

Tesis de Maestría

Análisis y evaluación del proceso de fragmentación de hábitat en un sector de Yungas Argentinas

Eliano, Georgina S.

2008

Tesis presentada para obtener el grado de Magíster de la
Universidad de Buenos Aires en Ciencias Ambientales de la
Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the Master's and Doctoral Theses Collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Eliano, Georgina S.. (2008). Análisis y evaluación del proceso de fragmentación de hábitat en un sector de Yungas Argentinas. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. http://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n4510_Eliano

Cita tipo Chicago:

Eliano, Georgina S.. "Análisis y evaluación del proceso de fragmentación de hábitat en un sector de Yungas Argentinas". Tesis de Magíster. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2008. http://hdl.handle.net/20.500.12110/tesis_n4510_Eliano

EXACTAS UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



UBA

Universidad de Buenos Aires

BIBLIOTECA CENTRAL
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS
Y NATURALES / UBA

Biblioteca

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales

**Análisis y evaluación del proceso de
fragmentación de hábitat en un sector de
Yungas Argentinas**

Lic. Georgina S. Eliano

79044

Director: Dr. Daniel Somma
Co-Director: Dr. Rubén Quintana

2008

Índice

Resumen.....	3
1. Introducción	
Antecedentes de Investigación en la Ecorregión de las Yungas.....	5
Marco conceptual:	
Evolución de la ecología del paisaje y las métricas.....	11
Fragmentación del paisaje.....	13
La agricultura como productora de fragmentación y pérdida de biodiversidad.....	14
2. Objetivo de Trabajo.....	19
Área de Estudio.....	20
3. Materiales y Métodos	
Confección de Mapas temáticos.....	31
Métricas para la cuantificación del patrón de paisaje.....	32
Análisis entre ventanas temporales.....	36
4. Resultados y Discusión.....	42
5. Conclusión.....	56
Anexo:	
Definición y descripción de las métricas.....	57
Cartografía.....	61
Bibliografía	63

Resumen

El presente trabajo pretende ser un aporte al conocimiento de la fragmentación y pérdida de bosques nativos en la ecorregión de las Yungas. Desde que ésta ha sido señalada como una de las dos ecorregiones más relevantes del país por su gran diversidad biológica y por los importantes bienes y servicios ambientales que este ecosistema brinda como ser la regulación de cuencas e inundaciones, la regulación de la concentración de gases invernaderos, la regulación climática, el ciclado de nutrientes y otros servicios tales como polinización, mantenimiento de la diversidad biológica, valores recreativos, escénicos y de existencia. La pérdida de estos servicios incrementará sin duda los costos sociales asociados a externalidades, tales como la pérdida de productos maderables y no maderables, servicios como la conservación y el mejoramiento del suelo, protección de fuentes de agua etc. y disminuyendo los beneficios de los que se apropia la sociedad a distintos niveles (local, regional o global).

El objetivo principal del presente trabajo de tesis es cuantificar la pérdida de bosque de esta ecorregión, la cual se encuentra sometida a un importante proceso de cambio en el uso del suelo, aplicando conceptos teóricos y herramientas metodológicas provenientes de la ecología del paisaje.

El análisis realizado se basa en la comparación de cuatro cortes temporales (años 1973, 1986, 1997 y 2000) con el fin de cuantificar tanto la pérdida de bosque nativo como el aumento de la fragmentación. La finalidad del presente análisis es acrecentar tanto el conocimiento como la comprensión del problema de fragmentación del bosque en el área de estudio para poder tomar decisiones de planificación y manejo en dicha ecorregión. El esquema metodológico considerado plantea el uso de distintas herramientas como las métricas del paisaje para analizar el cambio en los usos de la tierra y el programa MCK (Map Comparison Kit) para validar la comparación entre los distintos años. Los resultados obtenidos indican que en la región de Yungas centrales, la zona con mayor cambio en el período de tiempo analizado es la franja que con dirección norte - sur que conecta los parques nacionales Baritú y Calilegua.

Ante esta situación, tanto de los resultados obtenidos en este trabajo como de otros sobre esta misma región, surge como recomendación intensificar la investigación científica en el área dado que por su gran diversidad resulta necesario diseñar planes de manejo que contemplen la conservación y uso sustentable de los recursos naturales.

1. Introducción

Los seres humanos han alterado dramáticamente la cantidad, composición y patrón de la vegetación a escala global. La fragmentación y la pérdida de los bosques remanentes es una amenaza directa para la diversidad biológica y pone en peligro el uso sustentable de los bienes y servicios ecológicos derivados de dichas tierras (Ritters et al. 2003).

La Convención para la Diversidad Biológica (CBD) y sus instrumentos complementarios señalan que un requisito fundamental para la conservación a largo plazo de la biodiversidad es la conservación *in situ* de los ecosistemas y hábitats naturales (Rocha et al.2001). La evidencia científica ha demostrado que el reto mencionado no se resuelve exclusivamente a través del manejo de un conjunto de áreas protegidas aisladas físicamente. Los espacios naturales no son elementos territoriales simples y estáticos sino que, por el contrario, representan estructuras complejas inmersas en matrices territoriales más amplias y sometidas a una dinámica evolutiva constante. El mantenimiento de los ecosistemas y de sus poblaciones de animales, plantas y otros organismos depende también del mantenimiento de flujos y conexiones más o menos continuos en el territorio. Muchas especies requieren diferentes tipos de facilidades o condiciones para su desplazamiento y dispersión, incluyendo el intercambio de genes entre sus individuos. Esto va a estar condicionado por contacto efectivo entre hábitats y paisajes a distintas escalas, es decir, de la existencia de territorios con funciones conectivas de distinto tipo (Rocha et al.2001).

Para mitigar la extinción de las especies silvestres y reducir la pérdida de biodiversidad, se requiere prevenir la fragmentación excesiva de sus hábitats originales. Análogamente, conservar la diversidad biológica implica no sólo la conservación de dichos hábitats sino también un nivel suficiente de conexión.

Antecedentes de Investigación en la Ecorregión de las Yungas

La Argentina y en particular la ecorregión de Yungas no son ajenas a todas estas problemáticas ambientales antes mencionadas. Históricamente se registran pérdidas en el país de diferentes sectores de bosque nativo. En el año 1937 existía una cobertura de bosques de 37.535.308 ha mientras que en el año 2002 esta se había reducido a 30.073.385 ha. Los datos demuestran una constante pérdida de superficie de bosque nativo y la existencia de una aceleración del proceso en las últimas décadas. Según las estimaciones efectuadas por la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF), la deforestación para el período 1998-2002 fue de aproximadamente 230.000 ha/año (Montenegro et al 2007).

Por esto, distintos organismos gubernamentales (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Parques Nacionales, etc.) conjuntamente con Universidades de nuestro país llevaron a cabo trabajos de investigación en las Yungas con distintos objetivos. Algunos de ellos tuvieron como objetivo particular estudiar sus características biogeográficas y cuantificar su biodiversidad. Más recientemente se enfocaron en analizar los cambios que dicha región experimentó y cómo dichos cambios, producto de las actividades humanas, impactaron en su estructura y funcionamiento.

La relevancia de la ecorregión de las Yungas se da principalmente por su diversidad biológica (junto con la Selva Paranaense poseen la mayor biodiversidad del país) lo que ha llevado a la creación de distintas formas de protección ambiental. Sin embargo, a pesar de poseer estas características y de los esfuerzos de conservación, la integridad de las Yungas esta cambiando rápidamente dado que miles de hectáreas de bosque han sido convertidas a campos dedicados a agricultura en los últimos treinta años (Aued et. al. 2004, Paruelo et. al. 2004, Somma 2006).

En el año 2001 y con el objetivo de estudiar la pérdida de bosque nativo en esta ecorregión, se realizó en el área en la cual se llevó a cabo la presente tesis, un relevamiento histórico para analizar el cambio de usos de la tierra tomando en cuenta tres cortes temporales de análisis (1986, 1997 y 2000), un mapa histórico confeccionado a partir de un análisis de fotointerpretación (COREBE 1973) y un análisis de los mapas de suelo y pendientes para detectar zonas de potencial desarrollo para la agricultura. Entre las conclusiones más importantes de los últimos trabajos realizados en la

zona (Somma et. al. 2004, Somma 2006) y que por otro lado son el punto de partida de la presente tesis, se pueden mencionar:

- 1- En el área de estudio en las Yungas, de 1.378.968 ha, existen más de 300.000 ha de suelos aptos para la agricultura y la ganadería.
- 2- En el período estudiado (1973-2000), el porcentaje de bosque transformado se duplicó en 27 años, pasando de 75.000 ha a 155.000 ha.
- 3- En áreas como Orán y Ledesma, esta tendencia se hace más clara, de manera tal que en 1986 la matriz de bosque dominaba el paisaje mientras que en el año 2000 se encuentra invertida, siendo ahora las áreas agrícolas el elemento dominante en el paisaje y los bosques constituyen parches remanentes.

También la secretaría de Ambiente y Desarrollo sustentable realizó un relevamiento forestal en el cual quedó establecida la pérdida de superficies forestales para la zona que comprende la Reserva de Biosfera Yungas, resultando Salta la provincia con mayores pérdidas de bosque nativo. El informe concluye que en el período estudiado (1997-2001) en la Reserva se ha producido tanto una pérdida de bosque por el avance de la frontera agrícola y otros factores acompañantes como la fragmentación de las áreas remanentes. El Desmonte entre los años 1986 y 1998, para el área que comprende actualmente dicha Reserva de Biosfera es de 10.988 ha (1.168 ha en la provincia de Jujuy y 9.820 ha en la provincia de Salta) y entre los años 1998 y 2002, es de 5.128 ha, 152 en la provincia de Jujuy y 4.976 ha en la provincia de Salta (Montenegro et al. 2007)

Otro estudio llevado a cabo por investigadores de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires se centró en el análisis del avance del cultivo de soja en dos polos agrícolas salteños (Tartagal al noreste y Las Lajitas al sudeste) entre los años 1989 y 2003. Los resultados mostraron que la superficie de este cultivo aumentó un 12% del total del área estudiada (Paruelo et al. 2004). Otra de las consecuencias ambientales más notables del avance de la frontera agrícola en la provincia de Salta es el cambio negativo del Índice Verde Normalizado (IVN). El IVN es un estimador de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el canopy. A partir de este índice es posible estimar la productividad vegetal o "producción primaria neta" (PPN). Se observó que las áreas donde tuvieron lugar los mayo-

res cambios en el uso de la tierra (reemplazo de vegetación natural por cultivos anuales) coinciden con aquellas que sufrieron cambios negativos en este índice. Cuando se analiza el cambio en la superficie agrícola y el cambio en las ganancias de carbono se observa una relación negativa y significativa entre ambos (Paruelo et al. 2004).

El informe forestal para la provincia de Jujuy, elaborado por la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, indica que el 80% de la deforestación producida en la provincia entre los años 1998 y 2002 pertenece a la Selva Tucumano boliviana, especialmente en su zona pedemontana, El Departamento más afectado fue el de Santa Bárbara (esta localidad está sólo parcialmente incluida en la zona de estudio), que contiene aproximadamente el 50% del área deforestada de la provincia. La otra localidad con mayor pérdida de bosque nativo es el Departamento de San Antonio (no incluido en la zona de estudio). El cambio se concentra particularmente en zonas de bosque con suelos profundos, sin avanzar significativamente en el resto de los tipos forestales ubicados en terrenos quebrados o faldeos montañosos.

La provincia de Jujuy presenta una situación similar a la de Tucumán, donde casi todas las superficies con aptitud agrícola fueron transformadas y los bosques se encuentran restringidos a las áreas montañosas más altas o sitios con limitantes edáficas.

A pesar de esta situación, en Jujuy, y en el período analizado, el avance de la frontera agrícola continúa y aunque la deforestación del período considerado corresponde a una superficie pequeña en comparación con otras provincias, representa una importante proporción de bosques que ocupan tierras planas. La identificación de las áreas degradadas no siempre es tan evidente ya que en este caso el cambio suele ser gradual y muchos bosques en donde se realiza una extracción selectiva de los ejemplares de alto valor económico, continúan observándose en las imágenes como tierras forestales o bosques rurales.

Llamativamente el informe forestal para la provincia de Jujuy de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, recomienda dar incentivos para generar un nuevo ciclo de reemplazo de bosque nativo por forestaciones industriales, no tiene en cuenta la pérdida de biodiversidad ni tampoco un plan de manejo que contemple la con-

servación y uso racional de recursos naturales. Tampoco se menciona el trabajo realizado por otros organismos estatales que recalcan este importante vacío de información, lo que muestra una falta de integración entre los distintos organismos estatales y provinciales para diagnosticar una situación ambiental y diseñar planes de manejo sustentable en las mismas.

Finalmente un informe del World Wildlife Fund (Dros 2004) presenta un análisis de los escenarios posibles de expansión del cultivo de soja en la Argentina y en otros países de América del Sur. En dicho trabajo se señala, que los ecosistemas del Chaco y las Yungas son los más amenazados, "con tasas de deforestación prevalecientes, del orden de 10.000 hectáreas anuales y es de esperar que para el año 2010 el bosque en las zonas bajas de las Yungas desaparezca". Hasta el año 2000, la selva pedemontana por debajo de los 600 m.s.n.m. fue talada predominantemente para dar principalmente paso al azúcar el tabaco y las forestaciones comerciales. Recientemente, la soja se ha convertido en el factor de estímulo más importante de la deforestación en las selvas de Yungas en Salta y Tucumán.

Mientras en los ecosistemas naturales la regulación interna de su funcionamiento es un producto de la diversidad de plantas a través de los flujos de energía y nutrientes y a través de sinergias biológicas, bajo la intensificación y simplificación agrícola esta forma de control se pierde progresivamente, de manera que los monocultivos como la soja deben ser predominantemente subsidiados con insumos químicos para asegurar su funcionamiento (Swift et al. en Altieri 2000). La siembra mecanizada reemplaza a los métodos naturales de dispersión de las semillas, los plaguicidas químicos reemplazan a los controles naturales de poblaciones de malezas, insectos y patógenos y la manipulación genética altera el proceso natural de evolución y selección de plantas. Hasta la descomposición es modificada dado que las plantas son cosechadas y la fertilidad del suelo es mantenida, no a través del reciclado de nutrientes, sino con aplicación recurrente de fertilizantes (Volante 2003). Una de las razones más importantes para mantener o estimular la biodiversidad natural es que ésta realiza una variedad de servicios ecológicos (Altieri 2000). En ecosistemas naturales, la cubierta vegetal de un bosque o una pradera natural previene la erosión del suelo, reaprovisiona el agua en el suelo y controla las inundaciones mejorando la in-

filtración y reduciendo el escurrimiento del suelo manteniendo los porcentajes de materia orgánica en los distintos horizontes del perfil del suelo constantes.

La transformación agrícola en una región también tiene un impacto socioeconómico, en esta región, las fincas altamente capitalizadas tienden a estar en tierras de alta calidad, mientras que las fincas de campesinos de bajos recursos suelen estar sobre tierras ecológicamente marginales o tierras recientemente incorporadas a la agricultura. Así, los agricultores empobrecidos carecen de acceso a buena tierra y capital y son forzados por necesidad a trabajar áreas naturales sobrantes, las cuales generalmente se encuentran en laderas con gran pendiente, a lo largo de los ríos y en otros ambientes frágiles tales como los márgenes de bosques, produciendo deterioro de la calidad de vida de las comunidades locales, tanto aborígenes como campesinas, afectadas además por la falta de mercados y la marginación social y geográfica. Los programas estatales de empleo no han logrado contrarrestar los procesos negativos, generando por el contrario dependencia económica y activando los procesos migratorios y el crecimiento de los cordones periféricos de pobreza de las ciudades de la región (Altieri 2000, Brown 2001, Rulli 2005, Paruelo et al. 2004).

Los trabajos con el tipo de herramientas como los utilizados en esta tesis pueden servir como base para la planificación territorial y para el planteo de pautas de uso sustentable de las Yungas. En este sentido investigadores de distintas áreas trabajan en la reclasificación de los diferentes sectores de la Reserva de Biosfera "Yungas", y actualmente se está planteando un ordenamiento territorial de la ecorregión más acorde a los nuevos paradigmas ecológicos, donde se contemplan, entre otras cuestiones, el mantenimiento de la conectividad entre parches de hábitat de bosque nativo, la regulación de las cuencas e inundaciones, la regulación de la concentración de gases invernaderos, la regulación climática, el ciclado de nutrientes, los servicios de polinización, el mantenimiento de la biodiversidad y los valores recreativos, escénicos y de existencia (Paruelo et al. 2004, Somma 2006, Daniele et al. 2006).

Marco Teórico Conceptual

Evolución de la ecología del paisaje y las métricas

La ecología del paisaje se enmarca en la nueva concepción científica de los años ochenta, donde los ecosistemas cambian a través del tiempo en un espacio multidimensional como sistemas localmente inestables pero globalmente estables. Las grandes perturbaciones naturales o antropogénicas pueden empujarlos hacia vías evolutivas diversas (Holding 1973, en Mateucci 1998). La heterogeneidad espacial y temporal del espacio y la importancia del patrón en los procesos ecológicos tanto verticales como horizontales son parte de esta nueva concepción, y se fundamenta en la Teoría de la Jerarquía, la cual parte de la premisa de que todos los sistemas biológicos son complejos y no lineales y comparten tres propiedades importantes: 1) una estructuración jerárquica 2) se encuentran lejos del equilibrio y 3) son metaestables. Esta teoría predice que los sistemas ecológicos están compuestos por niveles relativamente aislados y cada uno opera a escalas temporales y espaciales relativamente definidas. Por otra parte, la heterogeneidad espacial garantiza el mantenimiento de las metapoblaciones y la metaestabilidad del ecosistema a un nivel espacial (jerárquico) mayor que lo incluye. La ecología del paisaje, rechaza los paradigmas científicos reduccionistas y convencionales y los reemplaza por enfoques y métodos más integrativos, holísticos y transdisciplinarios, basados en una visión sistémica. Un punto fundamental es definir cuál es el arreglo óptimo de los usos de la tierra en el paisaje para un propósito particular. A partir de esto se puede planificar su estructura, de modo de mantener la diversidad de hábitat y las conexiones que aseguren la metaestabilidad, compatibilizando efectivamente la integridad ecológica con las necesidades del hombre.

El paisaje como noción transdisciplinaria enmarcada en la concepción dialéctico-sistémica incluye al menos 3 niveles que son, el geosistema o paisaje natural, el socio-sistema y el sistema cultural (Salinas 1997).

El paisaje geográfico o geosistema, puede entonces ser concebido como "una categoría científica general de carácter transdisciplinario y definido como "un sistema espacio-temporal, complejo y abierto, que se origina y evoluciona justamente en la

interfase naturaleza-sociedad, en un constante estado de intercambio de energía, materia e información, donde su estructura, funcionamiento, dinámica y evolución reflejan la interacción entre los componentes naturales (tanto abióticos como bióticos), técnico-económicos y socio-culturales" (Salinas 1997).

Al estudiar los procesos ecológicos es fundamental incorporar patrones a nivel de paisaje, ya que tal como fuera expresado por Forman (1997), "para cualquier tipo de paisaje, o porción grande de éste, existe una configuración óptima espacial de ecosistemas y usos del suelo que pueden maximizar su integridad ecológica, su aspiración de logros humanos, o la sustentabilidad de un ambiente" (Wu 2002). En la actualidad se puede plantear que existe más de una configuración óptima para lograr la integridad ecológica mientras se hace un uso sostenible del ecosistema.

Para Mc Garigal (2003), la ecología del paisaje ha sufrido una evolución como ciencia en seis ejes fundamentales:

- 1) Desde el desarrollo de métricas, que cuantifican el paisaje, hasta su comprensión y síntesis.
- 2) Desde una visión antropocéntrica, hacia una visión organísmica, para medir procesos ecológicamente relevantes.
- 3) Desde los modelos estáticos a modelos dinámicos (conocer la variabilidad histórica del patrón del paisaje)
- 4) Desde medidas estructurales (métricas estructurales) a medidas funcionales. El desarrollo de métricas funcionales que explícitamente miden el patrón del paisaje desde la perspectiva relevante del organismo.
- 5) Desde la categorización del paisaje, a los patrones basados en gradientes.
- 6) Desde una perspectiva científica única, hacia la integración de este saber con objetivos de conservación de los ecosistemas y la biodiversidad que atesoran.

Además de reconocer el importante carácter transdisciplinario que debe tener esta ciencia, se van incorporando otras ramas de la ecología, como es la genética de poblaciones, para dar cuenta de la importancia del estatus genético de las poblaciones que un determinado paisaje puede contener y preservar (Holderger 2006).

Este trabajo intentará complementar la comprensión del proceso de fragmentación en la zona de estudio con las herramientas de la ecología del paisaje, pero utilizándolas de manera crítica, reconociendo todas las limitaciones que éstas pueden tener, pero que a pesar de ello, han brindado y brindan una excelente oportunidad para el diagnóstico ambiental y la planificación regional de los recursos naturales en nuestro país.

Fragmentación del Paisaje:

Para la ecología del paisaje la fragmentación del hábitat es un proceso dinámico que resulta en cambios marcados en el patrón del hábitat en el paisaje a lo largo del tiempo. El término fragmentación es generalmente usado para describir modificaciones que ocurren cuando grandes bloques de vegetación son incompletamente desmontados, dejando múltiples bloques más pequeños (parches o fragmentos), que están separados unos de otros. En el proceso de fragmentación se reconocen seis componentes:

- Pérdida general de hábitat.
- Reducción en el tamaño de los bloques de hábitat remanente.
- Aumento en la cantidad total de borde, donde el borde es el límite entre dos tipos de parches distintos.
- Aumento en el número de parches.
- Creciente aislamiento de los parches mientras nuevos usos de la tierra se producen y mayores distancias entre los fragmentos comprometen la continuidad de los procesos naturales.
- La incisión, cuando un elemento lineal entra o cruza un tipo de hábitat pero no los separa (Jaeger 2000).

Forman (1997) refleja la visión prevalente de que la fragmentación altera además del número de parches y su tamaño, su configuración en el espacio. Estos cambios en el patrón del paisaje resultan en cambios en los procesos ecológicos y a su vez éstos afectan el status de la flora y fauna. Algunos de estos efectos son:

- pérdida de especies en los fragmentos
- cambio en el arreglo de especies
- cambio en los procesos ecológicos en donde interviene la fauna.

El aislamiento de los parches tiene efectos negativos sobre muchas poblaciones de especies y comunidades. Uno de estos efectos negativos es atribuido a la decreciente oportunidad de dispersión de animales desde y hacia nuevos parches. Sin embargo, el hábitat natural fragmentado está inserto en un “contexto”, o sea en un mosaico de hábitat con diferentes grados de modificación. Comprender la estructura y funcionamiento de este mosaico a lo largo del tiempo es uno de los objetivos principales de la ecología del paisaje (Bennett 1999).

La agricultura como productora de fragmentación y pérdida de biodiversidad:

La agricultura es un proceso de artificialización de la naturaleza. En general, la agricultura moderna ha llevado consigo la simplificación de la estructura del medio ambiente sobre vastas áreas, reemplazando la diversidad natural por un pequeño número de plantas cultivadas y animales domésticos. En efecto, la mayoría de los paisajes agrícolas del mundo son sembrados con sólo 12 especies de cultivos de granos, 23 especies de cultivos de hortalizas y unas 35 especies de tipos de nueces y frutas; muy pocas al compararlas con las que se encuentran dentro de una hectárea de bosque húmedo tropical, que contiene típicamente más de 100 especies de árboles (Thrupp 1998 en Altieri 2000).

En la medida que la biodiversidad funcional disminuye, la necesidad de un manejo intensivo aumenta, de manera que los monocultivos deben ser subsidiados con insumos externos. A menudo, el costo involucra una reducción en la calidad del alimento producido y de la vida rural en general debido a la disminución de la calidad del suelo y agua, la erosión y la contaminación por plaguicidas o nitratos (Altieri 2000).

En los sistemas agrícolas, la biodiversidad proporciona servicios al ecosistema más allá de la producción de alimento, fibra, combustible e ingresos. Los ejemplos incluyen, el reciclado de nutrientes, el control de microclimas, la regulación de procesos

hidrológicos locales, la regulación de la abundancia de organismos indeseables y la desintoxicación de químicos nocivos. Estos procesos de renovación de los servicios del ecosistema son en su mayoría biológicos, por lo tanto su persistencia depende del mantenimiento de la biodiversidad. Cuando estos servicios naturales se pierden debido a la simplificación biológica, los costos económicos y ambientales pueden ser bastante altos. Económicamente, en agricultura los costos incluyen la necesidad de abastecer los cultivos con insumos externos caros, ya que los agroecosistemas, privados de los componentes funcionales de regulación básica, carecen de la capacidad para proteger la propia fertilidad del suelo y la regulación de las plagas.

La expansión de tales paisajes agrícolas desorganiza las áreas naturales de tres maneras importantes.

- 1) Los ecosistemas naturales llegan a ser fragmentados e importantes enlaces ecológicos pueden ser cambiados o desligados.
- 2) La fragmentación aumenta los fenómenos de borde, incrementando la proporción de área que está cerca del mismo. Esto resulta en una exacerbación de los impactos de la agricultura adyacente, especialmente si ésta es intensiva.
- 3) La pérdida absoluta de áreas naturales generalmente significa que las parcelas restantes son cada vez más distantes una de otra. Así, cada remanente toma más y más las propiedades de islas oceánicas en el sentido que estas parcelas son muy distantes de áreas de recolonización. Por lo tanto, los sucesos de extinción local para especies y genes son incapaces de ser equilibrados por recolonización o flujos de genes. Estas parcelas remanentes de los ecosistemas naturales son muy vulnerables a la invasión por animales y plantas desde tierras agrícolas circundantes y también a las perturbaciones creadas por las prácticas de producción agrícola (Altieri 2000).

Cuando se trata de fragmentación y sus consecuencias existe una gran cantidad de trabajos publicados y recientemente se realizó una revisión bibliográfica sobre mil seiscientos estudios (Fahrig 2003). Esta autora analiza dos procesos, la pérdida de

hábitat y la separación entre parches y señala la habitual confusión entre ambos y los problemas que acarrea no considerar sus consecuencias separadamente.

La fragmentación es un fenómeno que afecta a distintas especies con distintos rangos de distribución (Opdam 2006) y ha sido reportado su efecto sobre distintos grupos como aves (Verboom et al. 1991, Robinson et al. 1995, Estades et al. 1999 en Etheridge 2006), mamíferos (Merriam 1988 y Beier 1995 en Etheridge 2006, Hargis y Bissonette 1997), plantas (Ouborg 1993, Schemske et al. 1994, Drayton y Primack 1996 en Betts 2000), anfibios (Petranka et al. 1994, Demaynadier 1997 en Betts 2000) e insectos (Roland et al. 1995, Haddad 1999 en Betts 2000). Las alteraciones en el patrón y composición del paisaje causados por la fragmentación tienen efectos especie-específicos. Una barrera infranqueable para una especie puede ser al mismo tiempo una zona de fácil dispersión para otra. Por eso, analizar la pérdida de hábitat utilizando una sola escala de análisis espacial puede llevar a errores en la interpretación de los resultados.

Algunos autores (Pfister 2004, Fahrig 2002) recomiendan preservar parches de hábitat de gran tamaño en lugar de muchos parches pequeños. Esto se justificaría porque aseguran la perdurabilidad de un número mayor de especies con necesidades ecológicas diferentes (Betts 2000). Otros, con una visión más práctica, proponen una red de ecosistemas interconectados a través del flujo biológico, permitiendo la persistencia de metapoblaciones, su diseño contempla la distribución de varias especies, donde se conservan los parches de hábitat que permitan el flujo de especies y el intercambio con la matriz de paisaje que los rodea (Opdam 2003). En paisajes fragmentados donde existe una fuerte presión antrópica, la conservación efectiva depende de la interconexión funcional de los ecosistemas pequeños. Debido a que especies grandes requieren de más espacio, pero pueden cubrir mayores distancias, la red de ecosistemas se extenderá sobre una escala mayor que en redes diseñadas para especies de pequeño tamaño.

La clave de esta red de ecosistemas reside por un lado en la flexibilidad de su diseño espacial y por otro, agiliza la toma de decisiones estratégicas en conservación para un paisaje con usos múltiples (Opdam 2004, Somma 2006).

La pérdida y fragmentación de ecosistemas naturales presenta un gran desafío para la conservación de los mismos y los procesos ecológicos que allí ocurren, dado que tanto los patrones resultantes como sus efectos sobre esos procesos varían en espacio y tiempo y con ritmos diferentes, siendo además los recursos económicos limitados, existe una gran necesidad de identificar y comprender de manera general las relaciones entre procesos y patrones del paisaje, especialmente aquellos que son el resultado de actividades humanas (Rutledge 2003 y Fernandez 2006).

Finalmente, unir teoría y datos no ha sido un objetivo fácil de alcanzar, especialmente cuando se trabaja con grandes extensiones espaciales y amplios horizontes temporales. Atrapar la realidad ha sido mucho más difícil de lo que los ecólogos del paisaje podían imaginarse. Además, traducir los efectos de la fragmentación en términos que puedan ser entendidos y utilizados para manejo ha resultado bastante complicado (Villard 2002, en Bissonette et al. 2002, Opdam 2006). Sin embargo es a partir del uso de estas herramientas que se realiza hoy en día el mejor intento desde el campo científico de brindar bases sólidas para la planificación y el manejo de recursos naturales.

Finalidad

Los antecedentes hasta aquí presentados muestran la importancia pero también la complejidad del problema, por eso la utilización de métricas de paisaje para analizar tanto la heterogeneidad del paisaje como el nivel de fragmentación de los hábitats, entre otros procesos, puede generar resultados de importancia para una mejor comprensión de los patrones y procesos que se están produciendo en las Yungas y como éstos pueden afectar a largo plazo las poblaciones biológicas que la integran.

2. Objetivo general

El estudio que conforma la presente tesis tuvo como objetivo central cuantificar tanto la pérdida de hábitats naturales como de las áreas remanentes en la ecorregión de las Yungas, a fin de esta información pueda ser de utilidad a la hora de evaluar áreas prioritarias para la conservación.

Área de Estudio

La ecorregión de las Yungas (Yungas centrales) o Selva Tucumano-Oranense se extiende por los cordones montañosos orientales de los Andes y ocupan una estrecha y larga franja de más de 4.000 Km, desde los bosques andinos de Venezuela (7° latitud N) hasta la provincia de Catamarca (28° latitud S). Las Yungas se extienden a Bolivia, en los departamentos de Tarija y Chuquisaca, conformando una sola unidad tanto desde el punto de vista biogeográfico, como ecológico y social (Grau y Brown 2000; Brown et al. 2001).

Presentan un régimen de precipitaciones concentrados en el período estival. En la Argentina presentan una longitud de 600 Km. de norte a sur, unos 100 Km. de ancho promedio y un rango altitudinal entre los 400 y 3000 m.s.n.m. Se pueden diferenciar las “Yungas en sentido estricto” que ocupan unos 2.700.000 ha y las “Yungas en transición” con una superficie de 2.500.000 ha. Estas últimas, presentan un clima más seco, son estructuralmente más simples y en algunas zonas forma ecotonos con la región del Chaco Serrano y Chaco Semiárido (Brown et al. 2001).

La historia climática de la región y el aislamiento de los distintos sectores han jugado, posiblemente, un papel importante en determinar la composición biológica actual, lo que se refleja en el patrón geográfico de endemismos (Brown 1986). En tal sentido la concentración de endemismos de bosques húmedos respondería a las posibilidades de migración latitudinal y a la existencia de áreas que se comportan como refugios a largo plazo. A juzgar por el número de especies endémicas pertenecientes a distintos grupos taxonómicos y formas de vida (plantas epífitas y arbóreas, aves, anfibios, moluscos) la Alta Cuenca del Río Bermejo en la Argentina y las áreas contiguas de Bolivia (Tariquía en el Departamento Tarija) posiblemente se han comportado como un refugio de biodiversidad durante el Pleistoceno, al igual que el sector desarrollado sobre las laderas húmedas de la Sierra del Aconquija en Tucumán (Brown y Grau 2002).

Las "Yungas en sentido estricto" se caracterizan por un fuerte gradiente altitudinal que tiene por correspondencia un importante gradiente en la composición específica de la vegetación. Dependiendo del punto del gradiente altitudinal en que uno se encuentre, existen especies adaptadas a las más diversas condiciones ambientales (sequía, altas temperaturas, elevados niveles de humedad, heladas y nevadas invernales). Esta situación genera condiciones ambientales para la coexistencia de especies de diferentes orígenes biogeográficos a lo largo del gradiente altitudinal (especies andinas, holárticas, austral-gondwánicas y tropicales). Como respuesta al gradiente ambiental, la vegetación de las Yungas se organiza en pisos o franjas de vegetación de características fisonómicas y florísticas bien diferenciables (Brown y Grau 2002). El área de estudio (fig. a) corresponde al sector norte de la ecorregión. Constituye un bosque de montaña subtropical que penetra en el Noroeste de Argentina, como continuidad de las fajas selváticas tropicales de los contrafuertes orientales de los cordones montañosos andinos.

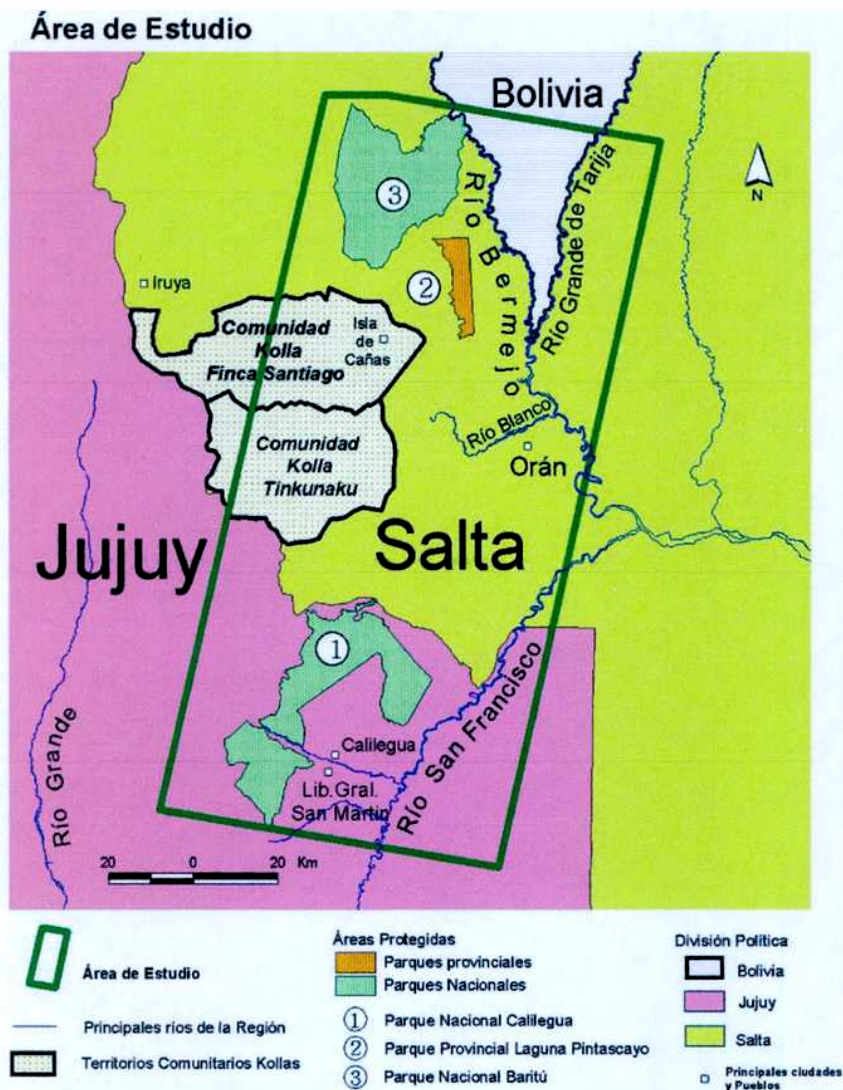


figura a.. Localización del área de estudio en la región norte de la ecorregión de la Yungas, Argentina (Somma 2003).



figura b. Principales comunidades biológicas de la ecorregión. (Fuente: Fundación Pro-Yungas año 2003)

Comunidades biológicas:

a) Selva de Transición o Pedemontana: se desarrolla en la zona más baja, cálida y húmeda, con influencia de la región chaqueña. Los dos tipos característicos de vegetación que dominan son la "selva de palo blanco y palo amarillo" (*Calycophyllum multiflorum* y *Phyllostyllum rhamnoides*, respectivamente) al norte y la "selva de Tipa y Pacará" (*Tipuana tipu* y *Enterolobium contortisiliquum*) principalmente en la provin-

cia de Tucumán. La selva de palo blanco y palo amarillo es considerada un relictos de un bosque que se extendió por áreas tropicales y subtropicales de América del Sur (previo a última glaciación del Cuaternario). Otras especies de este bosque son el Cebil (*Anadenanthera colubrina*), el Lapacho rosado (*Tabebuia impetiginosa*) y la Quina (*Myroxylon peruiferum*), entre otras (Brown 1995).

b) Selva Montana: también llamada selva de mirtáceas, crece entre los 700 y los 1500 m.s.n.m. Algunas de sus especies características son los laureles (*Cynnamum porphyrium*, *Nectandra pichurim* y *Ocotea puberula*), la maroma (*Ficus maroma*) y los poco y (*Inga edulis*, *I. Marginata*, e *I. Saltensis*). La diversidad de especies es muy grande y se distinguen distintos estratos de vegetación. El estrato superior lo forman las copas de los grandes árboles de más de 30 m de altura como los cedros (*Cedrella lilloi*) y el horco molle (*Blepharocalix tweendiei*). Un segundo estrato arbóreo los forman aquellas especies que no exceden los 20 m. Los arbustos forman un tercer estrato de 2 a 4 m de altura. Mientras que el cuarto estrato lo forman las hierbas de 1 a 3 m (helechos y pastos) y el quinto está formado por las especies que crecen a ras del suelo (fanerógamas rastreras, musgos y líquenes).

c) Bosques Montanos: se desarrollan desde los 1200 m.s.n.m. y pueden extenderse hasta los 2500 m.s.n.m. El clima es más frío y pueden caer nevadas. La vegetación es menos diversa y más baja. Los bosques no sobrepasan de los 10 ó 15 metros de altura y poseen un alto estrato herbáceo abundante y variado. Las especies comunes son de clara distribución andina; entre ellas, se encuentran especies de origen austral (gondwánico), como el pino del cerro (*Podocarpus parlatorei*), la yoruma colorada (*Roupala meisneri*) y la flor de la quebrada (*Fuchsia boliviana*), de origen boreal (holártico) como el aliso del cerro (*Alnus acuminata*), el nogal criollo (*Juglar saustralis*), el arbolillo (*Viburnum seemenii*), el sauco o molulo (*Sambucus peruviana*) y el palo yerba (*Ilex argentinum*). Por encima de los 2300 m.s.n.m. se encuentran las praderas montanas con abundancia de gramíneas, entre ellas *Agrostis* spp. y *Stipa* spp.



figura c. Unidades ambientales y áreas protegidas de la región norte de la ecorregión de las Yungas, Argentina (Fuente: Fundación Pro-Yungas año 2003)

La diversidad de las Yungas en la Argentina es algo menor que la de la selva paranaense, con la que comparte muchas especies. La avifauna cuenta con algo más de 60 especies típicamente yungueñas que se distribuyen ocupando distintos estratos de vegetación, desde la base hasta la copa de los árboles. Algunas de las especies son el loro aligero (*Amazona tucumana*), frecuente en los bosques de alisos, la paloma nuca blanca (*Geotrygon frenata*), dos especies de guacamayos (*Ara militaris* y *A. auricollis*), los atajacaminos (*Caprimulgus solitarius* y *Uropsalis lyra*), el burgo (*Momotus momota*), el boyero (*Psarocolius decumanus*), el pijuí anaranjado (*Synallaxis scutata*) y el águila Poma (*Spizaetus isidori*), una rapaz de gran tamaño y en peligro de extinción. Hay una especie de crácido (la pavas de cara roja, *Penelope da-*

bbenei) y una subespecie (la pava de monte común, *Penelope obscura bridgesi*) que son endémicas de esta región.

Entre las especies de mamíferos sobresalientes se encuentran el pecarí de collar (*Dicotyles tajacu*), el tapir (*Tapirus terrestris*) y variados grupos de murciélagos frugívoros, insectívoros, carnívoros y hematófagos. Entre los herbívoros, la corzuela (*Mazama guazoubira*), el pecarí labiado (*Tayassu pecari*). Existen además numerosos roedores que frecuentan los sitios donde hay nogales ya que se alimentan de sus frutos. También encontramos el tapetí (*Sylvilagus brasiliensis*), pariente de los conejos domésticos y una única especie de mono, el caí (*Cebus apella*), que habita las selvas de laurel y de mirtáceas. Entre los carnívoros se destacan el yagareté (*Panthera onca*), el margay (*Leopardus wiedii*), el mayuato (*Procyon cancrivorus*) y el hurón (*Galictis cuja*).

Algunos mamíferos son exclusivos de las Yungas como el murciélago hocicudo (*Anoura caudifer*), la ardilla roja (*Sciurus ignitus*), el agutí rojizo o acuti (*Dasyprocta punctata*), el cuis serrano (*Cavia tschudi*), el coendú de espinas blancas (*Coendou prehensilis*) y el de espinas negras (*C. bicolor*) y en los Pastizales de Altura hallamos un ciervo autóctono, la Taruca (*Hippocamelus antisensis*), que se encuentra en peligro de extinción por la alta presión de caza (Situación Ambiental Argentina 2005).

Entre los reptiles se destacan el yacaré ñato (*Caiman latirostris*), hoy escaso en la región pero abundante localmente en una de las zonas núcleo (Parque Provincial Laguna Pintascayo), algunas lagartijas (e.g., *Stenocercus roseiventris*, *Stenocercus caducus*, *Opieuteur xestus*, *Stenocercus marmoratus*), la iguana colorada (*Tupinambis rufescens*), varias especies de culebras (e.g., *Atractus canedii*, *Leptotyphlops albi-puncta*, *Leptotyphlops striatula*) y el chelco pintado (*Tropidurus melanopleurus pictus*).

Las Yungas son una de las cinco regiones mas importantes en batracofauna ya que se registraron 39 especies de anuros de las cuales siete son endémicas: *Bufo gallardoii*, *Melanophryniscus rubriventris*, *Gastrotheca christiani*, *G. chrysosticta*, *G. gracilis*, *Telmatobius oxycephalus* y *T. stephani*.

Conjuntamente con la selva Paranaense y los bosques andino-patagónicos presenta los niveles de endemismos es más alto del país. Por ejemplo, de las 282 especies de

árboles y plantas suculentas que hay en la selva pedemontana, más de cuarenta son endémicas (Brown y Grau 1993, Pacheco y Brown 2005).

Argentina tiene una historia asociada a la creación de áreas protegidas cuyos criterios han ido variando con el tiempo. A grandes rasgos, los primeros parques nacionales creados durante las décadas del '20 '30 y '40 tenían un valor "escénico" mientras que en las décadas de los '70 y '80, con las herramientas teóricas aportadas por la ecología, el enfoque utilizado para la creación de nuevas áreas protegidas fue considerar la representatividad de comunidades biológicas con un alto a mediano grado de conservación. En la década del '90 este paradigma empieza a ser cuestionado dado que se comienzan a detectar procesos de insularización dentro de las áreas protegidas y especialmente en la zona de las Yungas (Mares y Ojeda 1985). Este proceso trae aparejado la deriva génica y el consiguiente cuello de botella genético que llevaría a una gradual pérdida de especies por aislamiento.

Otro importante cambio en los criterios para analizar la creación de nuevas áreas protegidas es incorporar las actividades económicas que tanto sus pobladores como otros sectores sociales puedan desarrollar, como parte del proceso de negociación y consenso para realizar un uso sustentable de los recursos naturales.

En los últimos diez años organizaciones no gubernamentales como Fundación Vida Silvestre, Greenpeace, Asociación Illay y la Fundación Proyungas (ligada a la Universidad de Tucumán) han realizado trabajos de investigación, educación ambiental y han promovido distintas acciones legales para la protección de los bosques en la ecorregión, colaborando también en los planes de gestión e investigación de la Reserva de la Biósfera Yungas (RBYun).

En noviembre del año 2000 dio comienzo el proceso de diseño e implementación de la Reserva de Biosfera de las Yungas (fig. c), creada finalmente en el año 2002, en el marco del programa del Hombre y la Biósfera de UNESCO. Esta Reserva involucra una extensa región de ecosistemas de bosques y selvas montana y pedemontana de las Yungas. De superficie total de la RBYungas, las zonas núcleo abarcan aproximadamente el 13 % del territorio, y las zonas de amortiguamiento y transición ocupan el 87% restante.

La Tabla 1 y la figura c. muestran algunos datos de importancia sobre la Reserva de Biosfera de las Yungas:

Ecosistemas	Superficie
Bosque	700.000 ha (45%)
Pastizales Naturales	500.000 ha (32%)
Zona Núcleo: Áreas Protegidas Parque Nacional Calilegua, Parque Nacional Baritú y dos provinciales: Parque Provincial Laguna Pintascayo en Salta y Parque Provincial Potrero de Yala en Jujuy.	170.000 ha (13%)

Tabla 1. Zonificación y superficie ocupada por cada una de las unidades de la RB Yungas

Zonas de amortiguamiento

Las zonas de amortiguamiento rodean a las zonas núcleo o se asocian espacialmente a ellas. En estas zonas, la conservación de los sistemas naturales es compatible con otras actividades. En su mayor parte son tierras privadas y en algunos casos comunitarias. Es donde encontramos vigentes las prácticas culturales de los pueblos originarios y los asentamientos de campesinos criollos, que practican actividades tradicionales de uso de la tierra. También se incentiva aquí el desarrollo de actividades de educación, turismo y recreación que valoricen la preservación de la naturaleza y el entendimiento de las culturas de pueblos originarios collas, guaraníes y wichís, y de la cultura criolla que caracterizan la región.

Zonas de transición

Las zonas de transición son, normalmente, las más periféricas de una Reserva de Biósfera. Esta zona está representada en su mayor parte por propiedades privadas.

En ellas puede haber actividades intensivas agrícolas, ganaderas y forestales, y emprendimientos industriales. En la RBYungas, la zona de transición incluye actividades agrícolas en grandes superficies, como caña de azúcar, soja, maíz, bananos, cítricos y hortalizas. También se encuentran en esta zona o en su periferia asentamientos humanos medianos y grandes, como por ejemplo Orán, Aguas Blancas, Pichanal, Colonia Santa Rosa, Calilegua, Libertador, Chalicán y Yala, y las principales rutas de comunicación que vinculan estos centros urbanos.

La zona de transición cumple un rol primordial en la producción de bienes y servicios que apuntan a satisfacer las necesidades de los principales centros urbanos y rurales de la Reserva de la Biosfera de las Yungas y su área de influencia (Brown et al. 2006)

La reserva posee una población de 6.600 habitantes y tiene una superficie bajo manejo de 254.000 ha. Por lo menos el 16% está bajo manejo tradicional de comunidades indígenas y el resto son propiedades privadas y fiscales. Cabe destacar que la cuenca del río Bermejo tiene influencia en aproximadamente 200.000 has de tierras agrícolas ubicadas en zonas aledañas a la RBYungas.

Al igual que lo que ha ocurrido con otras reservas de biosfera de la Argentina, la RB Yungas podría convertirse en una “reserva de papel” dado que no fue diseñada con criterios científicos sólidos por lo que corre el riesgo de que no se puedan cumplir los objetivos para los que fue creada (Lomáscolo y Malizia 2004). Estos criterios iniciales de zonificación están siendo revisados por un equipo interdisciplinario integrado por especialistas y técnicos del Programa de Investigación y Desarrollo en Reservas de la Biosfera (Instituto de Geografía de la Facultad de Filosofía y Letras de la Universidad de Buenos Aires) y de la SeMADeS (Secretaría de Medio Ambiente, provincia de Salta) donde a partir de la adopción de marcos conceptuales actualizados, se elaboraron nueve criterios que fueron ponderados por orden de importancia según la significatividad y adecuación a las diferentes realidades y problemáticas del territorio de la Reserva y su entorno y según las características de las diferentes áreas que componen la zonificación de la reserva (Danielle et al. 2006).

Un reciente análisis realizado en esta área de estudio (Somma 2006) indica que desde un punto de vista regional los parques nacionales sufrirán un progresivo aislamiento debido a la expansión agrícola en el sur y sudeste de Salta (departamento de Orán). También se encontrarían en esta situación el sur de los territorios de las comunidades Kolla (Tinkanaku y Finca Santiago). Estas regiones poseen suelos de buena calidad para la agricultura, predominancia de pendientes suaves (selva pedemontana) y tienen proximidad a la red troncal de transporte de la región (Ruta nacional 34 y 50, ferrocarril General Belgrano y Ruta 1 de Bolivia). En el sudeste de Jujuy el proceso de conversión del bosque nativo a agricultura se aceleró a partir de los años setenta debido al incremento de superficies cultivadas de caña de azúcar y soja (departamento de Santa Bárbara y Ledesma). En el norte de Salta (departamento de Orán) la conversión se intensificó por motivos similares a los del SE de Jujuy (Volante et al. 2003). Como señalan algunos investigadores (Brown et al. 2002, Somma 2006) la expansión agrícola se llevó a cabo a expensas de amplias zonas de la selva pedemontana de Salta y Jujuy y por lo tanto deben ser prioritarios los esfuerzos para su conservación.

3. Materiales y métodos:

3.1.- Confección de los mapas temáticos:

Para el año 1973 se trabajó con un mapa histórico elaborado a partir de fotointerpretación de fotografías aéreas en escala 1:250.000 (Movia 1973). A partir de esta cobertura digital se obtuvieron tres clases de polígonos: "Hábitat Natural", "Áreas Urbanas" y "Agricultura" utilizando el programa ARCVIEW (ESRI® 1995). A cada polígono se le asignó una etiqueta de identificación de acuerdo al tipo de uso correspondiente, definiendo así tres categorías para los paisajes estudiados. Para el análisis de los cortes temporales correspondientes a los años 1986, 1997 y 2000 se utilizaron imágenes LANDSAT TM cuya caracterización fue realizada por la Administración de Parques Nacionales y tienen asignadas las siguientes clases de uso de la tierra o coberturas:

1. - Áreas Urbanas: Corresponde a parches donde se encuentran localidades con más de 500 habitantes, e incluye, entre otras, Aguas Blancas, Baritú, Bermejo, Colonia Santa Rosa, Tabacal, Libertador Gral. San Martín y Valle Grande, entre otras.

2. - Agricultura: Corresponde a parches donde se localizan actividades agrícolas o forestales mediante plantación de especies arbóreas comerciales.

3.- Hábitat natural: Corresponde a parches donde se localizan tanto los parques nacionales, como los parches que no estaban delimitados como parcelas agrícolas ni como áreas urbanas, por lo que para los fines del presente estudio fueron considerados como hábitat natural.

Posteriormente las categorías agricultura y áreas urbanas se unieron y fueron re-clasificadas como "No Hábitat", de esta forma se generaron coberturas binarias donde se contrastaban solo dos clases: **Hábitat Natural** (con nula o casi nula intervención humana) y **No hábitat** (figura 10).

No se discriminaron los pisos altitudinales, porque al ser éste un trabajo que pretende incluir en los parches de hábitat a muchas especies y no sólo a un grupo, consideramos que la fragmentación puede ser más significativa con este grado de generalización y a modo de diagnóstico de base para futuros estudios basados en grupos específicos. Tampoco se consideró la influencia de rutas ni vías ferroviarias ya que si bien pueden ser un obstáculo para la dispersión de algunas especies no lo es para otras. Por el mismo motivo no se incluyeron en la categoría de "No Hábitat" a las localidades menores de 500 habitantes.

3.2.- Métricas para la cuantificación del patrón de paisaje

Los cambios en el patrón del paisaje que se originan por fragmentación pueden ser identificados y descritos midiendo atributos tales como el área remanente de hábitat natural, el tamaño y cantidad de los fragmentos seleccionados, la forma de los mismos, la distancia promedio entre ellos y el nivel de contraste entre el hábitat natural y los otros parches de tierra con diferente uso o degradación. Estos cambios también traen aparejado alteraciones de los procesos ecológicos que a su vez pueden tener efectos sobre la biota, los recursos hídricos y el suelo.

Una métrica describe la estructura espacial de un paisaje en un tiempo determinado y se utilizan como herramienta para caracterizar la geometría y las propiedades espaciales de un parche (una entidad espacialmente homogénea) o un mosaico de parches (Fortín 1999 en Botequilla et al. 2002).

Son utilizadas por dos razones fundamentales:

- Con propósitos comparativos para resumir las diferencias entre distintas áreas del paisaje o entre distintos paisajes en distintas escalas geográficas o temporales.
- Para inferir los patrones de formación del paisaje, como un análisis exploratorio precursor de la puesta a prueba de hipótesis más estratégicas.

Las métricas se pueden agrupar en dos grandes grupos. El primero reúne a las que reflejan la estructura del paisaje (composición de los parches que lo componen) y miden características tales como proporción, riqueza, dominancia y diversidad. Ejemplos de éstas son el área o (área núcleo), el número y la proporción de clases (Mc. Garigal y Marks 1995) e índices de diversidad (como el de índice de Shannon-Weaver 1963 y el de Simpson 1969; Mc. Garigal y Marks 1995 en Gustafson 1998). Estos últimos no son espacialmente explícitos y no miden ni reflejan la geometría o la ubicación geográfica de los parches.

Por otro lado, el segundo grupo de métricas considera la configuración o distribución física de los parches en la matriz de paisaje y están relacionadas con la distribución espacial, el tamaño y la forma de los parches, la cantidad y el tipo de borde y el contraste de borde. Otras métricas incluidas en este grupo miden la posición relativa de distintos tipos de parches con respecto a otros, como por ejemplo, las métricas de vecindad, contagio e interdispersión.

Para Rutledge (2003), a lo largo de los últimos treinta años las métricas sufrieron una evolución en tres etapas. Una primera etapa de proliferación, a comienzos de los años ochenta, donde son creadas en gran cantidad, intentando evaluar a través de ellas distintos procesos ecológicos.

En la segunda etapa, de reevaluación, donde se lleva a cabo un análisis más profundo, encontrándose que muchas de ellas presentaban una alta correlación (Ritters et al.1995). Hargis (1998) señala que en este intenso proceso de críticas sufrido por el uso indiscriminado de métricas “no existe una métrica en particular que pueda cuantificar el diseño espacial de los parches de hábitat y, por otro lado, mientras muchas métricas son sensibles para detectar ciertos procesos otras no, por lo que los ecólogos podrán aumentar su comprensión de los procesos del paisaje aplicando varias métricas y evaluando en cada caso cuáles son las más adecuadas para responder a sus preguntas”.

En la tercera etapa, de redirección a partir del año 2000, se busca desarrollar métricas más relacionadas con procesos ecológicos y considerar al patrón como parte del proceso mismo.

Otra importante limitación es la existente en el análisis comparativo de métricas correspondientes a paisajes de épocas diferentes tal como fuera planteado por algunos autores (Remmel et al. 2003, Wu 2002). Estos últimos analizaron cómo se distribuían empíricamente las métricas en función de la clasificación en la composición y estructura de los paisajes. Encontraron que no se llevó a cabo un estudio cuidadoso sobre la distribución de los valores de las métricas, donde muchas no eran conocidas y, por lo tanto, usar distribuciones normales u otras puede conducir a inferencias erróneas y, por consiguiente, a una interpretación equivocada de los resultados. Por lo tanto estos autores recomiendan estimar la variabilidad y el arreglo de los valores observados.

A pesar de los múltiples cuestionamientos de muchos autores para el uso de métricas (Wu 2002, Gardner 2004, Li y Wu 2004), también es cierto que no existe una forma de descartarlas que sea objetiva y tenga en cuenta su capacidad discriminadora (Mateucci et al. 2005).

Otros investigadores más pragmáticos ven en su uso una herramienta de suma utilidad para realizar diagnósticos globales de todos los servicios brindados por un ecosistema (Botequilla y Ahern 2002, Etheridge et al. 2006), o su uso conjunto con modelos de costo de desplazamiento de una o varias especies (Laforteza et al. 2003)

Para Rutledge (2003) su uso tiene un valor descriptivo y sirven para comparar patrones entre paisajes. Además, algunas de ellas son adecuadas para relacionar el patrón de paisaje con procesos ecológicos. El desarrollo de nuevas métricas y modelos continúa un exhaustivo desarrollo y en la actualidad la recomendación general es usarlas de una manera cautelosa e interpretando sus resultados de manera crítica.

Teniendo en cuenta especialmente las objeciones hechas por Ritters (1995, 2003) y Harguis (1998) y las recomendaciones de Botequilla y Ahern (2001), para este estudio se seleccionaron cinco métricas:

Área Total por Clase (TCA): Mide la proporción de cada clase de elemento en el paisaje. Si una clase domina completamente el paisaje, éste no podrá proveer del hábitat necesario para múltiples especies.

Número de parches (PN): es el número total de parches de un tipo específico de uso o cobertura de suelo. Si este número es muy alto implica que el paisaje está muy fragmentado. La fragmentación estaría reflejada por un aumento en el número de parches, un mayor aislamiento de los mismos y un aumento en el área de borde.

Tamaño promedio de Parche (MPS): mide el tamaño promedio de parche dentro de una clase de parches. Si MPS es pequeño, el paisaje se encontrará fragmentado. Es conveniente que el número promedio de parches y el MPS sean usados de manera conjunta debido a que refuerzan la interpretación de condición fragmentación.

La distancia al vecino más cercano (MNN) y el Índice de Proximidad (PI) calculan la distancia relativa entre parches de la misma clase; ambas dan información de cuán conectado está el paisaje.

Existen varias métricas que miden la heterogeneidad del paisaje usando el largo de borde o la densidad de borde a nivel de todo el paisaje, entre las que se cuentan:

Borde total (TE) mide el largo total de los bordes de parche de una clase o en todo el paisaje. Su densidad por metro cuadrado está calculada por la **Densidad de borde (ED)**. El valor de esta métrica aumenta a medida que se incrementa la fragmentación. La densidad de borde es dependiente de la proporción del área del parche por lo que paisajes con parches pequeños tendrán mayor densidad de

borde que paisajes con parches de mayor tamaño. De cualquier forma, si los parches coalescen a medida que aumenta la fragmentación o crecen en tamaño, la densidad de borde disminuye debido al incremento de la razón perímetro área. El análisis de borde se usa también para definir áreas centrales (*core areas*) dado que éstas no estarían afectadas por su (hipotético) efecto negativo.

Para el cálculo de las métricas utilizadas en el presente estudio se utilizó la extensión Patch Analyst del programa Arcview: Versión 3.0 (Rempel y Carr 2003) y el programa Fragstats (spatial pattern analysis program for categorical maps (McGarigal et al. 2002).

En el anexo, pág. 57 se detallan las ecuaciones matemáticas de las métricas utilizadas.

3.3 Análisis entre ventanas temporales

Para este análisis se utilizó el programa MCK (Map Comparison Kit 3.0 Hagen-Zanker et al. 2006). Basado en la teoría de “**conjunto de errores**” (Fuzzy Set theory), el MCK permite discernir las diferencias entre mapas, utilizando lógica borrosa. Esta es básicamente una lógica multievaluada que permite valores intermedios para poder definir evaluaciones convencionales como sí/no, verdadero/falso, negro/blanco, etc. Las nociones como “más bien caliente” o “poco frío” pueden formularse matemáticamente y ser procesados por computadoras. La teoría de los subconjuntos difusos o borrosos fue desarrollada por Lofti A. Zadeh en 1965 con el fin de representar matemáticamente la imprecisión intrínseca de ciertas categorías de objetos.

El MCK fue utilizado dada la imposibilidad de hacer una comparación entre las distintas coberturas, ya que las cuatro ventanas temporales están autocorrelacionadas temporalmente entre sí por lo que la utilización de estadísticas paramétricas convencionales tiene serias limitaciones.

Dichas limitaciones se explican por los atributos o variables que caracterizan a los objetos geográficos que son representados en un mapa o en una imagen de satélite. De un modo abstracto, se dice que cada objeto tiene determinado valor para cada atributo y tiene el carácter de una variable. Existen comportamientos generalizables que ayudan a sistematizar el análisis de los atributos temáticos o de las variables, por lo que podría decirse que se rigen por principios de:

a- Autocorrelación espacial:

Se basa en el principio de que los valores temáticos tienden a ser más parecidos entre objetos próximos en el espacio que entre objetos alejados. Plantea la existencia de cierto orden en el espacio dado que los cambios entre objetos vecinos no son bruscos sino graduales. De esta manera, todos los objetos cercanos guardan relaciones cualitativas semejantes con respecto a aquellos que se encuentran más alejados.

Los ejemplos son válidos tanto en la componente natural como en la antrópica y son fundamentales en la planificación territorial.

b- Autocorrelación temporal

Al igual que sucede en el plano espacial, los cambios temporales son también graduales. Nuevamente, el principio de autocorrelación temporal se basa en la afirmación de que los atributos próximos en el tiempo tienden a ser más parecidos entre sí que los más lejanos. Dicho de otra forma, las distribuciones espaciales se modifican paulatinamente a lo largo del tiempo, de manera que cabe esperar cambios mayores cuanto más sea el tiempo transcurrido.

La dependencia espacial se produce cuando el valor de la variable dependiente en una unidad espacial es una función parcial del valor de la misma variable en unidades vecinas, es decir cuando la autocorrelación es sustantiva y no existe un factor de aleatoriedad. Esta dependencia nos lleva al problema estadístico donde no se cumple uno de los supuestos del análisis de varianza, el de homocedas-

tividad. Al no ser los sucesos independientes unos de otros, las varianzas no son homogéneas. Si no se tiene en cuenta este error, los coeficientes de variación serán ineficientes para mostrar la magnitud de la relación entre las variables. Además, las pruebas de significación estadística serán cuestionables debido a la inflación en los errores estándar. Al usar el MCK se intenta evitar este serio problema estadístico.

El programa MCK utiliza un criterio global, simulando la forma como percibimos las diferencias o el modo en que comparamos dos imágenes. Estos métodos son usados para expresar similitud entre mapas y también para calibrar y validar modelos espaciales.

Existen distintos métodos de comparación, los más comunes son: 1) porcentaje de acuerdo y 2) el estadístico Kappa. Ambos están basados en una comparación realizada en un mapa celda por celda, en la cual la diferencia entre celdas es no difusa, las celdas son o idénticas o no lo son. Este método no tiene en cuenta que algunas categorías pueden ser más similares que otras, por tanto tiene poca tolerancia al error.

El porcentaje de acuerdo (PA) puede ser calculado dividiendo el número de celdas que son idénticas en ambos mapas por el número total de celdas. Un refinamiento del porcentaje de acuerdo es el estadístico Kappa (ecuación 1).

$$Kappa = \frac{PA - PE}{1 - PE} \quad (1)$$

Un porcentaje de acuerdo (PA) es corregido para la proporción de acuerdo esperado (PE) estadísticamente de un rearrreglo al azar de todas las celdas en ambos mapas. Frecuentemente, en el mundo real las propiedades de los sistemas no son claramente definidas. De hecho hay grados de similitud por lo que una alternativa avanzada a estos dos métodos es el Kappa Difuso (Fuzzy Kappa).

El Kappa Difuso (Fuzzy Kappa) o FK también es aplicado a la comparación de mapas por categorías. Se entiende por difuso un cierto nivel de inseguridad en el mapa. Hay dos fuentes de información difusas, una proveniente de la ubicación de la celda y otra de la categoría a la que pertenece. Este carácter difuso de la información puede no ser inherente al mapa pero puede resultar de la interpretación de un observador. Una categoría difusa implica que la observación de algunas categorías en la leyenda de un mapa puede ser más parecida entre ellas que otras.

Una localización difusa significa que la especificación espacial encontrada en un mapa por categorías no es siempre tan precisa como parece. Puede ser explicada como una categoría que en el mapa esta en una posición específica, pero puede ser interpretada como siendo ubicada en algún lugar próximo de ésta.

FK escala la similitud promedio a la similitud esperada de la misma forma que el estadístico Kappa (no difuso). De hecho el método FK genera una representación difusa de cada celda la que no depende sólo de la categoría tomada por la celda misma sino que, en menor medida, también de las categorías encontradas en su proximidad. La extensión exacta a la cual las celdas vecinas influyen la representación difusa de una celda esta representada por una función decreciente (usualmente una función exponencial, lineal o una constante de decaimiento). La función de decaimiento de la distancia define la penalidad (Wealands et al. 2005 en Somma 2006) que es dada a las categorías revisadas ubicadas a alguna distancia del píxel de interés (el píxel central en la vecindad). Esto es elegido subjetivamente, en relación al nivel de tolerancia permitido o esperado. Los mapas son comparados celda por celda considerando ambos, la representación no difusa como la difusa de cada celda.

El resultado de agregarle este carácter difuso es que cada píxel, que antes estaba en una sola categoría (e.g., Medio), ahora tiene un vector que indica la pertenencia a todas las categorías (Bajo, Medio y Alto). FK da cuenta de la localización y la categorización difusa cuando los campos espaciales son represen-

tados usando vectores difusos (como opuesto a valores de píxel individuales). En una base píxel por píxel, los vectores difusos para ubicaciones comunes (la que contiene información acerca de la vecindad del píxel) son comparados. El mejor resultado entre los vectores representa la similitud de los píxeles y se muestra en el mapa difuso resultante.

Por lo tanto, se produce un Mapa de Similitud, indicando para cada celda la similitud con un valor entre 0 y 1 (Ecuación 2).

$$Fuzzy\ Kappa\ (FK) = \frac{P_{FUZZY\ A} - P_{FUZZY\ E}}{1 - P_{FUZZY\ E}} \quad (2)$$

En un mapa con set difuso de comparación, se lleva a cabo un análisis del mapa, indicando en la forma de vector, cuan similar la celda es a cada categoría encontrada en el otro mapa. Este vector es ahora referido como el vector de interpretación (Hagen-Zanker et al. 2005; ecuación 3).

$$V_{fuzzy} = \begin{pmatrix} F_1 = \text{Max}(\mu_{1,1} * m_1, \mu_{1,2} * m_2, \dots, \mu_{1,c} * m_c) \\ F_2 = \text{Max}(\mu_{2,1} * m_1, \mu_{2,2} * m_2, \dots, \mu_{2,c} * m_c) \\ \vdots \\ F_c = \text{Max}(\mu_{N,1} * m_1, \mu_{N,2} * m_2, \dots, \mu_{N,c} * m_c) \end{pmatrix} \quad (3)$$

Una celda puede ser similar a múltiples categorías al mismo tiempo. También, la suma de todas sus similitudes puede ser mayor a 1. Si consideramos la similitud como un grado de pertenencia, entonces el vector de interpretación constituye un set difuso.

El mapa de comparación con set difuso tiene un propósito principal: tomar en cuenta que existen grados de similitud entre pares de celdas en dos mapas. Este

enfoque es fundamentalmente diferente de su contrapartida el set no difuso (crisp set) o sea el mapa de comparación celda por celda. En cambio en el enfoque de comparación de set difuso, éste expresa similitud de cada celda en valores que pueden ir de 0 (distintos) y 1 (idénticos).

Dos aspectos negativos del estadístico Kappa son: a) no puede considerar similitud entre categorías y b) no toma en cuenta la proximidad. El estadístico FK puede hacer ambos.

Se eligió la función de decaimiento exponencial con un rango de 4 celdas vecinas, y distancia promedio de 2. Esto pareció una aproximación aceptable al fenómeno de cambio de hábitat natural a no hábitat, considerando una visión comparativa de los distintos años estudiados.

El MCK usa como formato válido imágenes Idrisi o grillas Arc Info ASCII. Por lo tanto, para usar este programa se transformaron las grillas de los cuatro años a formato *raster* utilizando el programa Idrisi v. 2005, a fin de poder analizar las siguientes comparaciones: 1973 vs. 1986, 1986 vs. 1997, 1997 vs. 2000 y 1973 vs. 2000.

4.- Resultados y Discusión

Años	TCA (ha)		PC		PN		MPS (ha)		TE (m)		ED (m . ha)		CovMPS		MPI		MNN (m)	
	H	A			H	A	H	A	H	A	H	A	H	A	H	A	H	A
1973	1300524	75225			15	66	86701	1139	1812000	1261400	1,32	0,92	373	256	759373	505	133	159
1986	1253848	121606	62%		23	264	54515	460	2799600	2295200	2,04	1,67	468	490	240337	343	232	617
1997	1230232	145147	19%		24	350	51259	414	3284600	2856000	2,39	2,08	478	592	377401	419	348	537
2000	1219534	155586	7%		38	409	32093	380	3670200	3232600	2,67	2,35	606	571	377176	750	353	562

Tabla 4.1.1 Valores obtenidos para cada una de las métricas de paisaje calculadas para los cortes temporales analizados en la región de las Yungas, Argentina. **H**: Hábitat natural. **A**: Agricultura. **TCA**: Área total por clase; **PN**: Número de parches; **MPS**: Tamaño promedio de parche; **TE**: Borde total; **ED**: Densidad de Borde; **CovMPS**: Coeficiente de variación del tamaño promedio de parche; **MPI**: Índice de proximidad medio; **MNN**: Distancia promedio al vecino más cercano.

La tabla 4.1.1 muestra los valores de las distintas métricas estimadas a fin de analizar los cambios en el patrón de paisaje de las Yungas entre los años 1973 y 2000.

Períodos (Tasa Anual)	TCA-Pérdida Hábitat (ha)	TCA-Incremento Agricultura (ha)	Incremento Borde Total (miles de m)
1973-1986	3590	3567	75,969
1986-1997	2146	2140	44,09
1997-2000	3566	3479	128,553

Tabla 4.1.2. Tasas Anuales de Cambio para los tres períodos de tiempo estudiados

Al ser la extensión de los intervalos temporales desigual, la tasa anual es la herramienta utilizada para analizar los cambios operados a lo largo del tiempo. La tabla 4.1.2 muestra la tasa anual de cambio en tres períodos temporales distintos: el primero de 1973 a 1986, de 13 años; el segundo de 1986 a 1997, de 11 años y por último el tercer período de 1997 al 2000, de 3 años.

4.1 Estimación de las Métricas de Paisaje

4.1.1 Área total por clase (TCA):

Analizado el área total por clase de parche, se observó una pequeña variación en el área total por clase en el período estudiado, el área de la clase agricultura tuvo un significativo incremento en su superficie, pasando de 75.225 ha en 1973 a 155.586 ha en el año 2000 (fig.1 y Tabla 4.1), esto es un incremento total de 106% (Tabla 4.1.1). Los valores obtenidos del cálculo de esta métrica permiten cuantificar, por una parte, cuanto se incrementó en el período estudiado la superficie cubierta por agricultura y, por otra parte, su correlato referido a la pérdida de superficie total de bosque.

Estos datos constituyen una información de gran utilidad para el planteo de políticas de ordenamiento territorial dado que no solo aporta la pérdida neta de superficie de hábitat natural sino que también permite estimar la tasa de pérdida anual en ese período y poder realizar estimaciones futuras sobre los cambios en las coberturas en función de las tasas estimadas.

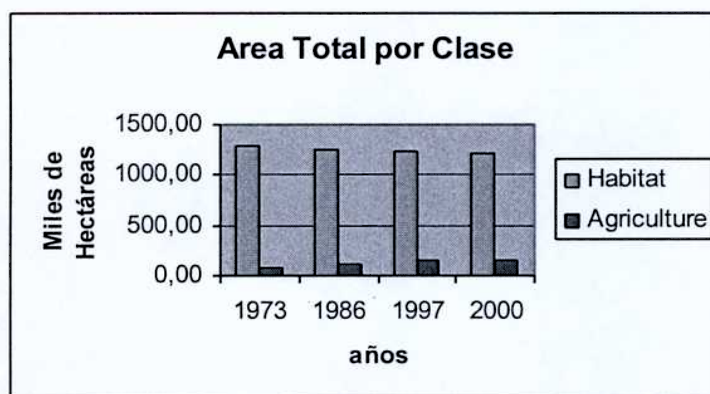


figura 1 Área total por Clase

Tasas Anuales por Períodos Temporales

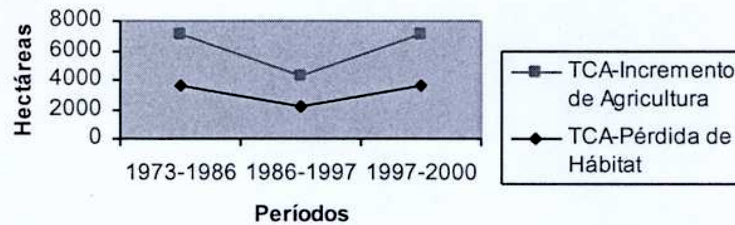


figura 2 Tasas anuales: a- pérdida de Hábitat. b- incremento de Agricultura

Como se observa en la figura 2 y Tabla 4.1.2, la tasa anual de pérdida de Hábitat en el primer período (1973-1986) es similar al último (1997-2000), siendo el segundo período el de menor pérdida de Hábitat. Su contracara, es el incremento anual de parches de Agricultura en cada período estudiado, donde se observa la misma tendencia, los mayores incrementos en la tasa anual son el primero (1973-1986) y el tercero (1997-2000).

4.1.2 Número de parches (PN):

El número de parches de agricultura se incrementó en el período considerado, de 66 en el año 1973 a 38 en el 2000, el número de parches de hábitat natural también aumentó. Esto último estaría indicando un incremento de la fragmentación en este período (fig. 3 y Tabla 4.1.1)

El número de parches podría afectar diversos procesos ecológicos y es una de las principales causas de la pérdida de diversidad biológica. Desde el punto de vista de una especie, un factor crítico del que depende su supervivencia es la necesidad de mantener una población mínima viable (PMV), es decir, el número más pequeño de individuos requerido por la población de una especie para tener una determinada probabilidad de persistencia en un rango de tiempo determinado. Se ha mostrado que el tamaño poblacional es el mayor determinante de la persistencia de las pobla-

ciones de muchas especies animales. A menor número de parches menor será la probabilidad de mantener una PMV de una especie en la región.



figura 3 Número de parches

4.1.3 Tamaño Promedio de Parches (MPS):

Los resultados muestran que el tamaño medio de parches de hábitat natural disminuye progresivamente, funcionando como otro indicador de la fragmentación junto con el amento del número de parches de agricultura (fig. 4 y Tabla 4.1.1). Muchos organismos se ven afectados por el tamaño de parche. A estas especies se las llama sensibles al área (Freemark y Collins 1992 citado por Betts 2000). Robbins et al. (1989) y Faaborg et al. (1995) encontraron que el tamaño del área era uno de los factores más importantes del hábitat para muchas especies de aves migratorias neotropicales, el cual puede de-finir que un sitio pueda o no ser usado como parada de descanso para una bandada. El tamaño del área también parece ser importante para otros grupos de organismos como anfibios, quienes parecen ser también sensibles al área (Waldick 1994 citado por Betts 2000). El tamaño de los parches de hábitat puede ser crítico también para especies que necesitan grandes territorios para satisfacer sus requisitos de vida. En la actualidad uno de los problemas más críticos es la conservación de los grandes felinos dado que en muchos sitios se observan problemas de aislamiento genético por pérdida y fragmentación de los hábitats. En este sentido, las estrategias de conservación de los mismos se establecen alrededor de dos factores: la disponibilidad de parches grandes de hábitat y la

conectividad efectiva entre ellos a fin de evitar endocruza (Bennett 1999). Para las plantas, por el contrario, todavía existe debate acerca de cómo afecta el tamaño de parche al *pool* genético de las mismas, pero algunos estudios indicarían que plantas con poca capacidad de dispersión tienen una mayor probabilidad de extinguirse con respecto a aquellas cuyo rango de dispersión es mayor, además de una baja probabilidad de recolonización de nuevos parches de hábitat (Betts 2000).

Por otra parte, la disminución en el tamaño de los parches incrementa el efecto de borde, por lo tanto se incrementa también el número de las llamadas “especies de borde” y disminuyen las “especies de interior”. Si bien, en situaciones intermedias esto puede traer aparejado un incremento en la diversidad global de especies en un área, dicho incremento se da particularmente a expensas de especies cosmopolitas, generalistas y sin valor de conservación (Forman y Godron 1986).

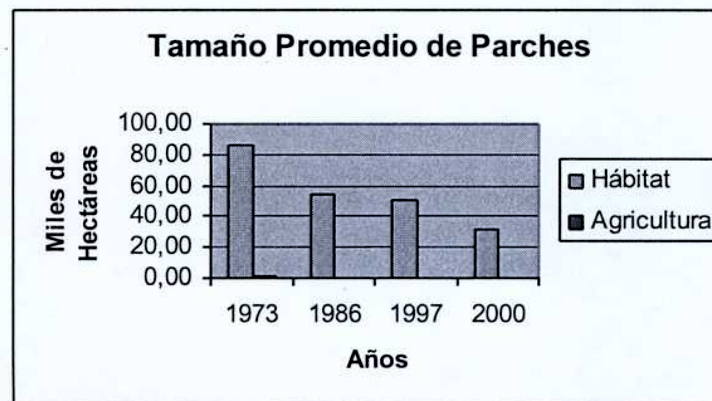


Figura 4 Tamaño promedio de parche

4.1.4 Coeficiente de variación del tamaño medio de parches o fragmentos (CovMPS):

Esta métrica complementa la información de la anterior, dado que está considerando la variación en el tamaño de los parches. El coeficiente de variación del tamaño de parches de hábitat aumenta en el período analizado, 1973 y 2000, pasando de 373 a 606 (fig. 5 y Tabla 4.1.1). Esto muestra que el patrón de paisaje de hábitat natural es cada vez es más heterogéneo como consecuencia de la partición de grandes parches en otros más pequeños. Esto podría afectar particularmente a aquellas especies que necesitan de áreas continuas para persistir en una zona aunque, a nivel

global, una mayor heterogeneidad ambiental podría implicar una mayor biodiversidad.

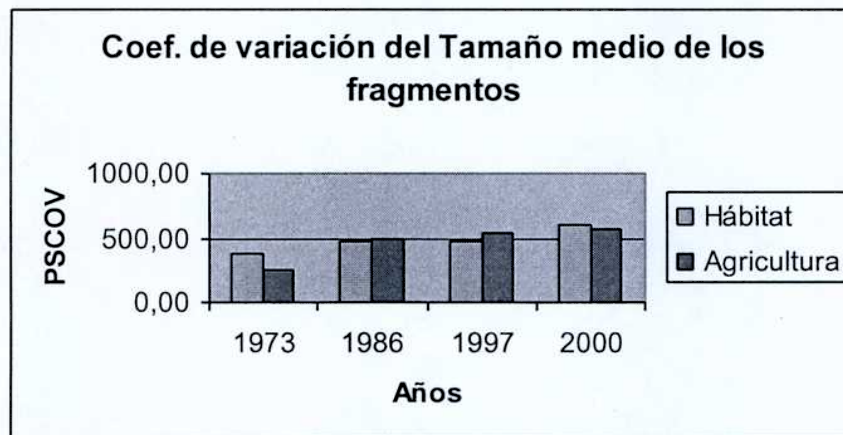


figura 5 Coeficiente de variación del tamaño medio de parches

4.1.6 Análisis de Borde: Borde total (TE) y Densidad de Borde (ED)

El borde total de hábitat natural aumenta debido a que aumenta la cantidad de parches de hábitat natural. En el área de estudio, la densidad de borde aumenta en forma creciente, especialmente del año 1973 al año 1986, mostrando un incremento menor del año 1997 al 2000 (fig. 6 y Tabla 4.1.1).

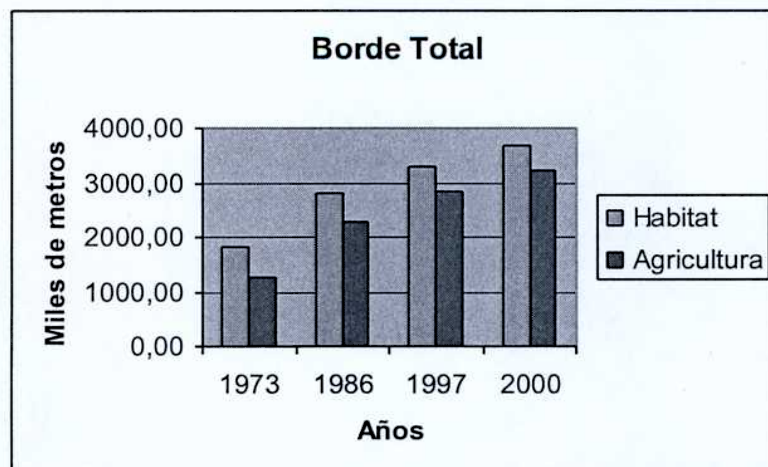


figura 6 Borde total

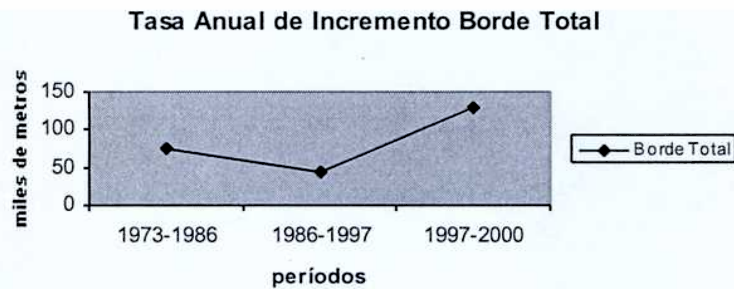


figura 7 Tasa anual de incremento en el borde total en la clase Hábitat

La fig. 7 muestra como desde el primer período de tiempo estudiado (1973-1986) al segundo (1986-1997) la tasa anual de incremento de borde total de los parches de Hábitat disminuye, pero luego en el tercer período (1997-2000), esta se vuelve a incrementar fuertemente de 44 mil metros a 128 mil metros (Tabla 4.1.2).

En cuanto al análisis de borde, dependiendo de la perspectiva, sus características pueden ser positivas o negativas para una especie en función del criterio considerado (Forman1995). Algunas especies pueden beneficiarse con un incremento de la superficie de borde como muchas especies de árboles o especies frugívoras, dado que en estos bordes hay una mayor oferta de recursos (Forman 1995), mientras que otras son negativamente sensibles a dicho incremento como algunas especies de insectos polinizadores, aves y mamíferos (Bennett 2003).

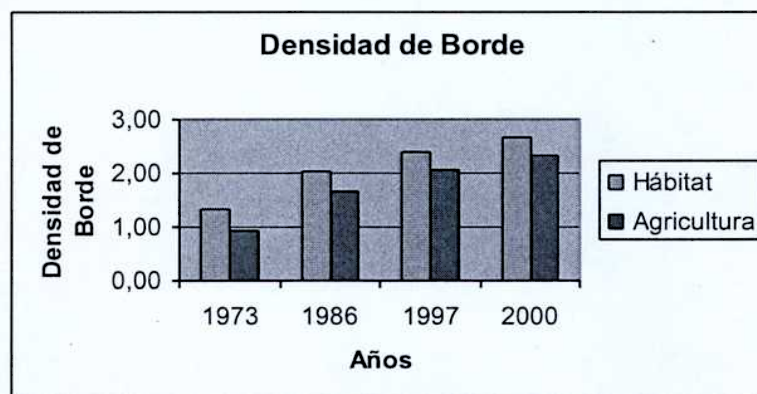


figura 8 Densidad de borde

Por otra parte, puede promover un aumento total de la biodiversidad a escala local al proveer de hábitat a especies dependientes de uno o más tipos de cobertura (especies que utilizan más de un elemento del paisaje para satisfacer sus requisitos de vida). Sin embargo, la creación de condiciones de borde tienen lugar a expensas de un cambio en las condiciones interiores, que tienden a desaparecer a medida que el tamaño del parche disminuye (Forman 1997).

Efectos de borde observados en bosques altoandinos, donde la estructura arbórea (altura y diámetro) es susceptible al mismo, mostraron cambios en las condiciones abióticas que resultaban de la proximidad a una matriz disímil y contrastante respecto al interior del bosque; también se observaron efectos biológicos directos (por ejemplo, desecación) e indirectos que involucran cambios en la interacción de especies (depredación, competencia, herbivoría, entre otros). En los fragmentos estudiados, los árboles de mayor tamaño se encuentran en el interior de los fragmentos, aunque la tasa de crecimiento seguramente es mayor en el borde por la cantidad de luz (Bierregaard et al. en Fernandez 2006). Esto indica que los factores ambientales adversos (viento y cambios drásticos de temperatura) condicionan un ambiente negativo para la tasa de crecimiento y sobrevivencia de los árboles. Así mismo, la densidad arbórea fue menor en los bordes de los fragmentos, posiblemente debido a condiciones ambientales adversas, que podrían provocar alteraciones en los procesos fenológicos y cambiar la tasa de reclutamiento, como también incremento en la mortalidad de individuos arbóreos e interacción negativa de especies, como la competencia y herbivoría (Fernández et al. 2006).

Finalmente, algunas especies dependientes del borde (tanto plantas como animales) tienden a dominar, y en algunos casos pueden parasitar a las especies nativas que dependen de parches más grandes no fragmentados en aquellas situaciones donde se observa una progresiva fragmentación del hábitat. Los últimos trabajos realizados que analizan separadamente la pérdida de hábitat y el efecto de borde, sugieren que el efecto de borde puede estar teniendo lugar más frecuentemente (y es más fácil de detectar) que los efectos de cambios en el tamaño de área (Fletcher 2006), si bien, como fue mencionado anteriormente, la pérdida en la superficie de hábitats naturales

es, a nivel de paisaje, ampliamente reconocido como un factor de gran importancia en las variaciones en la dinámica tanto de poblaciones como de comunidades.

4.1.9 Distancia Promedio al vecino más cercano (MNN):

La distancia promedio entre parches de hábitat aumenta progresivamente alcanzando un valor que era de 133 m en el año 1973 ascendiendo a 353 m para el año 2000 (fig. 9 y Tabla 4.1.1). Tal como fuera mencionado anteriormente, tanto la disminución en la superficie de hábitat natural como el aislamiento progresivo de los parches remanentes han sido considerados importantes como factores que afectan los patrones y procesos ecológicos. Por ejemplo la Teoría de Equilibrio de Biogeografía de Islas (Mac Arthur y Wilson 1967, Levins 1969 en Forman 1997) y la Teoría de Metapoblaciones (Hanski 1998 en Bennet 1999) incorporan tanto el área del parche, como aislamiento entre fragmentos, para explicar la variación en la estructura de una comunidad y la dinámica de sus poblaciones. Estas teorías también han sido utilizadas para explicar la fragmentación y pérdida de hábitat pero con poco éxito (Fletcher et al. 2006). Una posible explicación a esto podría ser que los bordes pueden influir profundamente en los patrones de paisaje y procesos naturales. Experimentos realizados en hábitats fragmentados sugieren que los bordes serían una de las primeras fuerzas conductoras que incentivan la fragmentación (Doak y Mills 1994; Wiens 1995; Gascon et al. 1998; Laurance et al. 2002 en Fletcher et al. 2006).

El análisis de configuración espacial de los parches esta relacionado con la habilidad de las especies de moverse de un parche de bosque a otro parche vecino. El MNN es importante en los eventos de extinciones locales cuando una especie sólo puede perdurar si existe una recolonización desde parches vecinos (Bennet 1999). Cuanto más lejos estén los parches entre sí, más fácilmente podrá tener lugar esta extinción local y más difícil será la recolonización. La influencia de la agricultura en la distribución de valores de esta métrica es clara. En primer lugar, lo que se debería tratar es de preservar la conectividad de los hábitat naturales; en caso de que esto no sea posible, se debería tratar al menos de proveer de parches que actúen como trampolines (*stepping stones*), los cuales podrían tener un papel primordial en el manteni-

miento de la conectividad y, por lo tanto, sería un objetivo central en cualquier política de conservación de un área (Somma et al. 2005 y Somma 2006).



figura 9 Distancia Promedio al vecino más cercano

4.1.10 Índice de Proximidad Medio (MPI):

El hecho de que el MPI tome valores altos en el año 1973 y vaya decayendo indicaría la separación gradual de los parches de hábitat. Se observa que este índice disminuye en las primeras etapas y luego aumenta (fig.10 y Tabla 4.1.1), lo que estaría relacionado con una inversión de la matriz de paisaje dado que al aumentar la cantidad de lotes agrícolas, éstos pasan a ser la matriz y los parches de hábitat natural remanentes y permanecen como elementos aislados en esta nueva matriz antrópica.

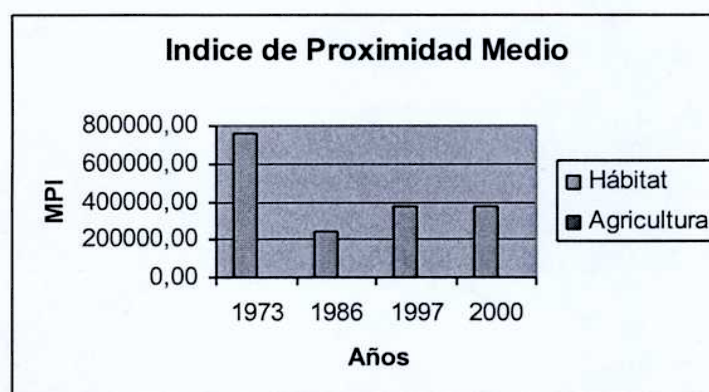


figura 10 Índice de Proximidad Medio

Como señala Mc Garigal (2003), la disminución del área de hábitat natural no indicaría por sí sólo un proceso de fragmentación, pero al analizar varias métricas simultáneamente, se observó que no sólo fue disminuyendo el área natural sino que además ésta se va partiendo en fragmentos cada vez menores. Esto último también se ve confirmado por el aumento de borde de los fragmentos y por último, y muy importante, se observa cada vez mayor separación entre los parches de hábitat natural en la región.

Salvo excepciones, las tendencias descritas se manifiestan conjuntamente a lo largo de los procesos de destrucción y fragmentación del hábitat, dando lugar a paisajes en los que, en fases avanzadas, faltan muchas de las especies originales (Fahrig 2003).

A esta pérdida de especies, que no es sino una suma de extinciones regionales, se llega a través de dos pasos obvios: 1) una reducción progresiva de los tamaños de población en cada uno de los fragmentos de hábitat formado y 2) una pérdida definitiva de poblaciones en los fragmentos. En suma, la reducción, fragmentación y deterioro del hábitat terminan por producir una atomización de las distribuciones originales en subpoblaciones cada vez más pequeñas y aisladas, sometidas a problemas crecientes de viabilidad genética y demográfica (Frankham, 1995; Hedrick, 2001 en Santos 2006).

Dado que los fragmentos son islas de hábitat separadas por un mar de hábitat hostil (la matriz de hábitat) la *teoría de la biogeografía de islas* (Mac Arthur y Wilson 1967 en Forman 1997) resulta, por derecho propio, el marco natural de explicación de los efectos sobre la biodiversidad cuando ocurre la pérdida y fragmentación del hábitat. Partiendo de dos premisas insulares básicas: 1) existencia de un continente o fuente de colonizadores (por ejemplo, un gran remanente de hábitat continuo situado en la misma región que los fragmentos de hábitat y 2) la consideración de la matriz como un hábitat uniformemente hostil que no ofrece ningún recurso a las especies aisladas en los fragmentos (Santos 2006).

Ante el hecho de que muchos paisajes fragmentados no dispongan de una auténtica fuente de colonizadores, así como la realidad de que muchas matrices de hábitat actúen más bien como filtros que como barreras uniformemente hostiles, ofreciendo

a numerosas especies una cierta cantidad de recursos que facilitan el tránsito entre fragmentos, estos fenómenos han estimulado la entrada de la *teoría de metapoblaciones* y la *teoría ecológica del paisaje* como hipótesis alternativas a la teoría insular (Hanski, 1998 en Santos 2006). La idea de metapoblación (población de poblaciones; formulada por Levins 1970 en Santos 2006) propone un escenario cada día más frecuente en aquellas regiones donde los hábitats naturales han quedado reducidos a un archipiélago de pequeños parches. Este modelo propone la existencia de una población de poblaciones asentada en una serie de fragmentos de hábitat y sometida a una dinámica de extinciones y recolonizaciones, mientras esta dinámica tenga un balance positivo, la persistencia de la metapoblación está asegurada. La probabilidad de recolonización de un fragmento tras un evento de extinción dependerá de su distancia media al resto de los fragmentos que configuran la metapoblación, así como del porcentaje de los mismos ocupado por la especie en cuestión.

4.2 Comparación de los cortes temporales

	Hábitat vs. No hábitat			
	<u>1973 vs. 1986</u>	<u>1986 vs. 1997</u>	<u>1997 vs. 2000</u>	<u>1973 vs. 2000</u>
Fuzzy Kappa*	0,39	0,68	0,83	0,17

Tabla 4.2 Comparación de los cortes temporales

* = Fuzzy Kappa varía entre 0 (distintos) y 1 (idénticos)

La comparación global utilizando el programa MCK se basa en la teoría de conjuntos difusos o borrosos. La comparación correspondiente a los años 1973 y 1986 (fig.11 y Tabla 4.2) muestra un cambio en el área de estudio, aunque dicho cambio aún no es marcado (Fuzzy Kappa= 0,38).

Entre los años 1986 y 1997 la comparación resultó en una pequeña diferencia entre ambos años (fig. 11 y Tabla 4.2) el cambio fue menor que en el período anterior aunque aún continúa el proceso de expansión (Fuzzy Kappa= 0.68). La misma tendencia se observa entre 1997 y 2000 (Fuzzy Kappa= 0.81). Por último, al comparar el período completo (1973 vs. 2000), se observa que entre ambos mapas el área a cambiado

notablemente. El resultado obtenido (Fuzzy Kappa = 0,17) indica que el área con mayor cambio (mostrando la mayor diferencia entre ambas coberturas) es la franja de norte a sur, la que conecta los parques de Baritú y Calilegua (fig. 11 y Tabla 4.2). En el año 1973 no existían aún los Parques Nacionales Baritú (Salta) y Calilegua (Jujuy), los que fueron creados en 1974 y 1979, respectivamente. Al mismo tiempo comienza la expansión de lotes agrícolas en el sudeste de Jujuy y el sur de Salta. Dicha expansión sigue incrementándose en los años subsiguientes con una dirección norte - sur entre ambos parques. En el año 2000 se suma una nueva área protegida, el Parque provincial Laguna Pintascayo (Salta). Estos tres parques (sumados al Parque Provincial Potrero de Yala en la provincia de Jujuy, el cual no está comprendido en el área de estudio de esta tesis) funcionarían como áreas núcleo dentro de la planificación regional de la Reserva de Biosfera de las Yungas. El presente análisis muestra, que las mayores diferencias entre mapas para el período 1973-2001 se encuentran en este eje norte sur, lo cual podría estar afectando la conectividad entre ambos parques.

Actualmente, de las 5,2 millones de hectáreas estimadas como superficie total de este ecosistema en Argentina (que incluye tanto a las Yungas en sentido estricto como a las Yungas de transición), sólo un 4,2% de dicho territorio (285.970 ha) se encuentran protegido. Si consideramos solamente a las selvas en sentido estricto, es decir aquellos sectores más húmedos y posiblemente más estables al largo plazo, este porcentaje es marcadamente superior, pudiendo superar el 10,6%. Esto se debe a que la selección de las áreas protegidas se ha enfocado en sectores caracterizados por su exuberancia estructural y que tradicionalmente solo se utilizaron para la explotación forestal selectiva y la ganadería de trashumancia. Por el contrario, aquellas áreas transicionales o marginales de las Yungas (Yungas de transición y Chaco Serrano), más secas, con alta aptitud agrícola y comparativamente de menor belleza escénica, han sido poco tenidas en cuenta en el actual esquema de protección. Sin embargo, estos sistemas son los más dinámicos en términos de respuesta a cambios climáticos y, además, son las áreas que permiten la conectividad entre los distintos sectores de selvas húmedas. Consecuentemente, deberían ser tenidos en cuenta en la estrategia de conservación regional (Brown et al. 2002).

Los resultados obtenidos en este trabajo coinciden con lo encontrado por Somma (2006) y Paruelo et al. (2004), ya que desde una perspectiva regional el proceso de conversión de bosque nativo a agricultura es evidente en las zonas con suelos aptos, predominancia de pendientes suaves (bosque pedemontano) y que además tienen acceso o están próximas a las vías de transporte (ruta nacional 34 y 50, vías del ferrocarril General Belgrano y la ruta nacional 1 en Bolivia).

Entre las recomendaciones realizadas en años recientes (Somma 2006, Brown 2002 et al. y Grau et al. 2000) son relevantes aquellas que tienen en cuenta mantener la matriz boscosa dominante del paisaje que se encuentra fuera de las áreas protegidas bajo un sistema de manejo sustentable. También las acciones para incrementar sustancialmente la información disponible y dar participación a las comunidades locales, estimular una mayor sustentabilidad de los sistemas agrícolas tradicionales incluyendo cultivos de renta, mejoramiento de los sistemas de riego y búsqueda de mercados para la comercialización de sus productos y fortalecimiento de la organización local.

5. Conclusiones

Las métricas de ecología de paisaje utilizadas en este trabajo para determinar la pérdida de hábitat han sido muy criticadas pero siguen siendo aún muy utilizadas para determinar cambios en la composición o configuración del paisaje. Para muchos autores éstas siguen siendo una herramienta de análisis de gran utilidad (Ritters et al. 2003, Leitao y Ahern 2003, Betts 2002, Laforzezza 2000, Mateucci 2005, Harwood 2006). Además, algunas métricas pueden ser muy adecuadas para reflejar la percepción que tienen distintas especies del paisaje (Ritters et al. 2003). Por otra parte, mientras que algunas métricas pueden ser complejas y no muy útiles para su comunicación y, por ende, difíciles de utilizar tanto para los planificadores como para los responsables de elaborar políticas de planificación (Antrop 2004), otras son de gran utilidad para dar un diagnóstico inicial.

Este trabajo aporta un nuevo análisis a nivel de paisaje que le da sustento a la comparación temporal. Además, el uso del programa MCK trata de salvar el problema de la validación estadística de la comparación temporal e intenta dar cuenta de las diferencias a nivel global entre los distintos años. Tal como Hagen-Zanker et al. 2006 lo señalan, este método de comparación simula la forma en que los seres humanos diferenciamos distintas figuras o mapas. Esto le daría una evidente ventaja a la hora de tomar decisiones ya que los resultados son de fácil interpretación y comunicación. A pesar de que el problema de la pérdida de bosques en la zona de las Yungas ha sido informado tanto por investigadores como por organismos gubernamentales y no gubernamentales desde hace por lo menos 15 años, la actual coyuntura económica de Argentina, donde existe una clara dependencia económica en los *comodities* agropecuarios, ha hecho que tanto esta región como la chaqueña hayan sufrido un acelerado proceso de cambio en el uso del suelo, especialmente por los precios actuales de la soja. Tal como fuera señalado por Mendoza Vidaurre (2003), “cuando hablamos de la frontera agrícola entendemos esa nada delgada “línea roja” que separa bosque de cultivos. Entendemos la expansión de la agricultura a costa del bosque, la conversión de bosque en terrenos de cultivo y también la transformación

de la naturaleza por la actividad humana, el paso de la barbarie a la civilización, de la nada al desarrollo”.

Es por eso que resulta urgente revisar esta noción de frontera agrícola que tenemos en mente, que conocemos por escritos, discursos y textos, una noción de la que se derivan pensamientos y actuaciones. Estos últimos tienen lugar tanto entre mestizos e indígenas, como en las instituciones y los especialistas en el tema, científicos o intelectuales, activistas sociales o dirigentes políticos cuyas ideas y acciones, en una creciente espiral, terminan traducéndose en violencia, en deforestación y en más pobreza (Mendoza Vidaurre 2003).

También hay que proponer planes de manejo factibles, en este camino, el diseño de redes ecológicas que contemplen usos múltiples, donde se contempla la matriz del paisaje, especialmente aquellas zonas donde se hace agricultura o actividades forestales, como parte activa del hábitat de las especies. Muchos autores han realizado estudios orientados en este camino (e.g., Bachman 2003, Volante 2005, Paruelo 2005, Somma 2006). En este sentido, los resultados obtenidos en la presente tesis contribuyen a este propósito.

ANEXO

Definición y descripción de las métricas utilizadas, calculadas a través del programa FRAGSTATS

1.- Área Total por Clase (TCA)

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$$

Donde:

a_{ij} = es el área, expresada en m² de cada tipo de parche.

Este índice tiene siempre valores mayores a cero, sin un límite máximo. El índice tiene un valor que se acerca a 0 a medida que el tipo de parche se hace cada vez más raro en el paisaje. El TCA es igual al área total cuando todo el paisaje está compuesto por un solo tipo de parche, o sea, cuando la imagen completa posee un único tipo de cobertura. El TCA por clase es igual a la suma de las áreas en de todos los parches del tipo correspondiente. Dado que el valor está expresado en metros cuadrados, se lo suele dividir por 10.000 a fin de convertirlos en hectáreas, que resulta una unidad de medida más intuitiva.

2.- Número de Parches:

$$NP = n_i$$

Donde:

n_i = número de parches en el paisaje del del tipo de parches de la clase i

Este índice proporciona un valor que es el correspondiente al número de parches del tipo correspondiente (clase). Toma un valor igual a 1 cuando el paisaje tiene solo un parche del tipo correspondiente, esto es la clase consiste en un solo parche.

3.- Borde Total (TE):

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$$

Donde:

e_{ik} = largo total de borde en un paisaje.

Este valor resulta de la suma del perímetro de todos los parches de la misma clase existentes en el paisaje. También considera los bordes originados por la presencia de parches de otra clase dentro del parche considerado. Este índice incluye solo los segmentos de "verdaderos" bordes. Si en un paisaje el borde esta ausente, el índice incluye una proporción especificada por el usuario de borde interno correspondiente al tipo de parche. Este índice toma valores mayores o iguales a cero y no presentan un límite máximo.

4.-Densidad de Borde (ED):

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10,000)$$

Donde:

e_{ik} = largo total del borde en el paisaje involucrando al tipo de parche de cada clase y A es el área total del paisaje.

Este índice incluye el borde y el interior de los segmentos involucrados en el parche de tipo i. El índice toma valores mayores o igual a cero y no tiene un límite superior. Vale cero cuando no existe un borde de una clase en el paisaje, esto es, cuanto el

paisaje completo y el borde del paisaje, si esta presente, consiste en el tipo de parche correspondiente y el usuario especifica que ningún límite ni borde interior puede ser considerado como borde. Los valores obtenidos están dados en metros por lo cual se lo divide por 10.000 para que queden expresados en hectáreas. Si el borde de un paisaje esta presente, el índice incluye los segmentos de borde de paisaje involucrados en el tipo de parche correspondiente y representando el “verdadero” borde solamente. Si el borde está ausente, el índice incluye una proporción de borde del paisaje especificada por el usuario, correspondiente al tipo de parche especificado. El área total de paisaje incluye cualquier fondo interno presente.

5.- Promedio al Vecino Más Cercano (MNN):

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n'_i}$$

Donde:

h_{ij} = distancia desde el parche ij al parche vecino mas cercano del mismo tipo (clase), tomando dicha distancia de borde a borde de ambos parches.

Este índice toma valores mayores a cero sin un límite superior.

Para cada parche del correspondiente tipo, dividido por la suma de los parches del mismo tipo.

6.- Índice de Proximidad (PI):

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

Donde:

a_{ijs} = área de parches ijs en la vecindad especificada (m) del parche ij .

h_{ijs} = distancia entre el parche ij y el parche ijs , basado en la distancia del borde de parche a parche, computado desde el centro de la celda al centro de la otra celda.

Este índice toma valores mayores o iguales a cero. Vale cero si un parche no tiene parches vecinos del mismo tipo dentro del radio de búsqueda especificado. El valor aumenta a medida que el vecindario ocupado por parches vecinos (en el radio de búsqueda especificado) aumenta en cantidad de parches del mismo tipo y se vuelven más contiguos (o menos fragmentados) en su distribución. El límite superior está afectado por el radio de búsqueda y la distancia mínima entre parches.

CAMBIO EN EL USO Y COBERTURA DEL SUELO

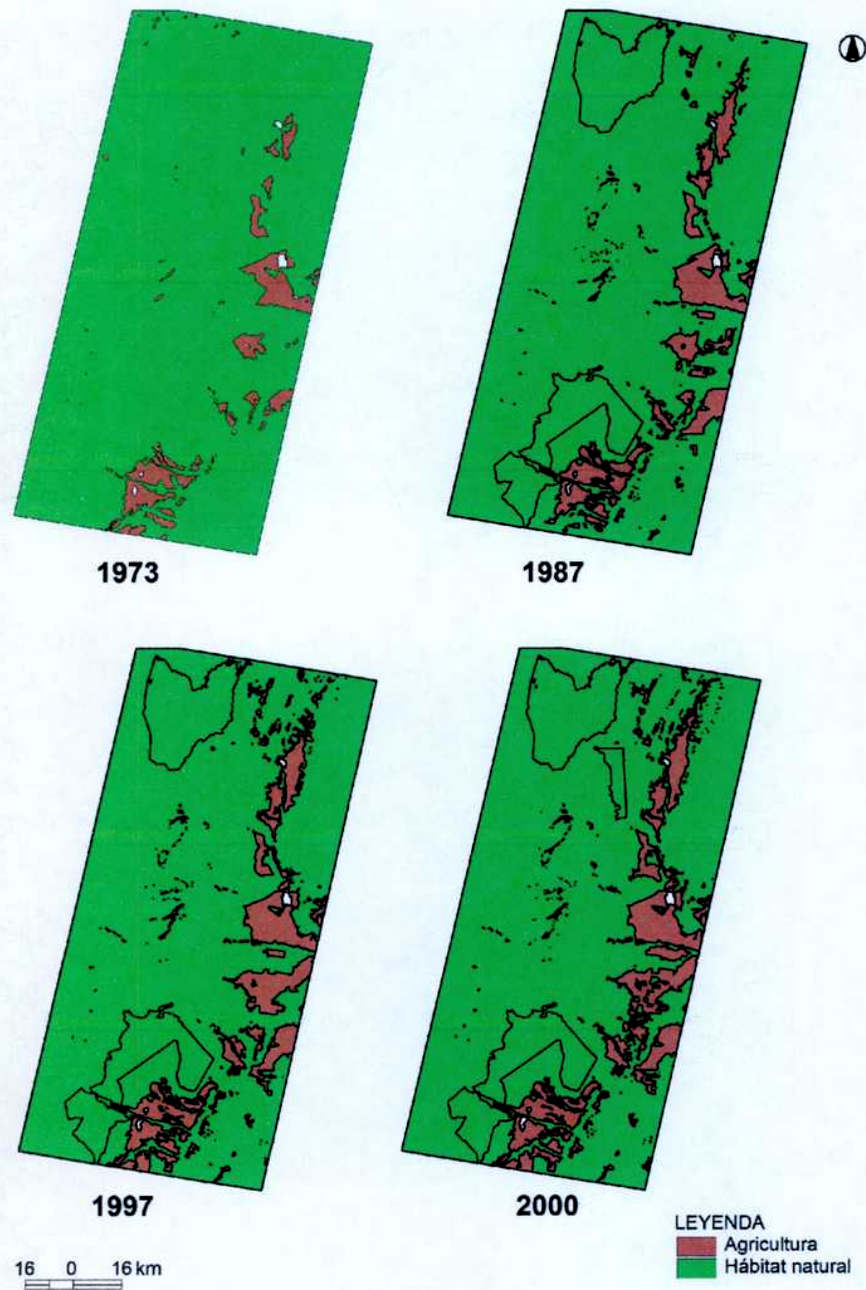


Figura 10. Cambios en el uso y cobertura del suelo en la región de las Yungas entre 1973 y 2000

Comparación de cortes temporales



Fig. a 1973 vs. 1986



Fig. b 1986 vs. 1997



Fig. c 1997 vs. 2000



Fig. d 1973 vs. 2000

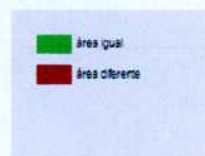


Figura 11. Cambios en las áreas cubiertas por bosques para la región de las yungas entre los distintos cortes temporales analizados. a) comparación entre 1973 y 1986; b) comparación entre 1986 y 1997; c) comparación entre 1997 y 2000; d) comparación entre 1973 y 2000

Bibliografía

- Altieri M., Nicholls C. 2000. Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Primera Edición. México.
[online] URL <http://www.agroeco.org/brasil/material/Agro10.pdf>
- Antrop M. 2006. From holistic landscape synthesis to transdisciplinary landscape management: [online] URL <http://lx1.library.wur.nl/ojs/index.php/frontis/article/viewPDFInterstitial/1098/669>
- Aude E, Freire S., Diaz Langlois E., Alard D. 2006. Are similar landscapes the result of similar histories? *Landscape Ecology* 21:631–639. Springer Kluwer Academic Publishers
- Bastian O., Kro R. y Zdene~ Lipsky L. 2006. Landscape diagnosis on different space and time scales – a challenge for landscape planning. *Landscape Ecology* 21:359–374. Kluwer Academic Publishers
- Bélanger L., Grenier M. 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St.-Lawrence valley. Canada. *Landscape Ecology* 17: 495–507, 2002. Kluwer Academic Publishers.
- Bennett A. 1999. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN. Gland, Switzerland. 254 pp.
- Betts M. 2000. In Search of Ecological Relevancy: A Review of Landscape Fragmentation Metrics and Their application for the Fundy Model Forest April, Greater Fundy Ecosystem Research Group. N.B. Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, University of New Brunswick, Fredericton. Canada. [online] URL <http://www.unbf.ca/forestry/centers/fundy/metrics.htm>
- Bissonette J. and Storch I. 2002. Fragmentation: is the message clear? *Conservation Ecology* 6(2):14 [online] URL www.ecologyandsociety.org/vol6/iss2/art14/
- Bossenbroek J, Wagner H, Wiens J. 2004. Taxon-dependent scaling: beetles, birds, and vegetation at four North American grassland sites. *Landscape Ecology* 20: 675–688. Kluwer Academic Publishers.
- Botequilha Leitão A. and Ahern J, 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59 (2), 65-93.
- Brown A. 1995. Las selvas de montaña del Noroeste de Argentina: problemas ambientales e importancia de su conservación. En A. D. Brown y H.R. Grau (eds) *Investigación, Conservación y Desarrollo en Selvas subtropicales de montaña*. LIEY- Tucumán. Argentina. [online] URL <http://www.proyungas.com.ar/publicaciones/publicaciones.htm>
- Brown A., Placci L., Grau A., Malizia L. 2001. Bosques nublados del neotrópico. Ed. M. Kappelle y A.D. Brown. Ed. INBio. P. 625-654.
[online] URL <http://www.proyungas.com.ar/publicaciones/publicaciones.htm>
- Brown A., Grau A., Lomáscolo T. y Gasparri N.I. 2002. Una estrategia de conservación para las selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. *Ecotrópicos* 15: 147-159. [online] URL <http://www.proyungas.com.ar/publicaciones/publicaciones.htm>

- Brown A, Malizia L, Lomáscolo T. 2006. Reserva de la Biósfera de las Yungas: armando un rompecabezas entre todos. Artículo para el libro Reservas de las Biósfera. MAB. [online] URL <http://www.proyungas.com.ar/publicaciones/publicaciones.htm>
- Brown A., Pacheco S., Cristóbal L., Lomáscolo T., Malizia L. 2006. Situación ambiental Dpto. San Martín y sus implicancias en los hechos ocurridos durante la estación lluviosa 2005-2006. Informe Proyecto Alto Bermejo. [online] URL <http://www.proyungas.com.ar/publicaciones/publicaciones.htm>
- Brown A., Martínez U., Acerbi M., Corcuera J. Eds. 2006. La situación ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires. Argentina
- Brown A., Pacheco S., Cristóbal L., Lomáscolo T., Malizia L. 2007. Convenio de trabajo con el Gobierno de la Provincia de Jujuy. Plan de Ordenamiento Territorial adaptativo para las Áreas Boscosas de la Provincia de Jujuy. Ediciones del Subtrópico. [online] URL <http://www.proyungas.com.ar/publicaciones/publicaciones.htm>
- Burkart, R., 1994. Use and management of natural resources in Argentina's protected areas. *Unasylva*, 45: 8-14.
- Corry R. 2004. Characterizing fine-scale patterns of alternative agricultural landscapes with landscape pattern indices. 2005. *Landscape Ecology* 20: 591–608. Springer Kluwer Academic Publishers.
- Daniele C., Somma D., Aued B., Bachmann L., and Frassetto A., 2006. Land Use Planning and Nature Conservation in the Northwest of Argentina: Evolution of the Landscape Fragmentation and its Consequences. In: Proceedings of 29th International Symposium on Remote Sensing of Environment "Information for Sustainability and Development" (Paper Reference 8.71). Buenos Aires, Argentina.
- Dros J. M. 2004. Managing the soy boom: Two scenarios of soy production expansion in South America AID. Environment, Amsterdam, The Netherlands. 65 pp: [online] URL http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/umsef_deforestacin_congresofoa05.pdf
- Dunford W., Freemark K. 2005. Matrix matters: effects of surrounding land uses on forest birds near Ottawa, Canada. *Landscape Ecology* (2004) 20: 497–511. Springer Kluwer Academic Publishers.
- Etheridge D., MacLean D., Wagner R. 2006. Effects of intensive forest management on stand and landscape characteristics in northern New Brunswick, Canada (1945–2027). *Landscape Ecology* .21:509–524. Kluwer Academic Publishers.
- Faaborg J., Brittingham M., Donovan T.M., Blake J. 1995. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Martin, T.E., Finch, D.M. (Eds.), *Ecology and Management of Neotropical Migratory Birds*. Oxford University Press, Oxford, pp. 357–380.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fletcher R Jr., Ries L., Battin J, and Chalfoun A. 2007. The role of habitat area and edge in fragmented landscapes: definitively distinct or inevitably intertwined? NRC Research Press [online] URL cjz.nrc.ca
- Fernández M., Cahill J., Martínez E., Lazcano J.M. 2006. Consecuencias de la perturbación y fragmentación en bosques altoandinos de *Polylepis besseri*. Centro de Biodiversidad y

Genética, Universidad Mayor de San Simón, Cochabamba, Bolivia. [online] URL www.unesco.org.uy/mab/documentospdf/rabey.pdf

Forman R.T., 1997 Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge, New York: Cambridge University Press. 632 pp.

García-Lino C. y Palabral-Aquilera A. 2006. Aplicación de Técnicas Cartográficas y de Tele-detección en la Investigación y Conservación de los Yungas Bolivianos. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. Grazer Schriften der Geographie und Raumforschung Band 41 /. pag 49_58.

Gardner R. and Townsend P. 2001. Pattern, process and hypothesis testing. Appalachian laboratory. University of Maryland Center for Environmental Science. Annual Review of Ecology and Systematics. Vol. 20: 171-197

Gasparri N.I., Manghi E., Montenegro C., Strada M., Parmuchi M.G. y Bono J. 2002. Mapa forestal provincia de Salta. Actualización año 2002. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Dirección de Bosques. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina. [online] URL: <http://www.ambiente.gov.ar/archivos>

Gasparri N.I., Manghi E., Montenegro C., Strada M., Parmuchi M.G. and Bono, J. 2003. Reserva de la Biósfera de las Yungas. Informe sobre la Deforestación. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Dirección de Bosques. Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina. [online] URL: <http://www.ambiente.gov.ar/archivos>

Gasparri N.I., Manghi E., Montenegro C., Strada M., Parmuchi M.G. y Bono J. 2004. Mapa forestal provincia de Jujuy: actualización año 2002. Dirección de Bosques (UMSEF). Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina [online] URL <http://www.ambiente.gov.ar/archivos>

Grau A. and Brown, A.D., 2000. Development threats to biodiversity and opportunities for conservation in the mountain ranges of the upper Bermejo river basin, nw Argentina and sw Bolivia. Ambio, 29, 7: 455-450. [online] URL <http://www.proyungas.com.ar/publicaciones/publicaciones.htm>

Gustafson E.J., 1998. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?. Ecosystems, 1, 2: 143-156.

Hagen A., 2003. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. International Journal of Geographical Information Science 17, 3: 235-249. [online] URL <http://www.riks.nl/mck/>

Hagen-Zanker A., Straatman B. and Uljee I. 2005. Further developments of a fuzzy set map comparison approach. International Journal of Geographical Information Science 19, 7: 769-785. [online] URL <http://www.riks.nl/mck/>

Hagen-Zanker A., Engelen G., Hurkens J., Vanhout, R. and Uljee I. 2006. Map Comparison Kit 3.0. User Manual. RIKS, January 2006, Maastricht, The Netherlands. 73 pp. [online] URL <http://www.riks.nl/mck>

Hargis C.D., Bissonette J.A. and David J.L., 1998. The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. Landscape Ecology 13. 167-186. [online] URL <http://www.springerlink.com>

- Hargis C., Bissonette J. A, and David J. L. 1997. Understanding measures of landscape pattern. Pages 231-261 in J. A. Bissonette, editor. *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York.
- Harwood W. y Mac Nally R. 2004. Geometry of large woodland remnants and its influence on avifaunal Distributions **Landscape Ecology* 20:401–416 Kluwer Academic Publishers.
- Harwood W and Mac Nally R. 2004. Geometry of large woodland remnants and its influence on avifaunal distributions. *Landscape Ecology* 20: 401–416. Kluwer Academic Publishers.
- Holderegger R. and Wagner H. 2006. A brief guide to Landscape Genetics. *Landscape Ecology* 21:793–796. Kluwer Academic Publishers.
- Jaeger J. A. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130. Kluwer Academic Publishers.
- Jongman R.H.G. and Pungetti, G., 2004. Introduction: Ecological Network and Greenways. pp. 1-6. In: Jongman, R.H.G. and Pungetti, G. (eds.): *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Laforteza R., Corry R, Sanesi G., Brown R. 2005. Quantitative Approaches to landscape spatial planning clues from landscape ecology. *Sustainable Development and Planning II*, Vol I 239. Wit press. [online] URL www.greenspace.it/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=101
- Li H. and Wu J. 2004. Use and misuse of landscapes indices. *Landscape Ecol.* 19: 389–399. Kluwer Academic Publishers.
- Magrin G., Gay García C, Cruz Choque D., Jiménez J., Moreno A., Nagy G., Nobre C. and A. Villamizar, 2007: Latin America. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 581-615.
- Matteucci S., Solbrig T., Morello J. y Halffter G., eds.. 1998. *Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de Latinoamérica*. EUDEBA-UNESCO, Colección CEA, 24. 580 pp.
- Matteucci S, Silva M. 2005. Selección de métricas de configuración espacial para la regionalización de un paisaje antropizado. *Geofocus* N 5, p. 180-202.
- McGarigal K. and Marks B.J. 1995. *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR:US. [online] URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats>.
- McGarigal K., Cushman, S.A., Neel, M.C., and Ene, E., 2002. *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps*, version 3.0. University of Massachusetts, Amherst Massachusetts, USA.
- McGarigal K., 2003. *FRAGSTATS Workshop. Case Study Exercise #1 Quantifying habitat fragmentation under alternative land management scenarios*. 6th International Association for Landscape Ecology (IALE) World Congress,,2003, Darwin,Australia. [online] URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/workshops/IALE2003/casestudy.pdf>
- Mendoza Vidaurre R. 2004. "Un espejo engañoso: imágenes de la frontera agrícola".- En: **Envío**, Año 23, no. 265 (Abr. 2004), p. 12-19. [online] URL <http://www.envio.org.ni/articulo/2059>

- Montenegro C., Strada M., Parmuchi G., Bono J., Stamati M. 2007. Informe sobre Deforestación en Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. [online]URL:http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/deforestacin_argentina_v2.pdf
- Ojeda R., 1999. Biodiversidad y conservación de mamíferos de la interfase tropical-templada de Argentina. pp. 443-462. In: Matteucci, S., Solbrig, O.T., Morello, J. and Halffter, G. (eds.): Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de Latinoamérica (Biodiversity and Land Use: concepts and examples from Latin America), EUDEBA, Buenos Aires, Argentina, 580 pp.
- Opdam P. 2005. Ecosystem networks: a spatial concept for integrative research and planning of landscapes Chapter 4. [online] URL Paul.opdam@wur.nl.
- Opdam P., Steingrover E. y Van Rooij, S., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 322-332.
- Pacheco S., Gonzalez J., Meitner M. 2001. Land Use Planning in the Yungas Biosphere Reserve in Argentina. Fundación Pro Yungas. Collaborative for Advanced Landscape Planning Department of Forest Resources Management. University of British Columbia Vancouver, BC., Canada.
- Paruelo J., Del Pino F., Oesterheld M. Coordinadores. 2004. Patrones espaciales y temporales de la expansión de Soja en Argentina. Relación con factores socio-económicos y ambientales. Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. [online] URL www.agro.uba.ar/laboratorios/lart/publi.htm
- Pfizer J. 2004. Using Landscape Metrics to Create an Index of Forest Fragmentation for the State of Maryland. Maryland's Strategic Forest Lands Assessment. [online] URL http://www.dnr.state.md.us/forests/download/sfla_report.pdf
- Reboratti C. 1989. La frontera agraria en el Umbral al Chaco. Desarrollo, balance y perspectivas. (The agrarian frontier in the threshold to Chaco. Development, balance and perspectives). Facultad de Filosofía y Letras, Instituto de Geografía, Universidad de Buenos Aires.
- Rommel K, Csillag F. 2003. When are two landscape pattern indices significantly different? Symposium on Geospatial Theory, Processing and applications. Ottawa, Canada
- Ritters K.H., O'Neill R.V., Hunsaker C.T., Wickham J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., and Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10: 23-39. Springer Kluwer Academic Publishers.
- Ritters K., Wickham J. and Coulston J. 2003. A preliminary assessment of Montreal process indicators of forest fragmentation for the United States. Abstract. As part of the U.S. 2003. National Report on Sustainable Forests.
- Robbins C.S., Dawson D., and Dowell B. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the Middle Atlantic States. *Wildl. Monogr.* 103, Washington D.C.: The Wildlife Society.
- Rocha M. y Cardenal L. 2001. Consultores. Principios y lineamientos sobre conectividad ecológica aplicables en los sistemas y procedimientos de evaluación de impacto ambiental en Centro América, en el marco del corredor biológico centroamericano. [online] URL www.ccad.ws/documentos/doc_tecnicos/lineamientos_conectividad.doc
- Rulli J. 2005. Kollas Nature Resource Production System in the Yungas-NW Argentina. Ms. Thesis. Faculty of Biology Utrecht University.

- Rutledge D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? Department of Conservation PO Box 10-420 Wellington, New Zealand. [online] URL <http://www.doc.govt.nz>
- Salinas Chávez, E y Middleton, J. 1998. La ecología del paisaje como base para el desarrollo sustentable en América Latina / Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America. [online] URL <http://www.brocku.ca/epi/lebk/lebk.html>
- Santos T., Tellería J. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423>
- Somma D. y Perovic P., 1999. Conservación de la biodiversidad y el diseño de redes ecológicas: el caso de la selva de montaña subtropical argentina. pp. 199-224. In: Matteucci, S., Solbrig, O.T., Morello, J. and Halffter, G. (eds.): Biodiversidad y uso de la tierra: conceptos y ejemplos de Latinoamérica, EUDEBA, Buenos Aires, Argentina. 580 pp.
- Somma D, Aued M., and Bachman L., 2004. The ecological network development in the Yungas, Argentina: planning, economic and social aspects. pp. 207-220. In: R. Jongman and G. Pungetti (eds.): Ecological Networks and Greenways. Concept, design, implementation. Cambridge University Press, Cambridge. 345 pp.
- Somma D.J., Aued M.B., van Lier H., Jongman R., and van Lammeren, R., 2005. Desarrollo de métodos de planificación y conceptos espaciales para el desarrollo de redes ecológicas sustentables. Primeras Jornadas Argentinas de Ecología de Paisaje. GEPAMA – FADU – UBA, Buenos Aires, November 2nd. - 4th., 2005.
[online] URL <http://www.gepama.com.ar/matteucci/>
- Somma D. 2006 Interrelated modeling of land use and habitat for the design of an ecological corridor A case study in the Yungas, Argentina. PhD Thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands.
- Tischendorf L. and Fahrig L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- Villalta y Perdomo R. 2005. Como enseñar autocorrelación espacial. *Economía Sociedad y Territorio*, vol. 5, n 18, 323-333 [online] URL. [http://www.cmg.edu.mx/Revistas/revista 18 /est 18 3 pdf](http://www.cmg.edu.mx/Revistas/revista%2018/est%2018%203.pdf).
- Volante J., Bianchi A. 2003. Índice de vegetación normalizado diferencial (NDVI) de las Yungas y del Chaco Semiárido en el Noroeste Argentino. INTA - Centro Regional NOA
- Wade T., Riitters K., Wickham J. and Jones K. 2003. Distribution and causes of global forest fragmentation. *Conservation Ecology* 7: 7. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss2/art7>
- Wu J., Hobbs R. 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology an idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology* 17: 355-365. Kluwer Academic Publishers.