

TRANSFORMACION DEL PAISAJE DE SELVAS DE MONTAÑA EN LA CUENCA DEL RÍO CAPAZ, ANDES VENEZOLANOS

LANDSCAPE TRANSFORMATION OF MOUNTAIN FORESTS IN THE CAPAZ BASIN, VENEZUELAN ANDES

Mayanín Rodríguez-Morales, Eulogio Chacón-Moreno y Michele Ataroff

*Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas. Facultad de Ciencias,
Universidad de Los Andes, Mérida (5101) -Venezuela.
E-mail: mayanin@ula.ve, eulogio@ula.ve, ataroff@ula.ve*

RESUMEN

La deforestación de selvas tropicales de montaña es una de las principales causas de la pérdida de la biodiversidad de nuestro planeta. Entre 1981 y 1990 Venezuela presentó las mayores tasas de deforestación de Latinoamérica, con 1,2% año⁻¹, incluyendo selvas de montañas. Para evaluar la velocidad de transformación de las selvas andinas, se seleccionó la cuenca del río Capaz (cuya superficie es de 53650 ha) y se elaboraron tres reconocimientos ecológicos en 1952, 1972 y 1997 a partir de fotografías aéreas. Las selvas decrecieron de 42,1% (12215 ha) a 35,2% (10222 ha), entre 1952 y 1997. Más de la mitad del área de selvas fue reemplazada por pastizales y cultivos, a tasas entre 1 y 2,4 % año⁻¹. El área total de pastizales se incrementó de 9193 ha a 11169 ha, cubriendo 38,5% de la cuenca para 1997. Las tasas de regeneración fueron menores a las tasas de transformación y disminuyeron en el tiempo de estudio. El cambio neto (regeneración menos deforestación) reflejó una activa transformación de la Selva Nublada Alta de 1,3% (92 ha año⁻¹) entre 1972 y 1997 y la estabilización de la transformación de las selvas Semicaducifolia Montana y Montana Baja en el mismo período, posiblemente asociado a la topografía. Se halló un aparente desplazamiento ascendente del ecotono Selva-Páramo.

Palabras clave: agroecosistema, desplazamiento de ecotono Selva-Páramo, ecosistemas, fragmentación de selvas, regeneración

ABSTRACT

The deforestation of tropical mountain forests is one of the main causes for biodiversity lost on our planet. Between 1981 and 1990 the rate of deforestation in Venezuela was the largest in Latin America, with a rate of 1,2 % year⁻¹, which include the mountain forests. To evaluate the transformation rate of the Andean forest, we selected the Capaz basin (53650 ha), where three ecological surveys based on aerial photographs of 1952, 1972 and 1997 were carried out. The forest area decreased from 42,1 % (12215 ha) to 35,2 % (10222 ha), between 1952 and 1997 and more than half of the forest land was replaced by grasslands and crops at rates between 1 and 2,4 % year⁻¹. The total area for grassland increased from 9193 ha to 11169 ha (38,5% of the total area estimated for 1997 year). The regeneration rate was smaller than the transformation rate. The net rate of change (regeneration minus transformation) showed an accelerated transformation of the Mountain Cloud Forest, with a rate of 1,3% (91,8 ha year⁻¹) between 1972 at 1997, and no advance of the agriculture frontier in the Semi-deciduous Forest and Submountain Cloud Forests areas during the same period. We observed a possible shift of the forest-paramo ecotone towards higher altitude.

Key words: agroecosystems, ecosystems, forest fragmentation, Forest-Paramo ecotone displacement, regeneration

INTRODUCCIÓN

La transformación de los bosques húmedos tropicales como consecuencia de las actividades antrópicas representa la principal causa de pérdida de la biodiversidad de nuestro planeta, debido a que más de la mitad de la riqueza mundial está albergada en estos bosques que apenas abarcan el 7 % de la superficie de la Tierra (Wilson 1988; Culas 2007).

El proceso de transformación de los bosques en cualquier parte del mundo, responde a un contexto específico de interacciones sociales y biofísicas del paisaje, únicas de cada lugar (Seabrook *et al.* 2007) pero también es consecuencia de problemas que sobrepasan la escala local y corresponden a una escala macro o internacional (Scrieciú 2007). Entre las principales causas a escala local citadas en la bibliografía, se encuentran: la percepción de los bosques como tierras improductivas y como un obstáculo al desarrollo económico, la expansión de la frontera agrícola, la extracción de madera, la expansión de infraestructuras, la cercanía a carreteras o a mercados, la inequidad de la tierra (grandes superficies de bosques en manos de un solo propietario), las migraciones y una combinación de fuerzas económicas, institucionales, tecnológicas, culturales y factores demográficos (Porter-Bolland *et al.* 2007; Huang *et al.* 2007; Seabrook *et al.* 2007). A escala internacional los ingresos per capita, el desarrollo económico, densidad demográfica, políticas gubernamentales, medidas macroeconómicas, las deudas externas, así como el incremento de la inequidad a nivel internacional, son responsables del incremento de la deforestación (Usivuori 2002; Arcand *et al.* 2007; Scrieciú 2007).

A nivel mundial, durante la década de los 80, aproximadamente 15,4 millones de hectáreas de bosques tropicales eran deforestados anualmente (FAO 1992) y entre 1990 y 1995, las pérdidas de bosques fueron de 12,7 millones de hectáreas cada año (FAO 1997).

Las tasas de deforestación más elevadas fueron reportadas para el continente asiático, con valores de 2,86% anual. Se han descrito procesos de transformación de hasta el 84% de algunas Selvas Bajas asiáticas. Incluso sobre áreas de administración especial como Parques Nacionales, Santuarios de Vida Silvestre o Reservas Hidrológicas, la velocidad de

transformación es alta, entre 1,7 y 2,74 % anual (Gaveau *et al.* 2007). Para selvas de montaña específicamente, han sido reportadas tasas de 0,6% en pequeñas cuencas de Vietnam, con un patrón de deforestación fuertemente relacionado con la topografía y accesibilidad (Ziegler *et al.* 2007).

En América las tasas reportadas son menores, a pesar de ello, no se escapan de ser un problema, entre los años 1981 a 1990, fueron deforestadas 74 millones de hectáreas de bosques a una tasa anual de pérdida de 0,75 %, de las cuales 16,6 millones de hectáreas fueron de bosques de montaña, transformadas a tasas promedio anual de pérdida de 1,2 %, (Whitmore 1997). En Brasil, el Bosque Atlántico (selvas bajas) fue reducido entre el 1 al 12 % de su superficie original y en Paraguay, para el año 2000, quedaba el 24,9 % de su superficie original, transformado a tasas de 2,04 % (1744 ha año⁻¹) entre 1973 a 1989 y luego a 0,58 % (495 ha año⁻¹) entre 1989 al 2000 (Huang *et al.* 2007), este descenso de la velocidad de la deforestación, posiblemente no sea un reflejo de la disminución de la presión antrópica sobre estas selvas, sino el resultado de la inexistencia de nuevas superficies de selva para deforestar, la presencia de condiciones ambientales desfavorables para el uso antrópico, figuras de protección, entre otras. Entre las tasas de pérdida de selvas de montaña reportadas en Latinoamérica, se describen cifras muy variables, por ejemplo, en Bolivia, el Bosque de Chapare fue transformado a 1,36 % anual, entre 1986 y 2000 y fue fuertemente fragmentado en parches menores a 10 ha, cuyo distanciamiento se incrementó en el tiempo de estudio (Millington *et al.* 2003). En La Montaña en México, se reportó un incremento de las tasas de deforestación de 0,3 % a 0,7 % entre 1988 y 2000, indicando una intensificación de las transformaciones de las selvas (Porter-Bolland *et al.* 2007).

Entre 1981 y 1990, a escala de país, las tasas promedio anuales de transformación más elevadas de Latinoamérica las presentó Venezuela, estimándose que cerca de 600.000 ha de bosque fueron eliminadas cada año, a una tasa del 1,2 %; posteriormente, entre 1990 y 1995 la tasa fue de 503.000 ha cada año, lo que equivalía a la eliminación de una ha de bosque cada minuto. (Centeno 2003; Chuvieco *et al.* 2002; ONU Proyecto GAIA – Venezuela 2003). Este proceso estuvo generalmente asociado a actividades

agropecuarias (Veillon 1986), estimándose que más de la tercera parte del área deforestada para los años 80 estuvo relacionada con la expansión de la agricultura y ganadería (Proyecto GAIA – Venezuela 2003).

La región andina venezolana es una de las zonas afectadas por este proceso de transformación. Es preocupante pues constituye una de las regiones de mayor biodiversidad del país que alberga una gran riqueza de especies y un alto número de endemismos de distribución geográfica restringida (Monasterio 1980; Vivas 1992; Ataroff y Sarmiento 2003; La Marca y Soriano 2004). Por otra parte, esta exuberante biodiversidad conforma numerosos tipos de arbustales y selvas (que como otros tipos de bosques), cumplen un importante rol en el ciclo hidrológico, ya que conforman ecosistemas que proveen de agua a la región andina y a sus áreas aledañas de tierras bajas, contribuyen al mantenimiento del suministro permanente de este recurso, disminuyen los procesos de escorrentía superficial y erosión de los suelos y favorecen los procesos de infiltración del agua en los mismos y a los flujos hídricos subsuperficiales, con ello

contribuyen a la mitigación de la disminución del caudal base y crecimiento repentino de los cursos de agua (Ataroff y Rada 2000) evitando el desabastecimiento y desastres naturales como inundaciones, derrumbes, movimientos en masa. Además participan, en la regulación de los ciclos biogeoquímicos, siendo reservorios de carbono tanto en su estructura como en sus suelos (Primack y Ros 2002). La deforestación incrementa el flujo de CO₂ desde la vegetación y los suelos a la atmósfera, aportando al efecto del calentamiento global (Sarmiento *et al.* 2005).

Apesar de su importante función, desde hace varias décadas los bosques están siendo irracionalmente transformados considerándose únicamente los beneficios económicos a corto plazo, sin tomar en cuenta que se puede estar degenerando el potencial económico para el desarrollo de las sociedades futuras (Usivuori *et al.* 2002).

En vista de esta realidad, se planteó el objetivo de estimar la velocidad de la transformación del paisaje andino, estudiar el proceso de cambio y analizar las condiciones en las cuales se encuentran los ecosistemas boscosos de esta región, para lo cual se escogió la cuenca del

Tabla 1. Reseña de los ecosistemas naturales presentes en la Cuenca del río Capaz, a partir de la descripción de las unidades ecológicas de Ataroff y Sarmiento (2004).

Ecosistema	Código	Altitud	Temperatura	Precipitación	Algunas características
Selva Húmeda Submontana	SHS	200 a 800 m	22 a 26° C	3000 mm Sin meses secos	Selva siempreverde. Dosel denso entre 15 y 25 m, con estrato emergente discontinuo de 40 m, con algunas especies caducifolias. Cerca de 150 especies de árboles.
Selva Semicaducifolia Montana	SSM	800 a 1700 m	17 a 22° C	1200 a 1900 mm, 1 a 3 meses secos	Selva Semicaducifolia, dosel muy irregular entre 20 y 35 m, con emergentes de hasta 40 m
Selva Nublada Montana Baja	SNMB	1700 a 2200 m	14 a 17° C	1200 a 2500 mm, sin meses secos, alta nubosidad.	Selva siempreverde. Dosel muy irregular entre 20 y 35 m, con estratos muy difíciles de definir. Con mas 150 especies de árboles.
Selva Nublada Montana Alta	SNMA	2200 a 3000 m	9 a 14° C	1000 a 3000 mm, sin meses secos, alta nubosidad	Selva siempreverde. Dosel muy irregular, entre 20 y 30 m en el limite inferior, hasta 10 m en el superior. Con mas de 100 especies.
Páramo Andino	PA	3000 m	7 a 3° C	800 a 1100 mm, entre 0 a 3 meses. Heladas en los meses secos	Mosaico de comunidades arbustivas y herbáceas, la más común tiene un estrato discontinuo de entre 50 y 150 cm, con un estrato intermedio entre 20 y 50 cm y un estrato inferior menor a 10 cm.

TRANSFORMACIÓN DE SELVAS DE MONTAÑA EN LA CUENCA DEL RÍO CAPAZ

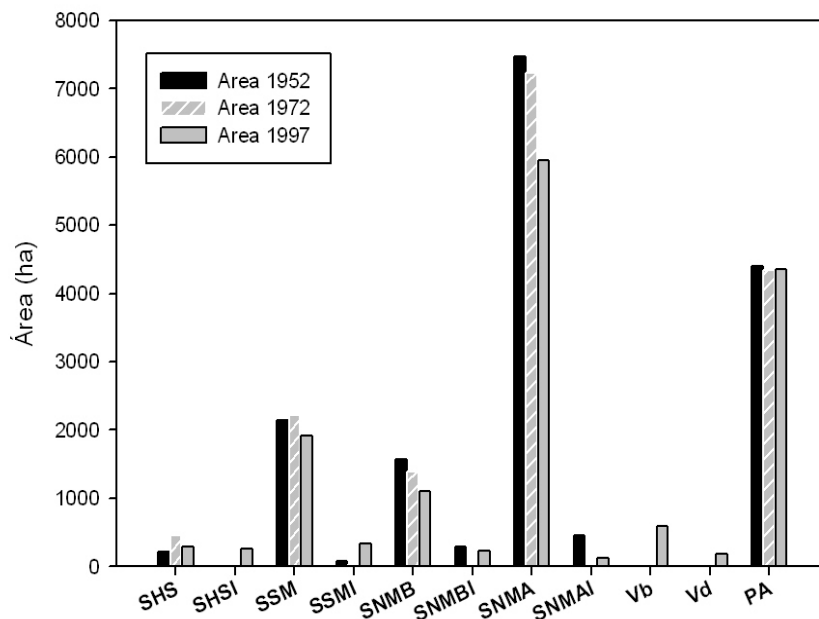


Figura 1. Variación de las áreas de Selva Húmeda Submontana (SHS), Selva Húmeda Submontana con Intervención (SHSI), Selva Semicaducifolia Montana (SSM), Selva Semicaducifolia Montana con Intervención (SSMI), Selva Nublada Montana Baja (SNMB), Selva Nublada Montana Baja con Intervención (SNMBI), Selva Nublada Montana Alta (SNMA), Selva Nublada Montana Alta con Intervención (SNMAI), Vegetación baja (Vb), Vegetación sobre derrumbes (Vd) y Vegetación de Paramo Andino (PA) en la cuenca del río Capaz en los años 1952, 1972 y 1997.

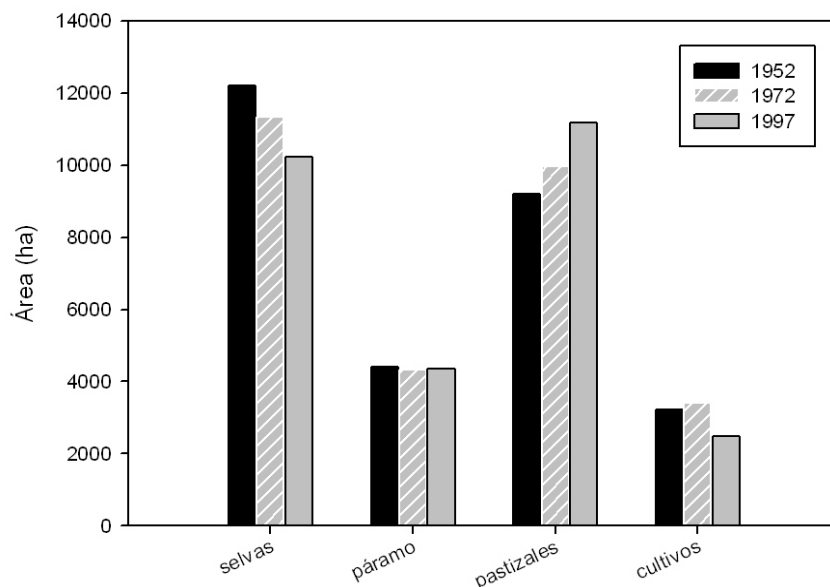


Figura 2. Variación del área total de selvas, páramo andino, pastizales, cultivos perennes y anuales en la cuenca del río Capaz en los años 1952, 1972 y 1997.

río Capaz, cuyas $\frac{3}{4}$ partes de superficie estaban cubiertas originalmente por cuatro de las selvas mayormente distribuidas en la región de los Andes y cuya historia de uso y estado de conservación es similar a otras cuencas de la región como se refleja en Suárez (2005).

MATERIALES Y METODOS

Área de Estudio

La cuenca del río Capaz se encuentra ubicada en el estado Mérida, en Los Andes venezolanos, específicamente en la vertiente Norte de La Cordillera de Mérida (Sierra La Culata), entre los $8^{\circ} 48' 12''$ y $8^{\circ} 36' 24''$ N y los $71^{\circ} 27' 12''$ y $71^{\circ} 13' 38''$ O. Se extiende desde la orilla del Lago de Maracaibo hasta los 4200 m de altitud aproximadamente, pero para este estudio hemos considerado el área de la cuenca sobre los 200 m de altitud, cuya superficie es de 53650 ha aproximadamente. Las temperaturas medias anuales varían de $25,5^{\circ}$ C en la zona más baja hasta $-0,6^{\circ}$ C en las partes más altas. La precipitación media anual es de 2000 mm aproximadamente en la parte baja de la cuenca y disminuye progresivamente hacia las zonas más elevadas hasta los 800 mm (Osorio y Andrade 1984). La vegetación natural predominante es boscosa y conforma cinco ecosistemas naturales (denominados con su tipo de vegetación), los cuales son: Selva Húmeda Submontana (SHM), Selva Semicaducifolia Montana (SSM), Selva Nublada Montana Baja (SNMB), Selva Nublada Montana Alta (SNMA) y Páramo Andino (PA), (Ataroff y Sarmiento 2004) cuya descripción se resume en la Tabla 1. Toda la cuenca del río Capaz conforma un Área Bajo Régimen de Administración Especial, como Zona Protectora (Cuenca Hidrografía del río Capaz) la cual fue decretada en 1989, además, su parte central y una gran área de su zona alta (sobre los 2600 m) forman parte del Parque Nacional Sierra La Culata, desde 1990. Las actividades económicas en la cuenca del río Capaz son predominantemente de tipo agropecuario, destacando entre los principales usos de la tierra, pastos para la actividad ganadera y los cultivos de café de sombra (Duque 1995).

Metodología

Siguiendo la metodología descrita por Pernía (1989), se interpretaron fotos aéreas de los

años 1952, 1972 y 1997. Estas fotos eran de escalas diferentes (año 1952: escala 1:40.000, año 1972: escala 1:50.000 y año 1997: escala 1:65.000), a pesar de ello, la clasificación fue posible gracias a las notorias diferencias de color, textura, granulometría, altitud aproximada, altura del dosel y otros fotoelementos de la cobertura que permitieron diferenciar claramente cada tipo de selva y su respectivo reemplazo. La fotointerpretación fue hecha con estereoscopio sobre acetatos y se delinearón los bordes de las unidades del paisaje (matrices y fragmentos de las selvas sin aparente intervención, en estado secundario, así como sus reemplazos), además los ríos, las carreteras y el límite de la cuenca, estos tres últimos para georreferenciar el producto de la interpretación una vez incorporado a un SIG. Desafortunadamente, la misión de 1952 carecía de una franja completa de fotos que cubrían el área central de la cuenca y algunas de sus fotos de la parte baja tenían una densa cobertura de nubes que impidieron la fotointerpretación de estas áreas. De igual manera, a la Misión de 1972 le faltó una porción de la parte alta. Este problema complicó notablemente la georreferenciación de algunas áreas de la cuenca. Los acetatos producto de la fotointerpretación se escanearon y se importaron a ILWIS (ITC 2001), luego se georreferenciaron cuidadosamente a partir de puntos levantados con GPS a lo largo de toda la cuenca y con Mapas de Cartografía Nacional escala 1:25.000. Se trabajó con coordenadas UTM, Proyección La Canoa. Para evaluar la calidad de este proceso, fueron digitalizadas previamente todas las carreteras y ríos de la cuenca a partir de los mencionados mapas topográficos, se sobrepusieron a las franjas y se georectificó repetidas veces hasta hacerlos coincidir lo mejor posible. Luego se digitalizaron sobre pantalla todos los elementos fotointerpretados y se obtuvieron los mapas preliminares de unidades del paisaje de la cuenca para los años 1952, 1972 y 1997. Estos mapas fueron verificados en campo, además con entrevistas informales de usos pasados a pobladores de la cuenca y comparados con el mapa de uso elaborado por Feo (1982). Para trazar los límites entre selvas vecinas, se definieron como ecotonos las curvas de nivel en las cuales Ataroff y Sarmiento (2003) proponen los límites de estas selvas, ya que resultó poco preciso hacerlo manualmente,

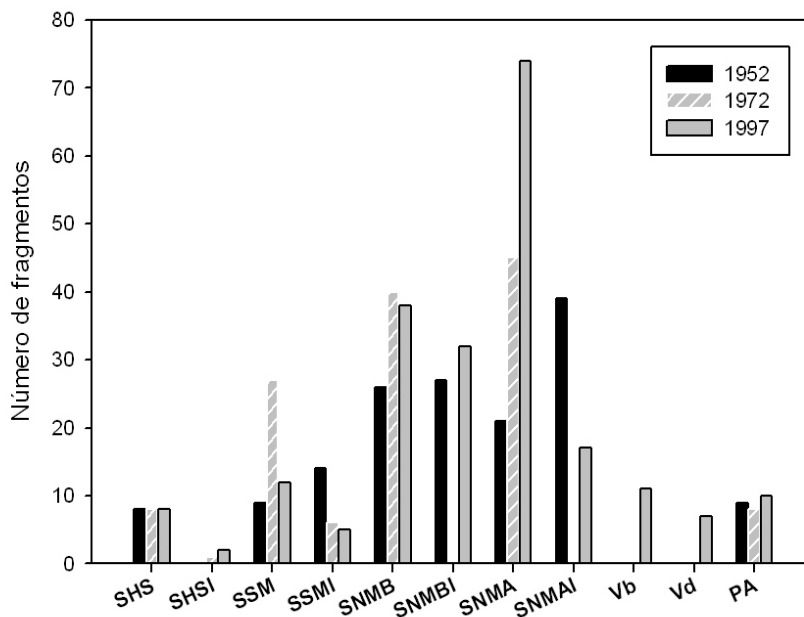


Figura 3. Variación del número de fragmentos de la Selva Húmeda Submontana (SHS), Selva Húmeda Submontana con Intervención (SHSI), Selva Semicaducifolia Montana (SSM), Selva Semicaducifolia Montana con Intervención (SSMI), Selva Nublada Montana Baja (SNMB), Selva Nublada Montana Baja con Intervención (SNMBI), Selva Nublada Montana Alta (SNMA), Selva Nublada Montana Alta con Intervención (SNMAI), Vegetación baja (Vb), Vegetación sobre derrumbes (Vd) y Vegetación de Paramo Andino (PA) en la cuenca del río Capaz en los años 1952, 1972 y 1997.

debido a que las selvas cambian de una a otra progresivamente sobre el gradiente altitudinal. De igual manera se definieron los límites entre cafetales y cacaotales, y entre pastizales y páramo, debido que sus características fotométricas no son lo suficientemente contrastantes como para separarlos.

Para el análisis del cambio del paisaje, se calcularon y compararon las superficies de las unidades del paisaje en cada año, así como también el número y el tamaño promedio de sus fragmentos y matrices. Se calculó el error de cambio de las unidades del paisaje, transformando el mayor error lineal de georreferenciación reportado por Ilwis (141 m lineales) en áreas. Este error se debió a la falta de puntos controles en el área sin fotos de la misión 1972 y la inaccesibilidad al lugar para tomar puntos con el GPS.

Para el cálculo de las tasas de transformación de las unidades del paisaje fueron cruzados los mapas de diferentes años para obtener los mapas de polígonos de cambio, con los que se calcularon las áreas de regeneración y de pérdida de las

selvas, que fueron divididas entre el número de años entre cada misión del cruce y se obtuvieron las tasas de cambio. También se halló el cambio neto de las unidades de selvas, sustrayéndoles a las áreas de regeneración, las áreas de pérdidas y se valoró en porcentaje, dividiendo el cambio neto entre el área de las unidades de selvas en los años iniciales a cada lapso de estudio.

RESULTADOS

Un total de 17 unidades del paisaje fueron clasificadas, correspondientes a las Selvas Húmeda Submontana (SHS), Selva Semicaducifolia Montana (SSM), Selva Nublada Montana Baja (SNMB), Selva Nublada Montana Alta (SNMA), Páramo Andino (Pa), también se lograron clasificar las unidades con intervención antrópicas, como Selva Húmeda Submontana intervenida (SHSI), Selva Semicaducifolia Montana intervenida (SSMI), Selva Nublada Montana Baja intervenida (SNMBI), Selva Nublada Montana Alta intervenida (SNMAI) ,

así como sus respectivas unidades de reemplazo: pastizales (PSHS, PSSM, PSNMB, PSNMA), cultivos anuales (Ca) y/o cafetales de sombra (Cf), y además las unidades de vegetación de dosel bajo (Vb) y un tipo de vegetación sobre deslizamientos (Vd).

Cambio del paisaje

Se estudió el proceso de cambio de las unidades del paisaje clasificadas. Debido a que las misiones 1952 y 1972 no contaban con el material fotográfico de toda el área de la cuenca, sólo fue posible comparar y analizar la transformación del 55 al 70% de las unidades de selvas.

Los resultados muestran una tendencia general a la disminución de las áreas de selvas, en especial de la Selva Nublada Montana Alta (Figura 1). Sólo las Selvas Húmeda Submontana y Semicaducifolia aumentaron en superficie durante el primer periodo de evaluación (entre 1952 y 1972). La superficie total de las selvas

decreció de 12215 ha en 1952 a 11331 ha en 1972, a 10222 ha en 1997, lo que representó pasar de un área aproximada de 42,1% en 1952, a 39% en 1972 y 35,2% en 1997 en relación al área total de la cuenca (Figura 2). De modo contrario el área total de pastizales se incrementó de 9193 ha en 1952 a 9959 ha en 1972 a 11169,3 ha en 1997, lo que se tradujo en una superficie ocupada por pastizales de aproximadamente 31,7%, 34,3% y el 38,5% durante los mencionados años.

Se observó un incremento de la fragmentación de las unidades de selva (Figura 3), en particular en la SNMA cuyo número de fragmentos ascendió de 21 a 74 en todo el lapso de estudio (1952-97). Se observó un incremento de la fragmentación de la SNMB y SSM en el primer periodo de estudio (entre 1952 y 1972), elevándose de 26 a 40 y de 9 a 27 fragmentos respectivamente, luego para el segundo periodo se observó una disminución a 38 fragmentos de la SNMB y 12 fragmentos de la SSM. Paralelamente, se encontró una tendencia al

Tabla 2. Áreas, tasas y porcentaje de pérdida de los ecosistemas de selva presentes en la cuenca del río Capaz.

Unidad del paisaje	Área perdida (ha)		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	103,4 ± 18,3	257,3 ± 30,1	108,7 ± 18,9
Selva Semicaducifolia Montana	481,3 ± 41,9	534,3 ± 44,2	605 ± 47,2
Selva Nublada Montana Baja	661,9 ± 49,5	393,1 ± 37,7	764 ± 53,3
Selva Nublada Montana Alta	1771,9 ± 82,2	2295,9 ± 93,8	2866,2 ± 105,1
Páramo andino	250,4 ± 29,6	196 ± 26	251,2 ± 29,7
	Tasa anual de pérdida (ha/año)		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	5,2	10,3	2,4
Selva Semicaducifolia Montana	24,1	21,4	13,4
Selva Nublada Montana Baja	33,1	15,7	17,0
Selva Nublada Montana Alta	88,6	91,8	63,7
Páramo andino	12,5	7,8	5,6
	% anual de pérdida		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	2,4	2,3	0,5
Selva Semicaducifolia Montana	1,1	1,0	0,6
Selva Nublada Montana Baja	1,8	1,1	1,2
Selva Nublada Montana Alta	1,1	1,3	0,9
Páramo andino	0,3	0,2	0,1

incremento del número de parches de pastizales inmersos entre las matrices de selvas entre 1952-72 y luego una disminución para 1997. Por otra parte, se observó la disminución del tamaño promedio de los fragmentos de selvas, como por ejemplo, en la SNMA, con una reducción promedio de 356 ha para 1952 a 80,5 ha en 1997.

Tasas de cambio del paisaje

Las tasas de pérdidas de superficies para la mayoría de las unidades de selvas incrementaron del primer periodo al segundo. Esto fue más marcado en la SNMA, cuya superficie transformada para el primer periodo de estudio (1952 y 1972) fue de $1771,9 \pm 82,2$ ha, con una tasa de pérdida de $88,6$ ha año⁻¹ y para el segundo periodo de evaluación (entre 1972 y el 97) fue de $2295,9 \pm 93,8$ ha, a una velocidad de $91,8$ ha año⁻¹ (Tabla 2) cuya área potencial (área total que podría estar cubierta por esta unidad del paisaje) es de 11017 ha. Solo

la SNMB y el páramo presentaron la tendencia inversa, con menores superficies de pérdida hacia el segundo periodo.

En líneas generales, las tasas de pérdidas oscilaron entre 2,4 (SHS) y $91,8$ ha año⁻¹ (SNMA). Estos valores representaron entre 1 y 2,4 % de la superficie inicial de cada unidad para cada periodo, con excepción del páramo, cuya tasa de pérdida fue de 0,2 % (Tabla 2).

Paralelamente, se observó la recolonización o regeneración natural de las selvas sobre áreas anteriormente utilizadas en actividades agrícolas (Tabla 3). La velocidad de este proceso se estimó entre 3,1 (PA) y $58,9$ ha año⁻¹ (SNMA). En porcentaje, estos valores representaron entre 0,1 al 1,2 % de las áreas iniciales de las selvas, con excepción de la SHS cuya recolonización fue 7,5% entre 1952-72.

Al hacer un balance entre las áreas de regeneración con las de pérdida, se estimó el cambio neto (Figura 4). Se halló que para el periodo

Tabla 3. Áreas, tasas y porcentajes de recolonización y avance de los ecosistemas de selva presentes en la cuenca del río Capaz.

Unidad del paisaje	Área recolonizada (ha)		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	$338,6 \pm 34,8$	$362,5 \pm 36,1$	$448,8 \pm 40,4$
Selva Semicaducifolia Montana	$515,6 \pm 43,4$	$528,0 \pm 44$	$633,8 \pm 48,4$
Selva Nublada Montana Baja	$184,9 \pm 25,2$	$332,6 \pm 34,5$	$224,6 \pm 28$
Selva Nublada Montana Alta	$1177,5 \pm 66,6$	$1145,6 \pm 65,7$	$1123,8 \pm 65$
Páramo andino	$110,8 \pm 19,1$	$225,9 \pm 28,1$	$141,5 \pm 21,8$
	Tasa anual de recolonización (ha/año)		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	16,9	14,5	10,0
Selva Semicaducifolia Montana	25,8	21,1	14,1
Selva Nublada Montana Baja	9,2	13,3	5,0
Selva Nublada Montana Alta	58,9	45,8	25,0
Páramo andino	5,5	9,0	3,1
	% anual de recolonización		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	7,9	3,2	2,2
Selva Semicaducifolia Montana	1,2	0,9	0,6
Selva Nublada Montana Baja	0,5	1,0	0,4
Selva Nublada Montana Alta	0,7	0,6	0,3
Páramo andino	0,1	0,2	0,1

completo de estudio (1952 al 97) los procesos de regeneración de la SHS dominaron sobre los de pérdida, recolonizando el 75,6 % de su superficie original. De manera similar, se estimó que la SSM regeneró el 1,3% de su superficie, pero ambos procesos presentaron tasas semejantes reflejando la estabilización de la frontera agrícola. Para la SNMB, la SNMA y el PA, los procesos de pérdida dominaron, disminuyendo una superficie neta de 38,6 % (SNMB), 24,1 % (SNMA) y 2,5 % (PA) entre 1952 y 97 (Tabla 4). Considerando únicamente el periodo entre 1972 al 97 (Figura 4), se halló que la SNMB presentó, al igual que la SSM, una aparente estabilización de su frontera agrícola.

Se pudo observar que la pérdida del Páramo estaba relacionada a un avance de la Selva Nublada Montana Alta sobre dicha unidad, estimándose áreas de reemplazo de $117,4 \pm 19,7$ ha entre 1952-72 y $135,3 \pm 21,3$ ha entre 1972-97 (Figura 9). A pesar, de ello, se observó una gran dinámica de cambios en este ecotono, que dificultan la interpretación de este resultado.

Es de resaltar (Figuras 5, 6, 7 y 8) las pocas áreas de selvas que se han mantenido sin aparente intervención, así como las escasas áreas de recolonización, las grandes superficies de SHS, SSM y SNMB transformadas antes de 1952 (representadas sin color entre las curvas de nivel

de cada unidad, en las mencionadas figuras) y el fuerte proceso de deforestación sobre la SNMA, para los diferentes periodos de estudio.

Fue contrastante el grado de alteración que poseen las zonas de bajas pendientes con menos $12,5^\circ$, en relación a aquellas áreas de fuertes pendientes, con inclinaciones mayores a $22,5^\circ$ (Figura 6 y 7). Se observó la transformación casi total de las zonas planas, antes de 1952, las cuales permanecieron como pastizales hasta 1997. Por el contrario, las áreas más pendientes, de poca accesibilidad (inutilizables para fines agrícolas) resguardan los relictos y matrices de selva sin aparente intervención.

Por otra parte, en las matrices de pastizales sobre zonas de bajas pendientes, se observaron numerosos parches de selva que fueron cada vez más pequeños y progresivamente cada vez más aislados durante el tiempo de estudio.

DISCUSIÓN

De los tipos de vegetación natural de la cuenca del río Capaz, la Selva Húmeda Submontana presentó los más altos porcentajes de recolonización y pérdida, lo que puede deberse a la poca superficie que ocupa esta unidad en la cuenca (3015 ha, de las cuales 2094 fueron analizadas), resultando que pocas hectáreas transformadas representan

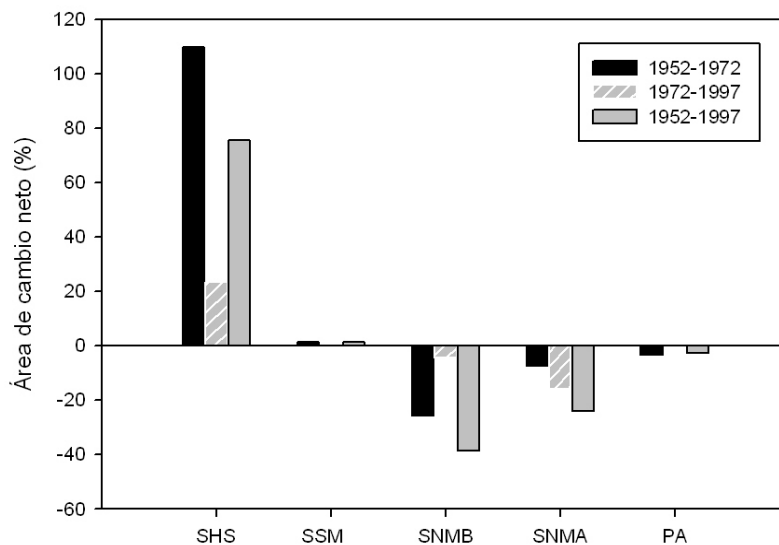


Figura 4. Balance entre el proceso de regeneración y pérdida (Cambio neto (%)) de las unidades naturales de: Selva Húmeda Submontana (SHS), Selva Semicaducifolia Montana (SSM), Selva Nublada Montana Baja (SNMB), Selva Nublada Montana Alta (SNMA) y Páramo (Pa), entre los periodos de estudio.

TRANSFORMACIÓN DE SELVAS DE MONTAÑA EN LA CUENCA DEL RÍO CAPAZ

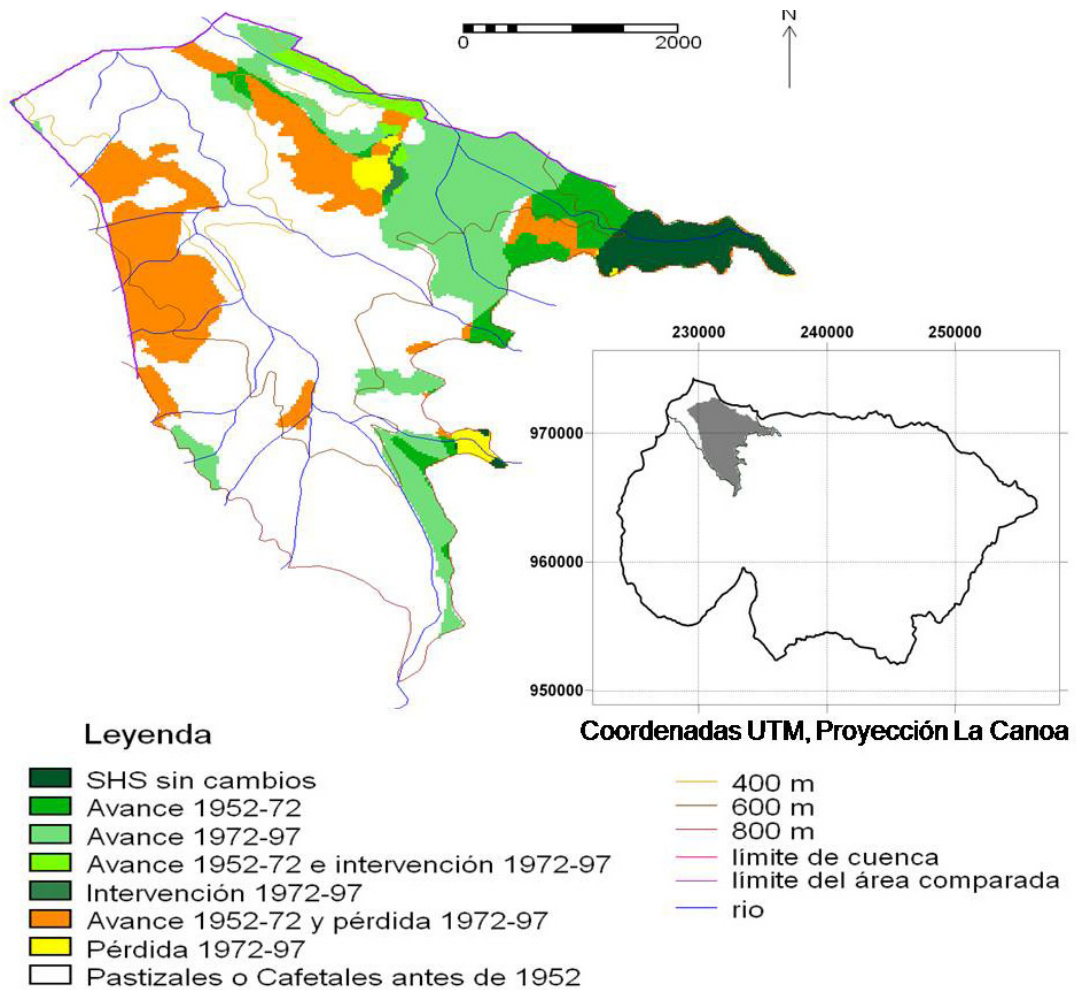


Figura 5. Mapa de cambios de la unidad de Selva Húmeda Submontana creado a partir del cruce de los mapas de 1952, 1972 y 1997. En gris el área comparada de la mencionada unidad.

un gran porcentaje para esta unidad. La SHS tuvo balance positivo para todo el tiempo de estudio (1952-97), que pudo ser consecuencia del abandono de áreas cafetaleras por la caída de los precios del café y problemas fitosanitarios (broca, roya) según las entrevistas realizadas. Por otra parte, el clima cálido, las altas precipitaciones y el uso predominantemente cafetalero de sombra y cacaoero, pudieron facilitar la acelerada regeneración de estas selvas. Sin embargo, esta unidad experimentó una disminución de sus tasas de regeneración y un aumento de la velocidad de pérdida, desde el primer al segundo periodo, que podría explicarse como consecuencia del crecimiento demográfico en la zona baja de la cuenca (Zambrano 1971).

En la Selva Semicaducifolia Montana, las tasas de recolonización y de pérdida fueron similares para todo el período de estudio, indicando la estabilización de la frontera agrícola, debido posiblemente, a la inexistencia de nuevas áreas propicias para el desarrollo de actividades agrícolas o a la creación del Parque Nacional Sierra La Culata en el año 1989, en cuyas áreas permanece la mayor matriz de esta selva, así como de SNMB y gran parte de la SNMA. Fue evidente la influencia de la topografía sobre el patrón de transformación de la SSM en la cuenca de Capaz. La influencia de las pendientes sobre la deforestación, ha sido antes reportada, por ejemplo, Gaveau *et al.* (2007) en las Selvas de Sumatra, halló grandes diferencias en la velocidad

de las transformaciones de 0,2% en áreas de pendientes >45° y de 1,9% en superficies con pendientes < 8,5°.

La Selva Nublada Montana Baja presentó un balance negativo, con pérdida neta de 38,9% para todo el periodo de estudio (entre 1952 a 1997), esto fue el producto de la deforestación y avance de la frontera de los pastizales. Entre los factores que posiblemente impulsaron este proceso, fue el crecimiento demográfico en la cuenca y en toda la región andina (Zambrano 1971 y Vivas 1992), combinado con políticas agrarias que incentivaron la producción nacional de leche por medio de créditos para la extensión y creación de nuevas áreas para el pastoreo, proceso que promovió la deforestación de cientos de hectáreas de selvas de montaña, así como también de tierras bajas, como la Selva Húmeda Baja en el Sur del Lago de Maracaibo (Romero y Monasterio 1996). A

pesar de las pérdidas netas para todo el periodo en estudio, si es considerado el lapso entre 1972 y 1997, las tasas de regeneración y de pérdida tendieron a igualarse, repitiéndose el mismo patrón de transformación hallado para la SSM. Este proceso de estabilización de las transformaciones fue descrito por Seabrook, *et al.* (2007), indicando que los procesos de deforestación presentan un modelo sigmoideal, comenzando lentamente, acelerándose en el inicio de la fase de desarrollo y finalmente estabilizándose.

La Selva Nublada Montana Alta fue la unidad que sufrió la mayor transformación en el periodo de estudio. Fue reemplazada a una tasa de 1,3% anualmente. Se observó que el proceso de deforestación fue por varios frentes de avance que abrieron progresivamente numerosas áreas de pastizales en el interior de la selva. Estos parches se fueron uniendo hasta formar una matriz

Tabla 4. Áreas y porcentajes de cambio neto (balance entre las áreas de recolonización y de pérdida) que sufrieron los ecosistemas de selvas de la cuenca del río Capaz y superficies de selvas sin aparentes cambios durante el tiempo de estudio.

Unidad del paisaje	Cambio neto (ha)		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	235,2	105,2	340,1
Selva Semicaducifolia Montana	34,3	-6,3	28,8
Selva Nublada Montana Baja	-477,0	-60,5	-539,4
Selva Nublada Montana Alta	-594,4	-1150,3	-1742,3
Páramo andino	-139,6	29,9	-109,7
	% de cambio neto		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	110,0	23,4	75,6
Selva Semicaducifolia Montana	1,5	-0,3	1,3
Selva Nublada Montana Baja	-25,7	-4,3	-38,6
Selva Nublada Montana Alta	-7,5	-15,9	-24,1
Páramo andino	-3,2	0,7	-2,5
	Área sin cambio (ha)		
	1952-1972	1972-1997	1952-1997
Selva Húmeda Submontana	110,7 ± 19	191 ± 25,7	105 ± 18,5
Selva Semicaducifolia Montana	1732,1 ± 81,2	1712 ± 80,8	1608,3 ± 78,2
Selva Nublada Montana Baja	1208,0 ± 67,5	1005,4 ± 61,4	1106,9 ± 64,5
Selva Nublada Montana Alta	6061,6 ± 153,7	4938,5 ± 138,5	4966,7 ± 138,9
Páramo andino	4221,6 ± 127,9	4136,4 ± 126,6	4220,8 ± 127,9

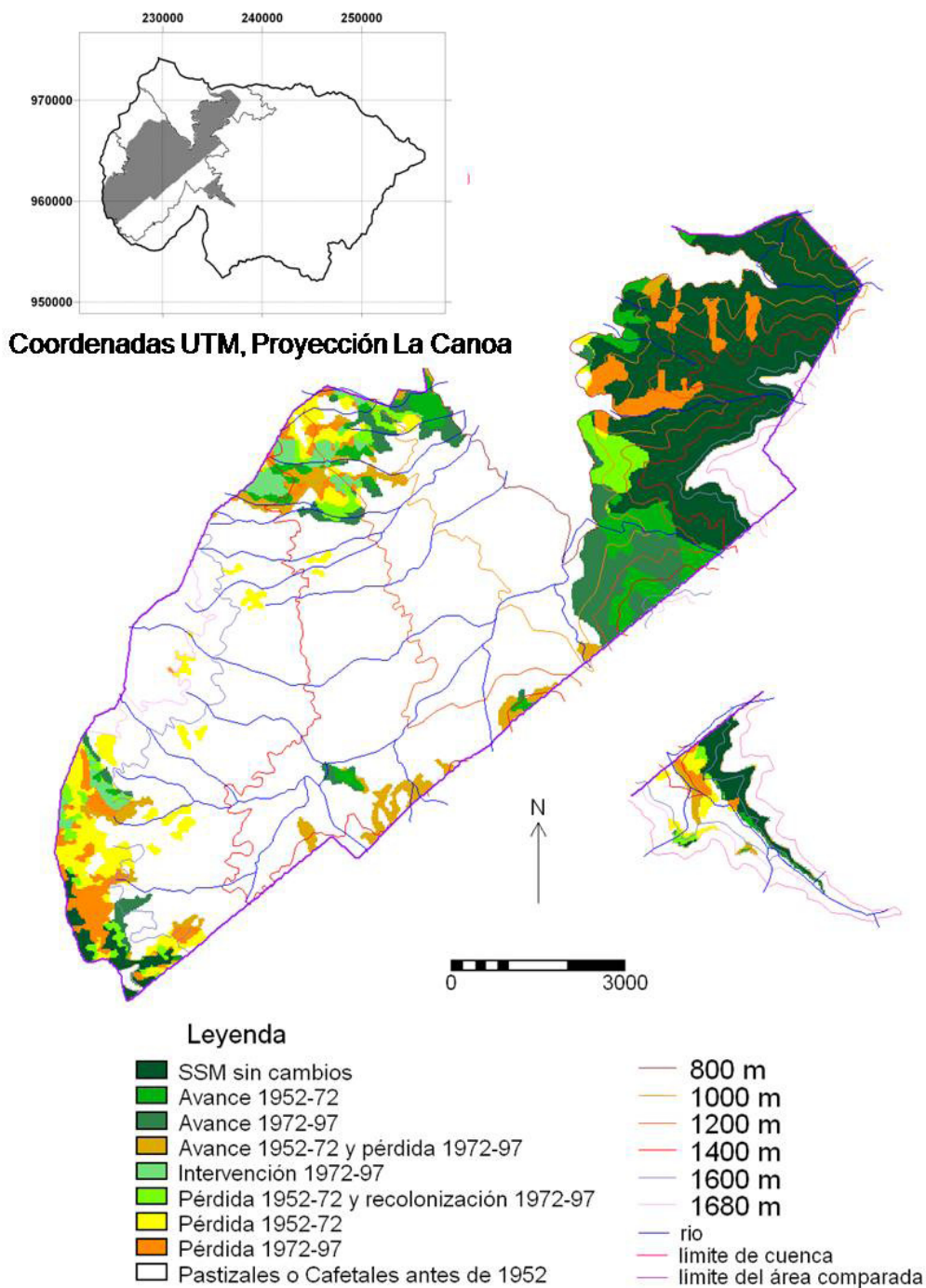


Figura 6. Mapa de cambios de la unidad de Selva Semicaducifolia Montana creado a partir del cruce de los mapas de 1952, 1972 y 1997. En gris el área comparada de la mencionada unidad.

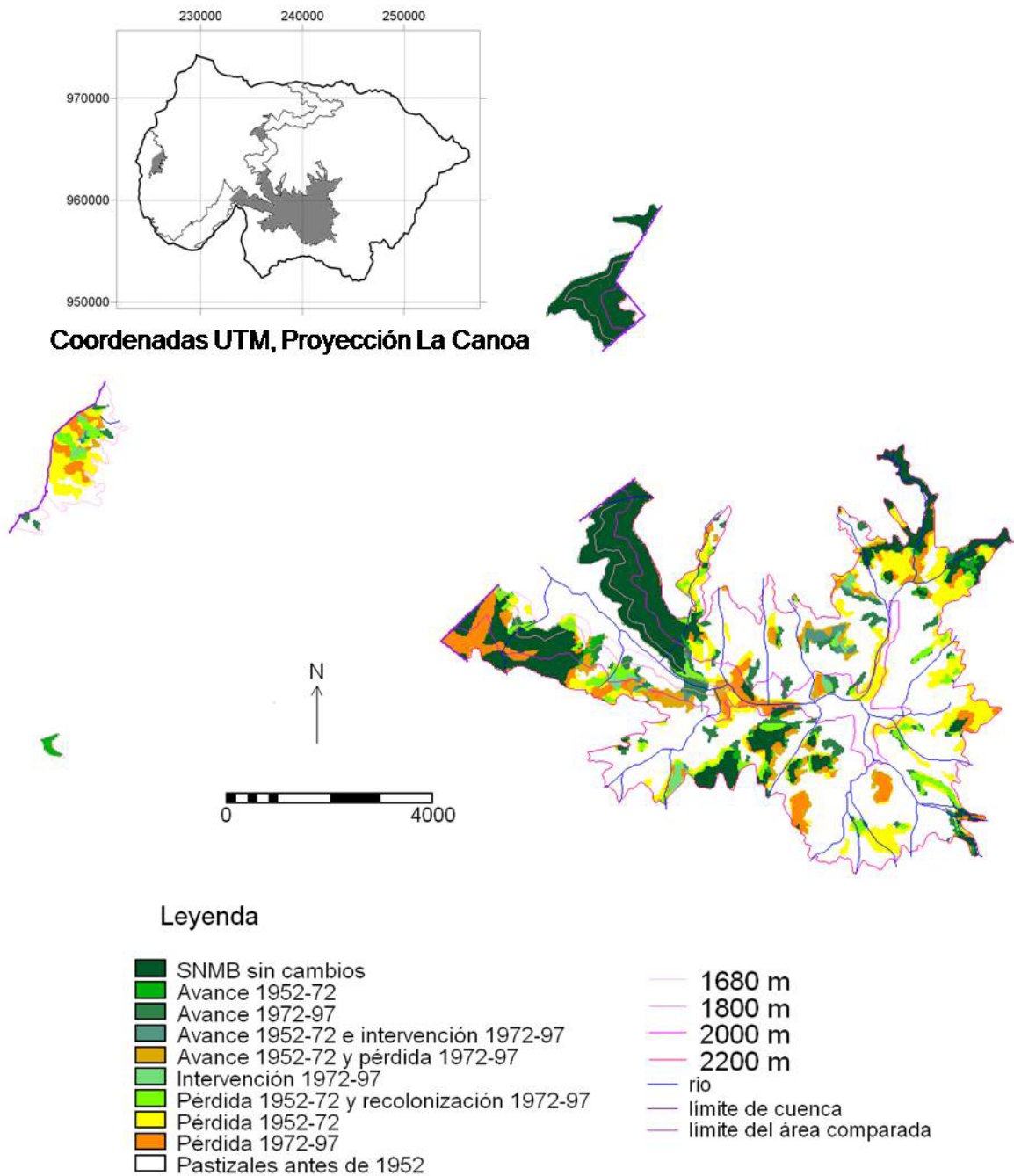


Figura 7. Mapa de cambios de la unidad de Selva Nublada Montaña Baja creado a partir del cruce de los mapas de 1952, 1972 y 1997. En gris el área comparada de la mencionada unidad.

TRANSFORMACIÓN DE SELVAS DE MONTAÑA EN LA CUENCA DEL RÍO CAPAZ

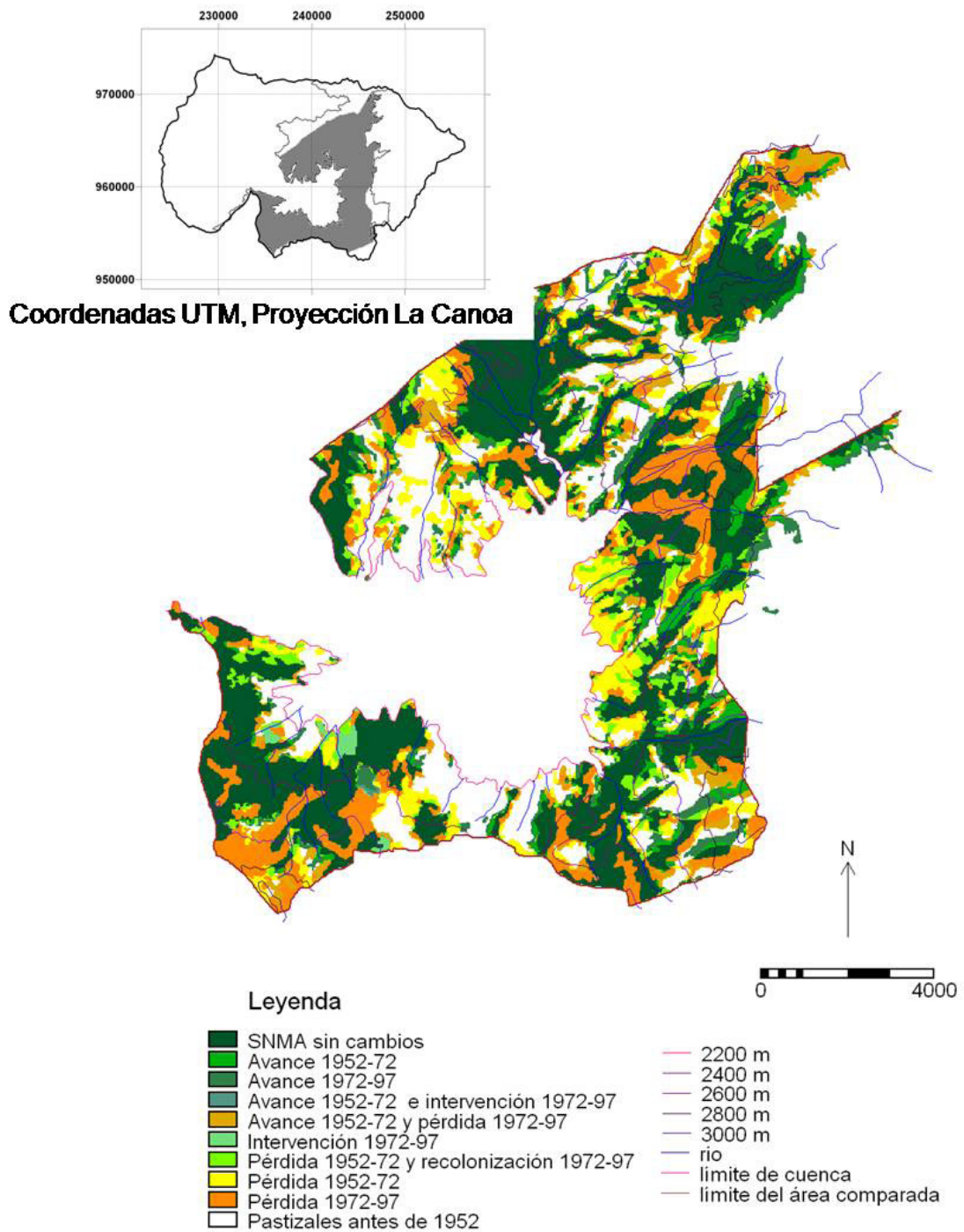


Figura 8. Mapa de cambios de la unidad de Selva Nublada Montana Alta creado a partir del cruce de los mapas de 1952, 1972 y 1997. En gris el área comparada de la mencionada unidad.

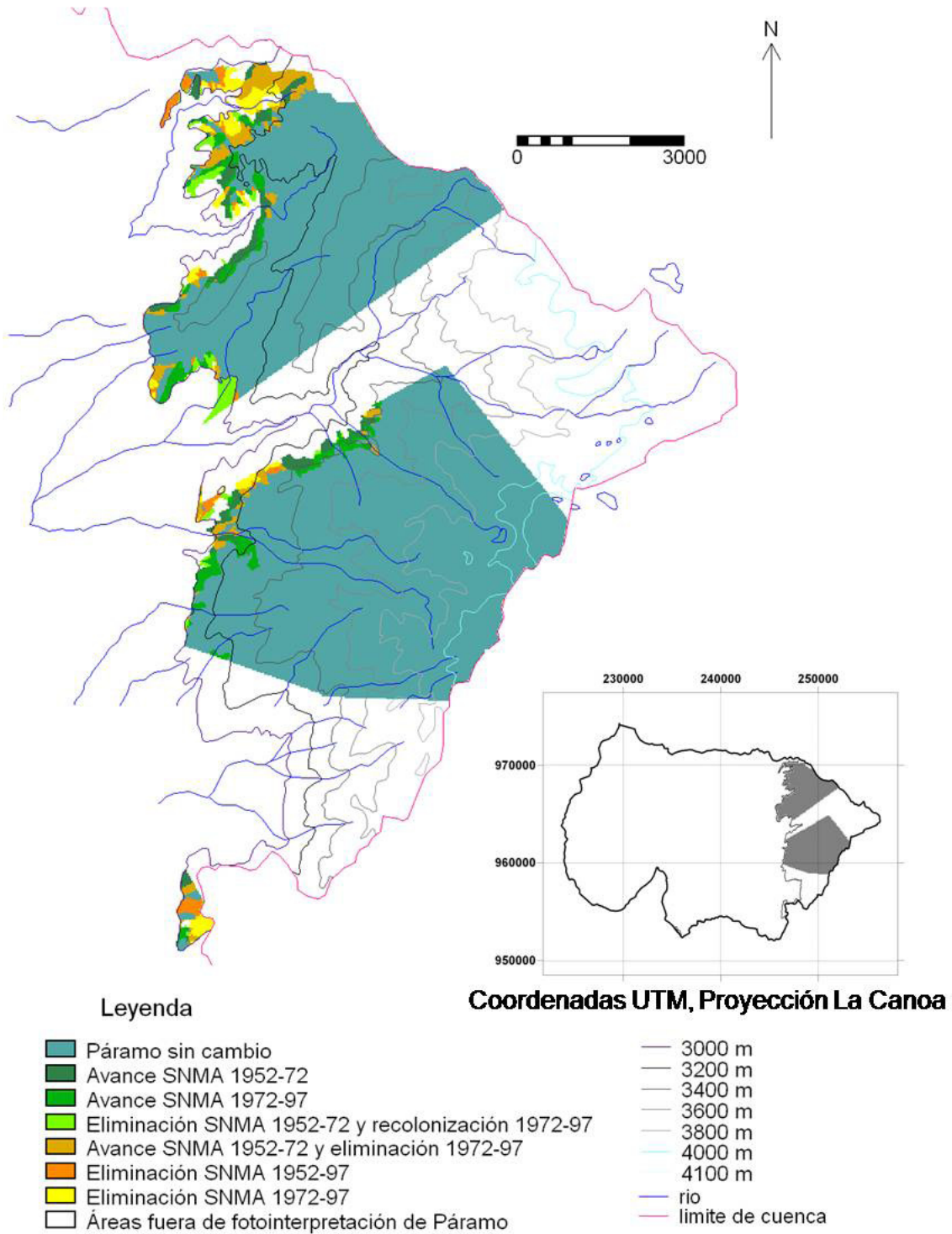


Figura 9. Cambios en la unidad de Páramo, avance de la SNMA sobre el Páramo. Mapa creado a partir del cruce de los mapas de 1952, 1972 y 1997. En gris el área comparada de la mencionada unidad.

continua de pastizal con numerosos fragmentos de selva cada vez más aislados. Reflejo de ello, fue el incremento del número de fragmentos y la notable disminución del tamaño promedio de los mismos. El declive de sus tasas de regeneración, en adición con un notable incremento de las tasas de pérdida, indicaron un acelerado proceso de reemplazo, que eliminó una superficie neta de 1742,3 ha entre 1952 y 1997, de las cuales 1150 ha fueron deforestadas en el segundo periodo (1972 al 97).

Entre los factores que se cree que promovieron este proceso, se encuentra el crecimiento demográfico, al igual que en las unidades anteriores, lo que se traduce en un aumento de la presión antrópica sobre estos ambientes. Por otra parte, según las entrevistas realizadas, está relacionado a cambios en la tenencia de la tierra de una generación a la siguiente (tierras que eran explotadas por una familia, luego pasaron a ser utilizadas por numerosas familias conformadas por los hijos de la primera), nuevos propietarios pudientes, explotación ilegal de madera, la creación de nuevas carreteras y mejoramiento de la vialidad.

Este proceso de transformación avanzó también sobre áreas del Parque Nacional La Culata. No se puede concluir con respecto a la eficiencia de las figuras de protección en la cuenca, porque estas fueron decretadas en 1989 (Zona Protectora del Río Capaz) y 1990 (Parque Nacional La Culata), por consiguiente, el último periodo de estudio, combina un lapso sin protección, junto a otro bajo administración especial. Sin embargo, las tasas de transformación de la SNMA incrementaron para este último periodo, pero existe la posibilidad que esta tendencia cambie y el proceso sea frenado como ha sido reportado en otros casos (Bruner *et al.*, 2001; Sánchez-Azofeifa *et al.* 2003; Defries *et al.* 2005).

La transformación del Páramo andino en la cuenca fue baja, posiblemente por su difícil accesibilidad y sus pronunciadas pendientes. Sin embargo, es utilizado para el pastoreo extensivo de ganado vacuno (Duque 1995) cuyo impacto no es apreciable a la escala en que se trabajó. Las pérdidas netas de esta unidad, se observaron sobre su límite inferior y fueron relacionadas a un aparente avance de la SNMA sobre esta unidad. Este proceso se evidenció mejor cerca de

los márgenes de ríos, donde las condiciones de humedad y posiblemente temperatura, son más favorables para el desplazamiento de la selva a altitudes mayores. Este proceso posiblemente se deba al cambio climático global, ya que según lo reportado, la temperatura de nuestro planeta ascendió en 0,6 °C (0,4 a 0,8 °C) en los últimos 100 años (Gitay *et al.* 2002), lo que ha implicado, considerando el gradiente altotérmico (Sarmiento 1986), que las condiciones térmicas actuales de un lugar serían las que hace 50 años se encontraban 50 m altitudinalmente más abajo, condición que favorece el avance de las selvas sobre el páramo. Estos resultados, debido a los errores de georreferenciación y al dinamismo de deforestación en estas áreas, deben ser tratados con más detalle, para ello será necesario abrir una ventana de análisis sobre el ecotono SNMA – Páramo, para poder afirmar con certeza el desplazamiento del límite entre dichas unidades, sin embargo, cabe la posibilidad de que este proceso se esté dando.

En líneas generales, sólo aquellas áreas que representan selvas sin aparente intervención entre 1952 y 1997, podrían ser áreas cuya biodiversidad esté en mejores condiciones. Todas aquellas áreas clasificadas como zonas de regeneración representan selvas secundarias de diferentes edades. Estas selvas fueron clasificadas al final de los periodos como selvas sin intervención gracias a las similitudes de los doseles, lo que pudiera estar indicando que funcionalmente son parecidas a las selvas originales, pero florísticamente no necesariamente. La recuperación de su biodiversidad dependerá de variables como tamaño de los fragmentos, cercanía a remanentes de selvas conservados, fertilidad de los suelos, tiempo en sucesión (Guariguata y Ostertag 2003), así como también del tipo de uso anteriormente desarrollado, intensidad del uso, entre otros.

Comparando las tasas de transformación de bosques de montaña reportados en la bibliografía con los calculados, se encontró un proceso de cambio a velocidades muy similares (Vietnam 0,63%, México 0,7%, Bolivia 1,3%). La pérdida de las selvas en la cuenca (1 a 1,3 %), fue similar a la media nacional de deforestación (1,2%), excluyendo la SHS (2,3%) que sobrepasa este valor.

CONCLUSIONES

Se halló que más de la mitad de la superficie potencial de las selvas de la cuenca, fue deforestada y transformada a áreas dedicadas al desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas, encontrándose que el 32,9% de la cuenca fue transformada de selvas a pastizales.

Se observó que las unidades de selva se encontraban en diferentes fases en el proceso de transformación. La Selva Semicaducifolia Montana y la Selva Nublada Montana Baja, aparentemente se hallaron en la etapa final del proceso de transformación con la estabilización de su frontera agrícola. Por otra parte, la Selva Nublada Montana Alta se encontró en plena fase intermedia, con el incremento notorio de sus tasas de cambio. Esto indica que los procesos de transformación de cada selva responden a la interacción de variables ambientales, socioeconómicas e históricas, propias de cada una de estas.

El patrón de transformación y la estabilización de la frontera agrícola pareciera estar más fuertemente asociado a la topografía de la cuenca que a la presencia de las Áreas Bajo Administración Especial (ABRAE). Se observa una gran coincidencia entre las áreas mayormente conservadas con las zonas de pendientes fuertes ($>22,5^\circ$).

Las tasas de deforestación y transformación de las selvas de la cuenca, fueron similares a las consultadas en la bibliografía para selvas de montaña. La disminución del porcentaje de regeneración de las selvas e incremento de sus procesos de deforestación del primer período al segundo, reflejan un posible aumento de las presiones antrópicas sobre las selvas de la cuenca.

La fragilidad natural característica de la cuenca del río Capaz y en general de la región de los Andes, determinada por su topografía, clima, litología, entre otros, posiblemente se vea más vulnerable al deterioro ambiental, como consecuencia de la eliminación de las selvas y su sustitución por pastizales, situación que es aparentemente similar en mayor o en menor grado en muchas partes de los Andes venezolanos. Es una realidad preocupante puesto que las selvas son ecosistemas proveedores de gran número de

servicios ambientales y el albergue de una gran biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por el Consejo de Desarrollo Científico, Humanístico y Tecnológico, Universidad de Los Andes, Venezuela (CDCHT C-1238-04-01-F y CDCHT C-1259-04-01-A). Los equipos utilizados en este trabajo fueron adquiridos gracias a FONACIT (F-2002000424). Se agradece al personal técnico, administrativo y docentes del Instituto de Ciencias Ambientales y Ecológicas de La Universidad de Los Andes por su valiosa colaboración en el desarrollo de esta investigación.

LITERATURA CITADA

- ARCAND, J.L., GUILLAUMONT, P. y S. GUILLAUMONT
J. 2007. Deforestation and real exchange rate. *Journal of Development Economics* 86(2): 242-262.
- ATAROFF, M. y F. RADA. 2000. Deforestation Impact on Water Dynamics in a Venezuela Andean Cloud Forest. *Ambio*. 29: 440-444.
- ATAROFF, M. y L. SARMIENTO. 2003. Diversidad en los Andes de Venezuela. I. Mapa de unidades ecológicas del estado Mérida. ICAE (CD-ROM Dep. leg lf23720025741998X, ISBN 980-11-0670-0) Biblioteca Nacional, Caracas.
- ATAROFF, M. y L. SARMIENTO. 2004. Las Unidades Ecológicas de Los Andes. In. La Marca, E y P. J. Soriano (ed). *Reptiles de Los Andes de Venezuela*. MCTM, Mérida – Venezuela.
- BRUNER, A.G., GULLISON, R.E., RICE, R.E. y G.A.B. DA FONSECA. 2001. Effectiveness of park in protected tropical biodiversity. *Science* 291: 125-128.
- CENTENO, J. 2003. Deforestación fuera de control en Venezuela. <http://www.ciens.ula.ve/~jcenteno/DEFOR-ES.html>
- CHUVIECO, E., J. SALAS, E. MEZA y F. VARGAS. 2002. Empleo de la teledetección en el análisis de la deforestación tropical: el caso de la reserva forestal de Ticoporo (Venezuela). *Serie geográfica* 10:55-76.
- CULAS, R. 2007. Deforestation and the environmental Kuznets curve: An institutional perspective. *Ecological Economics* 61: 429-437.

TRANSFORMACIÓN DE SELVAS DE MONTAÑA EN LA CUENCA DEL RÍO CAPAZ

- DEFRIES, R., HANSEN, A., NEWTON, A.C. y M.C. HANSEN. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications* 15 (1): 19-26.
- DUQUE, F. 1995. Inventario y Diagnostico de los Recursos Naturales de la Cuenca del Río Capaz en el Marco de su Ordenación Legal. Tesis (Magister Scientiae). Instituto Iberoamericano de Derecho Agrario y Reforma Agraria. Mérida. Venezuela.
- FEO, F. 1982. Diagnostico Conservacionista Fase I. Cuenca del Río Capaz. MARNR. Mérida. Venezuela.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, 1992. Forest Resources Assessment, Tropical Countries, Forestry. Paper, Vol.112. FAO, Rome.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION, 1997. State of the World's Forests. FAO, Rome.
- GAVEAU, D.L.A., WANDOMO, H. y F. SETIABUDI. 2007. Three decades of deforestation in southwest Sumatra: Have protected areas halted forest loss and logging, and promoted re-growth? *Biology Conservation* 134: 495-504.
- GIRI, C., PENGRA, B., ZHU, Z., SINGH, A y L.L. TIESZEN. 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. *Estuarine Coastal and Shelf Science* XX: 1-10
- GITAY, H., A. SUÁREZ, D. J. DOKKEN y R.T. WATSON. 2002. Cambio Climático y Biodiversidad. Documento Técnico V del IPCC.
- GUARIGUATA, M. R. y M. OSTERTAG. 2002. Sucesión secundaria. Pp. 591-623. In: Guariguata M. R. y G. H. Kattan (ed): *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Ediciones LUR. Costa Rica.
- HUANG, C., KIM, S., ALTSTATT, A., TOWNSHEND, J.R.G., DAVIS, P., SONG, K., TUCKER, C.J., RODAS, O., YANOSKY, A., CLAY, R., y J. MUSINSKY. 2007. Rapid loss of Paraguay's Atlantic Forest and the status of protected areas. A landsat assessment. *Remote Sensing of Environment* 106: 460-466.
- ITC. 2001. ILWIS 3.0 Academic. User's Guide. ITC. Enschede. The Netherlands.
- KATTAN, G. H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. Pp 561-559. In: Guariguata, M. R. y G. H. Kattan (ed): *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Ediciones LUR. Costa Rica.
- LA MARCA, E. y P. J. SORIANO. 2004. Reptiles de Los Andes de Venezuela. Mérida – Venezuela.
- MILLINGTON, A.C., VELEZ-LIENDO, X.M. y A.V. BRADLEY. 2003. Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 57: 289-299.
- MONASTERIO, M. 1980. Las Formaciones Vegetales de los Páramos de Venezuela. Talleres Gráficos Universitarios. ULA. Mérida – Venezuela.
- OSORIO, B. y B. ANDRADE. 1984. Proyecto Conservacionista de las Cuenca Alta de los Ríos Macho-Capaz, Municipio Jají, Edo. Mérida. Tesis Ingeniería en Ciencias Forestales). Universidad de los Andes. Mérida. Venezuela.
- PERNIA, E. 1989. Guía Práctica de Fotointerpretación. Facultad de Ciencias Forestales. Universidades de los Andes. Mérida. Venezuela.
- PORTER-BOLLAND, L., ELLIS, E.A. y H.L. GHOLZ. 2007. Land use dynamics and landscape history in La Montaña, Campeche, México. *Landscape and Urban Planning* 82 (4):198-207
- PRIMACK, R. B. y J. ROS. 2002. Introducción a la biología de la conservación. Editorial Ariel, S. A. Barcelona. España.
- PROYECTO GAIA- CASO VENEZUELA. Centro de Simulación y Modelos de la Universidad de Los Andes-Mérida-Venezuela. <http://www.cesimo.ing.ula.ve/GAIA>
- ROMERO, L. y M. MONASTERIO. 1996. Los costos ecológicos y socioeconómicos del autoabastecimiento lechero. El caso de Sur del Lago de Maracaibo. *Agroalimentaria*. 3: 79-84.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A., DAILY, G.C. PFAFF, A.S.P. y C. BUSCH. 2003. Integrity and insolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation* 109: 123-135.
- SARMIENTO G. 1986. Los Principales Gradientes ecoclimáticos de los Andes tropicales. Simposio de ecología de tierras altas. Anales del VI congreso Latinoamericano de Botánica. Vol 1. Colombia.
- SARMIENTO G., PINILLOS, M. y I. GARAY. 2005. Biomass Variability in Tropical American Lowland Rainforest. *Ecotrópicos* 18 (1): 1-20.
- SEABROOK, L., MCALPINE, C. y R. FENSHAM. 2007. Spatial and temporal analysis of vegetation change in agricultural landscape: A case study of two brigalow (*Acacia harpophylla*) landscape in Queensland, Australia. *Agriculture Ecosystems and Environment* 120: 211-228.
- SCRIECIU, S. S. 2007. Can economic causes of tropical deforestation be identified at a global level? .

- Ecological Economics 62: 603-612.
- SUÁREZ P., D.C. 2005. Análisis comparativo de la diversidad del paisaje ecológico de la Selva Semicaducifolia causado por el impacto humano. Trabajo Especial de Grado de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad de Los Andes, Mérida.
- USIVUORI, J., LEHTO, E. y M. PALO. 2002. Population, income and ecological conditions as determinants of forest area variation in the tropics. *Global Environmental Change* 12: 313-323.
- VEILLON, J. P. 1986. Los Bosques Naturales de Venezuela, Parte I, El Medio Ambiente. Instituto de Silvicultura, Universidad de los Andes. Mérida – Venezuela.
- VIVAS, L. 1992. Los Andes Venezolanos. Academia Nacional de Historia. Caracas.
- WILSON, E. O. 1988. The current state of biological diversity In Wilson E. O: Biodiversity. National Academy Press, U.S.A.
- WHITMORE, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In Laurance W. F. y R.O. Bierregaard (ed): *Tropical forests remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, USA.
- ZAMBRANO L., J. H. 1971. Cambios en la distribución espacial de la población en la cuenca de los ríos Chama y Capazón. Escuela de Geografía. Universidad de los Andes. Mérida – Venezuela.
- ZIEGLER, A.D., GIAMBELLUCA, T.W., PLONDKE, D., LEISZ, S., TRAN, L.T., FOX, J., NULLET, M.A., VOGLER, J.B., TROUNG, D.M. y T.D. VIEN. 2007. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: Buffering of Hortonian overland flow. *Journal of Hydrology* 337: 57-67

Recibido 17 de mayo de 2009; revisado 8 de septiembre de 2009; aceptado 8 de diciembre de 2009