

Posteriormente, se han desarrollado aplicaciones de computadores para el análisis digital de las imágenes. El análisis se hace a base del "píxel", que es el cuadrante mínimo de la imagen. El píxel cuenta con dimensiones (superficie expresada en m²) y el conjunto de los datos de reflexión de luz para cada banda electromagnética. Los programas de análisis de imágenes agrupan los píxeles en "clases" según su similitud estadística. Existen varios métodos de clasificación de imágenes, que varían dependiendo del análisis estadístico empleado, pero pueden ser resumidos en dos métodos generales: la clasificación supervisada y la no-supervisada. En la supervisada, el operador selecciona un grupo de píxeles para calcular los promedios y varianzas utilizadas por la clasificación de similitudes, con el objetivo de ordenar o reconocer algunas clases "*a priori*". El supuesto se basa en que el operador reconoce ciertos patrones y trata de guiar el ordenador en agrupar los píxeles en clases reconocidas por su experiencia. En una clasificación no-supervisada el computador realiza una serie de agrupaciones iterativas para obtener el promedio y las varianzas sobre las cuales la agrupación final es realizada. Con esta metodología, las clases tienden a tener mayor homogeneidad con varianzas mínimas (Lillesand & Kiefer 1996).

La clasificación digital de imágenes es útil para distinguir entre unidades mayores de vegetación, debido a sus diferencias estructurales claras e inconfundibles. Se puede diferenciar entre pastizales, matorrales y bosques, como también entre tierras inundadas y las no inundadas, hasta distinguir entre bosques deciduos, semi-deciduos de los siempre verdes. Una de las utilidades más importantes de la clasificación digital de imágenes es documentar el cambio en el uso del suelo mediante la comparación temporal de imágenes de la misma área. La deforestación es fácilmente reconocible desde el espacio debido a los cambios dramáticos en la

estructura de la vegetación. Estimaciones del cambio de uso de suelo se han utilizado para documentar la tasa de deforestación regional, el impacto de la construcción de carreteras, emisiones de carbono debido a la deforestación, la fragmentación de hábitat, el aprovechamiento forestal hasta relacionar políticas económicas con el desarrollo regional (Skole & Tucker 1993, Pacheco 1998, Steininger et al. 2001a, 2001b, Lawrence et al. 2001, Pacheco & Mertens 2004). Se puede detectar también el abandono de los campos agrícolas y la rotación de tierras mediante la presencia de bosques secundarios (Steininger 2000). Estudios temporales cuidadosos han mostrado que diferentes grupos sociales tienen patrones distintos de uso de suelos, tanto en sus características espaciales como en la tasa anual de deforestación. Estudios del cambio de uso de suelos en Bolivia muestran que la mayor tasa de deforestación está relacionada con los grupos agroindustriales, seguido por los asentamientos menonitas, ganaderos y colonizadores (Steininger et al. 2001a). Uno de sus usos más importantes es su aplicación como herramienta en la elaboración de estrategias de conservación, especialmente en amenazas a las áreas protegidas.

A pesar de su gran utilidad y objetividad, la información captada por sensores remotos y su clasificación digital automática introduce errores en la clasificación, debido a que los píxeles con características espectrales similares pueden tener estructura o composición totalmente diferentes. Por ejemplo, los bosques tropicales son caracterizados por su composición extremadamente heterogénea en términos de su composición florística. No obstante, dos sitios muy diferentes pueden tener una estructura muy similar, porque poseen un dosel estratificado y fenología siempre verde. Situaciones similares llevan a la confusión de píxeles representativos de diferentes clases de pastizales (p.e. sabanas, páramo y puna) y entre bosques secundarios y bosques montanos.

Otra clase de error se produce debido al posicionamiento del satélite y del momento en que se registran los datos espectrales de las imágenes. En el caso de las imágenes Landsat, la órbita del instrumento tiene una orientación polar, que va desde el polo norte hasta el polo sur durante su paso sobre el planeta (en sentido contrario de su paso sobre el lado oscuro del planeta). La órbita está sincronizada con la rotación del planeta, de tal manera que el instrumento está por encima de la zona donde se toman los datos aproximadamente a las 9:00 horas de la mañana; esta hora fue seleccionada porque meteorológicamente es cuando existe menor probabilidad de encontrar la superficie nublada. Debido a esta órbita, el sol está situado aproximadamente a 45° sobre el horizonte oriental, lo que introduce una distorsión en la reflexión de luz en zonas con un relieve topográfico pronunciado; las laderas con ladera hacia al Este tienen una fuerte reflexión de luz (albedo fuerte), mientras las de ladera al Oeste están en la sombra (Lillesand & Kiefer 1994). Consecuentemente, sus características espectrales representan más un artefacto, resultado de su topografía, que información sobre la estructura de la vegetación. Existen varias correcciones digitales que se pueden realizar a las imágenes, pero al final no son suficientes para solucionar el problema.

Los fenómenos de reflexión y sombra se reproducen también en los pasajes de las tierras bajas. Los bosques de tierras bajas cuentan con una heterogeneidad de píxeles que refleja la variabilidad estructural y espacial de este bosque. Existen árboles grandes emergentes y claros naturales en los bosques, los cuales también producen píxeles dominados por los artefactos de la sombra y reflexión fuerte de luz. Como son espectralmente similares a los píxeles de las zonas de montaña, ambos están agrupados en las clasificaciones digitales. Es necesario reconocer estos errores de clasificación para poder corregir los productos finales; existen métodos objetivos para

corregirlos (ver abajo en la discusión del SIG), pero se requiere la intervención del operador.

Sistemas de información geográfica y modelos de vegetación

Simultáneamente con el desarrollo de los sistemas de interpretación de imágenes, se han desarrollado los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Un SIG permite juntar información con referencia espacial geográfica para identificar patrones relacionales entre diferentes fuentes de información. Por ejemplo, permite, relacionar la deforestación con la cercanía a las carreteras o centros poblacionales o con la calidad de suelos (Hecht & Cochburn 1984). Uno de los primeros SIG fue un esfuerzo para relacionar datos puntuales sobre los suelos con unidades geomorfológicas, agregando información de clima y vegetación para crear una Clasificación de Sistemas de Tierra de la Amazonía (Cochrane et al. 1975, Cochrane et al. 2003). El SIG es el principal instrumento en la planificación regional para la conservación (SURAPA 1999), en el desarrollo de corredores de transporte (PRIME 2001, CONDOR 2004) y para el ordenamiento territorial (PLUS Santa Cruz 1995, PLUS Beni, 1998, ZONISIG, 1999). Un SIG permite el desarrollo de modelos, basándose en supuestos o hipótesis, lo que permite la combinación de información para afinar mapas de vegetación. Por ejemplo, para distinguir entre dos tipos de sabanas en el Parque Noel Kempff Mercado, Killeen et al (1998) asignaron los pastizales encima de la meseta de Caparus a la clase “sábanas de tierras altas” (Cerrado), mientras que aquellos pastizales en las llanuras fueron asignados a una de las categorías de “humedales de sabanas”. Varios autores han estratificado los bosques montanos utilizando criterios de elevación, debido a que algunas especies de plantas tienen una distribución relacionada a la elevación (Troll 1959, Beck et al. 1993, Navarro & Maldonado 2002). Ahora, con la

disponibilidad de modelos digitales de elevación derivados de sensores remotos (NASA/JPL 2043), estos mapas tienen mayor precisión, por lo menos con respecto a su proyección espacial geográfica.

En este estudio se presenta una serie de mapas que son producto de la interpretación de imágenes satelitales y su clasificación digital; luego fueron modificados utilizando criterios objetivos para identificar a las unidades ecológicas. No se ha intentado identificar unidades vegetales en base de la composición florística; aunque existen estudios que identifican algunas especies dominantes o abundantes en lugares específicos (Fuentes 2004), esta información no es aún suficiente para caracterizar con certeza la composición y distribución espacial de las comunidades principales de la vegetación y extrapolar sobre un área tan grande y poco estudiada como la vertiente oriental de la Cordillera Oriental de los Andes en Bolivia. No obstante, proporcionamos información sobre las formaciones vegetales que podría guiar en una eventual clasificación vegetal tradicional, proveyendo información ambiental que se puede relacionar con la distribución de especies y la formación de comunidades vegetales.

Métodos

El procesamiento de imágenes

Los mapas presentados son modelos producidos por la interpretación digital de imágenes Landsat TM y ETM (Figura 1) e imágenes radar JERS-1 (JERS-1 SAR, 1998), combinando con criterios de decisión en base de un modelo digital de elevaciones, que también es un producto de sensores remotos, en este caso el Shuttle Radar Topography Misión (NASA/JPL, 2002). Las imágenes fueron georectificadas con información cartográfica proveniente de la carta nacional de Bolivia (Instituto Geográfico Militar)

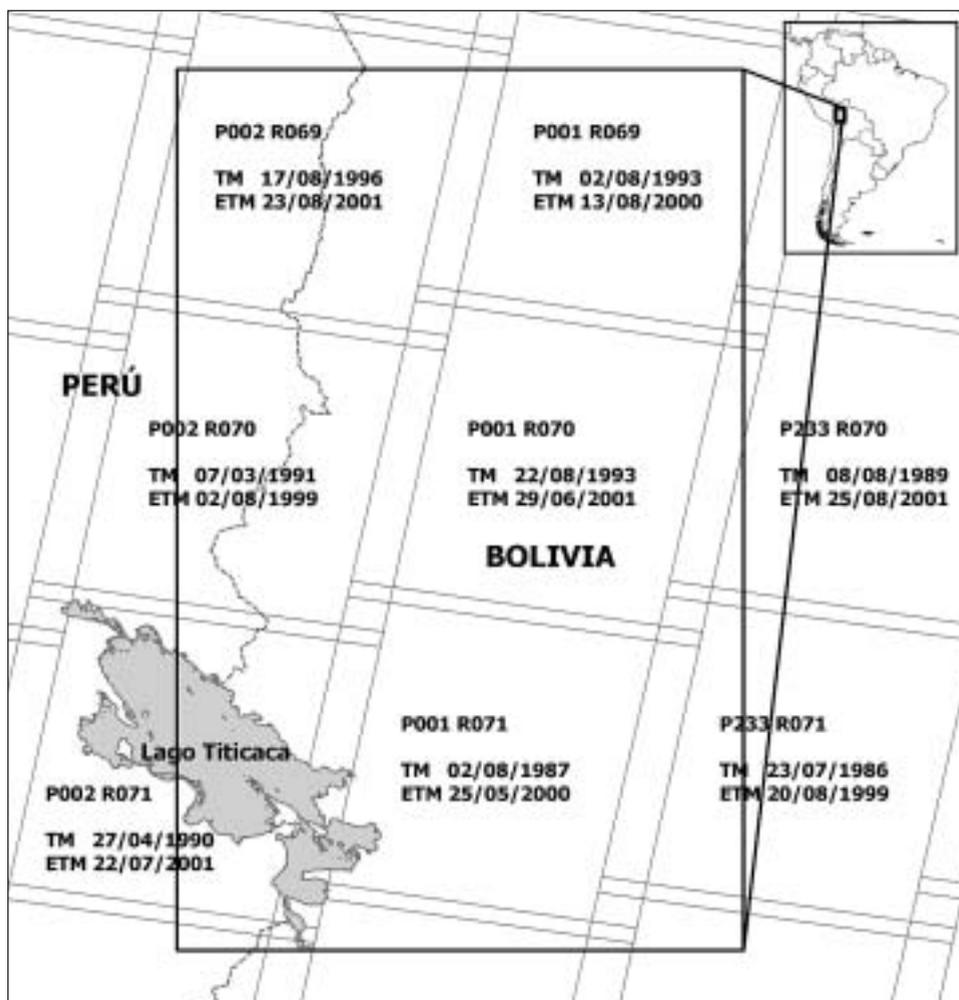


Fig. 1: Imágenes Landsat TM (1982–1998) y ETM (1999–2001) utilizadas en la preparación de los mapas.

aprovechando coberturas vectoriales digitalizadas manualmente para Bolivia (escalas 1: 1.000.000, 1:250.000 o de 1:50.000) dependiendo de su disponibilidad (Tabla 1). Posteriormente, se aprovechó imágenes orto-rectificadas por la NASA y que fueron distribuidas por el Departamento de Geografía de la Universidad de Maryland (ver: <http://glcfapp.umiacs.umd.edu>) para afinar la rectificación geográfica de los mapas ya

terminados. En las zonas montañosas nunca hubo una imagen totalmente libre de nubes para toda el área, lo que dificultó la identificación del cambio de uso de suelos ya que la comparación entre dos fechas distintas es esencial para poder documentar el cambio temporal.

Las imágenes Landsat fueron objeto de una clasificación no-supervisada, la cual agrupó a los píxeles en 150 clases distintas, las

Tabla 1: Cartografía utilizada para georeferenciar las imágenes. Abreviaciones: NIMA = National Imagery and Mapping Agency de los Estados Unidos; USGS Global GIS = <http://webgis.wr.usgs.gov/globalgis/>

Número de serie	Escala
NIMA, SD19-3	1:100.000
NIMA, SD19-4	1:100.000
NIMA, SD19-7	1:100.000
NIMA, SD19-8	1:100.000
NIMA, SD19-10	1:100.000
NIMA, SD19-11	1:100.000
NIMA, SD19-14	1:100.000
NIMA, SD19-15	1:100.000
NIMA, SD19-16	1:100.000
NIMA, SE19-3	1:100.000
NIMA, SE19-4	1:100.000
USGS Global GIS	1:1.000.000

cuales fueron generadas basándose en agrupaciones (clusters) mediante iteraciones sucesivas que maximizan la distancia entre los promedios de cada grupo, mientras se minimiza la varianza de cada uno de ellos; se seleccionaron diez iteraciones para llegar a un nivel del 95% de convergencia entre las últimas dos iteraciones. El procesamiento fue realizado en base a los valores del Número Digital (DN según sus sigla en inglés), que es un número entre 0 y 255 (el número potencial máximo de combinaciones en un archivo de 8 bits) donde un valor alto representa una radiación mayor en la banda espectral correspondiente. No se puede combinar el procesamiento de distintas imágenes sin transformar los números DN a valores espectrales (μm), porque las características atmosféricas y el ángulo del sol son variables; entonces es necesario clasificar cada imagen por separado y hacer un mosaico de los diferentes productos para producir el mapa final.

Como se mencionó anteriormente, cualquier clasificación está sujeta a la introducción de errores debido a los fenómenos naturales y accidentes

topográficos. Siempre existen clases compuestas de píxeles espectralmente similares, pero que pertenecen a distintas unidades ecológicas. Las unidades de vegetación con mayor variabilidad espectral también son aquellas con píxeles que podían ser equivocadas en su clasificación. La ventaja principal de realizar una clasificación no supervisada – con un número muy grande de clases – es que permite una división precisa y objetiva de esta variabilidad, identificando los píxeles que claramente pertenecen a una unidad natural y aquellos que pueden pertenecer a dos (o más) diferentes unidades. Una clasificación no supervisada con numerosas clases mantiene al mínimo la cantidad de píxeles de una “unidad dudosa”.

En la práctica, primero se separan las unidades menos problemáticas, como las de agua, glaciales y nubes, agrupándolas en las clases correspondientes. Luego se identifican y se agrupan clases claramente representativas de ciertas unidades generales, como bosque primario, sabanas, puna, páramo, playas, bosques secundarios y áreas deforestadas. Para agruparlas, el programa ERDAS genera un

archivo de firma espectral (spectral signature) que proporciona el promedio de los píxeles de cada grupo, siendo utilizado como una herramienta para comparar las diferentes clases y sus similitudes. En la última versión de ERDAS (v8.7) el programa proporciona una aplicación de agrupación (llamada Grouping Tool) que contiene una serie de herramientas estadísticas y gráficas que facilitan la agrupación objetiva de las diferentes clases mediante un análisis de agrupación (dendrograma), basándose en distancias euclidianas. Esta aplicación es de gran utilidad porque permite identificar rápidamente a las clases con características similares y también las que son espectralmente diferentes, pero que representan diferentes manifestaciones del mismo hábitat (Figuras 2 y 3).

A pesar de todas las facilidades para distinguir a las clases compuestas de píxeles mixtos, se necesita realizar otros procedimientos para asignarlos a la unidad apropiada. Uno de los procedimientos más efectivos para resolver el problema de clasificación de píxeles es reducir el universo sujeto a la clasificación, utilizando criterios espaciales y espectrales. El objetivo es excluir a los valores de reflectancia extremos para que la operación estadística funcione sobre un número reducido de píxeles, permitiendo la creación de clases con un mayor nivel de resolución. Se realizaron interacciones adicionales a la clasificación digital sobre una subselección de estos píxeles, utilizando solamente aquellos que fueron parte de un grupo de píxeles que incluyan a los bosques secundarios que solían ser confundidos con los bosques naturales en laderas con mucha reflexión solar.

Redacción de clases y modelamiento con SIG

En todos los paisajes o unidades ecológicas existen píxeles aislados que se clasifican idiosincrásicamente, debido a factores espectrales especiales. Por ejemplo, un árbol

emergente que proyecta una sombra densa o un claro aislado pueden tener una reflexión similar a una ladera con albedo fuerte. Estos artefactos son el resultado de fenómenos temporales (de hora) y no merecen ser reconocidos en un mapa de vegetación – por lo menos a la escala del presente y no aportan en la clasificación digital. Se elimina la mayor parte de estos píxeles mediante un filtro digital del programa ERDAS; el filtro es un algoritmo matemático donde se aplica la regla de la “mayoría de los píxeles cercanos” o del vecino más cercano (nearest neighbor). Esta función evalúa a cada píxel y si la mayoría de los píxeles colindantes corresponden a una sola clase, se aplica esta misma clase al píxel en el medio.

La tabla 2 muestra las diferentes características espectrales de las principales clases digitales. A pesar del procedimiento aplicado para asignar píxeles a clases mediante un proceso digital estadístico no fue (ni es) posible lograr la elaboración de un mapa de vegetación solamente en base a la clasificación digital de imágenes. Aunque fue posible identificar clases o grupos de clases, compuestos principalmente por píxeles de una de estas unidades, existe mucha mezcla entre ciertas clases debido a la variabilidad natural de los píxeles en cada una de estas unidades. Siempre existirán píxeles que pertenecen a unidades vegetales distintas que son casi idénticas en sus características espectrales. La tabla 3 muestra la relación entre los grupos principales y las tendencias de mezcla entre estas clases. En estos casos, estos píxeles tienen que ser asignados a la unidad correcta mediante criterios objetivos, utilizando el SIG para construir un modelo de vegetación final. Los criterios utilizados para construir las diferentes unidades naturales son presentados para cada unidad en la sección de Resultados.

Cambios en el uso de suelo

Uno de los objetivos de este trabajo fue el de documentar el cambio de uso de suelo en la

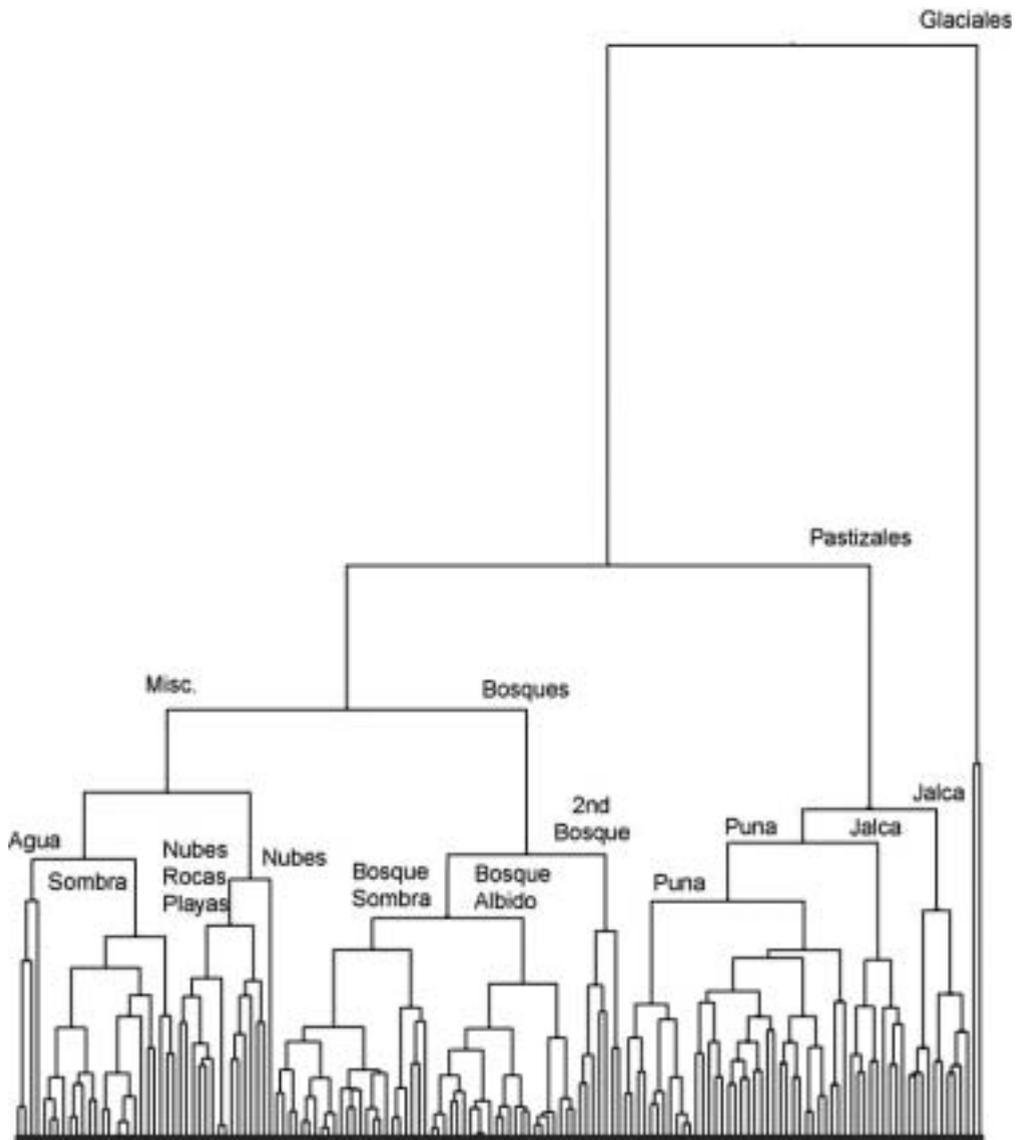


Fig. 2: Dendrograma producido por el Grouping Tool de ERDAS en base a la clasificación no supervisada de la imagen Landsat ETM 001/071, 1987 con 150 clases agrupadas en diferentes unidades en base de sus similitudes espectrales; el análisis de clusters fue realizado con las herramientas Mean Scaled Distance y Average Linking Agglomeration.

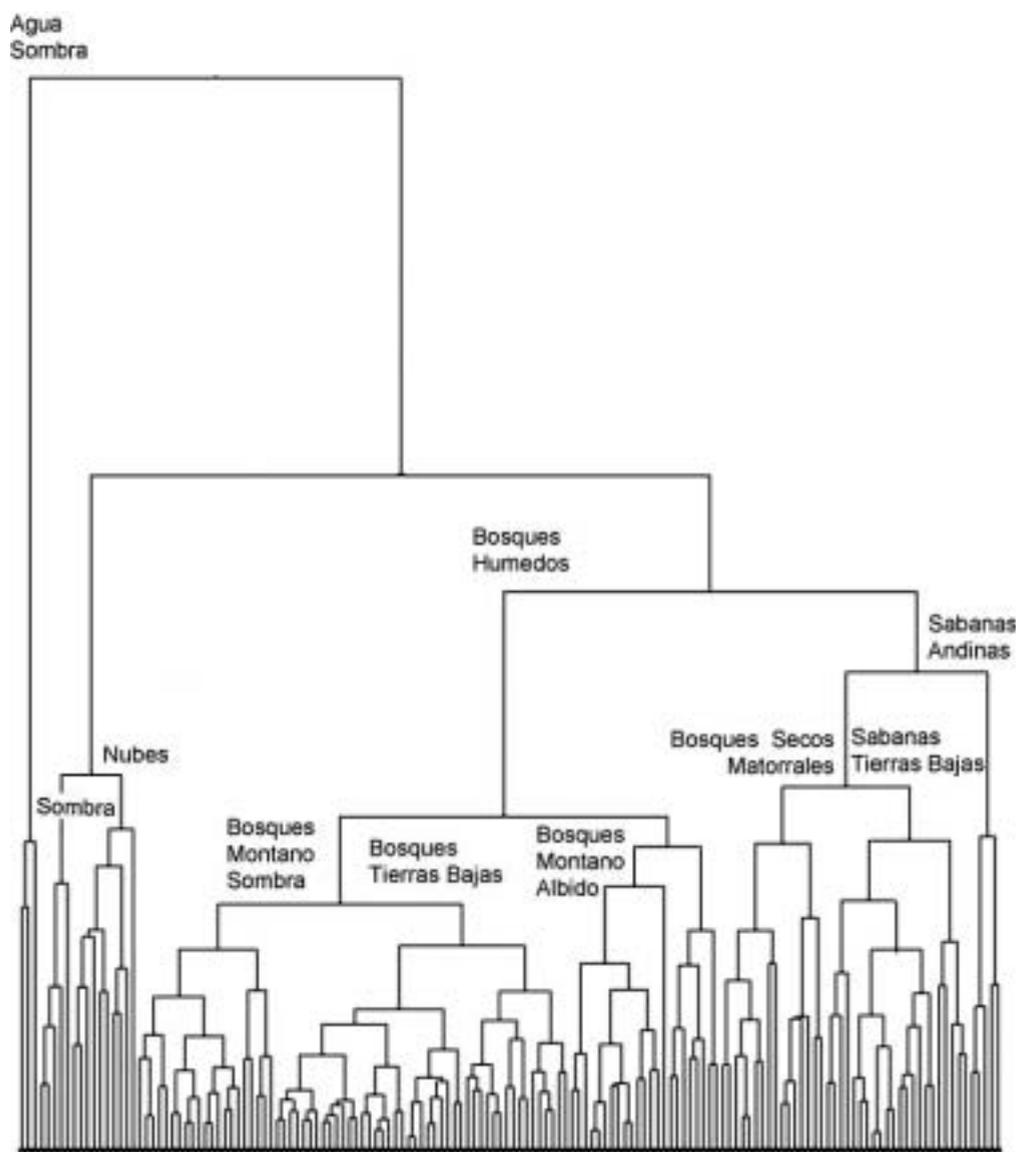


Fig. 3: Dendrograma producido por el Grouping Tool de ERDAS en base a la clasificación no supervisada de la imagen Landsat ETM 001/070 con 150 clases agrupadas en diferentes unidades en base de sus similitudes espectrales; el análisis de clusters fue realizado con las herramientas Mean Scaled Distance y Average Linking Agglomeration Method.

Tabla 2: Características espectrales de los grupos de clases principales producidos por una clasificación no supervisada con 150 diferentes grupos. Los códigos se refieren a la intensidad de la reflexión en cada una de las bandas: B = baja, M = media, A = alta.

Clase de cobertura vegetal	Banda espectral Landsat TM/ETM					
	1	2	3	4	5	7
Bosque alto de tierras bien drenadas	MB	MB	MB	M	MB	B
Bosques de tierras inundadas	MB	M	MB	M	M	MB
Bosques secundarios	M	M	MB	A	A	A
Bosques secundarios inundados	B	M	MB	A	M	MB
Bosques húmedos montanos	MB	MB	B	A	M	MB
Laderas con albedo fuerte	MB	M	MB	A	M	M
Laderas con sombras	MB	MB	B	M	B	B
Bosques secundarios montanos	M	M	M	A	M	MB
Laderas albedo fuerte	M	M	M	A	M	M
Laderas con sombra	M	M	M	M	M	M
Bosques andinos secos	MB	MB	MB	M	M	M
Matorrales andinos secos	MB	MB	MB	MA	M	M
Laderas con sombra	MB	MB	MB	B	B	MB
Sabanas de tierras bajas	M	M	M	M	M	M
Con albedo fuerte	M	M	MA	MA	MA	MA
Con cicatrices de fuego	MB	MB	MB	MB	MB	MB
Humedales de tierras bajas (con agua)						
Humedales de tierras bajas (verde)	MB	M	M	A	MA	M
Matorral inundado de tierras bajas	MB	M	MB	M	M	MB
Sabanas yungueñas (naturales)	M	M	M	M	MA	MA
Sabanas yungueñas (antropogénicas)	A	MA	M	MA	A	MA
Páramo yungueño	MA	MA	MA	M	MA	MA
Laderas con sombra	MB	MB	MB	MB	MB	MB
Puna	MA	MA	MA	MA	MA	MA
Laderas con sombra	MA	MA	MA	MB	MB	M
Con cicatrices de fuego	A	A	A	MA	MA	A
Afloramientos de rocas	A	A	A	MA	A	MA
Agua, Humedales Titicaca	MA	MA	M	MA	BB	BB
Agua, Lago Titicaca	BB	B	BB	BB	BB	BB
Agua, ríos & lagos blancos	A	MA	M	B	B	BB
Agua, lagos negros de tierras bajas	MA	AA	AA	BB	BB	BB
Tierras agrícolas	MA	MA	MA	MA	A	MA
Playas	A	A	A	MA	A	MA
Nubes	AA	AA	AA	AA	AA	AA
Glaciales	AA	AA	AA	AA	B	B
Sombra profunda	B	B	B	B	B	BB

Tabla 3: Principales unidades donde existe confusión en la clasificación entre unidades de las tierras bajas y de las zonas andinas.

Tierras bajas	Zonas andinas
Bosque húmedo	Bosque montano
Bosque inundado	Bosque de laderas con sombra
Bosque secundario	Bosque de laderas con albido fuerte
Sabana tropical	Pastizal andino

zona yungueña y el pie de monte andino en las últimas dos décadas. Típicamente, se utilizan imágenes de distintas fechas para documentar la superficie deforestada entre ellas y así calcular la tasa de deforestación anual. Esto se puede realizar con un solo proceso de clasificación digital, combinando las bandas múltiples de ambas fechas, que identifica directamente los píxeles que experimentan un cambio en sus características espectrales. Esta metodología funcionó bien sobre las tierras bajas donde la deforestación es clara, fácil de identificar y donde la nubosidad no fue un problema. Pero debido a la complejidad topográfica (con sombra y albido fuerte) y la presencia de nubes en casi todas las imágenes disponibles para la zona montañosa, la metodología de combinar imágenes en un solo proceso de clasificación no es práctica. Fue necesario seleccionar imágenes de varias fechas para lograr una cobertura aceptable de las zonas (ver Figura 1); se clasificó cada imagen por separado y se juntó la información en dos diferentes mapas temáticos, uno que correspondía al periodo 1987 – 1993 y otro al periodo 1999 – 2002. Las tasas de cambio se generaron mediante una comparación entre estos dos mapas temáticos.

Para facilitar el análisis e identificar las zonas deforestadas anteriores al primer periodo, se creó un polígono que correspondía a todas las zonas donde existía ocupación humana, utilizando como criterio el mapa de carreteras y una inspección visual de las

imágenes. Las tierras ocupadas tienen patrones espaciales como líneas (carreteras) y rectángulos (cultivos) que son fáciles reconocer. El polígono se utilizó como una máscara para recortar las imágenes y luego fue realizada una clasificación no supervisada solamente sobre esta población de píxeles reducidos y no sobre toda la imagen. Esta reducción en la población de píxeles minimizaba la posibilidad de confundir píxeles entre grupos que son fáciles de mezclarse como: 1) Bosques secundarios naturales con bosques montanos de albido fuerte, 2) tierras agrícolas con pastizales naturales y 3) carreteras y zonas urbanas con playas y afloramientos de roca. También facilitó la identificación correcta de píxeles dudosos que quedaban afuera de la máscara, a pesar de que fueron considerados como producto de la actividad humana.

Resultados

La clasificación digital fue complicada por la presencia de muchos píxeles con características espectrales similares, pero que claramente provienen de diferentes unidades naturales. Aunque por la agrupación en clases compuestas principalmente de píxeles de uno de los grupos naturales (ver Figura 2) se podían distinguir ciertos patrones, hubo suficiente mezcla dentro ciertas clases, lo que hizo necesario utilizar criterios topográficos y paisajísticos para asignar los píxeles de clases

mixtas a la unidad natural que les correspondía. Se trabajó sobre unidades grandes, los pastizales y bosques, para asignar los píxeles confundidos a la unidad correspondiente en las tierras bajas o en las zonas montañosas. Luego se crearon modelos para definir la distribución espacial de las diferentes unidades ecológicas que representa, esencialmente, una hipótesis sobre la formación de ambientes naturales en la zona (Figura 4). Este y otros modelos presentados más adelante en este estudio están disponibles en formato digital y en su resolución original (30m) en los sitios web del Museo Noel Kempff Mercado (<http://www.museonoelkempff.org>) y del Missouri Botanical Garden (<http://www.mobot.org/projects/madidi>).

Pastizales Naturales

Existe una mezcla entre las unidades de pastizales porque la estructura vegetal y la firma espectral pueden ser similares para diferentes hábitats. Por ejemplo, cuando un pastizal no ha experimentado un incendio en varios años cuenta con una cobertura densa de hojas senescentes, las cuales tienen una reflexión fuerte en la luz visible e infrarroja,

agrupando así píxeles de pastizales de distintos ecosistemas como, por ejemplo, sabanas tropicales con pastizales andinos. La interpretación de los pastizales se complica aun más por la presencia de cicatrices de incendios de diferentes edades cuando son removidas las hojas senescentes, lo que cambia la firma espectral del terreno mientras el hábitat es esencialmente el mismo. En parte, el fuego facilita distinguir entre pastizales altoandinos con los de las tierras bajas, pues al remover el estrato graminoide, se muestra la superficie de los suelos, que en tierras bajas tienden a ser oscuros, mientras que en las zonas altoandinas son más claros. Otro factor que complica la clasificación digital es la inundación, que puede variar durante el año; en este caso los hábitats totalmente diferentes pueden parecer similares, si la imagen fue adquirida durante la época seca cuando las sabanas inundadas están sin agua. Otro problema existe al distinguir entre los pastizales andinos ubicados sobre una ladera sombreada y las sabanas inundadas, porque el agua y la sombra reducen la reflexión de luz, dando a los píxeles características espectrales similares. La solución fue identificar a las clases que mayormente

Tabla 4: Criterios para asignar píxeles de clases mixtas de pastizales y la superficie de cada una de estas unidades ecológicas en la región estudiada.

Unidad ecológica	Criterio de decisión	Superficie (ha)
Sabanas de tierras bajas	<500 m	1.184.456
Sabanas andinas	500 – 3.500 m	88.58
Páramo yungueño	Ceja de monte hasta 4.500 m Vertiente oriental de la Cordillera Oriental	1.150.197
Puna	> 3.500 m Vertiente occidental de la Cordillera Oriental	1.358.247
Zona periglacial	>4.600 m	282.944

pertenecían a una de las unidades naturales (ver figuras 2 y 3) y reasignar los píxeles erróneamente clasificados, basándose en criterios objetivos, para colocarlos en la unidad ecológica correcta; un proceso que se hace por grupos de píxeles trabajando cada sector por separado (Tabla 4).

La diferenciación entre páramo yungueño y Puna es algo arbitraria, siendo que las dos corresponden a pastizales altoandinos con relaciones biogeográficas muy similares (Cabrera & Willink 1973). El término “páramo” tradicionalmente se utiliza para los pastizales húmedos, mientras que la Puna se emplea para los pastizales áridos hasta semi-áridos. Se podía apreciar este patrón en las imágenes y existían clases digitales que fueron mayoritariamente compuestas por píxeles de ambas unidades naturales; no obstante, hubo mucha confusión en otras clases debido al impacto de la sombra y del albedo fuerte relacionado a afloramientos rocosos. Entonces, se aplicó un criterio topográfico y bioclimático, basándose en el supuesto que la vertiente nororiental recibe mayor precipitación de la Amazonía en comparación con la vertiente sudoccidental situada al lado del Altiplano. Las sabanas yungueñas son aquellas ubicadas en sitios cálidos a altitudes menores que la ceja de monte, la cual es el ecotono natural entre el páramo yungueño y los bosques nublados. El origen de las sabanas tropicales montañas se debe a diferentes factores tanto naturales como antrópicos (ver sección Discusión).

La estratificación de las sabanas de tierras bajas se hace tradicionalmente en base al patrón de inundación, reconociendo distintas unidades como sabana de altura estacionalmente inundada y pantanos que se mantienen inundados durante todo el año. Cada una de estas tres unidades se puede subdividir en otras unidades, según factores estructurales y florísticos (Beck 1982, Beck & Haase 1989, Hanagarth 1993). En realidad, estas unidades tradicionalmente reconocidas

representan una transición continua difícil de identificar sin un trabajo extensivo de campo, debido a los fenómenos temporales de inundación y las cicatrices de incendio. Para producir un mapa de sabanas estratificadas se aprovechó las imágenes radar (JERS-1 SAR 1968) captadas en dos épocas del año: las de aguas altas (mayo - junio) y de aguas bajas (septiembre - diciembre). En una comparación entre las dos épocas, se identificó tres zonas con distintos regímenes hídricos: inundada en las dos épocas, inundada en una sola época y sin inundación entre ambas. Este procedimiento fue modificado tomando en cuenta que las épocas captadas por las imágenes no correspondieron plenamente a los extremos de inundación en la región del estudio (agosto - octubre por las aguas más bajas y febrero - abril por la mayor inundación). La redacción fue realizada en base a una interpretación visual de las imágenes Landsat para identificar mayor extensión de áreas sujetas a la inundación temporal.

Bosques Húmedos

Los bosques húmedos se aprecian fácilmente en las imágenes Landsat debido a su baja reflexión en la banda roja y moderadamente alta hasta alta en las bandas infrarrojas (ver tabla 2). Pero se mezclan los píxeles entre clases debido a factores topográficos y temporales, los cuales fueron manifiestos en dos tipos de errores en la clasificación digital. Específicamente los píxeles que correspondían a los bosques secundarios de las tierras bajas se agrupaban con aquellos de los bosques montanos ubicados sobre las laderas nororientales de las serranías de la faja subandina, pues el albedo fuerte de estas laderas se confundía con la fuerte reflexión en el rojo y infrarrojo de los bosques secundarios. Por otro lado, los bosques altos y densos de las tierras bajas a menudo se agrupaban con los bosques montanos ubicados sobre las laderas

Tabla 5: Criterios para asignar píxeles de clases mixtas de bosques húmedos y la superficie de cada una de estas unidades ecológicas en la región estudiada.

Unidad ecológica	Criterio de decisión	Superficie (ha)
Bosques de tierras Bajas	< 500 m	3.197.981
Bosques inundados estacionalmente	<500 m con patrón espacial de inundación	1.186.633
Bosques montanos	> 500 m hasta la ceja de monte	3.397.673
Ceja de m	5 km del borde entre bosque y páramo yungueño	521.928

sur occidental de las serranías de la faja subandina. Como esta clasificación conjunta de píxeles fue debida en parte al efecto de un artefacto topográfico y no a la estructura vegetal, se decidió combinar las varias clases de bosques y luego, utilizando criterios y reglas, estratificarlas (Tabla 5). Los bosques inundados fueron identificados esencialmente basándose en criterios espectrales, reforzándose en su patrón espacial. Se decidió no reconocer los bosques secundarios naturales, por ser muy difícil distinguirlos espectralmente de fenómenos topográficos en la zona montañosa y por su permanencia temporal como una fase en la dinámica de una unidad natural mayor.

Bosques secos y Matorrales xerofíticos

Biogeográficamente uno de los fenómenos de mayor interés en los Yungas de La Paz es la presencia de formaciones subtropicales, semiáridas hasta xerofíticas en ciertas zonas, que existen como islas rodeadas por ecosistemas de contraste, como los bosques húmedos tropicales o los pastizales altoandinos. Son de interés biogeográfico porque se postula que representan refugios actuales de bosques secos que anteriormente contaban con mayor cobertura espacial y que

probablemente contienen en su flora y fauna especies endémicas que han evolucionado en este aislamiento natural (Pennington et al. 2000). Estas formaciones fueron identificadas utilizando criterios espectrales y topográficos. Los bosques deciduos tienen una estructura compleja y estratificada con un dosel cerrado, la cual es fácilmente reconocida por sus características espectrales en imágenes adquiridas durante la época seca, cuando los árboles están sin hojas pero la vegetación cuenta con una abundancia de tallos y hojarasca, lo cual permite diferenciarlos espectralmente sin mucho problema (ver tabla 2). Un bosque deciduo tiene un área de gran extensión en la zona de Apolo donde se extiende sobre una meseta ubicada al frente de la Cordillera de Apolobamba y a tres de las serranías frontales de Bahuaja – Sonene (en el Perú). Los bosques secos cerca de Apolo son evidentemente degradados debido a los casi 500 (ó más) años de ocupación humana. Afortunadamente, hay otra buena extensión hacia al norte en el valle alto del Río Tuichi (Figura 4).

Los matorrales xerofíticos fueron identificados principalmente por criterios topográficos en el contexto del paisaje. Se localizan en valles muy profundos, específicamente en valles del Río La Paz y del

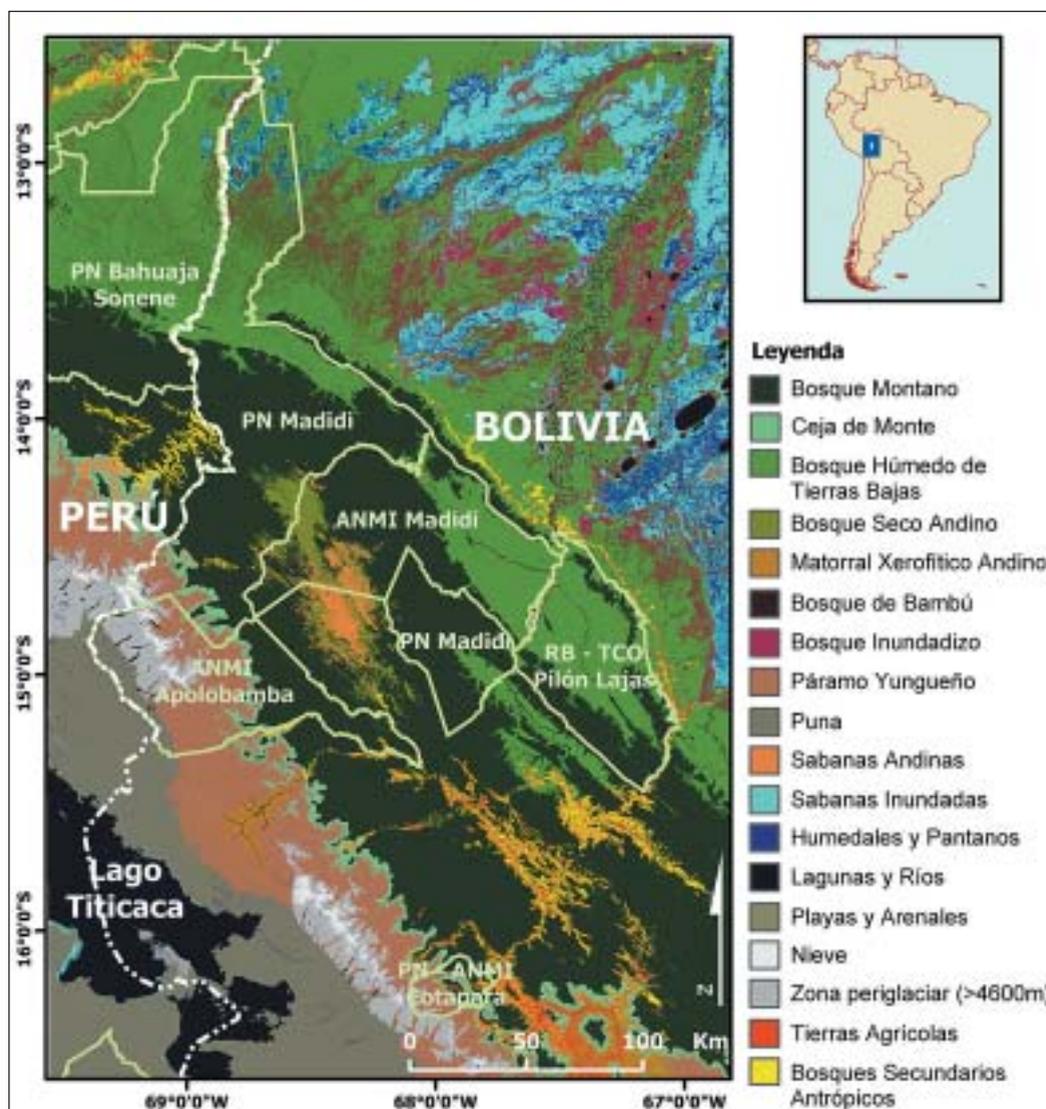


Fig. 4: Mapa de vegetación de la región de estudio, incluyendo las áreas protegidas de Apolobamba (ANMI), Madidi (PN y ANMI), Pílon Lajas (PN) y Cotapata (PN), así como las zonas de colonización de los Yungas y el Alto Beni del Departamento de La Paz; se presenta también el uso de suelo del año 2001.

Tabla 6: Situación paisajística de bosques secos y matorrales xerofíticos y la superficie de cada una de estas unidades ecológicas en la región estudiada.

Unidad ecológica	Situación paisajística	Superficie (ha)
Bosque seco Alto Tuichi	Valle en sombra de lluvia	73.120
Bosque seco de Apolo	Meseta subandina	68.688
Matorrales xerofíticos	Cañones profundos	199.773

Río Consata, donde un conjunto de factores favorecen el desarrollo de ecosistemas cálidos y semiáridos (Troll 1959). Debido a su posicionamiento en valles profundos, la interpretación espectral fue complicada por el impacto de la topografía, sobre todo en las laderas cubiertas por sombra. Se confunde en cierto grado con las clases dominadas por el bosque seco y los pastizales altoandinos. Fueron diferenciados de los pastizales altoandinos basándose en criterios de elevación (< 3.000 m), mientras que se distingue de las sabanas yungueñas por su ubicación en estos cañones áridos y por estar restringidos a las zonas húmedas.

Glaciales, lagos, ríos, playas y nubes

Estas fueron las unidades reconocidas con mayor facilidad debido a la fuerte reflexión de luz en todas o algunas bandas de las imágenes Landsat o la casi ausencia de reflexión en otras (ver tabla 2). Las nubes son fácilmente distinguidas de los glaciales debido a la diferencia de reflexión en la banda 5 (infrarrojo mediano). Las playas se confunden en algunos casos con afloramientos de roca o con suelos desnudos en áreas urbanas.

En los mapas todos los sistemas hídricos están agrupados en una unidad ambiental. No obstante, existe una diferenciación clara entre distintos sistemas acuáticos de las tierras

bajas que están evidentemente relacionados con la concentración relativa de lodo o taninos. La abundancia relativa y distribución de estos cuerpos de agua fueron recientemente reportados por Barba et al. (2004). Las aguas cristalinas de Lago Titicaca y las lagunas periglaciales fueron fácilmente distinguidas de los humedales de Lago Titicaca.

Las playas y los afloramientos de rocas de las zonas altoandinas se confunden, pero su asignación a la clase correspondiente fue realizada en base al contexto paisajístico, manteniendo las playas de los ríos como un clase aparte, pero reconociendo que son un fenómeno temporal de la época seca, formando parte del río mismo en la época de aguas altas.

Cambio del uso del suelo

Los Yungas de La Paz y del Alto Beni son importantes zonas agrícolas del país, proporcionando a la ciudad de La Paz una buena parte de sus productos alimenticios, especialmente frutos tropicales, mientras producen para exportación productos de café, cacao, té y coca. No obstante, la actividad agrícola es de baja intensidad con una buena proporción de tierras secundarias antrópicas en descanso, conocido localmente como barbecho o se encuentran cubiertas por sabanas andinas de origen antropogénico. La deforestación en la zona no es tan alta como en

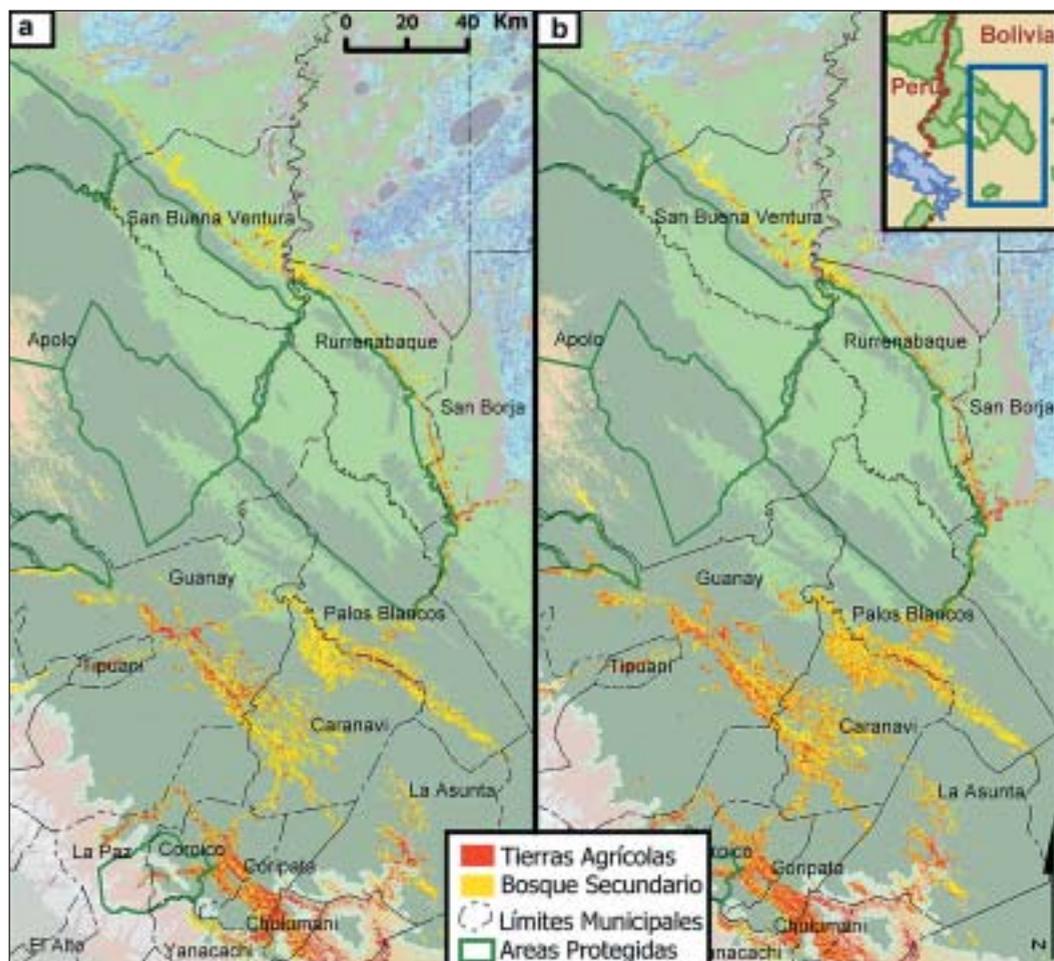


Fig. 5: Representación del cambio de uso de suelos respecto a la topografía de los Yungas de La Paz, Alto Beni y del pie de monte a) Uso de suelo 1987–1993 y b) uso de suelo 1999–2001.

otras partes del país, siendo restringida en su expansión por las fuertes pendientes y la falta de acceso a gran parte del área debido a la topografía accidentada y al clima lluvioso (Figura 5). La zona deforestada y los cambios totales entre las clases están presentados en la tabla 7.

En ambos periodos estudiados, más del 70% de la superficie deforestada estaba clasificada como bosque secundario. Aunque esta cifra puede ser una sobreestimación, ya

que las plantaciones de café de sombra tienen una estructura similar a la de los bosques secundarios. No existen zonas deforestadas de gran extensión en ninguna de las áreas protegidas, ya que fueron seleccionadas a propósito por ser áreas sin la presencia de centros poblados y carreteras. No obstante, existen algunos focos de deforestación menores en Pílon Lajas, cerca de la carretera que une a los Yungas con las tierras bajas del Oriente, en la zona de San José de

Tabla 7: Cambio de uso de suelo entre dos periodos en la región de los Yungas de La Paz y del Alto Beni.

Unidad de uso de suelo	Superficie (ha) en periodo 1987-1993	Superficie (ha) en periodo 1999-2001	Tasa de cambio (%) entre los dos periodos
Bosque de tierras bajas	1.261.140	1.254.096	-0.56
Bosque montano	2.351.621	2.297.393	- 2.31
Bosque secundario antrópico	187.889	235.763	20.31
Tierras agrícolas	61.749	88.996	30.62

Uchupiamonas en el ANMI de Madidi y por el lado Norte del ANMI de Cotapata.

Discusión

La ecología vegetal tiene como uno de sus objetivos principales el de explicar la distribución de las especies debido a factores ambientales que controlan su desarrollo y reproducción. Con este conocimiento se pretende describir a las comunidades de plantas donde un conjunto de especies se constituye repetidamente con requerimientos similares, en diferentes sitios y mediante procesos naturales similares. En la práctica, es a la inversa al identificar comunidades de plantas para luego deducir los factores ambientales que controlan supuestamente la distribución de las especies (Beck 1983, Killeen et al. 1990, Seibert 1993, Navarro & Maldonado 2003).

Esta tarea es difícil en los Andes tropicales por varias razones, entre ellas la gran diversidad florística, el difícil acceso y la falta de información fidedigna sobre los fenómenos ambientales regionales que influyen en la distribución de especies y los factores microclimáticos y edáficos locales que tienen un rol mayor en el establecimiento y reproducción de las especies. Las descripciones de las unidades vegetales y su composición florística de esta región están en sus primeros

años de esfuerzo científico, típicamente basadas en colecciones botánicas, la compilación de listas florísticas por sitios específicos (Gentry & Foster 1991, Smith & Killeen 1993) y las impresiones de botánicos experimentados (Foster 1991, Beck et al. 1993, Killeen 1997) y algunos estudios cuantitativos utilizando parcelas (Seidel 1995, Smith & Killeen 1996, DeWaal et al. 1999). Los esfuerzos presentados en esta edición - dedicada a realizar colectas de manera intensiva y a establecer una red de parcelas temporales y permanentes de manera estratificada para proporcionar información documentada sobre la flora y la vegetación - son esenciales para elaborar un mapa de vegetación con algún grado de confianza.

En este estudio no pretendemos proporcionar información sobre la distribución espacial de las comunidades de plantas. Aún no existe suficiente información para esta tarea; aunque las publicaciones editadas en esta edición especial representen un gran salto en esa dirección. Es nuestra intención ubicar espacialmente con precisión a las unidades principales e identificar algunos factores edáficos y climáticos que pueden influenciar en la distribución de las especies. Esperemos que en un futuro no muy lejano, con la integración de un mayor número de estudios cuantitativos y la captación de mejor información sobre las condiciones climáticas

y microclimáticas se elaboren modelos predictivos para especies individuales y comunidades biológicas en su conjunto. La importancia de llegar al nivel de predicción radica en la probabilidad de los cambios climáticos y la necesidad de planificar estrategias de conservación que contemplan y permitan el cambio en la distribución de especies, para mitigar los impactos sobre los ecosistemas montañosos.

Hacia un modelo ecológico de los bosques húmedos de montaña

Los bosques montanos tropicales son un complejo de comunidades biológicas poco documentadas, pero enormemente ricas en biodiversidad. Aunque es conocimiento común que representa un conjunto de hábitats que varía en dimensiones múltiples respecto a

su precipitación, humedad atmosférica, viento, textura, fertilidad y profundidad de suelos, la duración e intensidad de insolación, disturbios naturales frecuentes y otros factores que a menudo están relacionados entre sí. Esta complejidad es también reflejada en una fragmentación natural alta debido a la topografía, donde dos sitios con condiciones ambientales similares y separados por una distancia relativamente corta, pueden estar efectivamente aislados debido a factores topográficos. Para describir esta complejidad ambiental, se presentan cuatro modelos que intentan mostrar la distribución espacial de cuatro factores ambientales fáciles de comprender, fáciles de medir y fáciles de demostrar en un SIG (ver tabla 8).

Tradicionalmente, los bosques de montaña están estratificados por los botánicos en pisos altitudinales, debido al conocido efecto de la

Tabla 8: Criterios para modelos de factores ambientales que podrían afectar a la distribución de especies y formación de tipos de vegetación del bosque montano húmedo.

Criterio	Estratos del modelo	Superficie (ha)
Estratificación por piso andino (Figura 7)	500–2.000 m	2.310.035
	2.000–3.000 m	1.283.317
	3.000–3.500 m	203.418
	> 3.500 m (Ceja de monte)	78.042
Presencia de nubes en días parcialmente nublados (Figura 9)	Nubes en una fecha	1.041.495
	Nubes en más de una fecha	252.549
Estratificación por orientación de las laderas (Figura 10)	Lado al frente a vientos 250-60°	1.910.010
	Lado detrás de vientos 61-249°	1.906.910
Estratificación por pendiente (Figura 11)	>40°	415.703
	30-40°	521.320
	10-30°	2.178.028
	<10°	759.005

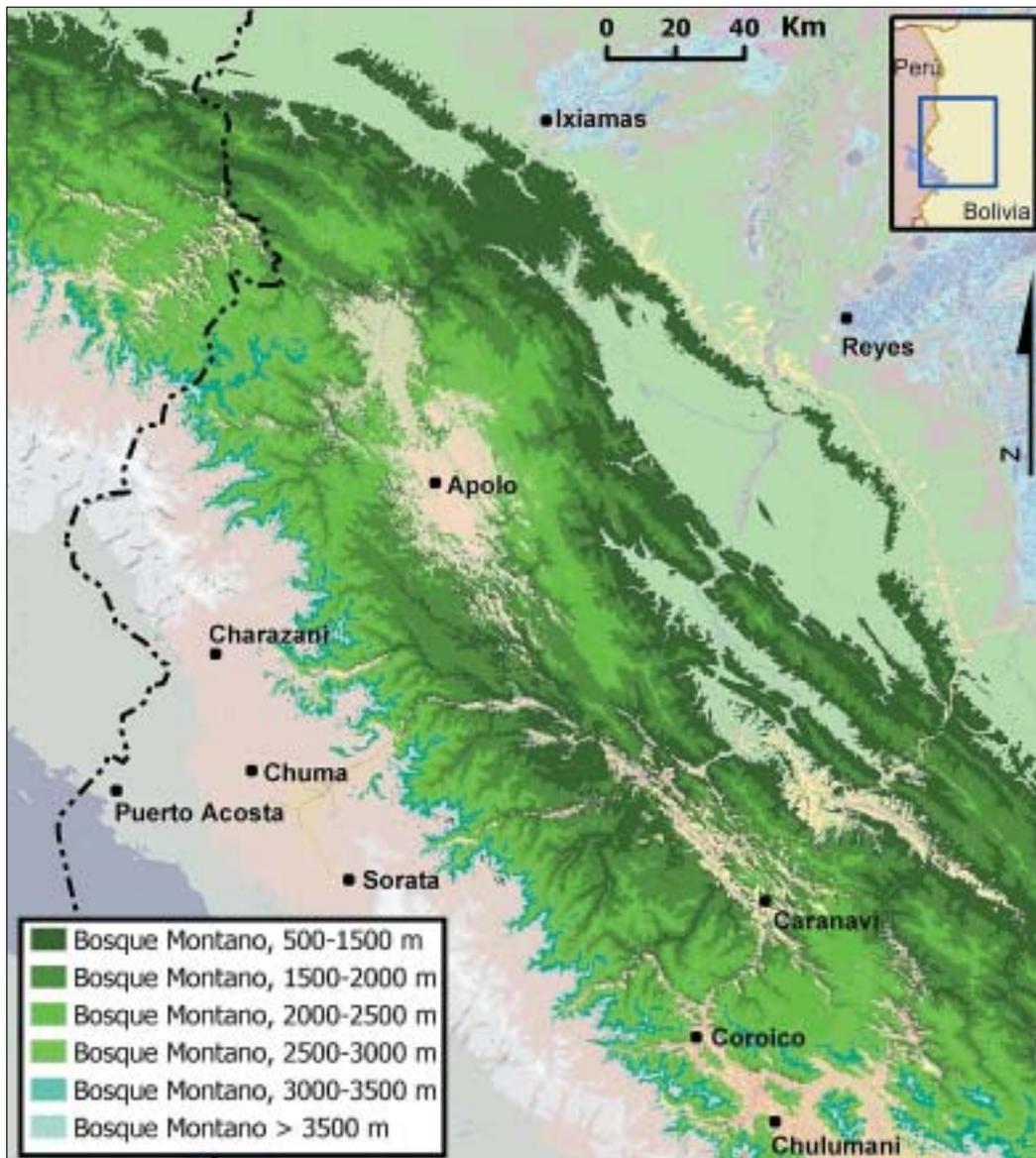


Fig. 6: Modelo ecológico del bosque montano según elevación; las serranías, colinas y valles están estratificados según la altitud sobre el nivel del mar.

elevación sobre la temperatura y la precipitación y la influencia de estos factores sobre la distribución de especies (Troll 1959, Beck et al. 1993, Kessler 2000, 2002, Patterson et al. 1998). La figura 6 muestra esta estratificación tradicional, aprovechando el nuevo modelo digital de elevaciones (NASA-JPL 2001). Esta estratificación tradicional se fundamenta parcialmente en el supuesto de que los pisos superiores del bosque montano soportan el impacto de las nubes y representan, esencialmente, un mapa de los bosques nublados. En parte, esto es verdad y fácil de validar por cualquier observador en un viaje a través esta zona, durante cualquier época del año. Pero la formación de las nubes está también relacionada al paisaje del entorno: ya

que suelen formarse sobre las cimas de las serranías, independientemente de su elevación, mientras son menos frecuentes en las cimas de los valles, independientemente de su elevación. El impacto de los valles es una manifestación del mismo fenómeno que es responsable del desarrollo de los matorrales xerofíticos en cañones muy profundos, siendo menos pronunciados en los valles de los Yungas húmedos. Esto se puede verificar observando una imagen Landsat de un día parcialmente nublado (Figura 7). En un esfuerzo preliminar de identificar o crear un modelo que responda a este fenómeno, aprovechamos las imágenes Landsat disponibles para la zona, que están parcialmente nubladas, para identificar las

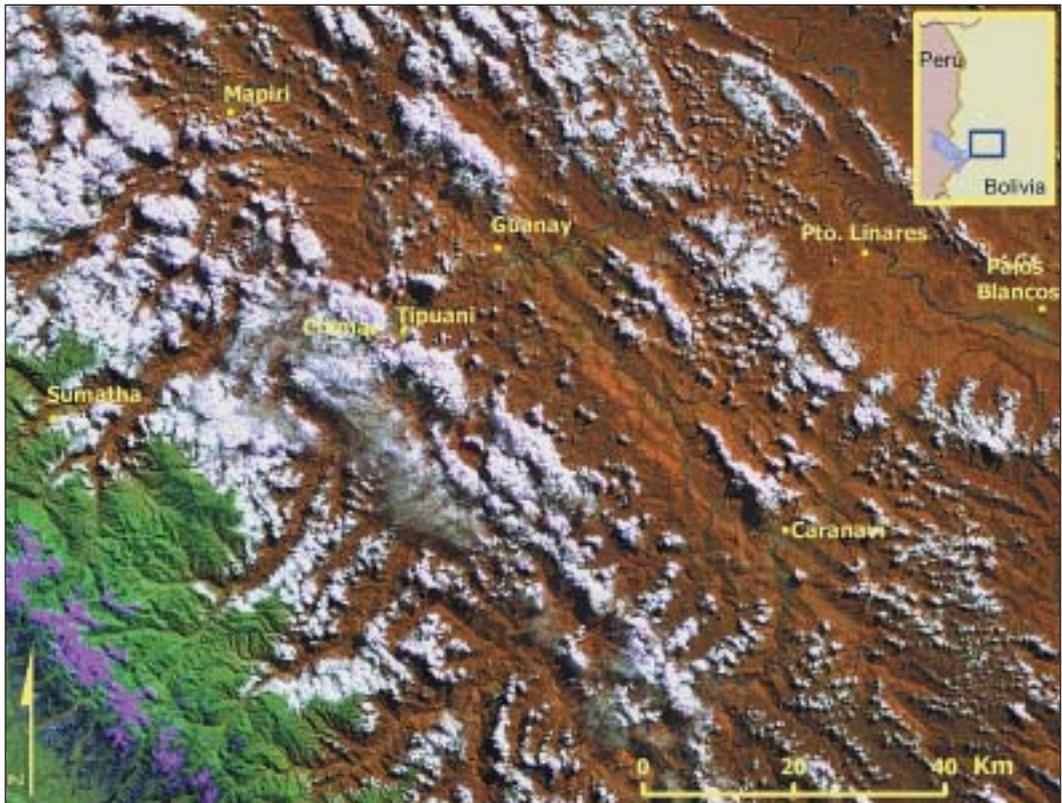


Fig. 7: Imagen satelital ETM (25/05/2000) que muestra la distribución de nubes sobre las colinas y valles con cielos claros.

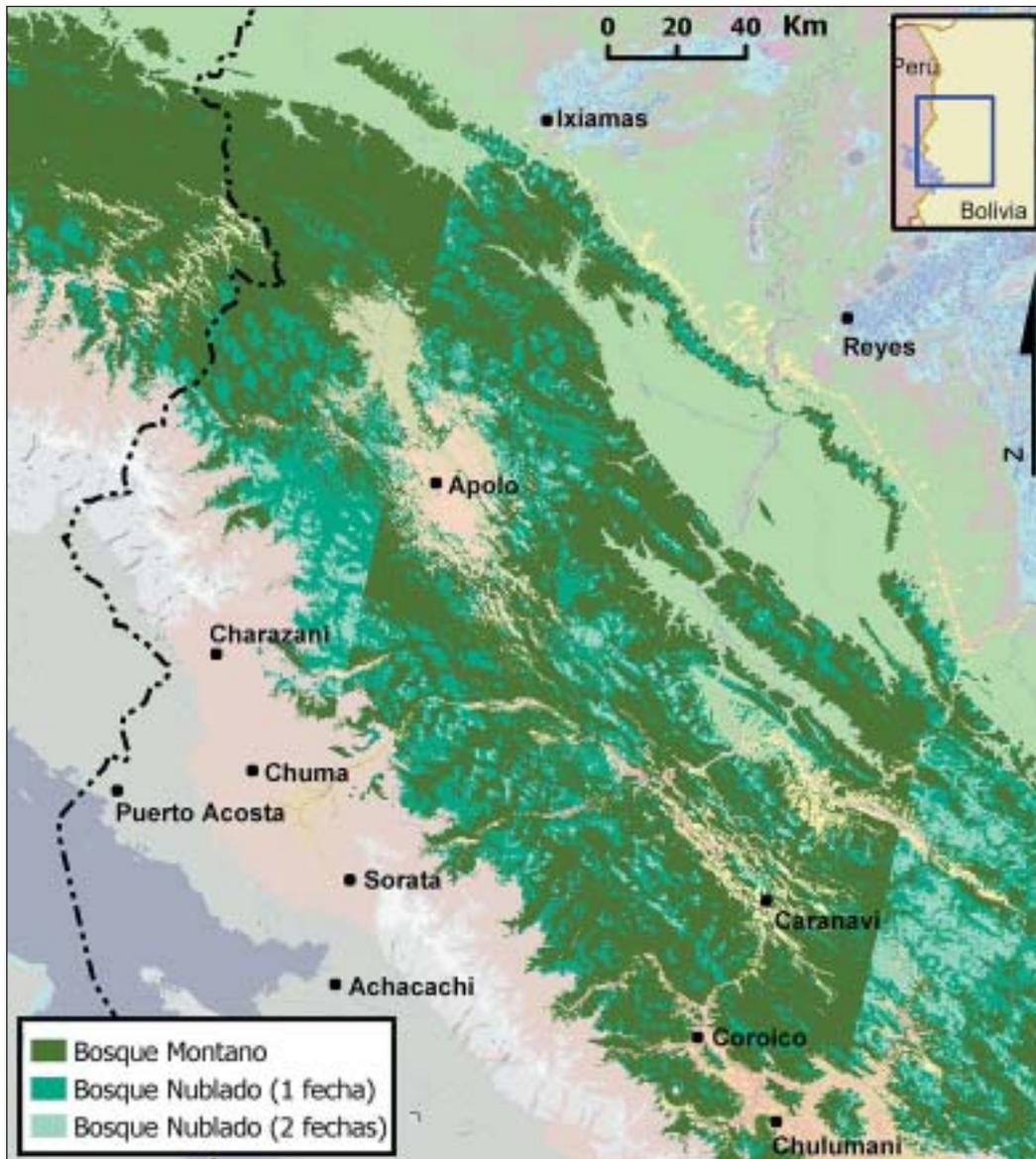


Fig. 8: Modelo ecológico del bosque montano según presencia de imágenes parcialmente nubladas, identificando áreas con mayor presencia de bosques nublados.

serranías impactadas por las nubes y los valles altos que no son bosques nublados propiamente (Figura 8).

Utilizando esta información, se puede identificar las regiones donde la presencia de neblina es un factor importante aunque sea a diferentes alturas y en distintos contextos paisajísticos. Por ejemplo, las primeras colinas de la faja subandina (serranías de Tigre, Bala, Pilón y Mosevenes) apenas llegan a los 1.200 m y están afectadas por la neblina, aunque con menor frecuencia y se interponen con periodos de cielos claros y vientos secantes (Foster 1989). Luego, existe una serie de serranías medianas situadas al oeste de los valles de sinclinales amplias de Quiquibey, Tuichi y el Alto Beni, donde las cumbres de varias serranías (Bellavista, Chepita, Muchachanes, entre otras) tienen una altitud entre 1.500–2.000 m. Estos bosques nublados son impactados por la neblina de manera más constante, en comparación con aquellos situados hacia las tierras bajas y han sido diferenciados y clasificados como el piso montano por Navarro & Maldonado (2003). Finalmente, existen los bosques nublados de mayor elevación, situados entre 2.500 hasta casi 4.000 m, que esencialmente forman una franja sobre las laderas de las cordilleras altas y tradicionalmente son denominados como la ceja de monte (Beck et al. 1993). Estos bosques nublados son mucho menos cálidos en comparación con las otras formaciones nubladas, llegando a sufrir heladas periódicas asociadas con vientos abióticos que bajan de las alturas de las cordilleras.

Uno de los factores más importantes en el control de la dinámica de los bosques montanos es el disturbio causado por los deslizamientos, producto natural de las fuertes pendientes y la alta precipitación características de la vertiente oriental de los Andes. La figura 9 muestra a las laderas especialmente expuestas a este fenómeno, estratificando el bosque montano según su grado de pendiente. Se supone que las zonas

con mayor pendiente sufren mayor frecuencia de disturbio, el cual afecta a la estructura del bosque, produciendo comunidades de menor estatura y biomasa y una composición florística, favoreciendo a especies consideradas como pioneras (Veblen et al. 1994, Kessler 1999, Bussemaun 2002).

En zonas templadas, uno de los más importantes factores ambientales que puede afectar a la distribución de las especies es la orientación fisiográfica, que se refiere a la relación de las vertientes o laderas con el Norte. En estos ecosistemas, la orientación es importante debido a la variación de la insolación durante el año, siendo que las laderas con orientación hacia al Norte son menos cálidas, en comparación a las laderas orientadas hacia al Sur (en el hemisferio del Norte). En ecosistemas tropicales, la variabilidad de la insolación no tiene mucho impacto debido a la poca variación en la orientación del sol durante el año. No obstante, existen impactos debido a la orientación del viento y las consecuencias de esta orientación en las precipitaciones. A nivel macro, los Andes muestran este fenómeno con la vertiente oriental dominada por bosques húmedos y la vertiente occidental y el Altiplano dominados por ecosistemas áridos y semiáridos. La orientación puede tener importancia a escala local y el viento puede tener un impacto secante, como también traer mayor humedad al mismo sitio.

Los vientos de la zona de los Yungas y las tierras bajas adyacentes hacia el Noreste suelen venir principalmente desde el Noroeste, pues son parte del fenómeno conocido como el chorro de bajo nivel de Sur América (Nogués-Paegle 2002). Recientemente documentado y descrito, este fenómeno climático tiene su origen en los vientos alisos atlánticos que pasan sobre la Amazonía Central, los cuales son canalizados por los Andes hacia el Sur y eventualmente hacia el Sureste, formando uno de los sistemas meteorológicos de mayor importancia del continente suramericano. En

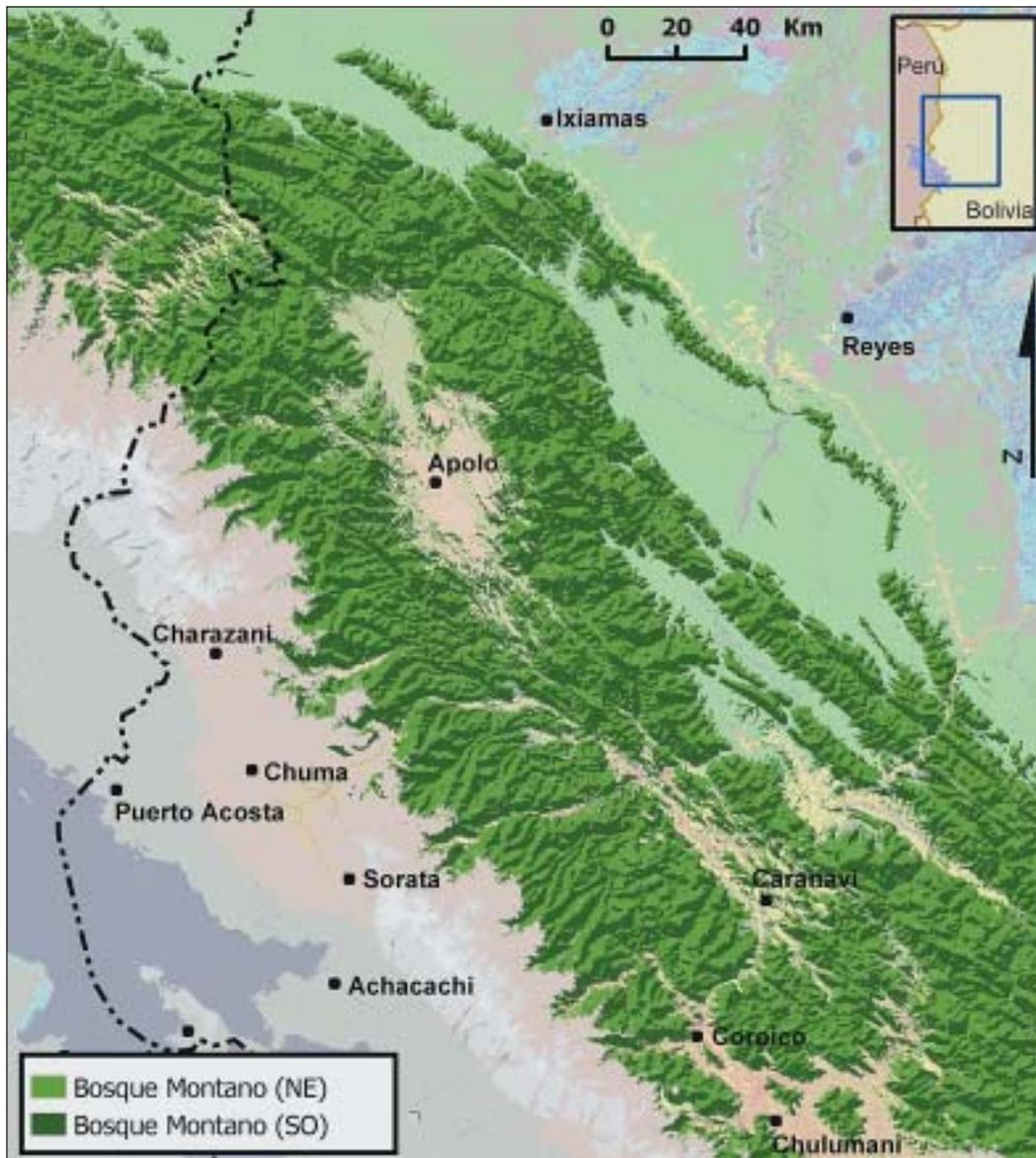


Fig. 9: Modelo ecológico del bosque montano según aspecto ordinal; las laderas con orientación hacia el norte ($30-300^\circ$) están expuestas a vientos húmedos amazónicos por el chorro de bajo nivel de Sur América (SALLJ).

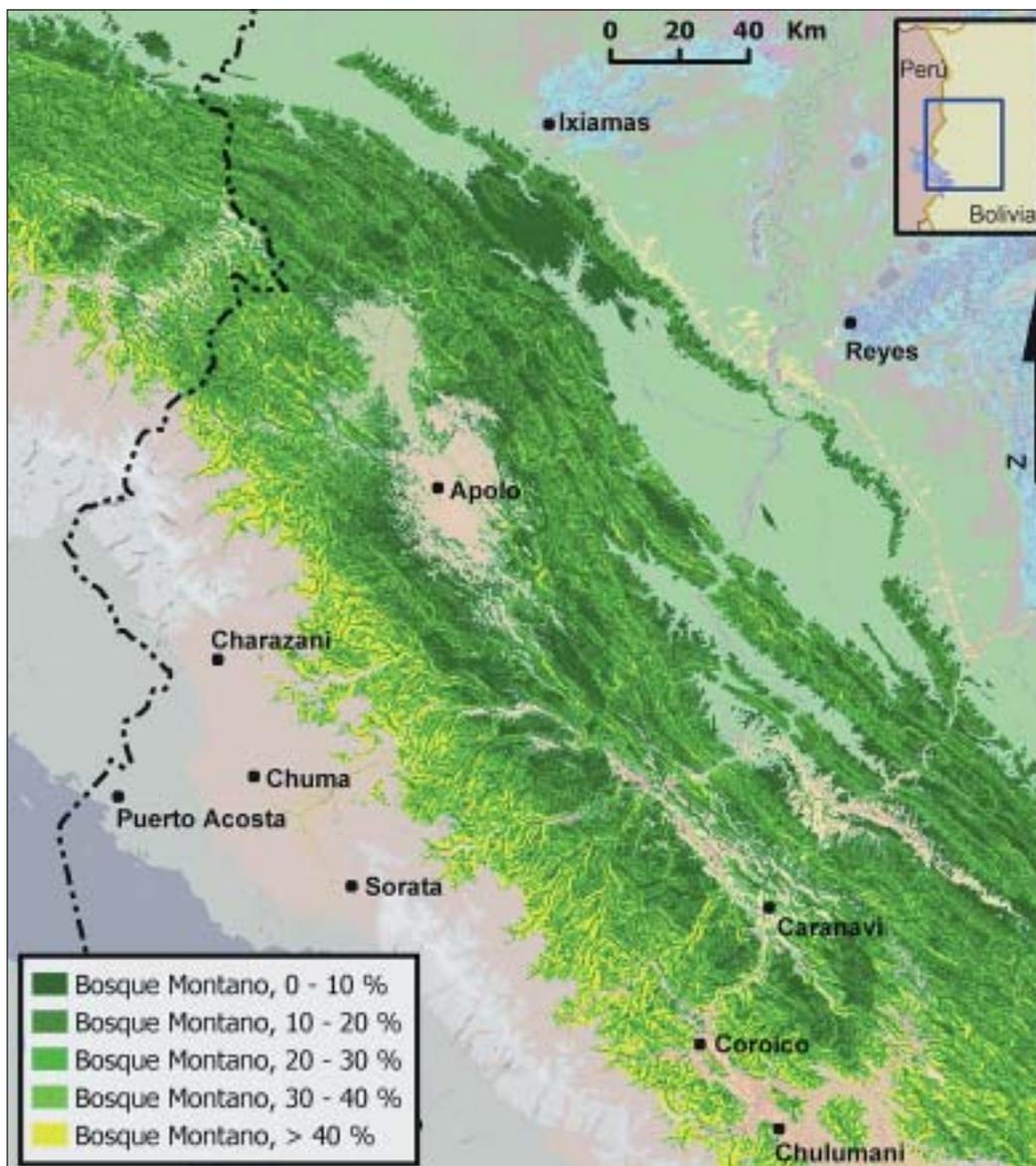


Fig. 10: Modelo ecológico del bosque montano según pendiente; las laderas son estratificadas según el grado de pendiente.

la región de los Yungas, pasan casi paralelos a la orientación de la Cordillera Oriental, significando que las laderas con orientación perpendicular a la dirección principal del viento recibirán mayor precipitación (Tabla 8). La figura 10 muestra las vertientes que recibirán el mayor impacto de estos vientos; los impactos más fuertes serán manifiestos en las cimas de las mismas serranías.

La ceja de monte es un ecotono que corresponde al borde entre los bosques montanos y los pastizales altoandinos. Los ecotonos contienen típicamente especies que pertenecen a ambos hábitats colindantes, pero a menudo cuentan con un conjunto de especies especializadas a esta zona de transición. Este segundo supuesto es especialmente válido para la ceja de monte, porque corresponde también a un piso altitudinal donde la distribución de las especies leñosas están limitadas por factores bioclimáticos. Entonces para identificar mejor el rango y variabilidad de estos factores, se creó un modelo aprovechando el mapa de vegetación y bordes de bosques. Se trazó una línea sobre el borde, para luego identificar la zona ecotónica, identificada como una franja de un kilómetro (ver tabla 5). El promedio de los píxeles identificados como ecotono es de 2.941 m con un mínimo de 750 y un máximo de 4.770 m. Pero, son pocos los píxeles con una altitud mayor a 4.000 m y todas los píxeles identificados como ecotono por debajo de 1.500 m se restringen a las pendientes de valles impactados por la presencia del hombre no representan a la ceja de monte, sino a un borde artificial entre bosques montanos y pastizales antrópicos.

Origen de las sabanas andinas

El origen ecológico de estos pastizales es poco entendido y la mayor parte de los botánicos que han comentado sobre ellos supone que son formaciones antropogénicas porque existen en áreas donde la gran parte de los

paisajes están cubiertos por bosques y presumen que sin los disturbios ocasionados por el hombre estos pastizales no existirían. Se designa como sabanas porque se diferencian de los pastizales altoandinos por estar dominados por gramíneas tropicales (tipo C4). Algunas (probablemente la mayor parte) de estas sabanas andinas son el resultado del uso indiscriminado de fuego por los habitantes, lo que ha ocasionado la pérdida de la cobertura boscosa. Eso se puede apreciar en zonas como Coroico y Chulumani en las antiguas zonas yungueñas, que llevan siglos de ocupación humana. También se puede evidenciar la mano del hombre a lo largo de los antiguos caminos entre poblaciones altoandinas y las tierras bajas de Bolivia (Figura 11). En estas localidades se ve claramente que los pastizales ocupan valles en una zona principalmente boscosa (< 3.000 m) y se puede apreciar que el patrón espacial de su distribución es de abajo hacia arriba, ocupando las laderas de los valles mientras que las cumbres de las serranías aún están cubiertas con bosque; un patrón típico de un paisaje controlado por el accionar del fuego (Figura 11). Es especialmente notable que las laderas sabaneras solamente se encuentran a uno de los lados de los valles, donde pasa el camino. En contraste, el páramo yungueño está restringido a laderas mayores a los 3.500 m y colindan con los bosques en las laderas inferiores, mostrando un patrón espacial de arriba hacia abajo, típico de paisajes controlados principalmente por factores bioclimáticos. Las sabanas andinas son imposibles de distinguir de los campos agrícolas, especialmente en las provincias del Sur y Nor Yungas, donde el cultivo de coca, café, cítricos y otros han modificado masivamente el paisaje. Similar situación se da en la zona de Apolo, donde abundan las sabanas andinas en una zona que cuenta con numerosos vestigios de bosques secos y semidecíduos (Gentry 1989, Kessler & Helme 1999, Pennington et al. 2000), pero con una larga historia de ocupación humana, que

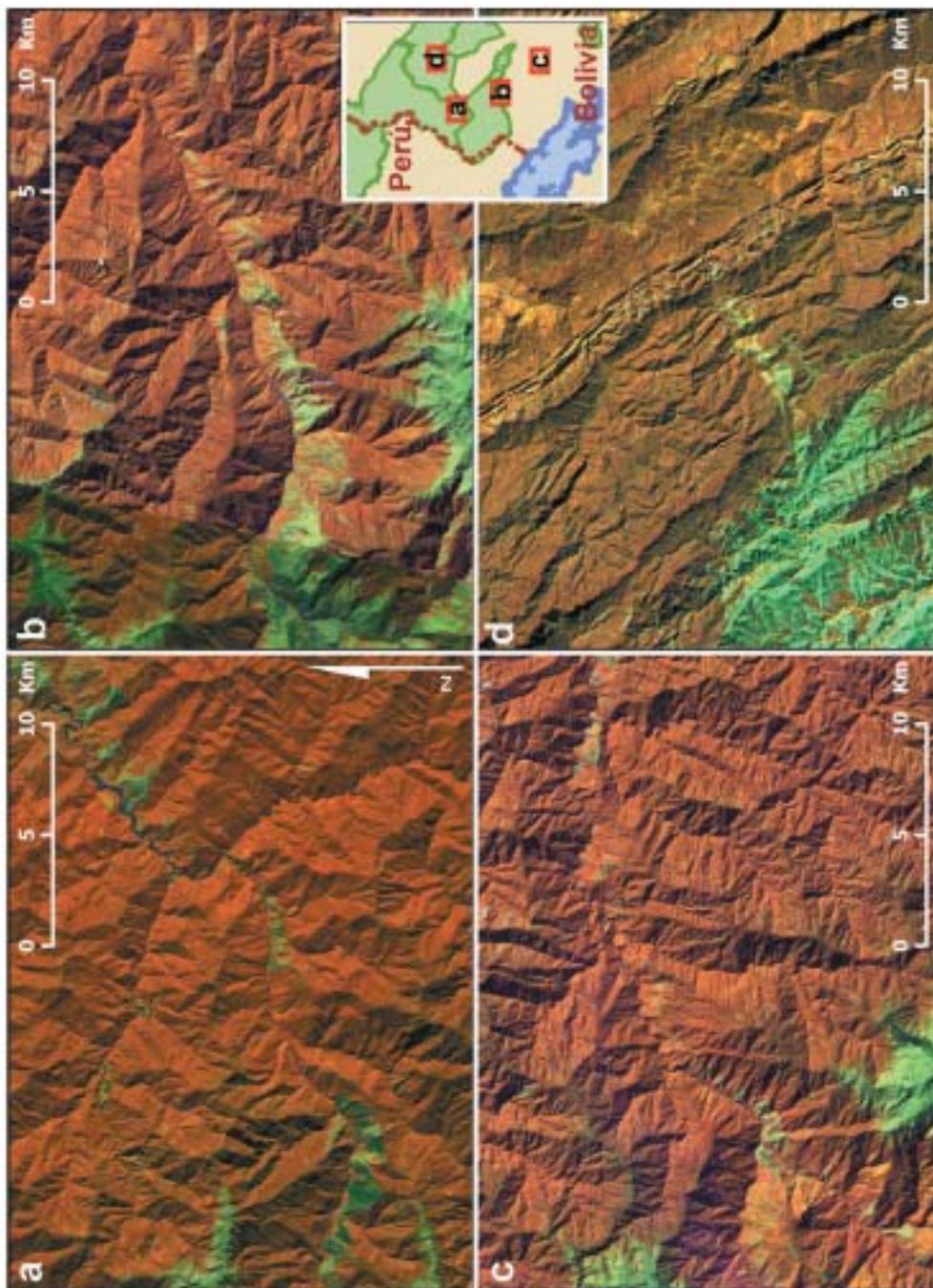


Fig. 11: Imágenes satelitales que muestran el impacto de los caminos históricos sobre la vegetación. A) Pelechuco-Apolo, b) Charazani-Apolo, c) Sorata-Tipuani d) Apolo-Ixiama; las sabanas andinas en este contexto son antropogénicas.

probablemente antecede a la llegada de los conquistadores españoles y, probablemente tal vez al mismo imperio incaico (Klarén 2004).

A pesar que la mayor parte de las sabanas montañosas es el resultado de la actividad humana, existen otros sitios que si son evidentemente sabanas andinas naturales, las cuales están ubicadas en las cumbres de serranías entre 2.000 y 3.000 m, alejadas de áreas tradicionalmente habitadas por el hombre, por lo menos en tiempos históricos. El origen de las sabanas como un hábitat natural ha sido un tema de debate entre ecólogos desde hace décadas, siendo un ecosistema que se establece en regiones bioclimáticas también favorables a la formación de bosques. El consenso de estos debates es que las sabanas de tierras altas se forman debido a un conjunto de factores edáficos, principalmente por los suelos pobres y el disturbio periódico causado por el fuego. En una evaluación de la reducida información geomorfológica disponible para la zona (Suárez-Soruco 2000), se aprecia que los sitios con sabanas andinas naturales están compuestos por rocas areniscas de diferentes características. Como están restringidas a las cimas de las serranías (Figura 12a) o a la superficie de una meseta (Figura 12b), se puede suponer que la superficie rocosa de este tipo de unidad paisajística tiene suelos derivados de rocas resistentes a la degradación, que tienden a desarrollarse en suelos pobres. Su ubicación sobre cimas altas en una zona afectada frecuentemente por tormentas, aumentará la probabilidad de incendios periódicos provocados por rayos.

Las sabanas andinas naturales han sido poco estudiadas; una de ellas está situada sobre la carretera entre Caranavi y el Alto Beni. No obstante, existe información de que este hábitat natural ha tenido un rol importante en el desarrollo de la biodiversidad de la zona. A pesar de la menor diversidad florística en estas sabanas corresponde al hábitat para especies de aves con importancia para la

conservación, incluyendo varias que ya se han especializado en hábitats de sabanas y que son endémicas a esta zona (B. Hennessey 2004 pers. com.).

Paramo yungueño y puna

Páramo es un término que tradicionalmente hace referencia a los pastizales en el norte de los Andes. Monasterio & Vuilleumier (1986) han propuesto que este término debe tener una definición orientada a la ecología funcional, haciendo referencia a los pastizales alto montanos tropicales, incluyendo no solamente la Puna de los Andes Centrales, sino también a los pastizales de Costa Rica, los campos rupestres de Brasil y los Tepuis de Venezuela, hasta incluir los pastizales sobre los volcanes de África. No obstante, la mayoría de los ecólogos prefieren restringir su uso en referencia a los pastizales húmedos del Norte de los Andes (hasta semi-áridos en la Sierra de la Culata en Venezuela), adoptando un sentido biogeográfico basándose principalmente o como género indicador - en la presencia del género *Espelletia* (Luteyn 1999). La distribución de las especies de *Espelletia* finaliza en el norte de Perú donde un sector de la Cordillera de los Andes no logra llegar hasta los 3.000 m (Huancabamba gap en inglés) y se lo considera como el límite entre el Páramo y la Puna. Beck et al. (1993, 1995) han sugerido se adopte el término páramo yungueño para distinguir entre los pastizales húmedos de la franja húmeda de los Andes Orientales, funcionalmente similar a la mayoría de los páramos verdaderos pero distintos para ecólogos por la ausencia de *Espelletia*.

La Puna constituye un ecosistema y región biogeográfica ampliamente reconocida por botánicos y ecólogos, siendo también parte de la visión ecológica de la gente común. Es un ecosistema de pastizales de los Andes centrales en Perú, Bolivia, el norte de Chile y Argentina. Biogeográficamente es similar a los páramos, pero como se mencionó anteriormente se

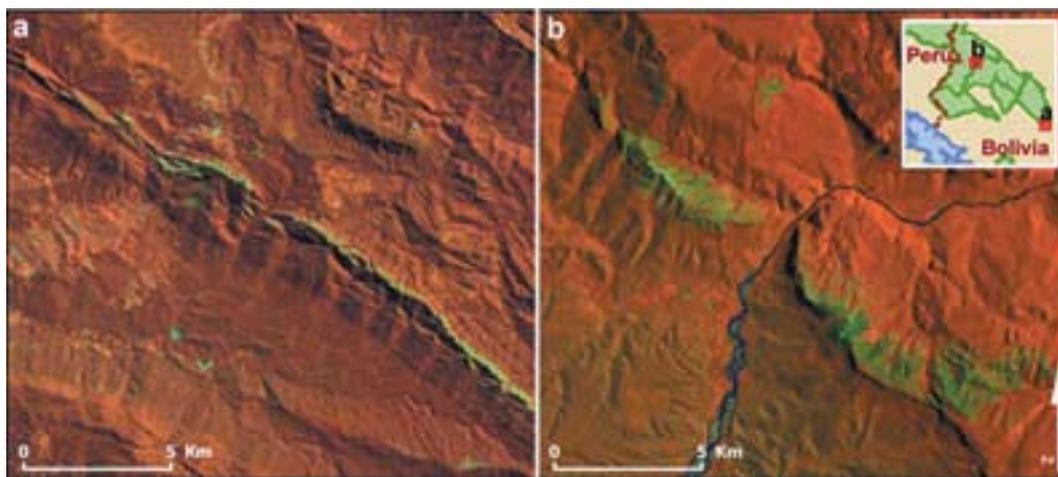


Fig. 12: Imágenes satelitales con sabanas andinas naturales asociadas con la a) la Serranía de Bellavista entre Caranavi y Alto Beni y b) Una meseta sinclinal al sur del bosque seco del Río Tuichi.

diferencia por faltar algunos taxones y contar con la presencia de otros (Cabrera & Willink 1972). En esta clasificación, la Puna tiene mayormente una distribución árida hasta semiárida y fue reconocida por ocupar las vertientes occidentales de la Cordillera Oriental por debajo de las zonas periglaciales. La diferenciación entre páramo yungueño y Puna es principalmente ecológica y no biogeográfica, existiendo muchos taxones compartidos, tanto al nivel de especie como de género. En realidad, tanto la Puna como el páramo yungueño engloban un conjunto de tipos vegetales que varían dependiendo de factores edáficos y climáticos, siendo los más importantes en términos de conservación los bofedales y los bosquesillos de *Polylepis*.

Cambio en el uso de suelos

La zona tiene una larga historia de ocupación humana que muy probablemente data desde la época precolombina. La zona de

Apolobamba es notoria por la abundancia de terrazas y por estar poblada por los Kallawayas, un grupo indígena Aymara que mantiene prácticas en medicina tradicional incorporando varias plantas de los bosques húmedos montanos (Seibert 1993). Varios historiadores hacen referencias a la tradición de estos habitantes por ocupar verticalmente la zona de los Yungas, con un uso de la tierra diferenciado según la altitud y que los Kallawayas fueron los más aptos en este método de uso de la tierra en el imperio incaico (Klarén 2004). La existencia de Apolo y su antigua fundación como pueblo colonial en el siglo XVII, probablemente una de las primeras zonas tropicales andinas colonizadas por los españoles, ofrecen importante evidencia de la larga presencia y del impacto humano en la zona.

Este impacto se evidencia en la cobertura vegetal de varias formas. La extensión actual de las sabanas andinas en la zona de Apolo es el resultado de los incendios antrópicos en

una zona que originalmente fue cubierta por bosques secos. Afortunadamente, existen relictos de este bosque (Gentry 1989, Kessler & Helme 1999, Cayola et al. en este número) y del todavía intacto bosque seco en el valle del Río Tuichi, noroeste del pueblo de Apolo (Fuentes en este número).

Apolo está situado sobre las rutas tradicionales que conectaban al Altiplano con las tierras bajas durante la mayor parte de la historia de la región, pero especialmente en las épocas de explotación de la quina (*Cinchona*) en el siglo XIX y la goma al principio del siglo XX. Las antiguas rutas de mulas se pueden identificar aún en las imágenes satelitales por la presencia de sabanas andinas en los valles donde los caminos bajan desde Pelechuco y Charazani hasta Apolo y luego entre Apolo y Ixiamas; similares paisajes antrópicos están asociados con caminos antiguos entre Sorata y Guanay y entre La Paz y Cotapata (ver Figura 11). Estos caminos dejaron de ser las rutas principales de transporte en los años 40, cuando carreteras para vehículos motorizados fueron construidas conectando La Paz con Coroico y Chulumani. Este desarrollo caminero desató la primera ola de colonización y deforestación del país, un proceso que continuó durante los años 60 y 70 con la prolongación y mejoramiento del camino hasta Caranavi y el Alto Beni. La colonización y deforestación de este sector tiene patrones espaciales que la diferencian de otras zonas, donde el cambio de uso de suelo se ha desarrollado principalmente en paisajes planos. Las serranías están orientadas paralelamente a la orientación general de la Cordillera de los Andes, con algunos cañones angostos que atraviesan las serranías. El patrón de colonización sigue a la topografía natural, con la mayor parte de la deforestación restringida a los valles, avanzando progresivamente hacia arriba y ocupando las laderas superiores. La expansión de la deforestación se desplazaba de Oeste hacia

al Este, desde los valles de mayor elevación cerca de la ciudad de La Paz hasta los valles de menor elevación, en un proceso que eventualmente llegó a impactar a la zona del pie de monte andino (ver figuras 5a y 5b).

La mayor parte de la deforestación nacional en los años 80 y 90 estaba relacionada con el cultivo de coca en la región del Chapare y la expansión agroindustrial de Santa Cruz (Pacheco 1998, Steininger et al. 2001, Pacheco & Mertens 2002). No obstante, la expansión de la frontera agrícola no ha frenado su avance en la zona de los Yungas y el Alto Beni. En cada sector, tanto en las antiguas como en las nuevas áreas de colonización, la deforestación siguió su rumbo, avanzando hacia arriba por las laderas de los valles ya ocupados y expandiéndose en valles laterales anteriormente cubiertos por bosques (Tabla 9). Una de las zonas con mayor actividad es aparentemente donde existe menor información confiable sobre la cobertura forestal anterior y tasas de cambio recientes. La zona minera cercana a Tipuani y Mapiri fue total hasta parcialmente cubierta por nubes en las cinco diferentes fechas de las imágenes disponibles. La interpretación fue dificultada por la misma actividad minera y la formación geológica de la región. Evidentemente, existen muchos afloramientos de roca que tienen apariencia similar a las colas de las minas. El mapa presentado para este sector (Figura 5) es entonces un mosaico de esta información poco confiable y la superficie deforestada es probablemente aún mayor.

Prioridades para la conservación

Es difícil establecer las prioridades para la conservación en una zona tan inmensa y diversa como es la región de estas cuatro áreas protegidas y su zona de influencia. A pesar que los Yungas de La Paz es el área mejor estudiada del país, la información sobre su flora es todavía preliminar para seleccionar áreas prioritarias utilizando la presencia de

Tabla 9: Tasas de deforestación por municipio en el área de estudio (Deptos Beni y La Paz).

Provincia	Municipio	Total (ha)	Bosque en 2001	Deforestación antes de 1990	Deforestación 1990-2001	Total del bosque original (%)
Abel Iturralde	Ixiamas	3.746.368	2.679.126	9.741	4.057	1
Abel Iturralde	San	287.752	244.928	15.404	4.435	7
Buenaventura						
Caranavi	Caranavi	241.363	157.504	42.646	37.662	34
Franz Tamayo	Apolo	1.441.227	1.204.298	9.179	2.692	1
Franz Tamayo	Pelechuco	252.402	44.958	76	226	1
Inquisivi	Inquisivi	338.407	147.944	5.997	0	4
Inquisivi	Quime	97.549	21.730	576	0	3
Larecaja	Guanay	668.419	537.889	27.822	29.061	10
Muñecas	Ayata	56.452	23.398	931	460	6
Nor Yungas	Coripata	69.819	57.562	2.337	1.235	6
Nor Yungas	Coroico	106.874	82.479	15.276	4.935	20
Murillo	La Paz	195.504	81.673	5.417	2.198	9
Sud Yungas	Chulumani	28.811	11.122	304	63	3
Sud Yungas	La Asunta	285.106	251.301	20.872	4.232	9
Sud Yungas	Palos Blancos	346.697	312.577	13.571	16.638	9
Sud Yungas	Yanacachi	57.318	16.002	4.342	67	22
Ballivián (Beni)	Rurrenabaque	283.906	257.842	11.200	8.297	7
TOTAL			6.132.333	174.490	107.963	4

especies endémicas o en peligro de extinción, por la simple razón de que más del 90% de la región está sin explorar. Existe información detallada sobre taxa y lugares específicos (Kessler 1999, 2000, 2002a, 2002b) y modelos predictivos que establecen prioridades para la conservación a nivel nacional aprovechando grupos seleccionados con un buen estado de conocimiento (Ibisch et al. 2003a, 200b). Pero estos mismos estudios muestran que es difícil llegar a conclusiones generales, porque diferentes grupos funcionales cuentan con diferentes patrones de distribución. Por ejemplo, los anfibios y epífitas pueden tener su mayor diversidad y endemismo en los bosques nublados, mientras los pastizales y hierbas cuentan con mayor diversidad y

endemismo en los pastizales andinos y los árboles tienen una mayor diversidad en los bosques montanos. La mayoría de los estudios destacan la importancia de la diversidad *beta* como factor determinante en la gran biodiversidad de la región. Pero la información sobre la diversidad de hábitats tampoco está muy bien documentada y caracterizada, aunque varios estudios están estableciendo avances importantes hacia esta dirección a nivel nacional (Ibisch et al. 2003c, Navarro et al. 2004), regional (Navarro et al. 2004) y a nivel de una área protegida (Fuentes et al. en este número).

En base a sensores remotos, este estudio identifica sistemática y objetivamente a unidades ecológicas a nivel subregional, para

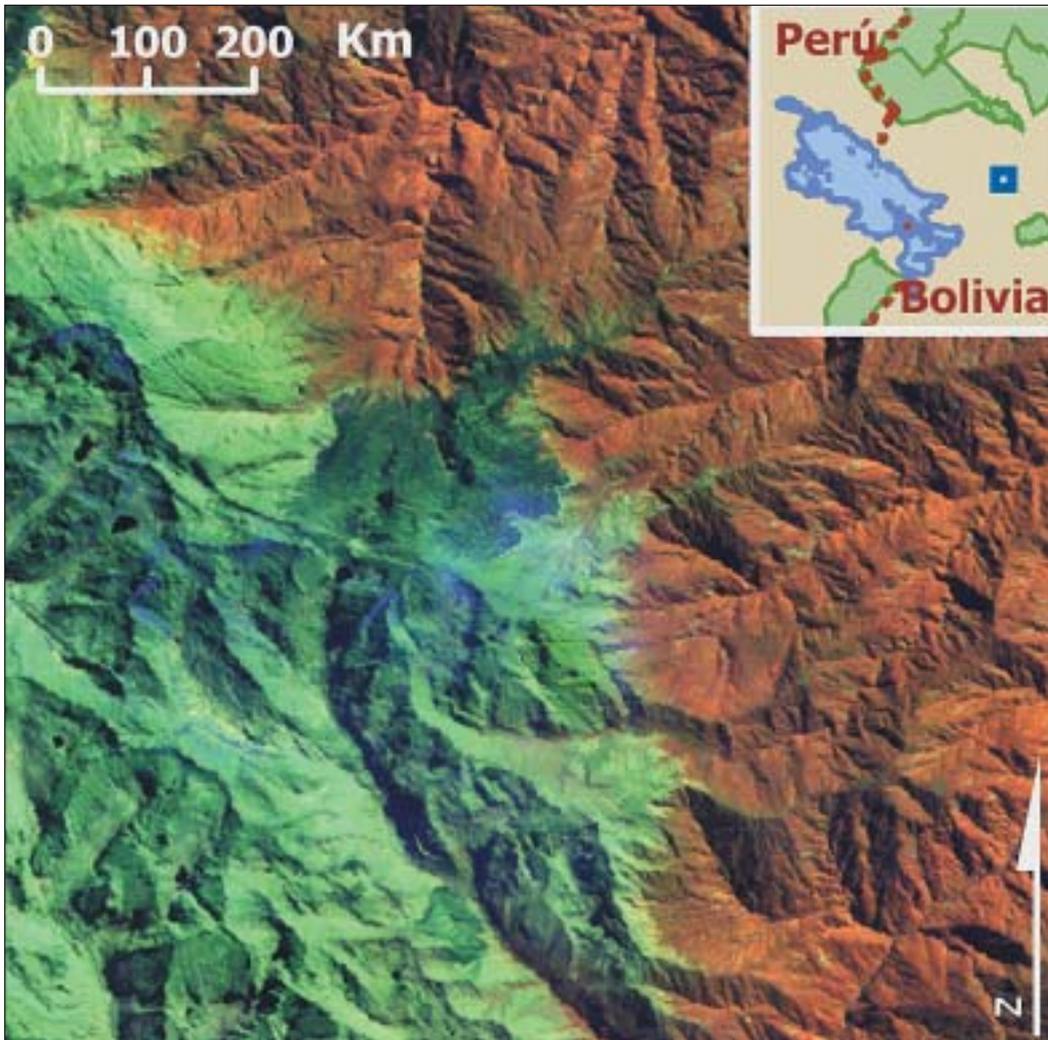


Fig. 13: Un incendio en un pastizal altoandino (jalca) sobre la ceja de monte.

luego mostrar su distribución sobre el paisaje. Luego, un análisis similar sobre los procesos de cambio de uso de suelo permite plantear algunos principios importantes, los cuales derivan en acciones prioritarias para la conservación.

No es de sorprender que la estratificación de los bosques montanos en pisos altitudinales sea demasiado simplista. Los Yungas de La Paz y del Alto Beni corresponden a una región amplia en su extensión, donde se encuentra una serie de colinas y valles que se entrelazan en un mosaico de hábitats que varían en intensidad de precipitación, impacto por vientos, frecuencia de disturbios y la intensidad y duración de neblina. La distribución espacial de los bosques nublados sobre el paisaje muestra la importancia de la fragmentación natural para entender la ecología de las especies restringidas a estos ambientes y a sus elevados niveles de endemismo. Los bosques nublados existen como islas en las cimas de las serranías, que están separadas por valles con características ambientales diferentes y hasta contrastantes. Un ejemplo extremo del impacto de los valles está representado por los cañones profundos de Consata y La Paz, donde una vegetación xerofítica representa una barrera importante para la migración y flujo genético de las especies de los bosques nublados. Este aislamiento está siendo reforzado o extremado en algunos casos por la acción del hombre y el cambio de uso de suelo (ver Figura 7 y 8). Estos factores resaltan la importancia de tener reservas biológicas en diferentes sectores de la faja subandina, pues debido a la fragmentación natural de la zona y variabilidad en los factores climáticos de las diferentes serranías, cada serranía puede albergar a especies endémicas.

Los bosques secos, matorrales xerofíticos y sabanas andinas naturales representan también hábitats naturalmente aislados entre sí y probablemente son sitios donde se puede

encontrar a especies endémicas. Los paisajes del Río Tuichi merecen especial atención, por ser el único bosque seco andino intacto que existe dentro un área protegida; evidentemente existe también una formación similar en el Sur de Perú, pero no está incorporada en un área protegida. La singularidad del bosque seco del Río Tuichi justifica la decisión de incluirlo dentro un área protegida con mayor rango de protección como es un parque nacional.

Existen dos fenómenos relacionados a los cambios globales que pueden tener un impacto sobre la funcionalidad y biodiversidad de los bosques nublados. El calentamiento climático puede influenciar a las temperaturas regionales, que a su vez pueden causar un desplazamiento hacia arriba de la formación de nubes, fenómeno que será aún más exagerado sobre una superficie deforestada (Lawton et al. 2001). Mientras que un desplazamiento en la formación de nubes tendrá una similar consecuencia en la distribución de especies restringidas a los bosques nublados, especialmente en las serranías nororientales de la faja subandina de menor altitud.

La ceja de monte, que es esencialmente el bosque nublado de mayor altitud, está amenazada adicionalmente por ser una frontera de un ecosistema con una población humana activa (el páramo yungueño). Los habitantes del páramo yungueño aprovechan el fuego como una herramienta de manejo para renovar el forraje (Figura 13), la cual puede provocar un desplazamiento del ecotono hacia abajo. Consecuentemente, la ceja de monte puede sufrir un impacto acumulativo negativo desde arriba por el fuego y desde abajo por los cambios climáticos. Una medida para contrarrestar esta tendencia será la de controlar el uso de incendios en zonas aledañas a las cejas del monte y permitir que las especies se desplacen de este hábitat hacia arriba.

Prioridades para la investigación científica

La prioridad principal para la investigación botánica en Bolivia sigue siendo la necesidad de incrementar la información básica sobre su flora. A pesar de dos décadas de inventarios intensivos en distintas regiones del país, la información actual no es aún adecuada para identificar a las áreas de mayor diversidad y a los centros de endemismo regional. Adicionalmente, no es suficiente de tener un listado de las especies, sino también mejorar el conocimiento sobre su distribución. Se requiere más inventarios, tantos aquellos que se basen en colectas generales, como inventarios cuantitativos que proporcionan información sobre la estructura y composición de la vegetación.

Otra prioridad es obtener información climática, topográfica y edáfica a mayor detalle y a escalas menores de los bosques montanos. Es especialmente oportuno e importante el obtener información ambiental donde están establecidas las parcelas, porque se relacionaría con los datos cuantitativos de la estructura y composición del hábitat. La información ambiental puede ser utilizada para identificar gradientes ambientales, que pueden ser combinados con datos sobre la presencia de especies con el fin de crear modelos predictivos de distribución. Estos modelos ofrecen herramientas útiles para identificar a las áreas con mayor endemismo y biodiversidad.

Referencias

- Beck, S. 1995. El páramo yungueño de Bolivia, datos acerca de la flora y la vegetación. Pp. 20. En: C. Josse & M. Ríos (eds.) 1995. Resúmenes II Congreso Ecuatoriano Botánica y II Simposio Ecuatoriano Etnobotánica y Botánica Económica, octubre 1995, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito. Publicaciones de la Fundación Ecuatoriana para la Investigación y el Desarrollo de la Botánica.
- Beck, S., T.J. Killeen & E. García E. 1993. Vegetación de Bolivia. Pp. 6-24. En: Killeen, T. J., S. G. Beck & E. Garcia E (eds.). Guía de Árboles de Bolivia. Herbario Nacional de Bolivia & Missouri Botanical Garden, La Paz.
- Bussmann, R.W. 2003. The vegetation of Reserva Biológica San Francisco, Zamora - Chinchipe, southern Ecuador - a phytosociological synthesis. *Lyonia* 3(2): 145-254.
- Cabrera, A. L. & A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. OEA, Washington DC. 122 p.
- Condor 2004. Proyecto Condor. Conservation International, Corporación Andina de Fomento (CAF), Washington DC. <http://www.caf.com/view/index.asp?ms=11&pageMs=14890>
- DeWalt, S., G. Bourdy, L.R. Chavez de Michel & C. Quevedo. 1999. Ethnobotany of the Tacana: quantitative inventories of two permanent plots of northwestern Bolivia. *Economic Botany* 53(3): 237-269.
- Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. O. & Y. Kaufman. 2003. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment* 47:1311-1318.
- Hanagarth, W. 1993. Acerca de la geoecología de las sabanas del Beni en el Nor-Este de Bolivia. Instituto de Ecología, La Paz. 186 p.
- Hecht, S. & A. Cochburn. 1989. The fate of the forest. UK Verso, Londres. 240 p.
- Herzog, S. K. & M. Kessler. 2002. Biogeography and composition of dry forest bird communities in Bolivia. *Journal fuer Ornithologie* 143: 171-204.
- Huber, O. & R. Riina. 1997. Glosario fitoecológico de las Américas. Vol. 1.

- América del Sur: Países hispano parlantes. UNESCO, Ediciones Tamandúa, Caracas. 500 p.
- Hueck, K. & Seibert. 1988. Mapa de la vegetación de América del Sur. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), GMBH, Eschborn. Mapa 1:8.000.000.
- Ibisch, P. L. A. Carretero, S.G. Beck, S. Cuellar, S.D. Espinoza & N.V. Araujo. 2003. Estado de conservación de la biodiversidad. El caso de los bosques andinos. Pp. 272 –285. En: Ibisch, P. & G. Mérida. (eds). Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de Conocimiento y Conservación. Ministerio de Desarrollo Sostenible, Editorial FAN, Santa Cruz.
- Ibisch, P.L., S.G. Beck, B. Gerkmann & A. Carretero. 2003a. La diversidad biológica. Ecoregiones y ecosistemas. Pp. 47–88. En: Ibisch, P. & G. Mérida (eds). Biodiversidad: La Riqueza de Bolivia. Estado de Conocimiento y Conservación. Ministerio de Desarrollo Sostenible, Editorial FAN, Santa Cruz.
- Ibisch, P.L., B. Gerkman, S. Kreft, S.G. Beck, S.K. Herzogg, J. Koehler, R. Muller, S. Reichle & R. Vasquez. 2003b. Consideraciones comparativas de patrones intercoregionales de diversidad de especies y de endemismo. Pp.148-161. En: Ibisch, P. & G. Mérida. (eds). Biodiversidad: La Riqueza de Bolivia. Estado de Conocimiento y Conservación. Ministerio de Desarrollo Sostenible, Editorial FAN, Santa Cruz.
- JERS-1 SAR. 1998. Global rain forest mapping project, South America (Amazon basin). Sept-Dec 1995 & May-July 1996. Dual Season SAR Image Mosaics, JPL.NASA, EC Joint Research Center, ASF (CD-DISC).
- Kessler, M. 1999. Plant species richness and endemism during natural landslide succession in a perhumid montane forest in the Bolivian Andes. *Ecotropica* 5: 123-136.
- Kessler, M. 2000. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. *Plant Ecology* 149: 181-193.
- Kessler, M. 2002a. Environmental patterns and ecological correlates of range size among Bromeliad communities of Andean forests in Bolivia. *Botanical Review* 68: 100-127.
- Kessler, M. 2002b. The elevational gradient of Andean plant endemism: Varying influences of taxon-specific traits and topography at different taxonomic levels. *Journal of Biogeography* 29: 1159-1165.
- Kessler, M. & N. Helme. 1999. Diversidad florística y fitogeográfica del valle central del Río Tuichi, una localidad aislada de bosque seco en los Andes bolivianos. *Candollea* 54: 341_366.
- Killeen, T. J., S. G. Beck & E. Garcia E. (eds.) 1993. Guía de árboles de Bolivia. Herbario Nacional de Bolivia & Missouri Botanical Garden, La Paz. 958 p.
- Klarén, P. F. 2004. Nación y Sociedad en La Historia del Perú. (Traducción de Javier Flores) Instituto de Estudios Peruanos. IPEP Ediciones, Lima. 593 p.
- Laurance, W. F., M. A. Cochrane, S. Bergen, P. M. Fearnside, P. Delamônica, C. Barber, S. D'Angelo & T. Fernandes. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science* 19 291: 438-439.
- Lawton, R. O., U. S. Nair, R. A. Pielke, Sr., and R. M. Welch 2001. Climatic Impact of Tropical Lowland Deforestation on Nearby Montane Cloud Forests. *Science* 294: 584-587
- Lillesand, T.M. & Kiefer, R.W. 1994. Remote sensing and image interpretation. (3rd Edition). John Wiley & Sons, Inc., Nueva York. 750 p.

- Luteyn, J.L. 1999. Páramos: a checklist of plant diversity, Geographical Distribution, and Botanical Literature. *Memoirs New York Botanical Garden* 84: 1-300.
- Monasterios, M. & F. Vuilleumier. 1986. Introduction: High tropical mountain biota of the world. Pp. 3-7. En: F. Vuilleumier & G. Monasterio (eds.) *High Altitude Tropical Biogeography*. Oxford University Press, Oxford.
- Monasterio, M. 1980. Los páramos andinos como región natural: características biogeográficas generales y afinidades con otras regiones andinas. pp. 15-27. En: M. Monasterio (ed.) *Estudios Ecológicos en los Páramos Andinos*. Ediciones de la Universidad de los Andes, Mérida.
- NASA/JPL 2004. Shuttle Radar Topography Misión (SRTM). National Geospatial-Intelligence Agency (NGA) and the National Aeronautics and Space Administration (NASA). <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/index.html>
- Nogués-Paegle, J., C. R. Mechoso, R. Fu, E. H. Berbery, W.C. Chao, T.C. Chen, K. Cook, A. F. Diaz, D. Enfield, R. Ferreira, A. M. Grimm, V. Kousky, B. Liebmann, J. Marengo, K. Mo, J. D. Neelin, J. Paegle, A. W. Robertson, A. Seth, C. S. Vera & J. Zhou. 2002. Progress in Pan American climate research: Understanding the South American monsoon. *Progress in Pan American Climate* 27:1-30.
- Pacheco, P. 1998. Estilos de desarrollo, deforestación y degradación de los bosques en las tierras bajas de Bolivia. Centro de Estudios para el Desarrollo Laboral y Agrario, Fundación Tierra, Centro de Investigación Forestal Internacional, La Paz. 389 p.
- Pacheco, P. & B. Mertens. 2004. Land use change and agriculture development in Santa Cruz. *Bois et Forêt des Tropiques* 280: 29-40.
- \o «Patterson, Bruce D.» Patterson, B. D., D. F. \o «Stotz, Douglas F.» Stotz, S. Solari, J. W. \o «Fitzpatrick, John W.» Fitzpatrick & V. \o «Pacheco, Victor» Pacheco. 1998. Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of southeastern Peru. *Journal of Biogeography* 25: 593-607.
- Pennington, R.T., Lavin, M., Prado, D.E., Pendry, C.A., Pell, S. & C.A. Butterworth. 2004. Neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Biological Sciences)* 359: 515.
- Pennington, R.T., Prado, D.A. & C. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Pleistocene vegetation changes. *Journal of Biogeography* 27: 261-273.
- PLUS 1996. Plan de Uso de Suelos de Santa Cruz. Memoria explicativa de la propuesta Técnica y anexos. CORDECRUZ, Consorcio IP/CES/KWC, Cooperación Técnica del Gobierno Alemán (KfW) y Prefectura del Dpto. Santa Cruz, Santa Cruz. 220 p.
- PRIME 2001. Evaluación ambiental estratégica del corredor Santa Cruz – Puerto Suárez, Bolivia. Banco Interamericano de Desarrollo (BID), 1999–2000, TC-9904003-BO). PRIME Engenharia – Museo Noel Kempff Mercado – Asociación Potlatch, 8 volúmenes, Santa Cruz. 10 tomos.
- Seidel, R. 1995. Inventario de los árboles en tres parcelas de bosques en la Serranía de Marimonos, Alto Beni. *Ecología en Bolivia* 25: 1–35.
- Setzer, A.W. & J.P. Malingreau. 1996. AVHRR monitoring of vegetation fires in the tropics: towards a global product. pp. 25-39. En: J. Levine (ed.) *Biomass Burning and Global Change*. MIT Press, Cambridge.
- Seibert, P. 1993. La vegetación de la región de los Kallawayá y del altiplano de Ulla-

- Ulla en los Andes bolivianos. *Ecología en Bolivia* 20: 1-84.
- Skole, D. & J.C. Tucker. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science* 260: 1905-1910.
- Smith, D.N. & Killeen, T.J. 1998. A comparison of the structure and composition of montane and lowland tropical forest in the Serranía Pilón Lajas, Beni, Bolivia. pp. 681-700. En: F. Dallmeier & J. A. Comiskey (eds.). *Forest Biodiversity in North, Central and South America and the Caribbean: Research and Monitoring*. Man and the Biosphere Series 22, UNESCO, The Parthenon Publishing Group, Carnforth.
- Steininger, M.K., Tucker, C.J., Ersts, P., Killeen, T. J., Villegas, Z. & S. B. Hecht. 2001a. Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15 (4): 127-134.
- Steininger, M. K., Tucker, C. J., Townshend, J. R. G., Killeen, T. J., Desch, A., Bell, V. & P. Ersts. 2001b. Tropical deforestation in the Bolivian amazon. *Environmental Conservation* 28(2): 127-134.
- Suárez-Soruco, R. 2000. Mapa geológico y compendio de geología de Bolivia. *Revista Técnica de Yacimientos Petrolíferos Fiscales Bolivianos* 18: 1-127.
- SURAPA. 1999. Sub-network of Amazonian protected areas. CD, Center For Applied Biodiversity Science, Conservation International, Washington, DC.
- Troll, C. 1959. Die tropenischen Gebirge. Ihre dreidimensionale klimatische und pflanzengeographische Zonierung/ *Bonner Geogr. Abh.* 25:1-93.
- ZONISIG. 1996. Plan de uso del suelo del Departamento de Pando, La Paz. <http://www.zonisig.com/index.htm>