

**DINÁMICA ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA ESTRUCTURA DEL
PAISAJE DEL VALLE DE CUÑA PIRÚ Y SUS ALREDEDORES,
MISIONES, EN RELACIÓN AL USO DE LA TIERRA**

Trabajo de Tesis para optar al Título de Doctor en Ciencias Naturales

Autor: *Drozd Andrea Alejandra.*

Directores de Tesis: *Dr. Marcelo F. Arturi y Dra. Sandra Torrusio*

Laboratorio de Investigaciones de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), Facultad de Ciencias Naturales y Museo. UNLP.

La Plata, 2011.

AGRADECIMIENTOS



Agradecimientos

Esta tesis está dedicada primeramente a Dios, mi mayor tesoro, en donde todo comienza y todo termina. A mi mamá, Ana y mi papá, Oleh, a quienes les debo además de la vida, años y años de mucho esfuerzo para que yo pudiera concluir con mis estudios y estar hoy aquí. A mis hijos, Gabriel y Anita, quienes nacieron durante esta tesis y han dado un nuevo sentido a mi vida llenándola por completo. A mi compañero de vida, Mariano, a quién amo profundamente y con quién sueño caminar juntos hasta los últimos días de mi vida.

En primer lugar, quisiera agradecer a mis directores de tesis, Sandra Torrusio y Marcelo Arturi. Esta tesis no hubiera siquiera comenzado sin ellos. Gracias a Sandra quién confió en mí desde la primera entrevista que tuve con ella, quién me propuso concursar por la beca y presentar el proyecto de tesis, quién también me ha regalado su amistad y con dulzura y paciencia me ha sabido corregir y enseñar abriéndome numerosas puertas, las cuales hasta el día de hoy me permiten seguir creciendo profesionalmente. Otro enorme agradecimiento a Marcelo Arturi quién también me brindó su confianza y un grandísimo apoyo tanto en lo profesional, con sus enseñanzas, discutiendo mis resultados, retrocesos y avances, generando proyectos, como en lo personal, brindándome un espacio para poder ser madre y becaria a la vez, hecho el cual toda la familia le está agradecida. Siempre le agradeceré los viajes de campaña que hizo conmigo y con mi bebé Anita, no sólo ayudándome enormemente con la toma de datos a campo sino también en la paciencia y ayuda con mi niñita. Ambos supieron darme ánimo cuando las cosas no salieron tan bien y disfrutar conmigo de los logros obtenidos.

Sin duda, otros dos enormes agradecimientos se los debo a mi suegra Marta Marzoratti y a mi hermano Iuri Drozd, quienes me han acompañado en distintos viajes de campaña y congresos, cuidando a mis bebés. ¡Cuántas horas han pasado paseándose con ellos en brazos, dándoles de comer, acunándolos, cambiándolos, mientras yo me ausentaba! Gracias a ellos, los viajes de “mamá” fueron hermosas experiencias para mis niños también. A Marta le debo también todas esas veces que ha estado cuidando a mi familia mientras yo me ausenté en mis viajes. Gracias también a mi suegro por la disposición, su cariño y acompañamiento durante estos años.

A Mariano Codesido, todo mi amor. Fue la persona que más tuvo que padecer mi ausencia, mi cansancio y adaptarse conmigo a los constantes cambios que dos niños pequeños traen consigo. Sin su paciencia, amor y compañerismo, desarrollar esta tesis hubiera sido imposible para mí. ¡Te amo!

A la Dra. Pochettino, quién fue la persona que, en primer lugar, comenzó a formarme en la problemática socio-ambiental de Misiones, con quién realicé mis primeras incursiones en la provincia y a partir de las cuales surgieron las primeras líneas de mi investigación. Tuve, de parte de Tany, un muy fuerte apoyo. Confió plenamente en mis ideas y me ayudó a llevarlas a cabo a través de sugerencias, profundas conversaciones y en la búsqueda y gestión de subsidios. Los primeros tiempos de esta investigación tuve un gran apoyo de todo el Laboratorio de Etnobotánica y Botánica Aplicada (LEBA). Al LEBA le debo mis primeros pasos en esta tesis. ¡Gracias!

A Andrés Cegovia, el guarda parque de la reserva privada Cuña Piru (UNLP) quién siempre ha estado a disposición en los viajes de campaña, gestionando desde el alojamiento, traslados y contactos como acompañándonos en el trabajo de muestreo.

Debo agradecer profundamente a los propietarios de las distintas chacras muestreadas, que nos recibieron muy cordialmente y siempre estuvieron dispuestos a cooperar y brindar información.

También al Ing. Orlando Maiola, del Departamento de Bienes Productivos, UNLP, por poner a mi disposición toda la información requerida de la reserva de Cuña Piru como ayudándome en la logística de los viajes.

Al Ing. Guillermo Réuteman, del Departamento de Conservación de Suelos del MERNR, por su hospitalidad, sugerencias y comentarios, propuestas, e información brindadas.

A mis compañeras de trabajo en CONAE, Anabel Lamaro, Mariana Horlent, Nathalie Horlent y Josefina Otero, quienes me brindaron de su confianza y ayuda tanto enseñándome distintas herramientas de los programas utilizados como dándome consejos y sugerencias que contribuyeron mucho en la acreditación de becas y subsidios en los cuales me había presentado. Con ellas, durante estos cinco años, he podido compartir aprendizajes, sueños y proyectos. ¡Gracias chicas!

Le agradezco a la Dra. Haydee Karszenbaum del Instituto de Astronomía y Física del Espacio (IAFE, UBA) por la información y metodología brindada para el procesamiento de corrección atmosférica de imágenes Landsat. Y al Físico Carlos Moyano (CONAE) por sus detalladas explicaciones de las distintas distorsiones atmosféricas y algoritmos de correcciones atmosféricas a aplicar.

También a Martín Hurtado, Mirta Cabral, Gisel Andrade, Leonardo Sierra, Leandro García y Ana Marlats, del Departamento de Cartografía del Instituto de Geomorfología y Suelos (IGM, FCNyM), quienes también me abrieron las puertas del instituto y me acompañaron y apoyaron en estos últimos años de la tesis.

A mis familiares: Tato, Iuri, Carla, Paula, Jorge, Cecilia, Lucas, Pedro, Gaby y amigos: Andrea, Ale, Lore, Patrick, Paula, Pame, Belén quienes siempre han estado a mi lado con su cariño, alegría, comprensión, experiencia y contención. ¡Gracias! ¡Los quiero muchísimo!

No puedo dejar afuera a mi grupo de estudio bíblico (Cristina, Diana, Nali, Romina, Nati, Samuel, Mariano) y mis amigos de la iglesia Bíblica de City Bell. Ustedes me han enseñado a ver la vida desde una perspectiva totalmente nueva para mí, compartiendo su sabiduría, su entendimiento, escuchando todas mis dudas y dificultades... ¡Cuántas respuestas totalmente insospechadas he hallado a través de ustedes! Gracias por todas las reuniones hermosas donde intentamos encontrar el propósito de nuestras vidas, y ayudarme a hallar desde las respuestas más básicas y existenciales hasta aquellas que me ayudan a resolver los problemas cotidianos de la vida. Gracias por los divertidos momentos compartidos entre comidas, música, cantos, bailes y juegos... Gracias también por el apoyo en los momentos complicados donde he necesitado una mano con la casa o los niños. Creo que Jesús me los mandó para tener un pedacito de cielo acá en la tierra. ¡Gracias de todo corazón!

Por último quería agradecer a las instituciones que me brindaron su apoyo dándome la posibilidad de desarrollar mi formación de postgrado. A la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), por brindarme el lugar de trabajo, vehículo, insumos y diversos recursos. A la Comisión Nacional de Actividades Espaciales (CONAE), que también me abrió sus puertas otorgándome información como, a su vez, me permitió el uso de computadoras y programas de avanzada. A la Dirección Forestal, de la SAGPyA por la información brindada, especialmente al Ing. Forestal Gabriel Zalazar por su tiempo, comentarios e interés. A la Fundación YPF quién financió dicho trabajo y a la Asociación Argentina de Ecología de Paisaje, por su apoyo a mi formación académica.

A todos... ¡Muchas Gracias!

ÍNDICE

CAPÍTULOS	Pp
RESÚMEN	1a
SUMARY	1b
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.6. Objetivos de la Tesis	3
1.7. Hipótesis	3
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES EN EL TEMA: LA ECOLOGÍA DEL PAISAJE APLICADA AL ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE LOS BOSQUES TROPICALES	5
2.1 Marco Teórico	5
2.2. Herramientas en el estudio de la ecología de paisajes: Teledetección y Sistemas de Información Geográfica	6
2.3. La Ecología de Paisajes aplicada a los Bosques Tropicales	9
2.4. Situación de la Selva Atlántica Interior en la Provincia de Misiones	10
2.5. Área de Estudio	13
2.8. Estructura de la Tesis	16
CAPÍTULO 3. DETECCIÓN DE LOS CAMBIOS DE COBERTURAS BOSCOSAS MEDIANTE SENSORES REMOTOS	18
3.1. Introducción	18
3.2. Objetivos	21
3.3. Materiales y Métodos	21
3.3.1. <i>Preprocesamiento</i>	22
3.3.2. <i>Determinación de áreas de bosque y no bosque en 1985 y 2006</i>	23
3.3.3. <i>Método de detección de cambios por diferencias en el NDVI</i>	24
3.3.4. <i>Determinación de la distribución y superficie de bosques permanentes entre 1985 y 2006</i>	24
3.3.5. <i>Determinación de la distribución y superficie de bosques regenerados y</i>	26

áreas deforestadas entre 1985 y 2006

3.4. Resultados	28
-----------------	----

<i>3.4.1. Determinación de áreas de bosque y no bosque en 1985 y 2006</i>	28
---	----

<i>3.4.2. Determinación de la distribución y superficie de los bosques permanentes entre 1985 y 2006</i>	33
--	----

<i>3.4.3. Determinación de la distribución y superficie de bosques regenerados y áreas deforestadas entre 1985 y 2006</i>	33
---	----

3.5. Discusión	37
----------------	----

CAPÍTULO 4. CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA Y ESTRUCTURAL DE LAS CATEGORÍAS DE BOSQUES PERMANENTES Y REGENERADOS 40

4.1. Introducción	40
-------------------	----

4.2. Objetivos	42
----------------	----

4.3. Hipótesis	42
----------------	----

4.4. Materiales y Métodos	43
---------------------------	----

<i>4.4.1. Diseño de Muestreo</i>	43
----------------------------------	----

<i>4.4.2. Estructura</i>	45
--------------------------	----

<i>4.4.3. Composición</i>	46
---------------------------	----

4.5. Resultados	46
-----------------	----

<i>4.5.1. Estructura</i>	46
--------------------------	----

<i>4.5.2. Composición Florística</i>	51
--------------------------------------	----

4.6. Discusión	63
----------------	----

CAPÍTULO 5. EL USO DEL SUELO Y LOS PROCESOS DE REGENERACIÓN Y DEFORESTACIÓN 67

5.1. Introducción	67
-------------------	----

5.2. Objetivos	69
----------------	----

5.3. Hipótesis	69
----------------	----

5.4. Materiales y Métodos	70
---------------------------	----

<i>5.4.1. Patrón espacial del cambio del uso del suelo</i>	70
--	----

<i>5.4.2. Tasas de regeneración, deforestación y degradación del bosque nativo</i>	74
<i>5.4.3. Relaciones de Proximidad del Bosque Permanente en la matriz de uso</i>	75
5.5. Resultados	77
<i>5.5.1 Patrón espacial del cambio del uso del suelo</i>	77
<i>5.5.2. Determinación de las tasas de regeneración, deforestación y degradación del bosque nativo</i>	92
<i>5.5.3. Relaciones de Proximidad del Bosque Permanente inmerso en la matriz de uso</i>	92
5.6. Discusión	95
<i>5.6.1. Patrón espacial del cambio del uso del suelo</i>	95
<i>5.6.2. Determinación de las tasas de regeneración, deforestación y degradación del bosque nativo</i>	99
<i>5.6.3. Relaciones de Proximidad del Bosque Permanente</i>	100
CAPÍTULO 6. DISTRIBUCIÓN Y DINÁMICA DE LAS ÁREAS DE BOSQUE EN FUNCIÓN DE VARIABLES TOPOGRÁFICAS, EDÁFICAS Y ANTRÓPICAS	101
6.1 Introducción	101
6.2. Objetivos	103
6.3. Hipótesis	103
6.4. Materiales y Métodos	104
<i>6.4.1. Patrón espacial en función de variables topográficas</i>	104
<i>6.4.2. Patrón espacial en función de variables edáficas</i>	105
<i>6.4.3. Patrón espacial en función de distancias a caminos y centros urbanos</i>	105
<i>6.4.4. Patrón espacial en función de la aptitud agroforestal</i>	106
<i>6.4.5. Patrón espacial en función del grado de accesibilidad</i>	108
6.5. Resultados	109
<i>6.5.1. Patrón espacial en función de variables topográficas</i>	109
<i>6.5.2. Patrón espacial en función de variables edáficas</i>	118

6.5.3. Patrón espacial en función de distancias a caminos y centros urbanos	120
6.5.4. Patrón espacial en función de la aptitud agroforestal	128
6.5.5. Patrón espacial en función del grado de accesibilidad	133
5.6. Discusión	136
CAPÍTULO 7. EN SÍNTESIS	141
7.1. Discusión Final	141
7.2. Conclusiones Finales	144

INDICE DE FIGURAS

Fig. 2.1. Evolución del proceso de reducción y fragmentación de Bosque Atlántico desde fines del 1800 hasta el presente	11
Fig. 2.2. Área de estudio en la Provincia de Misiones, Argentina, donde se observa el Corredor Verde y las Áreas Protegidas que se hallan dentro del área de estudio. Información: FVSA 2004 y CONAE. RN: Ruta Nacional y RP: Ruta Provincial.	14
Fig. 2.3. Plantaciones Forestales ubicadas principalmente sobre la planicie del Río Paraná. A. Plantaciones jóvenes de <i>Pinus sp</i> , B. Plantaciones de <i>Pinus sp</i> . maduras.	15
Fig. 2.4. Pastizales en la Provincia de Misiones ubicados principalmente sobre la planicie del Alto Paraná.	15
Fig. 2.5. Cultivos perennes de la provincia de Misiones, ubicados principalmente en el Norte del área de estudio y en la Meseta central. A. Yerba (<i>Ilex paraguayensis</i>) y B. Teales (<i>Camellia sinnensis</i>).	16
Fig. 2.6. Selva Mixta de Laurel Guatambú, vista panorámica, del interior del bosque como de un arroyo.	16
Fig. 2.7. Cultivos Anuales. Arriba izquierda, parcela dónde se efectúa la tumba – roza y quema para la utilización agrícola, abajo izquierda, cultivo de tabaco y a la derecha una ladera con distintos cultivos anuales.	17
Fig.3.1. Firmas Espectrales del suelo, vegetación enferma y vegetación sana. Se puede observar cómo en la banda del rojo, la respuesta del suelo es superior a la de la vegetación, mientras que en el infrarrojo cercano (IC) la respuesta de la vegetación es superior a la del suelo	21
Fig. 3.2. Fracción del árbol de decisión para la determinación de áreas de no cambio entre 1985 al 2006.	25

Fig. 3.3. Firmas Espectrales de las categorías Bosque Alto Permanente (MAP) y Bosque Bajo Permanente (MBP).	26
Fig. 3.4. Fracción del árbol de decisión para la determinación áreas de incremento y disminución en el NDVI entre 1985 al 2006.	28
Fig. 3.5. Esquema del procedimiento metodológico adoptado. CNSIB3: Clasificación no supervisada por isodata de la banda 3.	29
Fig. 3.6. Mapa de distribución de Bosques Nativos en el año 1985 superpuestas a la imagen Landsat TM 5 de Agosto 1985, combinación RGB453	31
Fig. 3.7. Mapa de distribución de los Bosques Nativos en el año 2006 superpuestas a la imagen Landsat TM 5 de Julio 2006, combinación RGB453	32
Fig. 3.8. Mapa de distribución de Bosques Nativos Permanentes entre 1985 y 2006.	34
Fig. 3.9. Mapa de distribución de los parches de bosques en regeneración y talados	35
Fig. 3.10. Tasas de regeneración y tala (Km ² /año) por período.	36
Fig. 4.1. Distribución de los puntos de muestreo (en amarillo) en las zonas del área de estudio.	44
Fig. 4.2. Ordenamiento de las categorías de bosques y las variables fisonómicas por medio de un análisis de componentes principales.	48
Fig. 4.3. Histogramas de los DAP Máximos de los estratos (a) superior (DAPmaxES) y (b) inferior (DAPmax<EI) por categoría de bosque.	49
Fig. 4.4. Histogramas de la Cobertura del Estrato Superior	50
Fig. 4.5. Riqueza Media en función de la superficie acumulada en (ha) por categoría de bosque.	50
Fig. 4.6. Ordenamiento de las categorías de bosques y en función de la composición de especies arbóreas del Estrato Superior a través de un análisis de componentes principales.	55
Fig. 4.7. Ordenamiento de las categorías de bosques en función de las especies arbóreas del estrato inferior por medio de un análisis de componentes principales	56
Fig. 4.8. Gráfico estructural de las distintas categorías de bosques.	64
Fig. 5.1. Reflectancia media y desvío estándar de las clases de uso de suelo en la imagen Landsat TM5 de Agosto de 1985. El número 6 corresponde a la Banda 7 del Landsat TM5.	71

- Fig. 5.2.** Reflectancias medias y desvíos estándar de las clases de uso del suelo en la imagen Landsat TM5 de Julio 2006. El número 6 corresponde a la Banda 7 del Landsat TM5 72
- Fig. 5.3.** Mapa de distribución de las categorías de usos de suelos en 1985 donde regeneró bosque nativo. 78
- Fig.5.4.** Mapa de distribución de las categorías de usos de suelos en 2006, originadas tras la deforestac 79
- Fig. 5.5.** Cambio neto en km² entre los usos de suelo abandonados que dieron origen a bosque en regeneración y aquellos usos originados tras la deforestación para los períodos 1985-1996 y 1996-2006 81
- Fig. 5.6.** Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de las plantaciones forestales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y plantaciones forestales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006. 83
- Fig. 5.7.** Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de suelos desnudos en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y suelos desnudos en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006. 84
- Fig. 5.8.** Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de las distintas coberturas de bosques en 1985 donde regeneró bosque nativo entre 1985 y 2006. 85
- Fig. 5.9.** Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parches centrales de los cultivos anuales en 1985 donde regeneró bosque nativo y cultivos anuales 2006 que se originaron tras la deforestación, durante 1985-2006. 86
- Fig. 5.10.** Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de los pastizales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y pastizales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006. 87
- Fig. 5.11.** Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de teales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y teales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006. 88
- Fig. 5.12.** Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de teales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y teales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006. 89
- Fig 5.13.** Superficie ocupada en km² por clase de tamaño de parche en función del proceso de regeneración o deforestación del bosque nativo . 91
- Fig. 5.14.** Media del tamaño de parches (ha) y un desvío estándar, de las categorías de usos del suelo, tanto de 1985, que dieron origen a bosque en regeneración, como de 2006, que se originaron tras la deforestación. 92

Fig. 5.15. Distribución de los tamaños de parche del bosque permanente.	93
Fig. 5.16. Superficie ocupada (en Km ²) por tamaño de parche (en ha) en función de la categoría de bosque permanente. MBP: Bosque Bajo Permanente y MAP: Bosque Alto Permanente.	94
Fig. 5. 17. Extracciones, en toneladas, por especie forestal entre 1993 y 2007 en la provincia de Misiones. Fuente: SAGPyA.	96
Fig. 6.1. Gráficos de máximos, mínimos y desvío estándar de la altitud en función de las clases de bosques nativos.	109
Fig. 6.2. Mapa de distribución de bosques permanentes en función de la altitud del terreno.	111
Fig. 6.3. Gráficos de máximos, 1 y 2 desvíos estándar de la pendiente (%) en función de las clases de bosques nativos.	110
Fig. 6.4. Mapa de distribución de bosques permanentes en función de la pendiente. (P).	112
Fig. 6.5. Gráficos de máximos, mínimos y desvío estándar de la distancia a los arroyos (m) en función de las clases de bosques nativos.	113
Fig. 6.6. Porcentaje de cobertura de las categorías de bosques en función de la distancia a los arroyos. Donde No Bosque, corresponde a las coberturas de usos del suelo.	114
Fig. 6.7. Porcentaje de cobertura de los bosques en regeneración y sitios talados en función de la distancia a los arroyos.	115
Fig. 6.8.a. Mapa de coberturas de suelo en función a la distancia a los arroyos en un banda de 0-30 m de distancia a arroyos.	116
Fig. 6.8.b. Mapa de coberturas de suelo en función a la distancia a los arroyos en un banda de 180-210 m de distancia a arroyos.	117
Fig. 6.9. Mapa de estado de preservación de las cuencas en función de la cobertura de bosque nativo en un banda de dos distancias: 0-30m y 180-210 m. Se observa como las cuencas de Cuña Piru y Alegre se encuentran próximas y podrían servir como corredores por su grado de protección, principalmente a 30m.	119
Fig. 6.10. Porcentaje de cobertura de bosques en regeneración y talados por cuenca en anchos de faja de 0 a 30 y 180 a 210 metros de distancia a los arroyos.	120
Fig. 6.11. Porcentaje de orden de suelo ocupada por categoría de bosque. Matriz. Coberturas de distintos usos del suelo.	121

Fig. 6.12. Porcentaje de orden de suelo cubierto por clases de bosques en regeneración y talados.	121
Fig. 6.13. Disposición de las categorías de bosques en función a las distancias a rutas provinciales y nacionales.	122
Fig. 6.14. Máximos, mínimos y desvío estándar de la distancia a rutas (m) en función de las clases de bosques nativos.	123
Fig. 6.15. Porcentaje de cobertura de las clases de bosques en función a la distancia a las rutas.	124
Fig. 6.16. Porcentaje de cobertura de las categorías de bosque en regeneración y talado, en función de la distancia (m) a rutas provinciales y nacionales.	124
Fig. 6.17. Máximos, mínimos y desvío estándar de la distancia a rutas (m) en función de las clases de bosques nativos.	125
Fig. 6.18. Mapa de distribución de las clases de bosques en función a las distancias a los centros urbanos.	126
Fig. 6.19. Porcentaje de cobertura de las clases de bosque en función a la distancia de los centros urbanos.	127
Fig. 6.20. Porcentaje de cobertura de las categorías de dinámica de bosques en función a la distancia de los centros urbanos.	127
Fig. 6.21. Mapa de clases de aptitud de sitio para el uso agroforestal y distribución de los bosques permanentes.	129
Fig. 6.22. Porcentaje relativo de cobertura por categoría de bosque, en función de la aptitud agroforestal.	130
Fig. 6.23. Porcentaje relativo de cobertura por categorías de bosques en regeneración y talados, en función a la aptitud del sitio para uso agroforestal.	130
Fig. 6.24. Proporción de intervalos de tamaños de parches por categoría de bosque nativo, en función del grado de aptitud agroforestal.	131
Fig. 6.25. Mapa de distribución de los tamaños de parches de Bosques Altos Permanentes (MAP) y Bosques Bajos Permanentes (MBP) en los sitios con aptitud agroforestal 3 y ,4 en relación a los bosques permanentes y áreas protegidas.	132
Fig. 6.26. Porcentaje relativo de cobertura en función a la aptitud del sitio para uso agrícola por clase de cobertura de bosque dentro de las Áreas Protegidas.	133
Fig. 6. 27. Mapa de grados de accesibilidad en función a las rutas nacionales-provinciales y centros urbanos conjuntamente con los bosques permanentes.	134

Fig. 6.28. Porcentaje de cobertura por grado de accesibilidad de las distintas categorías de bosques permanentes.	135
Fig. 6.29. Porcentaje de cobertura por grado de accesibilidad de las distintas categorías de dinámicas de bosques.	135

INDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Listado de imágenes Landsat utilizadas	22
Tabla 3.2. Coeficiente Kappa y Precisión de la clasificación no supervisada por isodata de la banda 3 (CNSI banda 3) de la fecha Julio 2006.	30
Tabla 3.4. Coeficiente Kappa y Precisión del mapa de bosques permanentes.	33
Tabla 3.5. Análisis de la Precisión Productor por período y categoría del proceso de regeneración del bosque nativo.	37
Tabla 3.6. Análisis de la Precisión Productor por período y categoría de deforestación.	37
Tabla 3.7. Coberturas de bosques nativos en distintos años a partir de distintas fuentes.	38
Tabla 4.1. Resultado del ACP a partir de las variables estructurales. Autovalores para cada uno de los componentes y correlación de las variables estructurales con cada uno de los componentes.	48
Tabla 4.2. Prueba de Kruskal-Wallis, para las variables más correlacionadas con el primer componente obtenido a partir del ACP.	52
Tabla 4.3. Lista de especies muestreadas.	53
Tabla 4.4. Autovalores y porcentaje de varianza acumulados para cada uno de los componentes y correlación entre las especies arbóreas del estrato superior y cada uno de los ejes obtenidos a partir del análisis de componentes principales.	55
Tabla 4.5. Autovalores y porcentaje de varianza acumulado de los componentes y correlación de las especies arbóreas del estrato inferior con cada uno de los ejes, resultantes del análisis de componentes principales.	56
Tabla 4.6. Prueba de Mantel para el ordenamiento de las categorías de bosques a partir del ACP de composición florística, en función del estrato arbóreo superior e inferior.	57
Tabla 4.7. Presencia (porcentaje de sitios ocupados) de especies arbóreas del Estrato Superior en función de las categorías de bosques.	58
Tabla 4.8. Presencia (porcentaje de sitios ocupados) de especies arbóreas del	61

Estrato Inferior en función de las categorías de bosques.

Tabla 5.1. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Pro.) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de categorías de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Ago. 1985 y las áreas de regeneración de bosque nativo, entre 1985 y 1996.	77
Tabla 5.2. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Pro.) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de categorías de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Ago. 1985 y las áreas de regeneración de bosque nativo entre 1996 y 2006.	77
Tabla 5.3. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Pro.) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de categorías de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Julio 2006 y las áreas deforestadas entre 1985 y 1996.	80
Tabla 5.4. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Pro.) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de coberturas de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Julio 2006 y las áreas deforestadas entre 1996 y 2006.	80
Tabla 5.5. Matriz de cambio (porcentaje de área de estudio) entre los usos de suelo de 1985 en donde regeneró bosque nativo.	81
Tabla 5.6. Matriz de cambio (porcentaje de área de estudio) entre los sitios de bosque en 1985 talados y los usos de suelos resultantes en 2006.	81
Tabla 5.7. Prueba de Wilcoxon entre los elipsoides donde regeneró y taló bosque nativo.	82
Tabla 5.8. Prueba de Kolmogorov-Smirnov para las categorías de bosques nativos en regeneración y talados,	91
Tabla 5.9 Análisis comparativo de Wilcoxon para la proximidad a 500m de los parches de Bosque Permanente (MP) en 9 muestras.	94
Tabla 5.10. Tasas de deforestación en distintas partes del mundo y en distintas provincias. Fuente: Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable.	100
Tabla 6.1. Análisis de Kolmogorov-Smirnov para los histogramas de Altitud entre las distintas categorías de bosques nativos.	110
Tabla 6.2. Análisis de Kolmogorov-Smirnov para los histogramas de pendiente (%) entre las distintas coberturas de bosques nativos.	113
Tabla 6.3. Análisis de Kolmogorov-Smirnov para los histogramas de distancias a arroyos (m) entre las distintas coberturas de bosques nativos.	114
Tabla 6.4. Análisis de Kolmogorov-Smirnov entre las distintas categorías de bosques nativos en función de las distancias a rutas (m).	123

Tabla 6.5. Prueba de Kolmogorov-Smirnov entre las distintas categorías de 125 bosques nativos en función a la distancia a centros urbanos.

RESUMEN

El cambio del uso del suelo y en especial la deforestación en los bosques tropicales y su efecto sobre la conservación constituye un importante objetivo de la Ecología del Paisaje. Existe una necesidad de reconocer que los paisajes son mosaicos dinámicos y complejos. En ellos los bosques no solo son deforestados sino que, frecuentemente, existen procesos simultáneos de regeneración. La Selva Atlántica Interior (SAI), es uno de los ecosistemas prioritarios a nivel mundial por su alta biodiversidad y, a su vez, su superficie original ha sido dramáticamente modificada. La principal causa de la fragmentación de la SAI ha sido el cambio de uso del suelo. La comprensión de los procesos de degradación y recuperación de los bosques y su interacción con el uso a nivel del paisaje podrían contribuir a ordenar el uso del territorio. Los objetivos generales de esta tesis fueron: 1. Caracterizar y analizar los patrones espaciotemporales de la dinámica de bosques en función a la estructura del paisaje en el Valle de Cuña Piru y sus alrededores. 2. Generar información base para el desarrollo de estrategias de conservación dentro y fuera de las áreas protegidas. A tal fin, se realizó un análisis de cambio, distribución y arreglo espacial de la cobertura de la tierra a través del procesamiento de diferencias en el NDVI en imágenes Landsat 5TM y Sistemas de Información Geográfica. El análisis a escala de paisaje puso de manifiesto la ocurrencia de procesos significativos de regeneración, deforestación y remanencia de los bosques nativos, los que fueron subvaluados en trabajos que sólo consideraron la escala regional. La tasa de regeneración detectada fue equiparable a la de deforestación, sin embargo no alcanzó a compensar la misma y, por lo tanto, la fragmentación del bosque aumentó. El 44% del área de estudio estuvo cubierta por bosques permanentes. El uso del suelo que tuvo mayor incidencia en el retroceso de la superficie de bosque fue el cultivo de yerba, distribuyéndose en parches pequeños y disgregados. Las plantaciones forestales fueron la segunda causa del retroceso de la cobertura de bosque y se distribuyeron en parches grandes y en una forma agregada en el sector NE del área de estudio. Los cultivos anuales fueron el uso del suelo cuyo abandono dio lugar a la mayor área de bosques regenerados. La dinámica de deforestación-regeneración se concentró sobre parches pequeños, predominando sobre las superficies menores a 30 ha. A medida que aumentó la aptitud y la accesibilidad, disminuyó la cobertura relativa del bosque nativo maduro y aumentó la probabilidad de deforestación. La regeneración del bosque no se vio relacionada a la aptitud agroforestal, sin embargo se halló en mayor proporción sobre los Entisoles. A medida que aumentó la aptitud al uso agroforestal, también disminuyó el tamaño de parches de los bosques nativos. Los sitios de mayor aptitud presentaron el 60% de los bosques nativos, donde más del 40% y el 20% se hallaron en parches inferiores a 100 ha y 10 ha, respectivamente. Dado que la actividad productiva en la provincia de Misiones es diversa y se desarrolla en pequeñas parcelas de entre cinco a 10 ha, existe una alta superficie de bosques permanentes, regenerados y talados que se hallaron en dichos tamaños de parches. Se determinó que el 20% de los bosques permanentes como también el 75% de la deforestación y el 90% de la regeneración se concentró en parches menores a 10 ha. En consecuencia, el abordaje de estudios utilizando la resolución a escala de paisaje resultan esenciales y deberían ser complementados con estudios a escala regional.

SUMMARY

One of the main aim of Landscape Ecology is the understanding the effect of land change use and deforestation on conservation. There is a need to recognize landscapes as dynamic and complex mosaics, where forests are not only deforested but regrown simultaneously. The Interior Atlantic Forest (SAI) is one of the world's hotspots due to their high biodiversity. At the same time, is one of the most endangered ecosystems since the dramatic reduction of the pristine forests. The main reason of SAI fragmentation and degradation has been the land use change. Understanding degradation and recovery processes of forests and their interaction with land use at landscape level, could contribute to land use management in order to revert current trends of environmental degradation. The main objectives of this thesis were: 1. To characterize and analyze spatiotemporal patterns of forest dynamics based on landscape structure of Cuña Piru Valley and environs. 2. To generate basic information in order to develop conservation strategies within or outside protected areas. I analyzed land cover change through NDVI difference in Landsat 5TM images and Geographic Information Systems.. The landscape scale showed significant processes of regeneration, deforestation and permanence of native forest, which were undervalued by studies at regional scales. The rate of regeneration was comparable to the deforestation rate, forest fragmentation increased. Permanent forests covered 44% of the study area. *Ilex paraguariensis* crop was the land use causing the greatest impact on the decrease of forest area. The new yerba crops originated after deforestation were distributed in small and ungrouped patches. Forest plantations were the second cause of forest reduction and were distributed in large and grouped patches. The overall dynamic of regrowth and deforestation took place on small patches, usually lesser than 30 ha. The agro forestry aptitudes as well as site accessibility were the variables most related with permanent mature forests and deforestation. As accessibility and agro forestry aptitude increased the relative coverage of mature native forest diminished and, conversely, the deforestation probability increased. Forest regrowth wasn't related with agro forested aptitudes, however, was more frequent on Entisols. As it increases the site aptitude, the size of forest patches decreased. The highest aptitude sites presented the 60% of native forests, where 40% were lesser than 100 ha and 20% lesser than 10 ha. As Misiones province production is rich and is distributed on small patches between five and 10 ha, there are large areas with regrown forests, cleared forests and permanent forests on patches of those sizes. I found that near the 20% of permanent forests, 75% of cleared forest and 90% of regrown forest were concentrated on patches lesser than 10 ha. Thus, the research must consider this resolution level as essential and complementary with studies at regional scales.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL



“Él dio a los hombres la ciencia, para que se glorifiquen en sus maravillas. Con ellas el médico cura y quita el dolor, con ellas el boticario hace sus mezclas. Y así las criaturas de Él no perezan, y por Él se difunde la paz sobre la tierra.”

Eclesiástico 38:6-8.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Existe una necesidad creciente de comprender como los arreglos espaciales de los ecosistemas, hábitats y comunidades tienen implicancias en aspectos funcionales de grandes áreas (Turner 1990). Surge así el enfoque de los estudios a nivel de Paisaje, superficie heterogénea de tierra compuesta parches o elementos interactuantes que se repiten en una forma similar a través del territorio a una escala de decenas o centenas de kilómetros ([Forman & Godron 1986](#)).

La escala de análisis de la Ecología de Paisajes, la extensión del área a investigar y la diversidad de datos a adquirir, procesar e integrar, implica el manejo de grandes volúmenes de información. Al mismo tiempo, la naturaleza remota y extensa que presentan numerosos bosques tropicales limita la factibilidad de los inventarios a campo y monitoreo *in situ*. Por tal motivo, dicha disciplina se sirve de dos grandes herramientas tecnológicas: *Teledetección* y los *Sistemas de Información Geográfica (SIG)* ([Haines-Young et al. 1993](#); [Pauchard et al. 2006](#); [Wu & Hobbs 2007](#)).

Uno de los objetos de estudio de la Ecología de Paisajes ha sido el cambio del uso del suelo y en especial la deforestación en los bosques tropicales. Las descripciones de las deforestaciones en los bosques tropicales es uno de los temas primordiales dentro de la literatura del cambio del uso de la tierra ([Whitmore & Saver 1992](#); [FAO 2001](#); [Geist & Lambin 2002](#); [Achard et al. 2002](#); por ejemplo). A pesar de ello, los bosques tropicales merecen una especial atención debido a que los cambios demográficos, económicos y sociales continúan extendiéndose y ejerciendo una considerable presión en las condiciones y superficies de estos bosques ([Geist & Lambin 2001](#)). Existe también una necesidad de reconocer que los paisajes son mosaicos dinámicos y complejos. En ellos los bosques no sólo son deforestados sino que, frecuentemente, regeneran en simultáneo ([Bray et al. 2003](#); [Rudel et al. 2005](#); [Nagendra 2007](#)). En la última década ha habido informes de una regeneración de superficies boscosas en múltiples regiones del planeta (por ej. [Tucker et al. 1998](#); [Lucas et al. 2006](#); [Shroeder et al. 2007](#)).

En la actualidad, también existe un reconocimiento de los múltiples beneficios que estos bosques secundarios aportan al medioambiente a nivel local y global. Algunos de ellos son: la captación de dióxido de carbono y en consecuencia la mitigación en los efectos del calentamiento global, la protección de cuencas, la conservación de los suelos, hábitat para especies amenazadas, recursos para las comunidades dependientes de estos bosques, entre otros ([Bray et al. 2003](#); Vaccaro et al. 2003; Durst et al. 2004; Lugo & Helmer 2004; Rudel et al. 2005).

La Selva Atlántica Interior (SAI), es uno de los ecosistemas prioritarios a nivel mundial por su alta biodiversidad y, a su vez, la dramática modificación de su superficie original. Argentina conserva cerca del 50% de la superficie original en la Provincia de Misiones. La principal causa de la fragmentación y degradación de la SAI ha sido el cambio de uso del suelo (Laclau 1994; Holz & Placci 2003). Por otra parte, en la década de los 90's, diversos procesos político.económicos determinaron que la agricultura no resulte económicamente sustentable para la mayoría de los pequeños productores. Como resultado, muchos productores abandonaron su tierra y, a menudo, la vendieron a grandes propietarios o compañías. Estas tierras, se incorporaron así a sistemas de producción intensiva y de gran escala (Colcombet & Nosedá 2000). La comprensión de los procesos de degradación y recuperación de los bosques y su interacción con el uso a nivel de paisaje podrían contribuir a ordenar el uso del territorio con el objetivo de revertir las actuales tendencias de degradación ambiental. Este trabajo se propuso el análisis de los patrones espaciotemporales de la estructura del paisaje del Valle de Cuña Piru y sus alrededores, generando información que contribuya al desarrollo de estrategias de conservación dentro y fuera de las áreas protegidas.

En el Capítulo 1 se desarrolló una introducción general del tema describiendo la problemática y se dieron los fundamentos de la elección del tema. En el Capítulo 2 se desarrollaron los antecedentes del tema, el marco teórico, las herramientas empleadas y su aplicación al estudio de dinámicas de bosques y descripción del área de estudio. En el Capítulo 3 se describió la metodología utilizada para el monitoreo de la dinámica de bosques aplicando diferencias en el NDVI, clasificaciones supervisadas y árboles de decisión, y se cuantificó dicha dinámica. En el Capítulo 4 se identificaron las variables estructurales y de composición que describieron las distintas categorías de bosques nativos determinados anteriormente, y se analizaron sus diferencias como también su relación a las distintas categorías de desarrollo esperado y variables topográficas y físicas. En el Capítulo 5 se describieron las dinámicas de cambio del uso del suelo como también sus patrones espaciales. En Capítulo 6 se analizaron los patrones de distribución de las distintas categorías de bosques nativos y sus dinámicas de deforestación-regeneración, en función a distintas

variables topográficas, edáficas y antrópicas. Se evaluó su influencia tanto individual como integrada a través de modelos multicriterio. Por último, en el Capítulo 7 se discutieron y sintetizaron los resultados obtenidos de la tesis.

Los objetivos generales de esta tesis fueron:

- Caracterizar y analizar los patrones espaciotemporales de la estructura del paisaje del Valle de Cuña Piru y sus alrededores.
- Generar información base para el desarrollo de estrategias de conservación dentro y fuera de las áreas protegidas

Los objetivos específicos fueron:

- Generar una metodología para la identificación de distintos estados de desarrollo de la vegetación vinculada a los procesos de deforestación-regeneración a través de la teledetección.
- Definir los distintos estados de desarrollo de la vegetación en función a criterios estructurales y florísticos de la misma.
- Identificar los tipos de uso de la tierra y evaluar su funcionamiento en relación a los procesos de deforestación-regeneración.
- Caracterizar patrones espaciales de las distintas categorías de bosques inmersas en la matriz de usos del suelo, en función a su ubicación, distribución, tamaño de parches y proximidad.
- Evaluar las variaciones espaciotemporales de las categorías de bosques en función a características topográficas, edáficas e hidrológicas.
- Analizar la influencia sobre el paisaje del factor espaciotemporal antrópico, como ser: disposición de centros urbanos y redes de caminos principales.

Las hipótesis planteadas fueron:

Hipótesis 1. Las distintas categorías de bosques, identificadas en el análisis satelital multitemporal, corresponden a distintas etapas de desarrollo de bosque a partir de disturbios relacionados con actividades humanas y distintas posiciones topográficas. Por lo tanto, diferirán en su estructura y composición florística de acuerdo con esas diferencias de uso y topografía.

Hipótesis 2. Las políticas económicas y normativas a nivel nacional y provincial de los años 90's determinaron la expansión de establecimientos productivos mayores de 30 ha en detrimento de los menores por lo que cambiaron sus patrones espaciales y el tamaño de los parches.

Hipótesis 3. Los cambios de uso de la tierra ocurridos en el área de estudio, promovieron el abandono de cultivos y la regeneración de bosque que atenuó las tasas netas de pérdida de bosque y de conectividad de los parches de bosque permanente.

Hipótesis 4. La principal causa de retracción del bosque es el avance de los cultivos agrícolas y forestales por lo que las áreas con mayor proporción de bosque permanente son tierras de baja aptitud agro-forestal y baja accesibilidad.

Hipótesis 5. Dado que la mayor parte de la regeneración de bosque ocurre sobre cultivos anuales abandonados, y que la deforestación refleja la expansión de la producción de yerba y plantaciones forestales, el bosque regenerado y las áreas deforestadas predominan en tierras de baja y alta aptitud de uso respectivamente.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES EN EL TEMA



“Una Ecología saludable es la base de una Economía saludable.”
Claudine Schneider

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES EN EL TEMA: LA ECOLOGÍA DE PAISAJES APLICADA A LA DINÁMICA DE LOS BOSQUES TROPICALES

2.1. Marco Teórico

La Ecología de Paisajes es el estudio de la estructura, función y cambio en una heterogénea superficie de tierra compuesta por ecosistemas interactuantes (Forman & Godron 1986). Los principales objetos de estudio de dicha disciplina pueden resumirse en: 1) los flujos ecológicos en los mosaicos que conforman un paisaje, (2) causas, procesos y consecuencias del uso de la tierra y el cambio de cobertura terrestre, (3) las dinámicas no lineares y la complejidad de los paisajes, (4) la escala, (5) el desarrollo metodológico, (6) la relación entre las métricas de los paisajes y los procesos ecológicos, (7) la integración de las actividades antrópicas dentro de la ecología del paisaje, (8) la optimización de los patrones del paisaje, (9) la conservación y sustentabilidad del paisaje y (10) la adquisición de datos y su evaluación de precisión (Wu & Hobbs 2002).

La ecología de Paisaje, surgió por los años 1960s en Europa como una fusión entre la geografía humana y la ecología holística con aportes de la arquitectura del paisaje, planeamiento y manejo de tierras y la sociología (Naveh & Lieberman 1984). En la década pasada, se ha expandido internacionalmente con todos los atributos de una disciplina científica bien establecida (Wiens *et al.* 1993).

Un paso necesario para poder establecer una relación entre la heterogeneidad espacial y los procesos que le dan origen, deriva en una representación formal o modelo de ese paisaje. El modelo mayormente utilizado es el de *mosaicos de parches* (McGarigal & Cushman 2005). Aquí el paisaje está representado por regiones discretas adyacentes (*parches*) y donde cada parche se espera que corresponda con un área homogénea en el terreno que difiera de sus alrededores en una forma cualitativa (Forman 1995). Ahora bien, dado que los paisajes son áreas heterogéneas, la estructura, función y cambio de los mismos es dependiente de la escala. Las dinámicas pueden exhibir mosaicos estables a una determinada escala pero no en otra (Turner 1989). Gardner *et al.* 1987 y Castilla *et al.* 2008 hallaron que tanto el número, tamaño y forma de los parches en el paisaje dependen en una relación lineal con la resolución del mapa.

Los límites utilizados entre los parches son generalmente, pero no siempre, abruptos y son relativos al diámetro de los ecosistemas y parcelas de uso de la tierra. Estos parches están definidos por el patrón de sus substratos, disturbios naturales y la actividad humana. Se puede decir que a una escala de decenas a centenas de kilómetros, los límites pueden ser los observados a través de imágenes satelitales regionales y están principalmente definidos por la geomorfología y la actividad antrópica (Forman 1995).

2.2. Herramientas en el estudio de la ecología de paisajes: Teledetección y Sistemas de Información Geográfica

La escala de análisis de la Ecología de Paisajes, la extensión del área a investigar y la diversidad de datos a adquirir, procesar e integrar, implica el manejo de grandes volúmenes de información. Las herramientas tecnológicas que han ido desarrollándose principalmente en las últimas décadas, la tecnología de la *Teledetección* y los *Sistemas de Información Geográfica (SIG)*, han sido fundamentales para el avance de la disciplina de la Ecología de Paisajes (Haines-Young *et al.* 1993; Pauchard *et al.* 2006; Wu & Hobbs 2007).

La teledetección puede definirse como una técnica que permite adquirir imágenes de la superficie terrestre desde sensores instalados en plataformas espaciales (Chuvienco 1990). Los tres elementos principales de cualquier sistema de teledetección son: el sensor, el objeto a detectar y el flujo energético que permite la relación entre ambos. *El sensor*, compuesto por los detectores propiamente dichos y la plataforma que lo sustenta (satélite), capta la energía procedente de las cubiertas terrestres, la codifica y puede grabar a bordo o enviar las señales directamente al sistema de recepción. La cubierta terrestre constituye *el objeto a detectar*, formada por las distintas masas de vegetación, suelos, agua o construcciones humanas, que reciben la señal energética procedente de la fuente y la reflejan o emiten de acuerdo a sus características físicas. En cuanto al *flujo energético* tiene su origen en la fuente de energía detectada por el sensor. La fuente puede ser externa al sensor, como lo es el sol en los sistemas pasivos, o es el mismo sensor que actúa como fuente simultáneamente, como en los sistemas activos.

El Landsat (<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>) es uno de los satélites más utilizados, especialmente en el Continente Americano, para el monitoreo de bosques (Ej. White *et al.* 1995; Collins & Woodcock 1995; Coppin & Bauer 2002; Fontúrbel 2007). Este satélite presenta ciertas ventajas con respecto a otros disponibles en el mismo territorio como por ejemplo: (1) es un satélite

integrado por sensores específicos para discriminar distintas coberturas terrestres, (2) presenta un amplio archivo de imágenes desde el año 1973 hasta la actualidad, disponibles en varios servidores web pertenecientes a la NASA (<http://glovis.usgs.gov>), Universidad de Maryland (<http://glcfapp.glcf.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>) e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales de Brasil (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>), en forma gratuita, (3) la escala de análisis que permite este satélite va desde 1:100.000 con los Landsat MSS 1 a 3 y 1:50.000 – 1:25.000 en los Landsat 5 TM y 7 ETM.

La naturaleza remota y extensa que presentan numerosos bosques tropicales limita la factibilidad de los inventarios a campo y monitoreos *in situ*. La tecnología de la teledetección se convierte así en una herramienta esencial a la hora de monitorear las condiciones de estos bosques.

Por otra parte, al conjunto de datos que describen un lugar específico en el ambiente se los denomina datos *geográficos o geoespaciales*. Los datos geográficos en sí mismos, no son tan valiosos ni significativos como aquellos acerca de sucesos generales. Sin embargo, son esenciales cuando los datos generales deben ser extraídos a partir del estudio de áreas específicas. También son extremadamente útiles cuando son aplicados en una zona con la función de especificar las condiciones y parámetros necesarios para pronosticar, evaluar opciones de planeamiento o diseñar nuevas estructuras. Es evidente que una alta proporción de los datos requeridos para el manejo medioambiental son geográficos. A partir de esta necesidad, surgieron paquetes de softwares diseñados para la adquisición, manejo, procesamiento, análisis, visualización y almacenamiento de datos geográficos, los cuales fueron denominados Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Foresman 1998). El primer SIG se creó a mediados de los 1960s por el Sistema de Información Geográfica Canadiense, con la función de manejar una vasta cantidad de información colectada para el Inventario de Tierra de Canadá con el fin último de proveer datos al Gobierno sobre los recursos terrestres de dicho país, como también su utilización y gestión (Foresman 1998). A partir de entonces, una gran variedad de paquetes informáticos se encuentran a disposición por proveedores comerciales grandes como Ingergraph (<http://www.intergraph.com/>), MapInfo (<http://www.mapinfo.com/>), Environmental Systems Research Institute (ESRI) (<http://www.esri.com/>), y de grupos académicos como Clark Labs en la Universidad de Clark quienes desarrollaron IDRISI (<http://www.clarklabs.org/>). La gestión del medioambiente continúa motivando el desarrollo de la ciencia de los SIG. Los datos geográficos y los SIG han adquirido una importancia tal para las disciplinas medioambientales, que hoy en día la comunidad científica tiende a verlos como partes indispensables en la investigación, enseñanza y política. Ejemplos de aplicación de los SIG son muy

vastos en artículos de revistas, conferencias, y libros. Son numerosos los autores que copilan y describen trabajos de investigación que aplican el uso del SIG a la Ecología de Paisajes (Haines-Young *et al.* 1993; Gatrell & Loytonen 1998; Johnston 1998; Lang 2000; Briggs 2002; Cromley & McLafferty 2002). En los últimos años la aplicación de los SIG se ha extendido al uso en un contexto social (Goodchild 2003). El descenso de los costos de los programas ha permitido un acceso más universal a los mismos. El rol de los SIG en los procesos de toma de decisiones es el foco principal de las crecientes investigaciones del SIG público (Craig *et al.* 2002)

El conjunto de las formas posibles de análisis y manipulación de datos a través de un SIG es vasto (Ej. Serra 1982; Tomlin 1990; Bailey & Gatrell 1995; O'Sullivan & Unwin. 2003). Cualquier SIG soporta operaciones básicas de mantenimiento: digitalización, copiado, transformación de coordenadas, edición, visualización, búsqueda de datos, y otras funciones de rutina. Sin embargo, el gran poder de un SIG yace en su habilidad para la búsqueda de patrones y anomalías, la cuantificación, la comparación de la realidad con las teorías predictivas o para revelar correlaciones (Craig *et al.* 2002). Longley *et al.* 2001, clasifica las técnicas de análisis en función a su marco conceptual en: (1) Consultas simples, las cuales devuelven resultados que ya existen en la base de datos, (2) mediciones, las cuales devuelven medidas de aquellas propiedades como distancia, perímetro, área o forma, (3) transformaciones, las cuales crean nuevas características a partir de las existentes, (4) síntesis descriptivas, las cuales computan síntesis estadísticas para el total de las características seleccionadas, (5) optimización, la cual resulta en diseños que alcanzan los objetivos definidos por el usuario, como la determinación de una locación óptima y (6) testeo de hipótesis, en el cual son utilizados los métodos estadísticos para modelar a partir de muestras o poblaciones mayores.

Los principales desafíos que enfrenta hoy la herramienta del SIG aplicada a la Ecología de Paisajes, pueden resumirse en: (1) el desarrollo de un "SIG de temporalidad" que permita un mejor análisis de los cambios en función del tiempo, (2) el desarrollo de SIG tridimensionales, para Laanálisis volumétricos y de flujos de masas, (3) el desarrollo de un "SIG de incertidumbre", metodologías que permitan cuantificar, desplegar y analizar las variadas fuentes de incertidumbre (4) el desarrollo de rastreo automático de metadatos dentro de un SIG, para una completa documentación de la historia, generación y manipulación de los datos, incluyendo los errores acarreados, sin la intervención del investigador (Beard 2001; Duckham & McCreadie 2002; Gan & Shi 2002; Wu & Hobbs 2007).

Por último, muchos datos de información espacial, o al menos la ubicación específica de dichos datos, no es compartida gratuitamente y sin restricciones. Este hecho puede deberse a la necesidad de proteger la seguridad nacional, u organismos en peligro de extinción o los derechos de ciertos propietarios. Es por ello que también se necesita desarrollar mecanismos que garanticen la cesión de información espacial específica (Craig 2005; Wu & Hobbs 2007; Elwood 2008)

2.3. La Ecología de Paisajes aplicada a los Bosques Tropicales

Las descripciones de las deforestaciones en los bosques tropicales es uno de los temas primordiales dentro de la literatura del cambio del uso de la tierra (Whitmore & Sayer 1992; FAO 2001; Geist & Lambin 2002; Achard *et al.* 2002; por ejemplo). Sin embargo, los bosques son mosaicos dinámicos, no sólo son deforestados sino que, frecuentemente, regeneran en simultáneo (Bray *et al.* 2003; Rudel *et al.* 2005; Nagendra 2007). En la última década ha habido informes de una regeneración de superficies boscosas en múltiples regiones del planeta (por ej. Tucker *et al.* 1998; Lucas *et al.* 2006; Shroeder *et al.* 2007). La regeneración de los bosques tropicales está dada fundamentalmente por el abandono de las parcelas destinadas a la agricultura tras pocos años de uso, debido a la disminución en la productividad de los suelos (Brown & Lugo 1990). A menos que las prácticas agrícolas ocasionen una alta degradación de los mismos (Uhl 1987, Aide & Cavalier 1994), la recuperación de las características estructurales de estos bosques es similar a aquellos intactos en un tiempo relativamente corto, de entre 20 a 40 años (Aide *et al.* 1995, 1996; Zimmerman *et al.* 1995; Finegan 1996).

A pesar de lo expuesto, el conocimiento concerniente a la distribución de los bosques secundarios y sus tasas de cambio continúa siendo sorprendentemente limitado. El Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) ha señalado que para los países tropicales, la deforestación estimada tiene un alto grado de incertidumbre, con un error que ronda el $\pm 50\%$ (Watson *et al.* 2000). DeFries *et al.* 2002, también ha hallado diferencias en las tasas como en las superficies con respecto al IPCC.

Según Wu y Hobbs (2007), uno de los desafíos para la Ecología de Paisajes, es la adquisición de datos en una forma jerárquica y ordenada a distintas escalas dentro de proyectos de monitoreos permanentes.

2.4. Situación de la Selva Atlántica Interior en la Provincia de Misiones

La Selva Atlántica Interior (SAI), denominada también Selva Paranaense o Bosque Atlántico, se extiende a lo largo de la costa oriental de Brasil, este de Paraguay y noreste de Argentina (Laclau 1994; Olson & Dinerstein 1998). Presenta dos características que la han transformado en uno de los ecosistemas prioritarios a nivel mundial, desde una perspectiva científica y política. En primer lugar es uno de los cinco hotspots más importantes de biodiversidad, debido a su alta riqueza de endemites (Mittermeier *et al.* 1998; Myers *et al.* 2000; Galindo-Leal & Gusmão Câmara 2003). En segundo lugar, su superficie original (1.200.000 km²) ha sido dramáticamente modificada y reducida a sólo el 7%, debido a la actividad antrópica desde el siglo XVI al presente (Fonseca 1985; Galindo-Leal & Gusmão Câmara 2003; Holz & Placci 2003). La superficie y calidad de los remanentes forestales para cada país son diferentes. Brasil conserva cerca de un 3% de su superficie original (Silva & Casteleti 2003), Paraguay cerca de un 13 % (Cartes 2003) y Argentina cerca de un 50% (entre 11.000 y 16.000 km²) en la provincia de Misiones (Laclau 1994; Perucca & Ligier 2000; Holz & Placci 2003) (Fig. 2.1.).

La zona de vida predominante de la SAI es la del bosque húmedo subtropical (Holdridge 1947). Las variaciones en el ambiente local y el tipo de suelo permiten la existencia de diferentes comunidades vegetales: bosques en galería, selvas de bambú, bosques de palmito (*Euterpe edulis*) y bosques de araucaria (*Araucaria angustifolia*). La mayoría de los bosques han sido explotados para obtener madera, y algunos son bosques secundarios que se están recuperando de la deforestación. Los fragmentos del bosque están, por lo tanto, compuestos por comunidades en diferentes estadios de sucesión y una superficie muy reducida de bosques poco afectados por el uso.

La principal causa de la fragmentación y degradación de la SAI ha sido el cambio de uso del suelo (Laclau 1994; Holz & Placci 2003). Las mayores actividades económicas en Misiones han sido las plantaciones de pino y los cultivos perennes de yerba y té. Mientras que la agricultura a gran escala claramente produjo grandes impactos negativos en la biodiversidad, la agricultura de subsistencia también contribuyó a la fragmentación y degradación del bosque.

Diversos procesos político-económicos determinaron para muchos de los pequeños productores que la agricultura no resulte económicamente sustentable. Se vieron privados de acceso a los mercados y a incentivos económicos que sí estuvieron disponibles para productores grandes. Como resultado de la falta de sustentabilidad del sistema de producción, muchos de los pequeños

productores abandonaron su tierra y, a menudo, la vendieron a grandes propietarios o compañías. Estas tierras, se incorporaron así a sistemas de producción intensivos y de gran escala (Laclau 1994; Colcombet & Noseda 2000; Di Bitteti 2005).

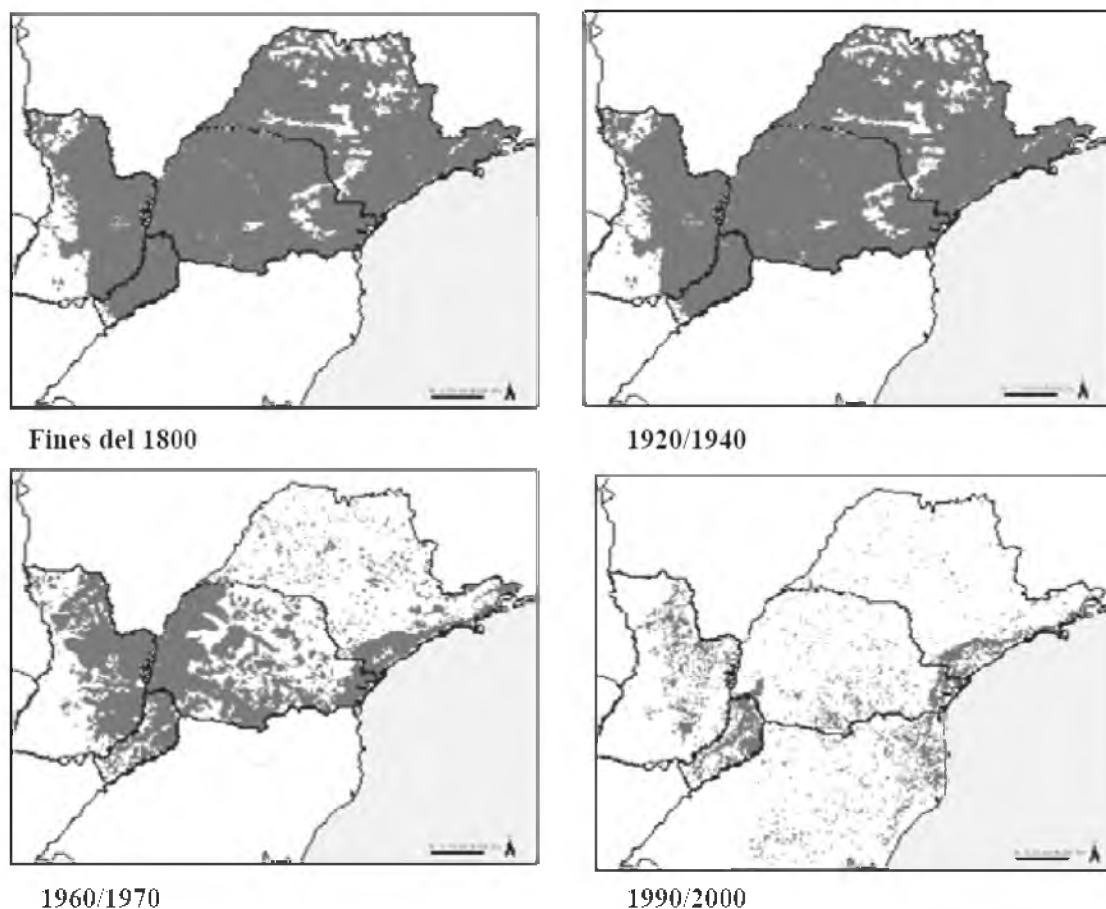


Fig. 2.1. Evolución del proceso de reducción y fragmentación de Bosque Atlántico desde fines del 1800 hasta el presente (Holz y Placci, 2003).

Por otra parte, los campesinos sin tierra, en muchos casos provenientes de países limítrofes, ocupan remanentes de bosques convirtiéndolos en parcelas de uso. Generalmente, estos campesinos, ocupan tierras privadas o públicas ilegalmente para producir pocas cosechas anuales. Muchas veces se ven forzados a talar, quemar y rozar (cultivo sobre cenizas) sobre áreas de suelos improductivos o donde las pendientes son pronunciadas (Di Bitetti *et al.* 2003).

Las causas de la degradación ambiental están asociadas a situaciones históricas y actuales de desigualdad social (Laclau 1994). Esto se puede ver claramente en el patrón desigual de tenencia

de la tierra. El 93% de los productores misioneros tienen propiedades de menos de 100 ha, lo que representa sólo 1/3 de la tierra productiva. El resto de las actividades se realiza en grandes propiedades que ocupan los otros 2/3 de la tierra productiva. La tendencia a la concentración de la tierra en manos de unos pocos propietarios, mientras la mayoría de la gente posee pequeñas parcelas, ha aumentado en la última década (Colcombet & Noseda 2000)

Otro factor determinante de la degradación de los bosques misioneros ha sido el aprovechamiento no sustentable del bosque nativo mediante explotación tradicional (Rice *et al.* 2001). Placci 2000 y Mac Donagh *et al.* 2001 han determinado los efectos que provoca la explotación tradicional sobre el bosque en el Alto Paraná. Entre ellos se encuentran: el empobrecimiento del bosque, cambios en la estructura del mismo y en la composición del suelo e incrementos en la dominancia de determinadas especies arbóreas que inhiben la regeneración natural. A principios del siglo XX, la extracción de maderas nativas fue llevada a cabo por grandes empresas madereras; el obraje forestal fue la base de la economía regional hasta 1920s (Laclau 1994). Durante la primer mitad del siglo XX se extraían solo cuatro especies de árboles nativos: Cedro (*Cedrela fissilis*), Lapacho negro (*Tabebuia heptaphylla*), Peteribí (*Cordia trichotoma*) e Incienso (*Myrocarpus frondosus*). Al no existir una buena planificación de la extracción, los bosques eran explotados sucesivas veces sin respetar el tiempo necesario entre una extracción y la siguiente lo que redujo la abundancia de dichas especies y en consecuencia se incrementó el número de especies explotadas. En la actualidad se extraen entre veinte y cuarenta especies (Di Bitetti *et al.* 2003; Holz 2007).

Otro problema es la construcción de infraestructuras sin una debida amortiguación de sus efectos sobre la biodiversidad. Por ejemplo, las varias represas que existen en la región provocaron no sólo inundaciones de grandes extensiones de bosque nativo, sino que también han impuesto nuevas barreras que incrementaron la fragmentación del bosque y redujeron la capacidad de dispersión de la flora y la fauna que viven en las márgenes opuestas del recién formado reservorio (Fahey & Langhammer, 2003). Los caminos, por su parte, constituyen una causa importante de fragmentación y degradación del bosque nativo, debido a su efecto directo (efecto de borde, fragmentación y aislamiento de poblaciones y atropellamiento de fauna) y porque facilitan el proceso de colonización e invasión de tierras por parte de ocupantes ilegales (Chebez & Hilgert 2003). Casi no existen áreas en la ecorregión a las que no haya acceso mediante caminos. La erosión del suelo a lo largo de caminos de tierra de diseño inadecuado y escaso mantenimiento es también causa de preocupación (Di Bitetti *et al.* 2003)

En síntesis, entre los factores que actúan negativamente sobre la biodiversidad en la Provincia de Misiones los principales son: (1) la sobreexplotación de las principales especies madereras, (2) la deforestación de grandes superficies para agricultura, ganadería y plantaciones arbóreas, (3) los cultivos sobre ceniza de los pequeños productores que, en pocos años, provocan una alta erosión del suelo, (4) la contaminación de los cuerpos de agua, (5) la presión demográfica propia y de países limítrofes y (6) la deforestación sobre áreas del Corredor Verde (Di Bitetti *et al.* 2003; Rodríguez *et al.* 2005). Los mayores efectos observados como consecuencia fueron: pérdida de especies valiosas, compactación de suelos junto con pérdida de nutrientes y de materia orgánica, cambios en el balance hidrológico de las zonas afectadas y erosión hídrica. La pérdida de biomasa vegetal ha afectado la estructura y dinámica de la selva, así como ha alterado los ciclos biogeoquímicos y las tramas tróficas (Rodríguez *et al.* 2005)

La comprensión de los procesos de degradación y recuperación de los bosques y su interacción con el uso a nivel del paisaje podrían contribuir a ordenar el uso del territorio con el objetivo de revertir las actuales tendencias de degradación ambiental.

2.5. Área de Estudio

El área de estudio se ubicó en el centro de Misiones, limitando con el sur del corredor verde a través de la cuenca del Arroyo Cuña Piru y extendiéndose en sus alrededores desde el Río Paraná hasta el Río Uruguay ([Fig. 2.2](#)). Abarca un total de 5355 km² y lo integra una heterogénea matriz compuesta por diversos usos del suelo en parcelas pequeñas, menores a 1ha y grandes que alcanzan 100 ha, e inmersos en ella, parches de bosques nativos también de diversas superficies.

La región puede ser dividida en cuatro grandes áreas:

(1) Zona A: al norte, a orillas del Río Paraná, donde predomina una actividad forestal ([Fig. 2.3](#)) principalmente monoespecífica de *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.*, y otra ganadera ([Fig. 2.4](#)) y agrícola de cultivos perennes de yerba (*Ilex paraguariensis*) y te (*Camellia sinesis*) ([Fig. 2.5](#)). (2) Zona B: ubicada sobre las sierras centrales de Misiones, donde se concentran las áreas protegidas de SAI conformadas por la Reserva Provincial Salto Encantado, Reserva Provincial Valle del Cuña Piru, Reserva de Usos Múltiples Cuña Piru, y otras áreas privadas que, con bosques poco explotados, se integran a este continuo de selva Mixta de Laurel-Guatambú integrada por más de 100 especies de árboles de distinto porte ([Fig. 2.6](#)) (Cabrera 1976), (3) Zona C: ubicada sobre la Meseta Central de uso agrícola principalmente, de cultivos perennes como yerba mate y té ([Fig. 2.5](#))

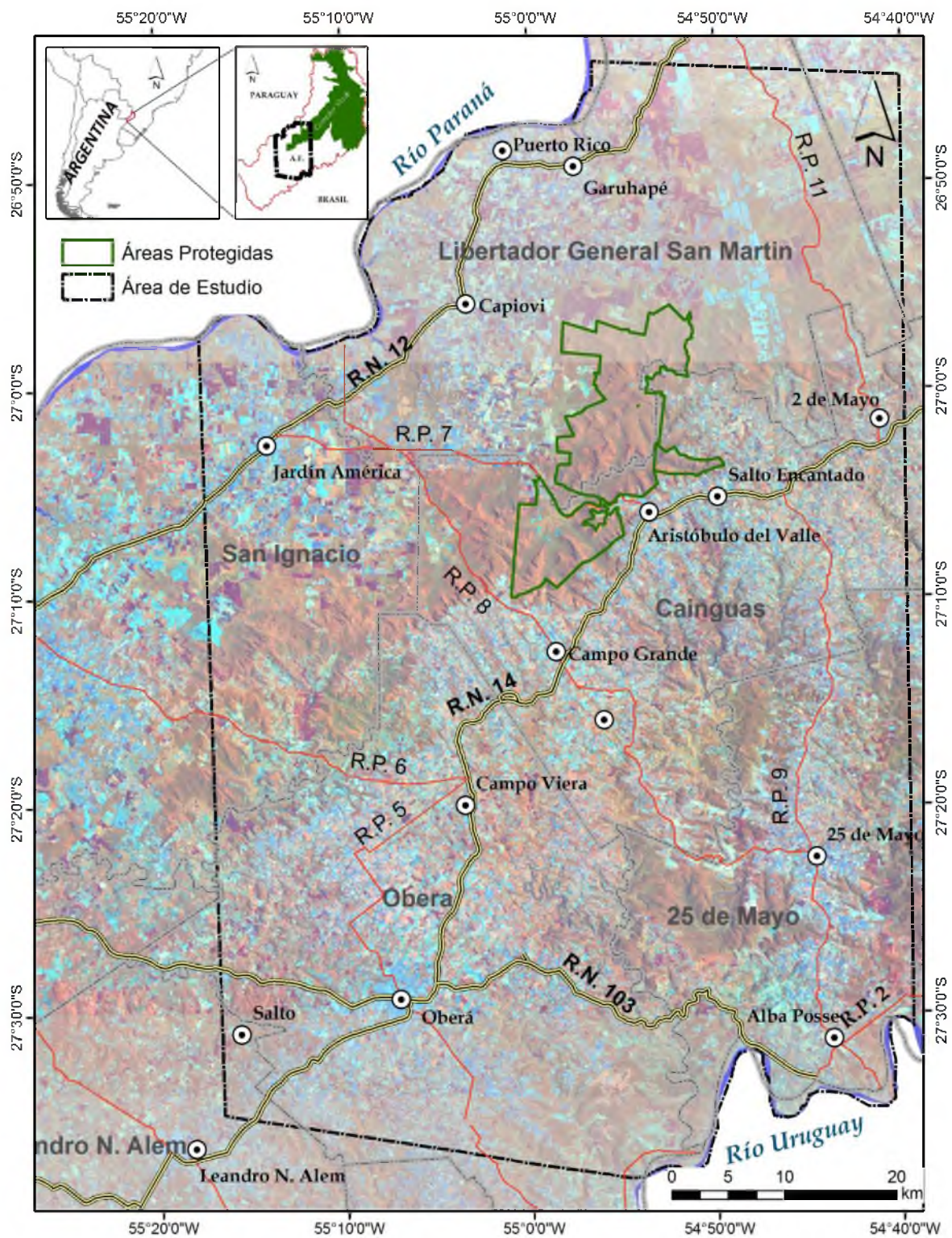


Fig. 2.2. Área de estudio en la Provincia de Misiones, Argentina, donde se observa el Corredor Verde y las Áreas Protegidas que se hallan dentro del área de estudio. Información: FVSA 2004 y CONAE. RN: Ruta Nacional y RP: Ruta Provincial.

Por último (4) Zona D: ubicada hacia el río Uruguay, sobre una zona de quebradas, cubierto por un mosaico heterogéneo de bosques y usos agrícolas, tanto perennes como de cultivos anuales (Fig. 2.7), y forestales en parcelas pequeñas (Gob. Nación SAGPyA & Cámara de Molineros de Yerba Mate 2002; Subsecretaría de Bosques, Ministerio de Ecología Pcia. Misiones 2003).

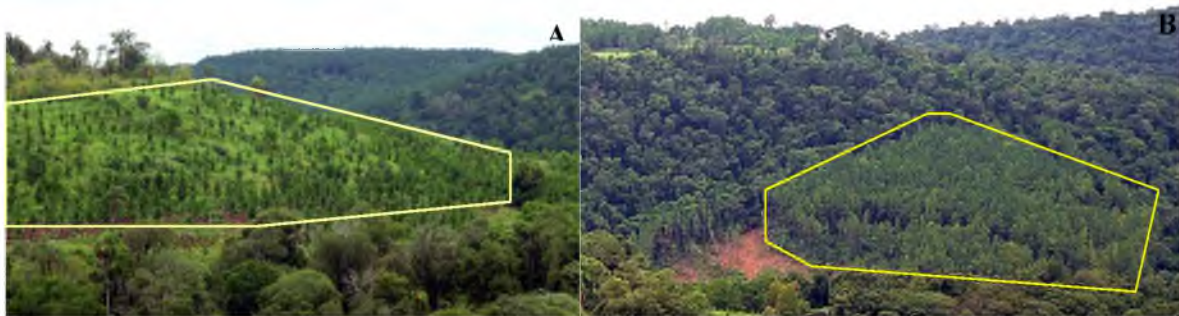


Fig. 2.3. Plantaciones Forestales ubicadas principalmente sobre la planicie del Río Paraná. A. Plantaciones jóvenes de *Pinus sp.*, B. Plantaciones de *Pinus sp.* maduras.



Fig. 2.4. Pastizales en la Provincia de Misiones ubicados principalmente sobre la planicie del Alto Paraná.

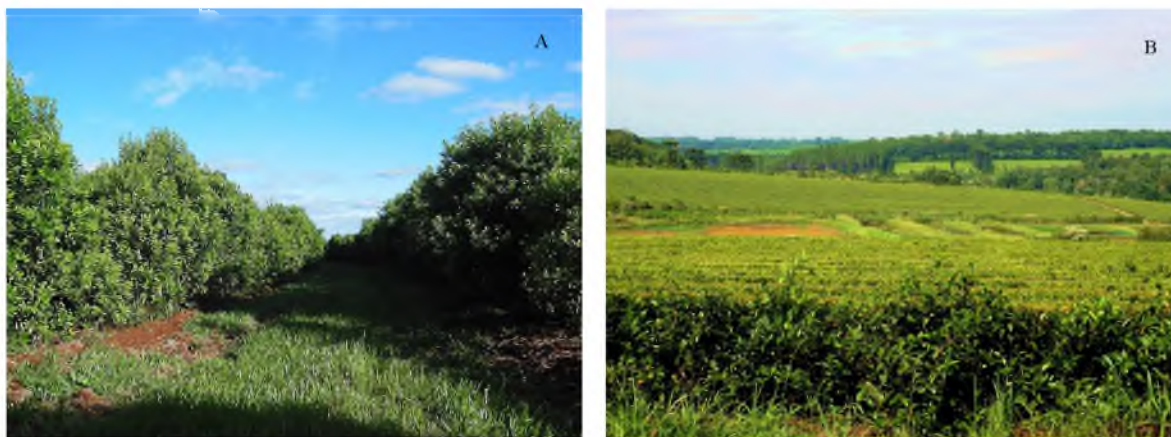


Fig. 2.5. Cultivos perennes de la provincia de Misiones, ubicados principalmente en el Norte del área de estudio y en la Meseta central. A. Yerba (*Ilex paraguayensis*) y B. Teales (*Camellia sinnensis*).



Fig. 2.6. Selva Mixta de Laurel Guatambú, vista panorámica, del interior del bosque como de un arroyo.



Fig. 2.7. Cultivos Anuales. Arriba izquierda, parcela dónde se efectúa la tumba – roza y quema para la utilización agrícola, abajo izquierda, cultivo de tabaco y a la derecha una ladera con distintos cultivos anuales. Este paisaje es frecuente al sur del área de estudio.

El clima, que según la clasificación de Köppen es de tipo Cfa, macrotérmico, constantemente húmedo y subtropical, presenta precipitaciones anuales de 1700-2400 mm, distribuidas más o menos uniformemente durante el año. La temperatura media de Enero es de 25-26°C, con máximas absolutas de hasta 39°C, mientras la media del mes más frío oscila entre 14 y 16°C (Burgos 1970; Margalot 1985). La amplitud térmica anual varía con el grado de proximidad a los grandes ríos de la región, y su intervalo es de 10 a 11°C (Burgos 1970)

Las precipitaciones, la alta estacionalidad de la temperatura y la luz determinan un patrón estacional de productividad primaria de la selva (Placci *et al.* 1994). En el Bosque Atlántico del

Alto Paraná hay una marcada estacionalidad en la disponibilidad de alimento para las especies animales folívoras, frugívoras e insectívoras. Las hojas nuevas, los frutos y los insectos son

más abundantes durante la primavera, entre los meses de septiembre a diciembre (Placci *et al.* 1994; Di Bitetti & Janson 2001).

Topográficamente comprende desde áreas relativamente planas con suelos profundos, cerca del Paraná y otros ríos principales, con altitudes de 150 a 250 m sobre el nivel del mar (msnm), hasta una meseta relativamente plana con altitudes de 550 a 600 msnm. Las áreas que se ubican entre los principales ríos y la meseta, con altitudes de 300 a 500 msnm, tienen pendientes relativamente pronunciadas y están muy expuestas a la erosión del suelo cuando se retira el bosque (Ligier, 2000)

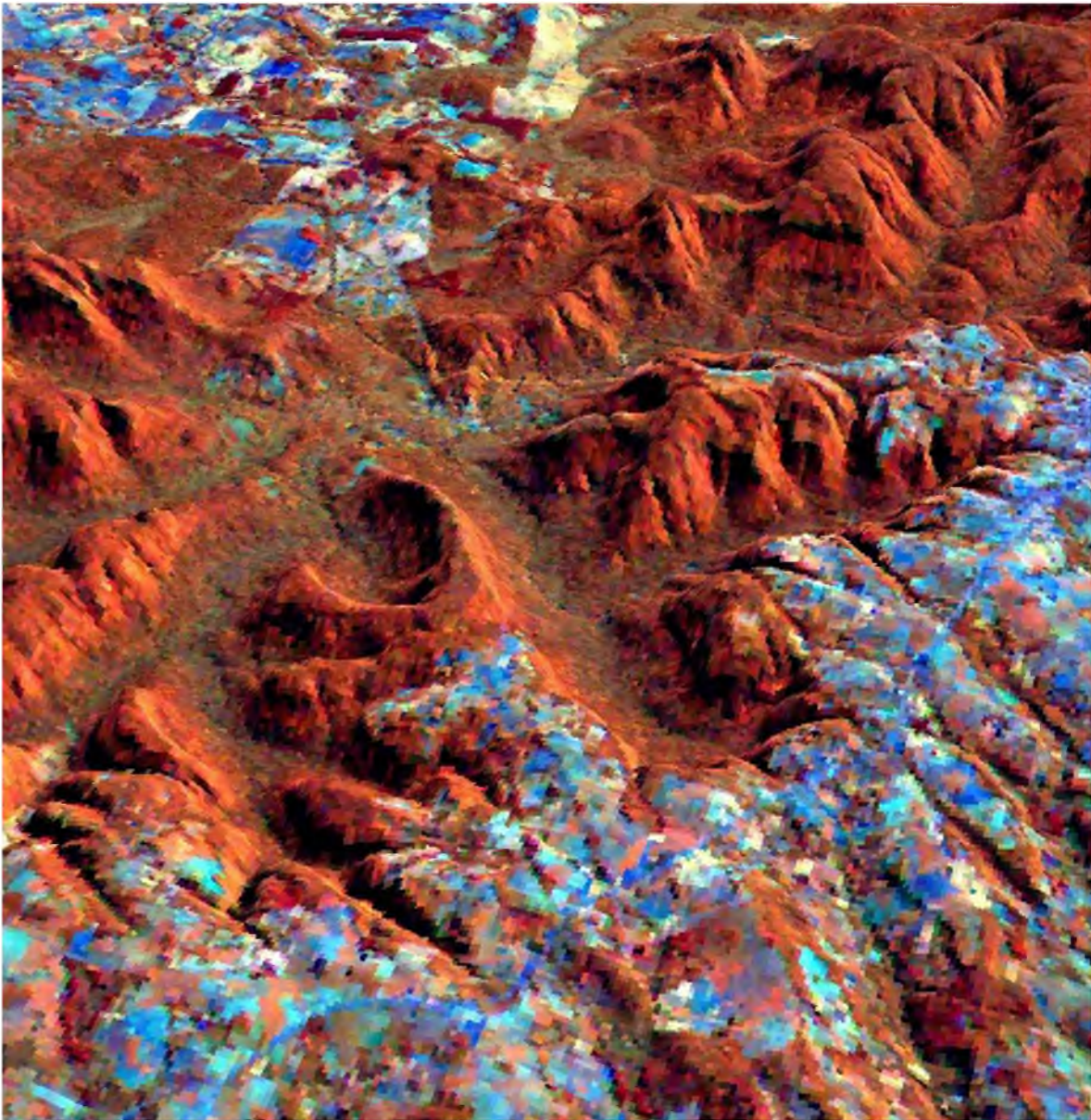
La región está atravesada por siete cuencas principales: la de los arroyos Yabebiry, Tabay, Cuñapiru, Garhuapé, que desembocan en el Río Paraná y la de los arroyos Acaraguá, Alegre y El Saltito con desembocadura en el Río Uruguay.

Geológicamente está cubierta por capas continuas y gruesas (10 a 20 m de espesor individual) de meláfiro (rocas eruptivas de origen volcánico), de la formación de Serra Geral (Iriondo, 1991; Margalot, 1985). Edafológicamente presenta un 74% de suelos rojos profundos, conocidos como “tierra colorada” y 26% de suelos pedregosos. Dentro del primer grupo, desde el punto de vista taxonómico predominan los Ultisoles (62%) y Alfisoles con un 12%. El conjunto de suelos rojos son los de mejor aptitud agrícola y forestal. Dentro de los suelos pedregosos predominan los Molisoles (12%) muy poco evolucionados y los Entisoles 15%. Se los encuentra fundamentalmente en las regiones con fuertes pendientes. Sobre estos suelos, el uso actual predominante consiste en la explotación de ejemplares maderables de la Selva, actualmente degradada por la acción antrópica y en menor medida, el gradual reemplazo de su flora nativa por forestales implantados (pinos) (Piccolo & Sosa 2002).

Estas características hacen de la región una muestra representativa de las diversas situaciones en cuanto a áreas protegidas y productivas encontradas en la provincia.

CAPÍTULO 3

DETECCIÓN DE LOS CAMBIOS DE COBERTURAS BOSCOSAS MEDIANTE SENSORES REMOTOS



"La percepción, sin comprobación ni fundamento, no es garantía suficiente de verdad."

Bertrand Russell

"La ciencia, tal como el arte, no es una copia de la naturaleza sino una recreación de ella."

Jacob Bronowski

CAPÍTULO 3

DETECCIÓN DE LOS CAMBIOS DE COBERTURAS BOSCOSAS MEDIANTE SENSORES REMOTOS

3.1. Introducción

Numerosas regiones de todo el mundo están siendo sometidas actualmente a cambios rápidos y amplios de la cobertura del suelo, muchos de los cuales se suceden en los trópicos (FAO 1995). La tecnología de la teledetección se convierte así en una herramienta esencial a la hora de monitorear las condiciones de los bosques tropicales. La naturaleza remota y extensa que presentan numerosos bosques tropicales limita la factibilidad de los inventarios y monitoreos a campo. Numerosas son las técnicas disponibles para el monitoreo del cambio de cobertura del suelo a través de la teledetección dadas también las numerosas dificultades con las cuales se encuentra el investigador al intentar implementarlas. La premisa fundamental en el uso de datos satelitales para la detección del cambio está dada en que las variaciones en la cobertura terrestre resulten en cambios en los valores de reflectancia y viceversa. Sin embargo, muchas diferencias en la reflectancia pueden estar dadas por diferencias en las condiciones atmosféricas, condiciones climáticas, en la humedad a nivel del suelo y en el ángulo de incidencia solar. En los trópicos es frecuente que la diversidad de la vegetación y de las coberturas del suelo sean altas y, por lo tanto, las características de reflectancia espectral de las distintas coberturas vegetales no se diferencien, causando problemas en las clasificaciones digitales (Sader *et al.* 1990; Roy *et al.* 1991). Por ejemplo, algunos investigadores han identificado confusión espectral entre bosque disturbado y no disturbado (Franklin 1993) y entre distintos estadios sucesionales y pasturas conteniendo árboles (Sader *et al.* 1990).

El impacto de las diferencias en la incidencia del ángulo solar y la diferencia fenológica de la vegetación puede ser reducida seleccionando datos satelitales ópticos pertenecientes al mismo período del año (Singh 1989). Sin embargo, en los casos en que se realizan estudios regionales donde se generan mosaicos entre imágenes, obtener datos multitemporales del mismo período del año puede ser extremadamente difícil, particularmente en las regiones tropicales donde la cobertura nubosa es frecuente. Estudios de monitoreos de cobertura boscosa en la provincia de Misiones (Ej.

Laclau 1994; Perucca & Ligier 2000; MERNR Gno. Misiones 2003; Guerrero Borges 2004; Guerrero Borges *et al.* 2007; Izquierdo *et al.* 2008) presentan dicho inconveniente, determinando coberturas de un año estimadas a partir de un mosaico de años diferentes y de distintas épocas del año. Por ejemplo Izquierdo *et al.* (2008), para poder estimar la cobertura de bosque en 1989 tuvieron que realizar un mosaico con dos imágenes de ese año y una de 1987; el mapa forestal de 2002 realizado por Manghi *et al.* (2005) se realizó con dos mosaicos, uno con imágenes de fechas Agosto 2001 y Febrero 2002 y otro con Marzo 2002, Mayo 2003 y Octubre 2001. El problema de la disponibilidad de imágenes sin cobertura de nubes en las regiones tropicales es muy común y ha sido divulgado en estudios de numerosos autores (Nelson & Holben 1986; Pilon *et al.* 1988; Alwashe & Bokhari 1993; Rignot *et al.* 1997; Foody *et al.* 200; Stibig *et al.* 2003; Helmer & Ruefenacht 2005).

En cuanto a las diferencias en las condiciones atmosféricas o de ángulos solares, muchas metodologías de detección de cambio no necesitan una corrección radiométrica absoluta. Por ejemplo, cuando se realiza una matriz de cambio a través del análisis de imágenes clasificadas (Songh *et al.* 2001). Sin embargo, variaciones en las condiciones de iluminación solar, en la absorción y dispersión atmosférica deberían ser normalizadas al menos a una imagen de referencia al realizarse otros procedimientos de detección de cambio (Duggin & Robinove 1990). Si no se tiene una calibración radiométrica fiable no se puede confiar en que los cambios espaciales o temporales sean diferencias reales y no artefactos introducidos debido a diferencias en la calibración del sensor (Robinove 1982). Songh *et al.* (2001) realizaron un estudio comparativo de métodos de calibración radiométrica donde hallaron que el método Dark Object Substraction (DOS), tanto incluyendo como excluyendo la corrección Rayleigh, era el más conveniente.

Por otra parte, cuando uno se refiere a los cambios en sí, las tasas de los mismos pueden ser tanto drásticas, como por ejemplo los acontecidos por una deforestación o fuego, o bien ser graduales, como por ejemplo la acumulación de biomasa. Por lo tanto, el cambio puede ser estudiado como una variable categórica o como un continuo. Según Coppin *et al.* (2004) los principales desafíos al enfrentar el monitoreo de cambios ecosistémicos desde el espacio serían: (1). detectar modificaciones en vez de conversiones, (2) monitorear cambios rápidos y abruptos en vez de aquellos progresivos (por ejemplo el impacto de un alud o incendio versus una expansión progresiva de la agricultura), (3) separar la variabilidad interanual de aquella que marca tendencias direccionales, con una serie de tiempo disponible no menor a los 20 años (4) coincidir los intervalos temporales de los procesos observados con las escalas intrínsecas de dichos procesos.

Estudios de Aldrich (1975) de identificación de áreas de regeneración de bosques por medio de imágenes Landsat MSS determinaron que la periodicidad óptima entre imágenes estaba entre los 3 y 5 años, mientras que para los procesos de deforestación la periodicidad era de un año.

Coppin & Bauer (1995) por su parte, aplicando imágenes provenientes de sensores Landsat TM, hallaron que la periodicidad óptima para la determinación de regeneración de bosques estaba entre los 2 y 5 años y para los procesos de degradación de bosques entre 5 a 6 años.

Todas las detecciones de cambio digitales están afectadas por límites espaciales, espectrales, temporales y temáticos. El tipo de metodología implementada puede afectar profundamente las estimaciones cualitativas y cuantitativas de los disturbios (Colwell & Weber 1981). Incluso en el mismo ambiente, diferentes enfoques pueden redituar en diferentes mapas de cambio (Coppin *et al.* 2004), por lo tanto la selección del método apropiado es de gran importancia.

Uno de los métodos más aplicados es la diferencia de clasificaciones. Algunos ejemplos de esta metodología son Xu & Young 1990, Hall *et al.* 1991, Pascarella *et al.* 2000, Nagendra *et al.* 2007, Izquierdo *et al.* 2008, Santana & Salas 2007, Baldi & Paruelo 2008. La diferencia de clasificaciones tiene la ventaja de no necesitar calibración radiométrica, y puede identificar conversiones pudiendo aproximar direccionalidad del cambio y probabilidad del mismo. La mayor desventaja es que es difícil obtener clasificaciones precisas en áreas extensas y, dado que el error final resulta de la multiplicación de los errores parciales de cada clasificación, esta metodología resulta insatisfactoria en numerosos casos (Howarth & Wickware 1981, Michener & Houhoulis 1997).

Otro de los métodos más utilizados y más exitosos resulta ser la diferencia univariada entre imágenes (Coppin *et al.* 2004). Éste método implica la substracción píxel a píxel de los números digitales de una imagen corregistrada a otra (Lillesand & Kiefer 1994). El mapa resultante muestra incrementos y disminuciones de los valores de reflectancia (Muchoney & Haack 1994). Estas diferencias pueden ser interpretadas en clases de cambios en la cobertura boscosa. Una variante de este método es a partir de la determinación de los índices de vegetación, como por ejemplo el Índice Normalizado de Vegetación (NDVI del inglés), para cada una de las fechas y luego se restan (Diferencias de NDVI, DNDVI). Una de las principales ventajas de los índices de vegetación es su habilidad para reducir considerablemente el volumen de datos a procesar y analizar y su capacidad inherente de proveer información no disponible en una sola banda (Myneni *et al.* 1995; Lambin 1999; Coppin *et al.* 2004). Michener & Houhoulis 1997 y Lyon *et al.* 1998, al comparar distintas técnicas de detección de cambio demostraron que la diferencia en el NDVI fue el método más preciso. Numerosos son los autores que han aplicado esta técnica tanto en el monitoreo de coberturas como en dinámicas de la superficie terrestres (Ej. Lambin 1996; Xiao *et al.* 2002; Sader *et al.* 2003; Ramachandra & Kumar 2005; Wang *et al.* 2005; Lunetta *et al.* 2006; Bradley & Mustard 2006; Chuvieco *et al.* 2007; Qin *et al.* 2008; Wu & Pauw 2010).

El NDVI separa la vegetación verde de otras superficies dado que la clorofila en las hojas verdes absorbe en la longitud de onda del rojo para realizar la fotosíntesis y refleja las ondas del

infrarrojo cercano debido al scattering causado en la estructura interna de las hojas (Crist & Cicone 1984; Jensen 1986) (Fig. 3.1).

Este índice se calcula como:

$$\text{NDVI} = (\text{IR} - \text{R}) / (\text{IR} + \text{R}) \quad (\text{Ec. 3.1})$$

Donde **IR** corresponde al Infrarrojo Cercano y **R** al Rojo

El NDVI es un estimador lineal de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por los tejidos verdes (Baret & Guyot 1991; Sellers *et al.* 1992; Myneni *et al.* 1995). Asrar *et al.* (1984) establecieron la relación exponencial de este índice con el índice de área foliar (LAI del inglés) y Sellers *et al.* (1992) con la biomasa. Las actividades productivas modifican en diferente medida las características estructurales de la vegetación y su expresión espacial a nivel del paisaje. Los cambios en aspectos espaciales y temporales del manejo, pueden afectar la dinámica, composición y representación areal de la vegetación secundaria (Vaccaro *et al.* 2003; Frangi *et al.* 2003, 2004).

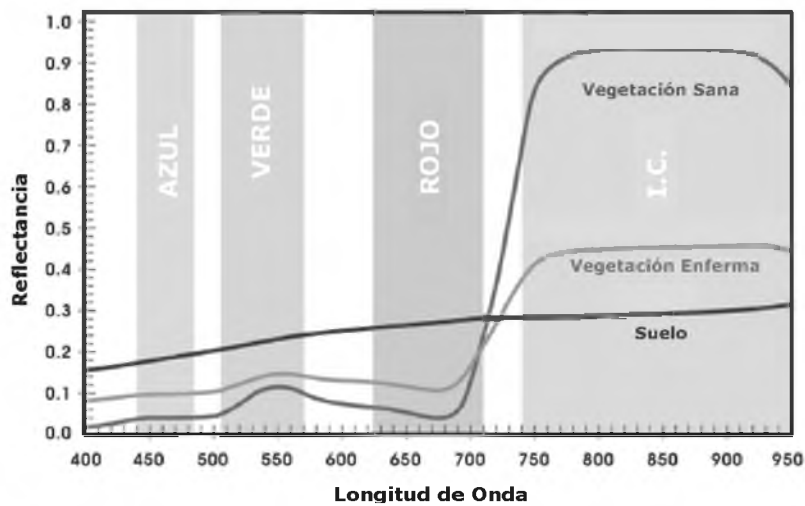


Fig.3.1. Firmas Espectrales del suelo, vegetación enferma y vegetación sana. Se puede observar cómo en la banda del rojo, la respuesta del suelo es superior a la de la vegetación, mientras que en el infrarrojo cercano (IC) la respuesta de la vegetación es superior a la del suelo

3.2. Objetivos

- Hallar una metodología para la determinación de áreas de bosque permanente, áreas de bosque en regeneración y áreas deforestadas durante el período 1985-2006.

- Determinar la distribución y las superficies ocupadas por cada clase.

3.3. Materiales y Métodos

3.3.1. Preprocesamiento

Se utilizaron imágenes Landsat TM 5 Path/Row 224/79 con una frecuencia no superior a 4 años para la determinación de áreas regeneradas y deforestadas según lo sugieren trabajos de Coppin & Bauer (1995) (Tabla 3.1) Los datos satelitales fueron provistos por la Comisión de Actividades Espaciales (CONAE), y descargadas desde los sitios web del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciales de Brasil (INPE), <http://www.dgi.inpe.br/catalogo/> y la Universidad de Maryland del Global Land Cover Facility (GLCF), <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/srtm/> . Las imágenes comprendieron el trimestre Julio-Septiembre, debido a que fue el período que presentó mayor número de datos disponibles y semejantes en cuanto a estados fenológicos de la vegetación.

Todas las imágenes fueron primeramente recortadas en su área de estudio y luego corregidas espacial y atmosféricamente. Para la corrección atmosférica se aplicó el modelo “Dark Object Subtraction 2” (DOS2) mediante el programa ERDAS 8.7 (Chávez 1988, Songh *et al.* 2001). Dado que las imágenes provenientes del INPE presentaron deformaciones espaciales, todas las imágenes también fueron corregidas con una imagen georreferenciada Landsat TM P/R 224/29 de Junio del 2006 de la Universidad de Maryland. La misma fue previamente reproyectada al sistema de proyección cartográfica utilizado en el presente trabajo dado que su sistema de proyección original era Universal Transverse Mercator. La misma fue validada a partir de las cartas topográficas hojas 2754-19 y 27-20-I, del Instituto Geográfico Nacional (IGN), de proyección Gauss Krüger, elipsoide internacional 1909 y Dátum geodésico correspondiente a Campo Inchauspe 1969. Las imágenes fueron alineadas a través de una triangulación polinomial de segundo grado y luego remuestreadas a través del método de convolución cúbica. Las imágenes resultantes presentaron un error medio cuadrático menor al píxel (RMS < 0.6).

Tabla 3.1. Listado de las imágenes Landsat utilizadas para el trabajo

Satélite	Path/Row	Fuente	Fecha
Landsat TM 5	224/79	INPE	22 de Agosto 1985
Landsat TM 5	224/79	INPE	02 de Septiembre 1989
Landsat TM 5	224/79	INPE	26 de Septiembre 1992
Landsat TM 5	224/79	INPE	5 de Agosto 1999
Landsat TM 5	224/79	INPE	2 de Agosto 2001
Landsat TM 5	224/79	INPE	4 de Julio 2004
Landsat TM 5	224/79	GLCF ¹	29 de Junio de 2006
Landsat TM 5	224/79	CONAE	15 de Julio de 2006

¹ Imagen utilizada solo para la corrección geográfica.

3.3.2. Determinación de áreas de bosque y no bosque en 1985 y 2006

El poder contar con un mapa de bosques nativos permite enfocar el estudio de la dinámica de los bosques en dicha área y minimizar las confusiones entre los distintos usos del suelo y los tipos de bosques nativos (Coppin *et al.* 2004). A fin de reducir la varianza de respuestas espectrales del área de estudio, se realizó una clasificación no supervisada por isodata (Tou & González 1974) con cinco categorías de la banda 3 en las imágenes Landsat TM5 de Agosto de 1985 y Julio de 2006. Este método calcula las medias de cada una de las clases distribuidas uniformemente en el espacio de datos y luego, iterativamente agrupa los píxeles remanentes utilizando técnicas de distancia mínimas. Cada iteración recalcula las medias y reclasifica los píxeles en función de la nueva media.. La banda 3 del satélite Landsat 5 TM pertenece a la longitud de onda del rojo, absorbida por la masa vegetal y reflectada por los suelos desnudos, rocas o áreas urbanas. En invierno, existe una disminución estacional de las precipitaciones e incluso valores de temperatura bajos durante la noche que provocan heladas. En consecuencia, los cultivos anuales, como por ejemplo mandioca, porotos, tabaco, sufren la muerte de su cubierta aérea dejando el suelo desnudo, mientras que en los cultivos perennes, como teales y yerbales, se reducen las coberturas herbáceas. Estos hechos provocarían, en consecuencia, una menor absorción en la banda 3 comparado con las superficies de cobertura boscosa y la diferencia entre ambas se acentuaría en dicho intervalo de longitudes de onda. En la estación estival dichas diferencias podrían ser menores y, por lo tanto, aumentar la confusión entre clases. Las demás bandas del Satélite Landsat 5TM no serían sensibles a dichas diferencias de cobertura.

El resultado fue ajustado luego a través de una segunda clasificación supervisada, eliminando áreas de plantaciones perennes, como te, pino o eucaliptus.

Por último, la clasificación resultante fue validada a partir de 60 puntos de control de campo extrapolados a 150 regiones de interés (ROI) en imágenes de alta resolución (resolución 3-5 m) Quick Bird con fecha de Agosto 2006 del Google Earth, donde se evaluó si la cobertura terrestre estaba o no cubierta por bosque nativo. A partir de las mismas se construyó una matriz de confusión donde se estimaron distintos parámetros. En primer lugar, se calculó la precisión total que es la relación entre los píxeles correctamente clasificados y el total. Con la precisión total también se estimó el coeficiente Kappa que corresponde a la proporción de concordancias observadas sobre el total de observaciones, habiendo excluido las concordancias atribuibles al azar (Bakeman & Gotman 1986). También se estimaron la precisión productor y usuario, dos medidas ampliamente utilizadas para cuantificar el grado de certeza que presenta la clasificación para cada una de las categorías. La precisión productor es la probabilidad de que una categoría de cobertura terrestre sea clasificada como tal mientras que la precisión usuario es la probabilidad de que un píxel catalogado en una determinada cobertura del suelo en el mapa se corresponda a esa cobertura

en la superficie terrestre. Por último, fueron estimados los errores de omisión y comisión. El Error de Omisión se genera cuando un píxel que pertenece a una determinada categoría, no resulta clasificado en dicha categoría (falso negativo), se lo plantea también como riesgo del productor. El Error de Comisión, por su parte, es cuando un píxel resulta clasificado en una categoría y en realidad pertenece a otra (falso positivo), también se lo plantea como riesgo de usuario (Siegel & Castellan 1988).

3.3.3. Método de detección de cambios por diferencias en el NDVI

Dada la sensibilidad que presenta el NDVI a la deforestación (Lyon *et al.* 1998) y al cambio de cobertura vegetal en relación con su biomasa (Weiser *et al.* 1986) e índice de área foliar (Asrar *et al.* 1984, Sellers *et al.* 1992; Vieira *et al.* 2003), como también a su fácil determinación, es que se optó por aplicar diferencias en el NDVI para estimar el cambio en la cobertura vegetal del área de interés. Numerosos son los estudios de cambios en la cobertura de vegetación a través del NDVI (Singh 1986; Steininger 1996; Sader *et al.* 1996; Hayes & Sader 2001; Du *et al.* 2002; Lunnetta *et al.* 2006).

Para cada una de las imágenes se determinó su NDVI y luego se calcularon las diferencias entre imágenes de fechas consecutivas.

La determinación del umbral cambio - no cambio en la cobertura vegetal se estableció en ± 2 Desvíos Estándar (DS). Se observó que las diferencias menores estuvieron asociadas a cambios fisiológicos de la vegetación, debidas a cambios estacionales, variaciones en la intensidad lumínica, etc.; mientras que cambios superiores a los 2 DS correspondieron al surgimiento de vegetación en áreas de suelo desnudo o a la deforestación y surgimiento de suelos desnudos. En este sentido, cada una de las diferencias resultantes fue clasificada en áreas de no cambio cuando la diferencia fue 0 ± 2 DS, y áreas de cambio cuando superaron dicho intervalo.

3.3.4. Determinación de la distribución y superficie de bosques permanentes entre 1985 y 2006

El siguiente paso fue determinar todas aquellas áreas que permanecieron sin cambios significativos en el NDVI entre 1985 y 2006 y a su vez presentaron bosques nativos en el año 2006. El mismo se dividió en dos etapas: 1) Diferenciación del área de NDVI constante y 2) Determinación de los bosques permanentes dentro del área de NDVI constante.

Cada una de las clasificaciones de diferencias en NDVI fue integrada en un árbol de decisión por medio del programa ENVI 4.2, como muestra la [Figura. 3.2](#). Un árbol de decisión desarrolla clasificaciones en múltiples etapas utilizando una serie de decisiones binarias en donde se reordenan los píxeles en clases. Cada decisión divide los píxeles de un conjunto de imágenes

(bandas, clasificaciones etc.) en dos clases, basado en una expresión. Las nuevas clases así surgidas pueden ser divididas en dos nuevas clases basadas en un nuevo nodo con otra expresión. Así se pueden decidir tantos nodos de decisión como sean necesarios. El resultado del árbol es un mapa de clases. Algunos ejemplos de la aplicabilidad de los árboles de decisión en la teledetección lo detallan los trabajos de Friedl & Brodley 1997; Friedl *et al.* 1999; Mahesh & Mather 2003; Otukei & Blaschke 2010.

El árbol de decisión para la determinación de áreas de no cambio en el NDVI se detalla en la [Figura 3.2](#). Cada nodo evaluó qué píxeles presentaron un cambio significativo y cuales permanecieron con un índice sin cambios. El primer nodo comenzó con la decisión de separar aquellos píxeles en (1) *cambio*, donde la diferencia en el NDVI del período 1985 – 1989 fue superior o inferior a los 2DS y (2) *constante* si permanecía entre esos parámetros. Si los píxeles habían cambiado se los descartaba, los que permanecían constantes se volvían a evaluar a través de la misma expresión pero en el período siguiente.

El área de NDVI sin cambio, obtenido a partir del árbol de decisión ([Fig. 3.2.](#)) representó zonas caracterizadas tanto por bosques nativos que no sufrieron cambios mayores, como también coberturas de cultivos perennes (te, yerba) plantaciones forestales (pino o eucaliptus) o simplemente áreas misceláneas. Por lo tanto, dicha superficie fue interceptada con el mapa de bosques nativos de 2006, obtenida del punto [3.4.2](#). La resultante de esta intersección fue clasificada supervisadamente por máxima verosimilitud en dos grandes categorías: (1). Bosque Alto Permanente (MAP): bosques con dos estratos arbóreos, uno superior alcanzando los 20 a 30m y uno inferior de 10 a 15 m de altura y (2) Bosque Bajo Permanente (MBP), bosques más abiertos con un estrato superior abierto o inexistente y un estrato inferior denso

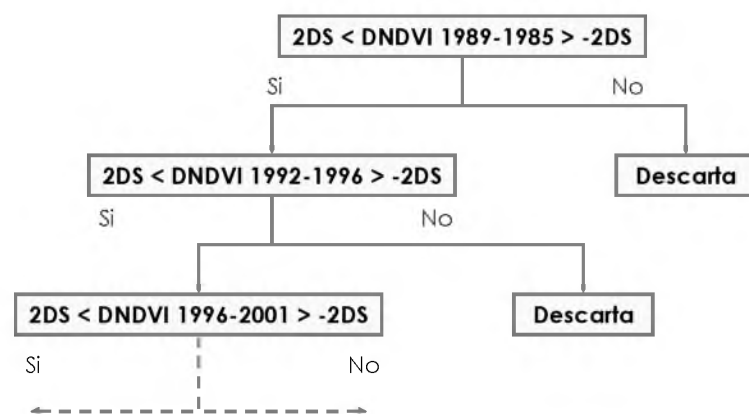


Fig. 3.2. Fracción del árbol de decisión para la determinación de áreas de no cambio entre 1985 al 2006. Los píxeles que en cada nodo presentaron diferencias de NDVI (DNDVI) superiores o inferiores a los 2DS se descartaban, mientras que aquellos que permanecían dentro del intervalo se consideraron constantes y por lo tanto eran vueltos a analizar en el siguiente nodo para el período consecutivo.

(UNLP 1995; Kraukzuk & Abramsom 1999; Cardozo & Batista 2004; Guerrero Borges *et al.* 2007). Las categorías se diferenciaron en función de las respuestas espectrales de la imagen Landsat TM5 Julio 2006 (Fig. 3.3) asumiendo que los bosques altos presentaban mayor cobertura vegetal y por lo tanto mayor respuesta espectral de la misma, identificada visualmente en las imágenes. La clasificación fue corroborada sobre 60 puntos de control a campo, donde se evaluó la cobertura terrestre (MAP, MBP y Cultivos) tomados en Noviembre del 2005, Marzo del 2007 y Julio del 2007. Los mismos fueron complementados mediante la extrapolación de los puntos de campo a 140 regiones de interés (ROI) en imágenes de alta resolución Quick Bird, del Google Earth con fecha de Agosto del 2006. A partir de los mismos, se realizó una matriz de confusión donde se estimaron la precisión total, coeficiente Kappa, precisión productor, precisión usuario,

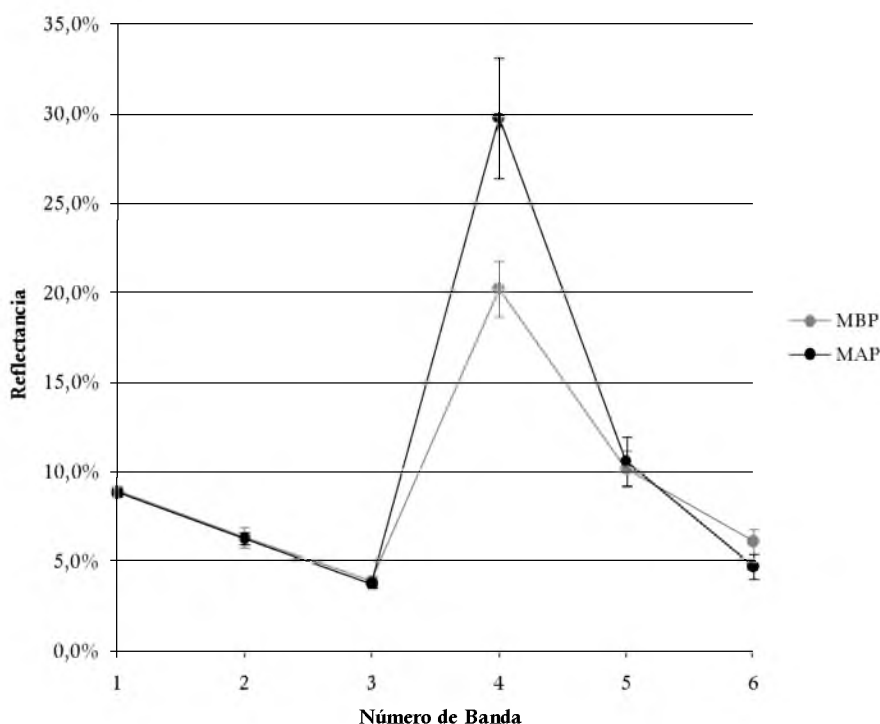


Fig. 3.3. Firmas Espectrales de las categorías Bosque Alto Permanente (MAP) y Bosque Bajo Permanente (MBP). Eje y, valores de reflectancia. Eje x, número de banda de imagen Landsat TM 5 de Julio 2006.

error de comisión y error de omisión.

3.3.5. Determinación de la distribución y superficie de bosques en regeneración y áreas deforestadas entre 1985 y 2006

El siguiente paso fue identificar incrementos y disminuciones en el NDVI y su relación con la cobertura boscosa nativa entre 1985 y 2006.

Cada una de las diferencias en NDVI fue integrada en un árbol de decisión. Dicho árbol evaluó la dinámica que presentó cada píxel, tanto si aumentó, disminuyó o permaneció constante el

NDVI. La estructura del árbol puede resumirse como sigue: El primer paso fue identificar aumentos en el NDVI superiores a 2DS, lo que indicó un aumento en biomasa vegetacional. En las zonas en donde se hubieran detectado aumentos se evaluó la disminución en el NDVI ($DNDVI < -2DS$) en los siguientes nodos y períodos, lo que implicó una deforestación en el sitio. En aquellos sitios que, en primera instancia, no se hubieran manifestado aumentos o, en otras instancias, se hubieran registrado disminuciones en el NDVI, se evaluó una posible recuperación de la biomasa vegetacional a través de un incremento significativo de NDVI en el período consecutivo. El árbol resultó en 128 clases. Cada una de las mismas integró la dinámica de la vegetación de cada píxel, identificando cada sitio en dónde había ocurrido al menos un aumento o disminución en el NDVI entre 1985 y 2006 (Fig. 3.4.). Por último, dado que en un mismo sitio podían ocurrir múltiples aumentos y disminuciones del NDVI, las categorías se agruparon en función del último cambio observado.

Para la determinación de las áreas de bosque en regeneración, se cruzó la clasificación resultante del árbol de decisión anterior del punto 3.4.4, con el mapa resultante de la clasificación de bosque nativo del 2006 obtenido en el punto 3.4.2., interceptando todos aquellos sitios que hubieran tenido aumentos significativos en el NDVI y fueran bosque nativo en el 2006. Así, se despreciaron todos aquellos parches de bosques que hubieran regenerado en algún período pero vueltos a tumbar. Sólo se tuvieron en cuenta aquellos bosques que regeneraron y mantuvieron su cobertura constante o en aumento hasta el 2006. Así se obtuvo un mapa de sitios de bosque en regeneración por período. Los mismos se agruparon en dos grandes categorías: Bosques en regeneración mayores a diez años ($M > 10$ años) y Bosques en regeneración menores a diez años ($M < 10$ años)

Para la determinación de áreas deforestadas se cruzó primeramente la clasificación resultante del árbol de decisión anterior (Fig. 3.4) con el mapa de bosques nativos de 1985 obtenido del punto 3.4.2., seleccionando aquellos sitios que hubieran presentado disminuciones en el NDVI y bosques nativos 1985. La resultante luego se cruzó con el mapa de bosques nativos del 2006, interceptándola (aquellos sitios que sufrieron descenso del NDVI en áreas de bosques de 1985) con los sitios de no bosque del 2006.

Esta metodología despreció todos aquellos sitios que hubieran presentado alguna regeneración de bosques en áreas de uso de 1985 y que luego hubieran sido taladas.

Se obtuvo así un mapa de sitios deforestados por período analizado, los cuales fueron agrupados en dos grandes categorías: Sitios talados hace más de diez años ($Tala > 10$ años), Sitios talados hace menos de diez años ($Tala < 10$ años)

Se evaluaron las precisiones productor de las categorías de bosques en regeneración y sitios deforestados a través de 150 regiones de interés (ROI) por período, muestreados al azar sobre imágenes de alta resolución Quick Bird del Google Earth con fecha de Agosto de 2006. Dado que no se pudieron distinguir por medio de la fotointerpretación las edades de los bosques en las imágenes de control, sólo se tuvo en cuenta presencia/ausencia de bosque nativo en cada una de las categorías analizadas.

Por último, en la [figura 3.5](#) se resume la metodología empleada

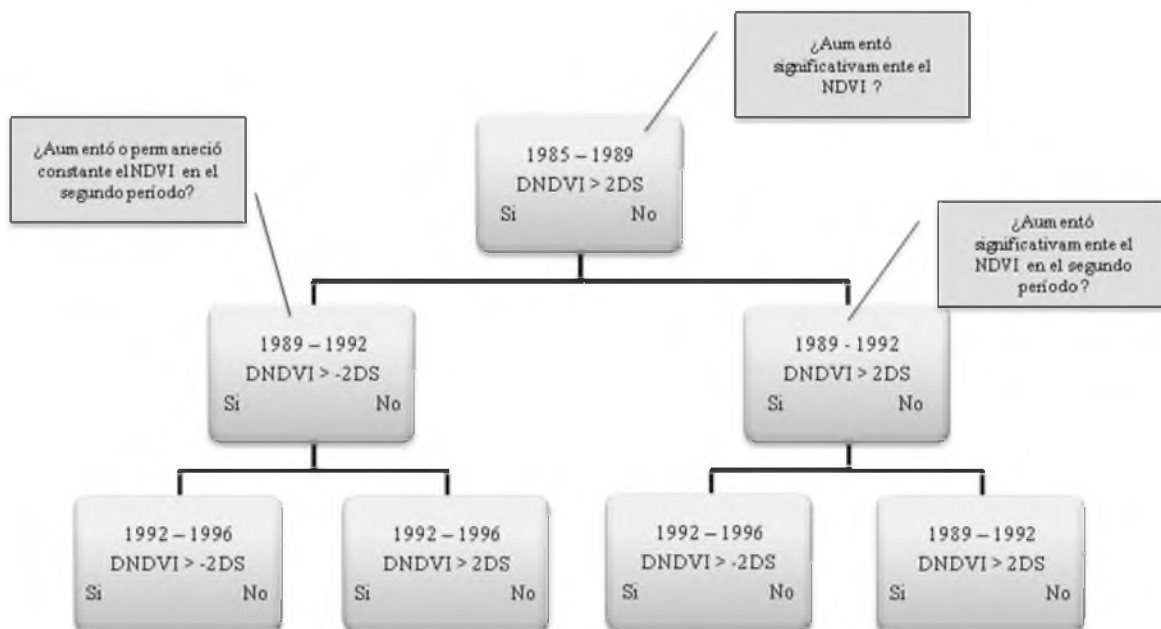


Fig. 3.4. Fracción del árbol de decisión para la determinación áreas de incremento y disminución en el NDVI entre 1985 al 2006.

3.4. Resultados

3.4.1. Determinación de áreas de bosque y no bosque en 1985 y 2006

La clasificación no supervisada por isodato de la banda 3. (CNSI B3) resultó ser precisa para separar áreas de bosque de aquellas de no bosque ([Tablas 3.2](#) y [3.3](#)).

La [Figura 3.6](#). muestra la distribución de bosques nativos, en 1985, los cuales cubrían 2808.1 km², mientras que en 2006 la superficie ocupada por los mismos fue de 2655.2 km² ([Fig 3.7](#)). Esto implica que el bosque sufrió una reducción de 152,9 km².

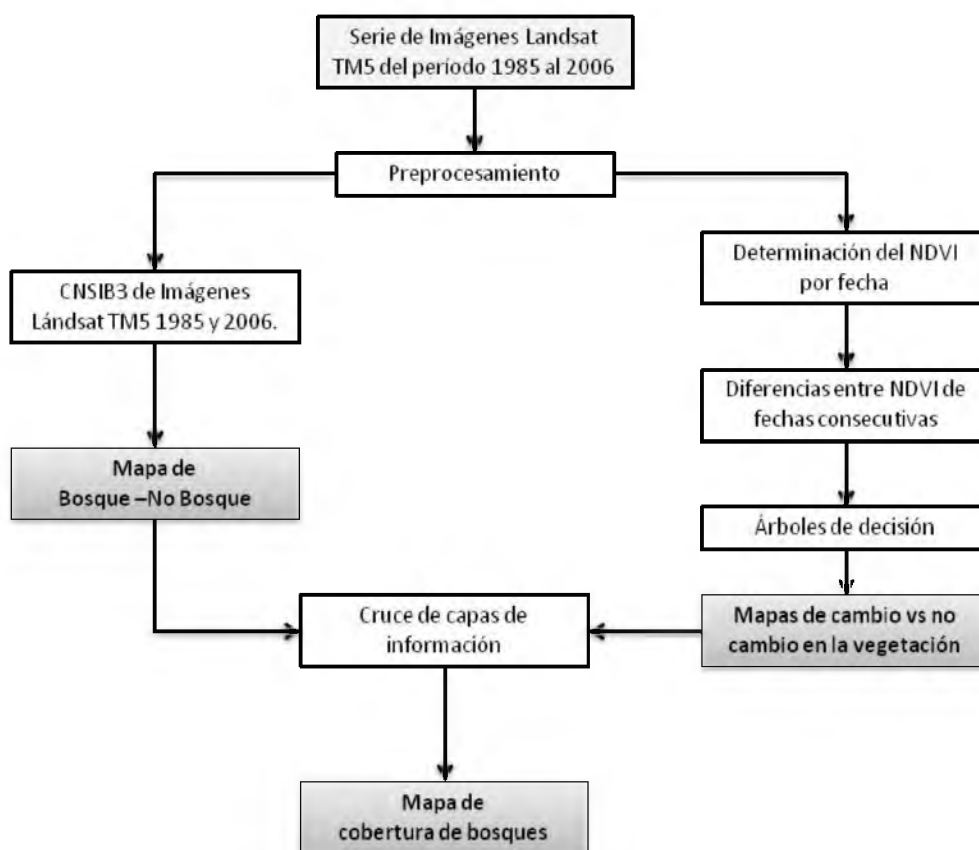


Fig. 3.5. Esquema del procedimiento metodológico adoptado. CNSIB3: Clasificación no supervisada por isodata de la banda 3.

El área total de bosque en el 2006 incluyó tanto áreas que permanecieron sin cambios desde 1985 como áreas deforestadas y regeneradas en períodos intermedios.

Tabla 3.2. Coeficiente Kappa y Precisión de la clasificación no supervisada por isodata de la banda 3 (CNSI banda 3) de la fecha Julio 2006

Método: CNSI banda 3		Julio 2006		
Precisión Total	97,44			
Coef. Kappa	0,8704			
Verdad Campo (%)				
Clase	Bosque	No Bosque	Total	
Bosque	98,63	12,01	110,64	
No Bosque	1,37	87,99	89,36	
Total	100	100		
Clases	Comisión	Omisión	P. Productor	P. Usuario
(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Bosque	1,37%	10,86%	89,14%	98,63%
No Bosque	12,01%	1,53%	98,47%	87,99%

Tabla 3.3. Coeficiente Kappa y Precisión de la clasificación no supervisada por isodata de la banda 3 (CNSI banda 3) de la fecha Agosto 1985.

Método: CNSI banda 3		Agosto 1985		
Precisión Total	94,65			
Coef. Kappa	0,893			
Verdad Campo (%)				
Clase	Bosque	No Bosque	Total	
Bosque	98,78	9,48	108,26	
No Bosque	1,22	90,52	91,74	
Total	100	100	100	
Clases	Comisión	Omisión	P. Productor	P. Usuario
(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Bosque	1,22%	8,76%	91,24%	98,78%
No Bosque	9,48%	1,33%	98,67%	90,52%

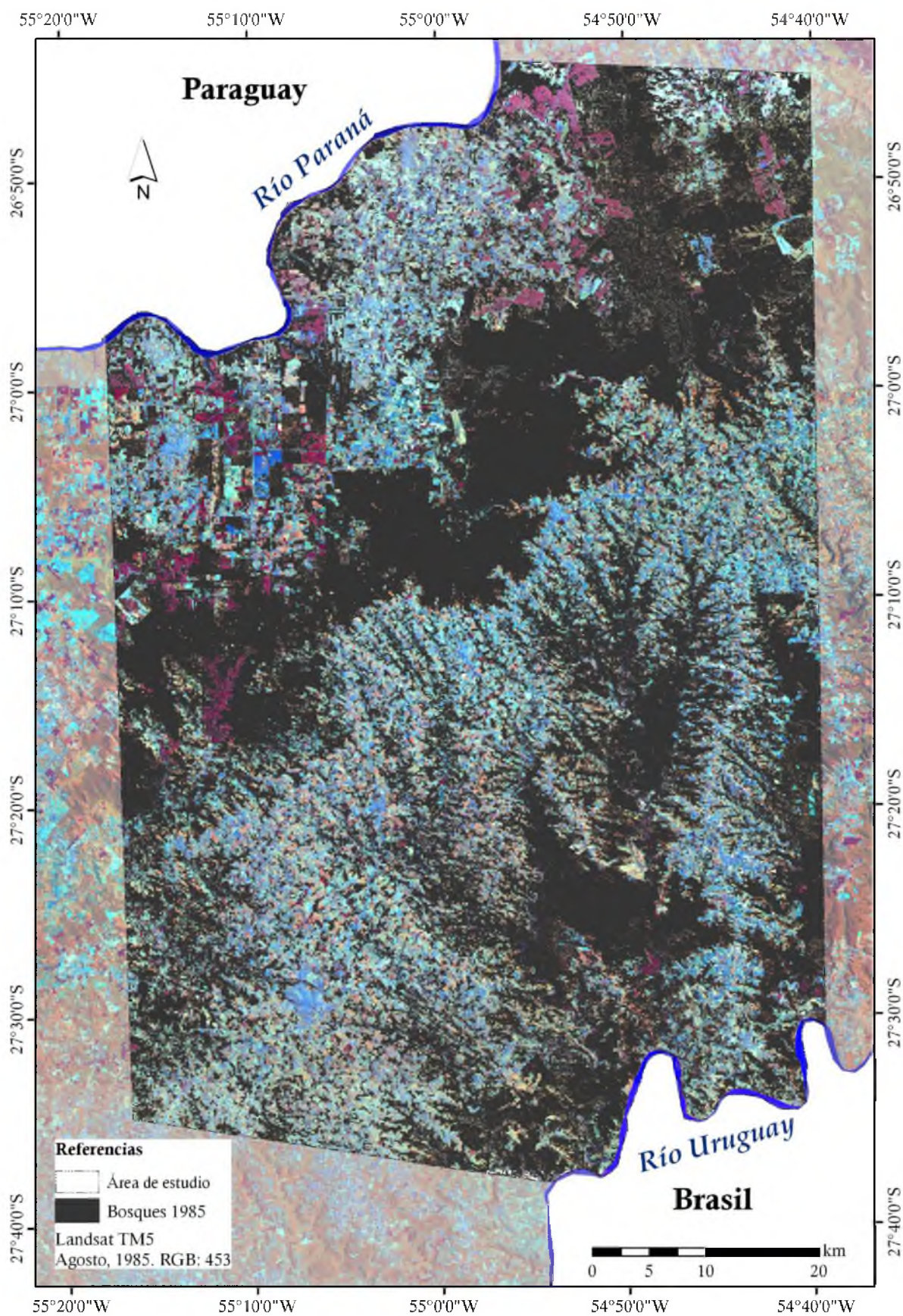


Fig. 3.6. Mapa de distribución de Bosques Nativos en el año 1985 superpuestas a la imagen Landsat TM 5 de Agosto 1985, combinación RGB453

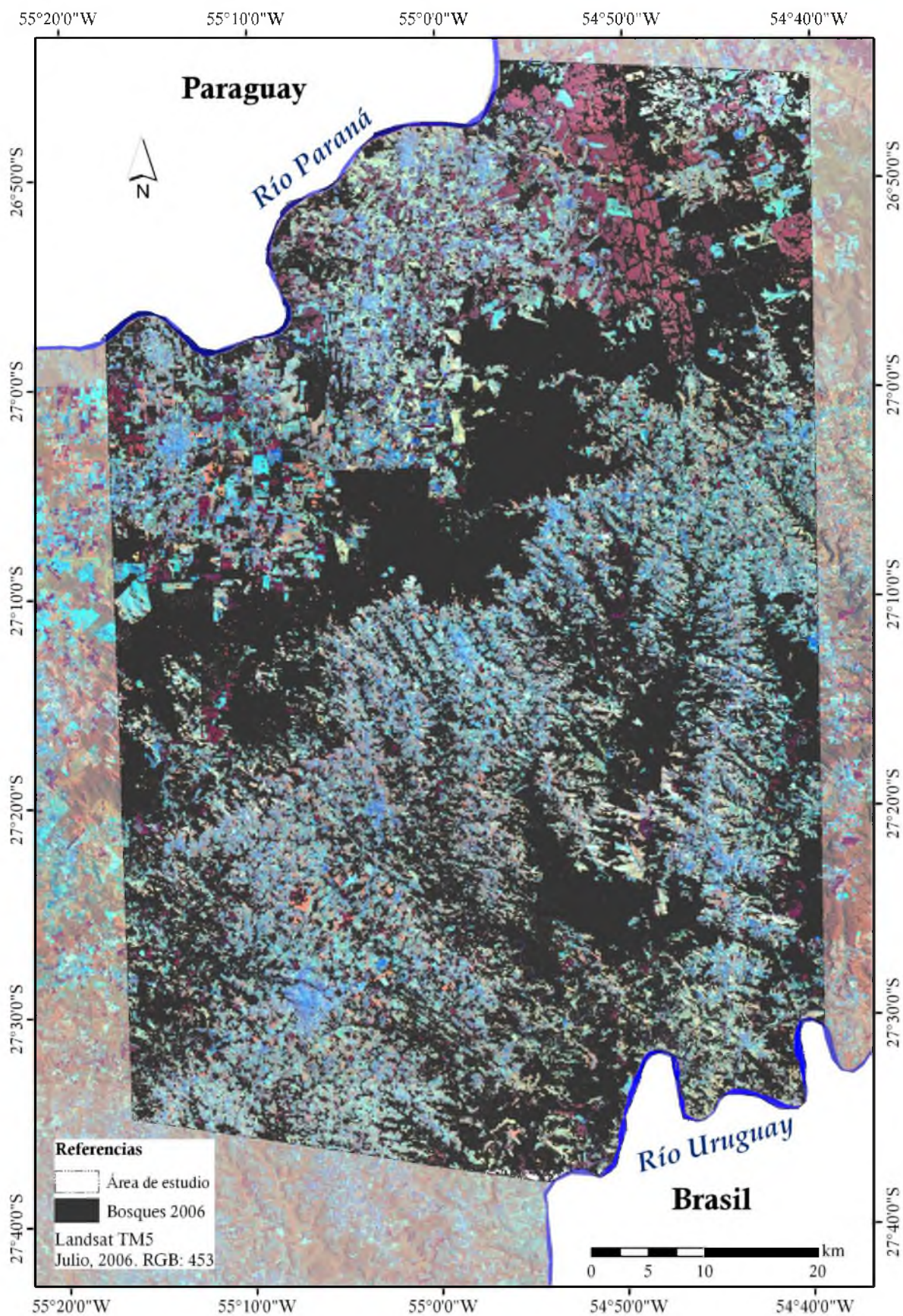


Fig. 3.7. Mapa de distribución de los Bosques Nativos en el año 2006 superpuestas a la imagen Landsat TM 5 de Julio 2006, combinación RGB453

3.4.2. Determinación de la distribución y superficie de los bosques permanentes entre 1985 y 2006

La distribución de los bosques nativos permanentes, que no sufrieron cambios significativos en el NDVI durante el período estudiado se distribuyeron a través de toda el área de estudio, hallándose los parches más grandes de MAP en la región del Corredor Verde (Figura 3.8). Del mismo se desprende que el área ocupada por Bosque Alto Permanente (MAP) fue de 1642,7 km², lo que equivalió al 30.7% del área de estudio; mientras que el área ocupada por Bosque Bajo Permanente (MBP) fue de 735.8 km², lo que equivalió al 13.7% del área de estudio. El Coeficiente Kappa de dicha clasificación fue de 0.844 y la precisión total del 90.4% (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Coeficiente Kappa y Precisión del mapa de bosques permanentes. MAP, Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente, NMP: No Bosque Permanente.

Precisión Total	90,45			
Coef. Kappa	0,8439			
Verdad Campo (%)				
Clase	MAP	MBP	NMP	Total
No clasificado	0,00	0,00	0,00	
MAP	91,59	7,89	8,61	50,92
MBP	2,00	88,54	1,70	17,81
NMP	6,41	3,57	89,69	31,27
Total	100	100	100	100
Clases	Comisión (%)	Omisión (%)	P. Productor (%)	P. Usuario (%)
MAP	8,00	8,41	91,59	92,00
MBP	8,64	11,46	88,54	91,36
NMP	12,59	10,31	89,69	87,41

3.4.3. Determinación de la distribución y superficie de bosques en regeneración y áreas deforestadas entre 1985 y 2006

La distribución de los bosques en regeneración y talados fue amplia en toda el área de estudio, sin embargo, los parches de mayor tamaño se dispusieron en el sector Norte (Fig. 3.9).

El área ocupada por cada clase fue la siguiente: M<10años: 198,2 km²; M>10años: 78,5 km²; Tala<10años: 146,4 km² y Tala>10años: 142,4 km². En total, los bosques en regeneración equivalieron al 5,2 % (276,7 km²) del área de estudio, mientras que la superficie deforestada alcanzó el 5,4% (288,8 km²) del área de estudio (Fig. 3.10).

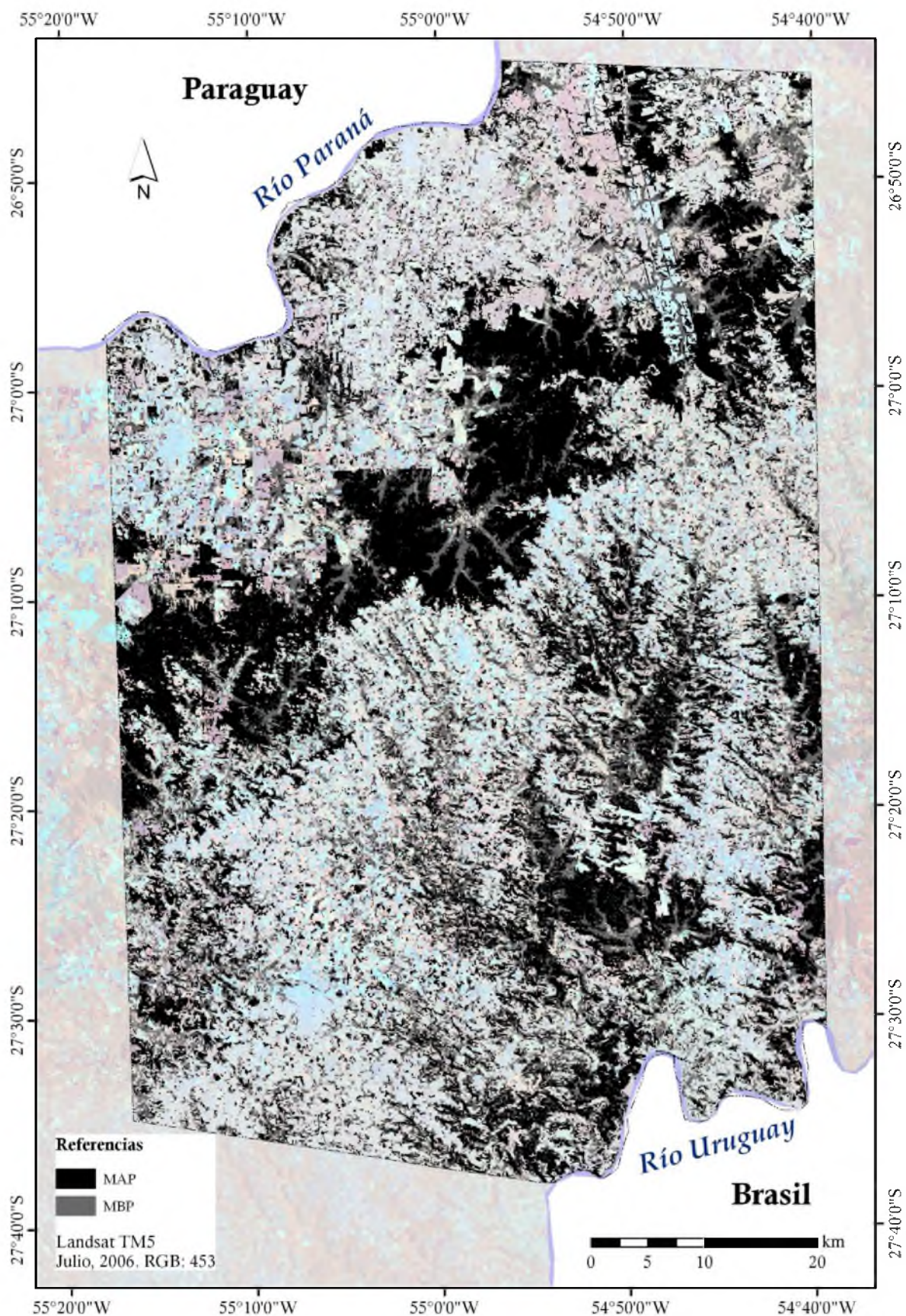


Fig. 3.8. Mapa de distribución de Bosques Nativos Permanentes entre 1985 y 2006. ; Bosque Bajo Permanente (MBP), Bosque Alto Permanente (MAP).

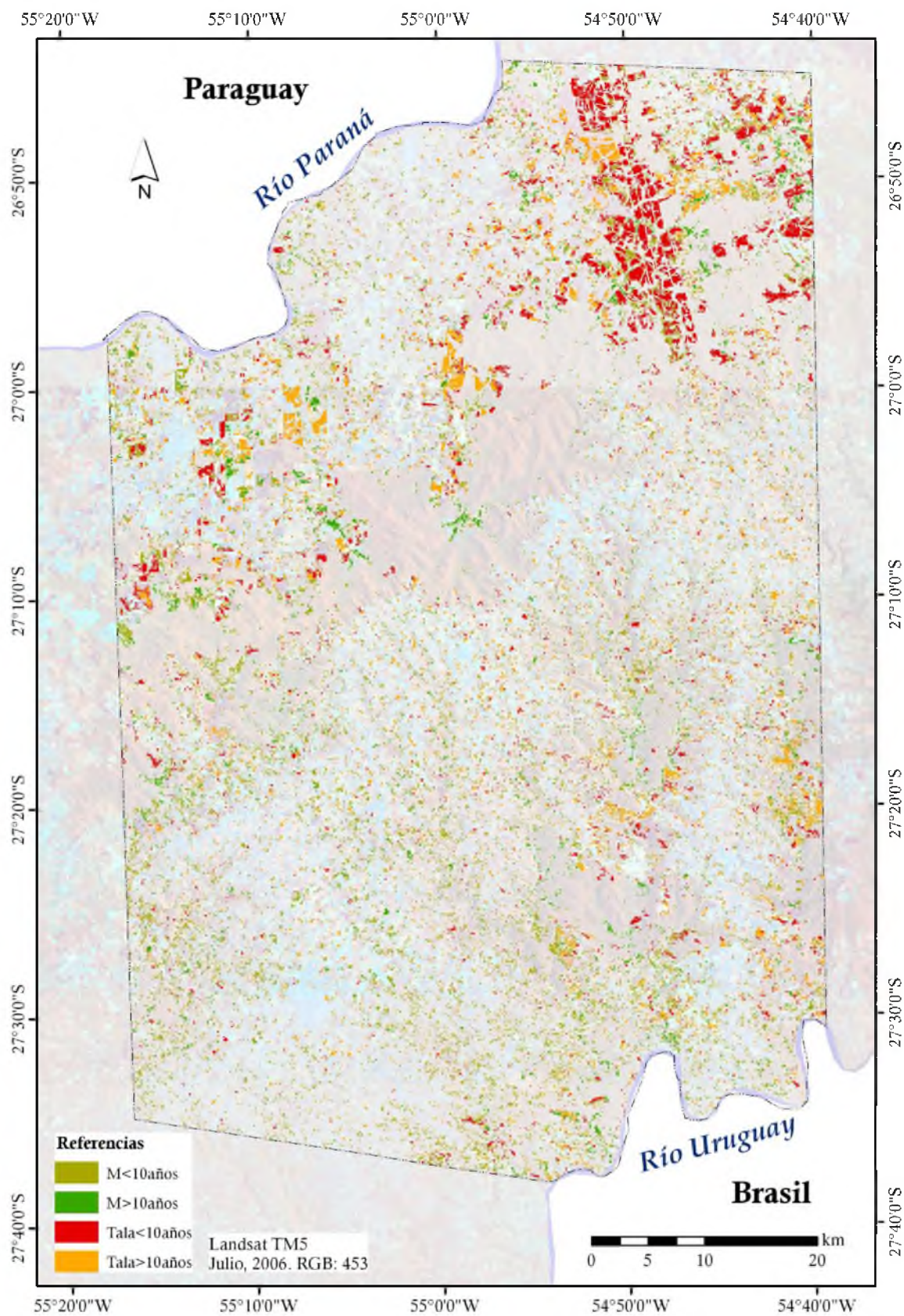


Fig. 3.9. Mapa de distribución de los parches de bosques en regeneración y talados. +M<10años: Bosques en regeneración menores a diez años, +M>10años: Bosques en regeneración mayores a diez años, Tala<10años: Zonas deforestadas menores a 10 años y Tala>10años: Zonas deforestadas mayores a diez años.

Las precisiones productos por período y proceso se resumen en las [tablas 3.5](#) y [3.6](#). La precisión de los bosques en regeneración disminuyó cuanto más reciente fue el período analizado. En especial el último período 2004-2006. Para los sitios desmontados, la precisión fue alta, mayor al 90%, para todos los períodos. Sin embargo, no pudo ser evaluado el último intervalo (2004-2006) dado que las imágenes Quick Bird del Google Earth fueron posteriores a las fechas de las imágenes. A diferencia de un proceso de regeneración, en el cual un aumento de NDVI es paulatino, la deforestación tiene descensos abruptos del índice, con lo cual numerosos parches en éste último período presentaron coberturas de bosques maduros en áreas supuestamente deforestadas y las mismas no pudieron ser evaluadas como una no correspondencia ó confusión.

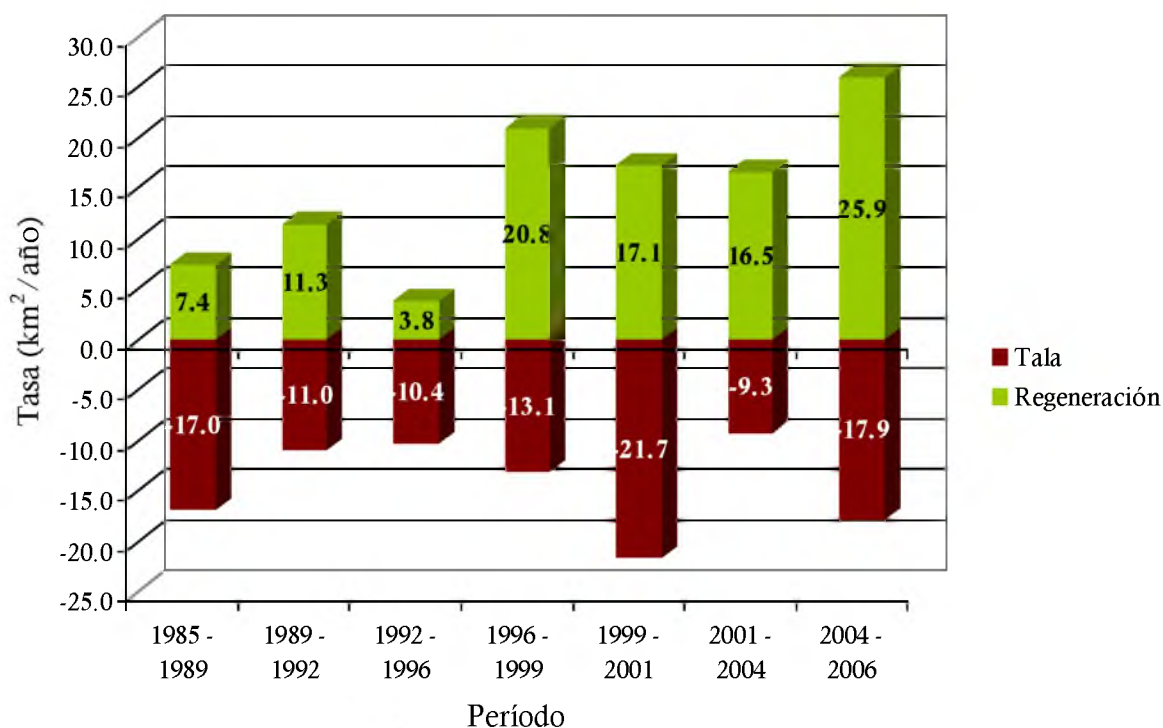


Fig. 3.10. Tasas de regeneración y tala (Km²/año) por período.

Tabla 3.5. Análisis de la Precisión Productor por período y categoría del proceso de regeneración del bosque nativo, donde **M<10años**: Bosque en regeneración hace menos de diez años y **M>10años**: Bosque en regeneración hace mas de 10 años.

	Regeneración	observado		Precisión
	Período	Bosque	No Bosque	Productor
esperado	1985 - 1989	505,3	30,3	0,94
	1989 - 1992	201,1	31,5	0,86
	1992 - 1996	130,9	35,2	0,79
	1996 - 1999	252,4	46,4	0,84
	1999 - 2001	267,2	204,1	0,57
	2001 - 2004	176,6	101,0	0,64
	2004 - 2006	197,8	226,9	0,47
Precisión Productor M>10años		Precisión Productor M<10años		
90%		61%		

Tabla 3.6. Análisis de la Precisión Productor por período y categoría de deforestación donde **tala<10años**: tala menor a diez años y **tala>10años**: tala mayor a diez años.

	Deforestación	observado		Precisión
	Período	Bosque	No Bosque	Productor
esperado	1985 - 1989	6,9	663,1	0,99
	1989 - 1992	3,4	477,6	0,99
	1992 - 1996	38,1	687,2	0,95
	1996 - 1999	10,5	779,4	0,99
	1999 - 2001	6,2	725,5	0,99
	2001 - 2004	4,7	403,4	0,99
Precisión Producto Tala<10años		Precisión Producto Tala>10años		
0,99		0,97		

3.5. Discusión

Numerosos son los estudios de bosques de la Provincia de Misiones en general a nivel provincial y regional. La mayoría se enfocan en la detección de cambios de coberturas del suelo y/o monitoreo de la cobertura boscosa total. Cuando se comparan las superficies totales de bosques de distintas fuentes se observan notables diferencias en la estimación de las superficies de bosques nativos (Tabla 3.7). Por ejemplo, para el año 1997 dos fuentes estiman superficies con una diferencia de 1.239 Km².

Dado que la actividad agropecuaria es variada, pocas veces intensiva y concentrada sobre parcelas menores a 100 ha, el monitoreo de distintos estadíos sucesionales de bosque necesita una escala de análisis de paisaje y la implementación de nuevas metodologías.

En el presente trabajo, se pudo determinar una metodología para la discriminación de áreas con y sin cobertura boscosa con una precisión total alta, superior al 90%. La mayor confusión se dio en parches de usos de suelo que se clasificaron como bosque, esto se debió principalmente a los

Tabla 3.7. Coberturas de bosques nativos en distintos años a partir de distintas fuentes.

Fuente	Año	Km²
Lanclau, 1994	1850	25.700,00
UNAM -MERNR 1987	1985	17.477,54
Guerrero Borges 2007	1989	18.137,20
Izquierdo 2008	1989	16.898,00
Perucca & Ligier, 2000	1997	16.111,40
MERNR. Gbno Misiones. 2003	1997	15.230,38
Ministerio Salud y Ambiente Nación 2005	1998	15.057,10
MERNR. Gbno Misiones. 2003	2000	14.260,36
Guerrero Borges, 2003	2001	15.744,50
Inventario nacional bosques nativos (MERNRyT) (sin bosque ^{2º})	2001	15.035,60
Ministerio Salud y Ambiente Nación 2006	2002	14.018,00
MERNR. Gbno Misiones. 2003	2003	14.260,36
Guerrero Borges 2007	2004	15.320,50
Izquierdo 2008	2006	12.595,00

teales o plantaciones forestales que presentan respuestas espectrales semejantes a las de los bosques nativos.

Con respecto a la dinámica boscosa, varias investigaciones (Aide & Grau 2004; Wright & Muller-Landau 2006) sugieren que la disminución del ritmo de crecimiento poblacional y la urbanización en aumento podrían reducir las tasas de la deforestación tropical e incluso contribuir en la recuperación forestal, sin embargo éste no parecería ser el caso de Misiones. A pesar de registrarse una disminución en la tasa de crecimiento poblacional (INDEC 2005) y que la población rural esté disminuyendo, la cubierta forestal monitoreada continúa disminuyendo (Izquierdo *et al.* 2008; Guerrero Borges *et al.* 2007). Un estudio reciente de Izquierdo *et al.* (2008) determinó que entre 1973 y 2006 áreas de regeneración de bosque nativo no superaron los 100 km², mientras que la deforestación fue cercana a los 4690 km² de selva, representando una disminución del 16% de la cobertura boscosa de la provincia.

En el presente estudio, cuando se realizó la diferencia entre las coberturas de bosques nativos de 1985 y 2006 se evidenció una disminución de 152,9 km² lo que representó cerca del 5,4 % del área original de bosque nativo. Sin embargo las áreas deforestadas sumaron 288,8 km², el

10,3 % de la superficie original, una disminución relativa similar a la hallada por Izquierdo *et al.* 2008. La diferencia entre la superficie deforestada y la superficie de bosque del 2006 radicó en las superficies de bosques en regeneración.

La proporción de los cambios de cobertura del bosque nativo se halló muy cercana al error final del análisis (14,5%). Sin embargo, el error total no se distribuyó equitativamente en todas las categorías. Al observar las precisiones para cada uno de los períodos de tala y regeneración se halló que las de los parches deforestados obtuvieron precisiones altas, mientras que la de los parches en regeneración presentaron precisiones menores cuanto más reciente fue el proceso. Este hecho se debe a que los parches de bosques más recientes son los que sufren mayor confusión con parches de plantaciones forestales jóvenes, yerbales y pastizales arbolados (Roy *et al.* 1991; Sader *et al.* 1990, 1991). Teniendo en cuenta este factor y el hecho de que los parches de dinámica de bosques fueron obtenidos a partir de los mapas de bosques 1985 y 2006, los cuales obtuvieron una alta precisión, se puede pensar que la distribución de los bosques en regeneración sobre el mapa de bosques del 2006 no fue al azar ni homogénea. Los mismos concentrarían el error de comisión de la clasificación de bosques 2006. En contraposición, las clasificaciones de bosques en regeneración mayores a diez años, que presentaron altas precisiones, estarían asociadas a la estructura del M>10años semejante a la de bosques secundarios tardíos (Finegan 1996; Guariguata & Ostertag 2001; Vaccaro *et al.* 2003; Holz *et al.* 2009) lo que les proporcionaría una diferencia espectral mayor y por lo tanto un sitio de mayor precisión dentro de la metodología CNSI B3.

La deforestación, por su parte, es uno de los patrones más fáciles de monitorear a través de la teledetección como lo demuestran numerosos trabajos (Tucker *et al.* 1984; Hall *et al.* 1991; Skole & Tucker 1993; Ardoé *et al.* 1997; Achard *et al.* 2002; Sánchez Azofeifa *et al.* 2006), por lo que eran previsible altas precisiones.

La superficie de bosque en regeneración fue de 276,7 km² durante los 20 años analizados. Este valor es más del doble del obtenido para la provincia de Misiones durante los últimos 30 años (Izquierdo *et al.* 2008; Manghi *et al.* 2002; Guerrero Borges *et al.* 2007). Aún teniendo en cuenta el error obtenido, la superficie de bosque en regeneración fue notablemente superior a dichos estudios.

Los resultados obtenidos requieren, sin embargo, una caracterización estructural y florística de las categorías aquí descriptas. La misma permitiría determinar la existencia de una relación entre las fisonomías boscosas, sus estados de desarrollo y las categorías inferidas a partir de los análisis temporales de las imágenes satelitales.

CAPÍTULO 4

CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA Y ESTRUCTURAL DE LAS CATEGORÍAS DE BOSQUES PERMANENTES Y REGENERADOS



“Todavía conocemos relativamente poco acerca de la abundancia de la vida en los bosques tropicales. Sorprendentemente, sabemos más —mucho más— acerca de la superficie de la Luna”.

Peter Hamilton Raven

CAPÍTULO 4

CARACTERIZACIÓN FLORÍSTICA Y ESTRUCTURAL DE LAS CATEGORÍAS DE BOSQUES PERMANENTES Y EN REGENERACIÓN

4.1. Introducción

El Bosque Atlántico ó Mata Atlántica, ha sido identificado dentro de los 5 *hotspots* de biodiversidad más importantes del mundo (Mittermeier *et al.* 1998; Myers *et al.* 2000)

Argentina presenta una de las ecorregiones de Bosque Atlántico de mayor superficie ubicada en la Provincia de Misiones. Al estar alejada de los grandes centros urbanos logró mantener grandes extensiones de bosques remanentes, aproximadamente 11.230 Km², lo que equivale al 47% del área original (Perucca & Ligier 2000; Placci & Holz 2003; Guerreo Borges *et al.* 2007). La mayor parte de este bosque remanente yace dentro de lo que se denomina Corredor Verde, un área de conservación y uso sustentable de más de 10.000 Km² creada mediante una ley provincial (García Fernández 2002; Cinto & Bertolini 2003).

El principal factor que compromete la conservación de estos bosques es la expansión agraria (Placci & Di Bitetti 2006). Las causas de la degradación ambiental están asociadas también a situaciones históricas y actuales de desigualdad social (Laclau 1994). Para muchos pequeños productores, la agricultura no es económicamente sustentable porque carecen de acceso a los mercados e incentivos económicos disponibles para los grandes productores. Después de unos años, el sistema de producción se vuelve insostenible y dichas tierras son o bien vendidas a grandes propietarios, a compañías o abandonadas. (Laclau 1994). Las tierras abandonadas sufren una serie de cambios donde se establece vegetación espontánea generando una nueva comunidad de plantas. Este proceso no es direccional y diverge en múltiples formas (Drury & Nisbet 1973; Pickett & White 1985; Johnstone & Chapin 2003). Estos cambios, a su vez, están determinados por complejas interacciones entre factores que actúan a múltiples escalas temporales y espaciales (Pickett *et al.* 1987). La fragmentación de los bosques, por ejemplo, produce cambios físicos y biológicos resultantes de la pérdida de hábitat y aislamiento (Lovejoy *et al.* 1986; Laurance 1990).

Los fragmentos aislados y pequeños presentan poblaciones reducidas de especies forestales, sus flujos ecosistémicos también se ven alterados y los hábitats núcleo pasan a estar expuestos a las condiciones externas, lo cual tiene como consecuencia una erosión progresiva de la biodiversidad (Terborgh & Winter 1980; Tilman *et al.* 1994). El incremento abrupto de los bordes forestales expuesto a hábitats abiertos puede modificar severamente las condiciones microclimáticas e incrementar la mortalidad arbórea como también promover el establecimiento de especies no arbóreas y facilitar las invasiones de especies exóticas (Lovejoy *et al.* 1986; Kapos 1989; Laurance *et al.* 1998). La perspectiva de la dinámica de la vegetación como un sistema en no-equilibrio es ventajosa respecto del enfoque sucesional clásico, no solo por presentar una visión realista de las comunidades vegetales, sino también porque ayuda a interpretar y manejar la influencia de las actividades antrópicas. De hecho, el uso de los ecosistemas forestales por parte del hombre, implica esencialmente el manejo del régimen de disturbios y la regeneración asociada (Attiwill 1994). Lo que enfatiza esta visión dinámica, es la importancia de entender patrones y procesos a diferentes escalas temporales y espaciales (Pickett & White 1985; Rahel 1989). Existen, sin embargo, algunos patrones asimilables al esquema clásico de sucesión secundaria en bosques tropicales y que se relacionan con un proceso de aumento de la complejidad estructural. Se pueden reconocer cuatro estadios principales, definidos en función de las especies dominantes, donde aquellas especies intolerantes a la sombra, de corta vida y de rápido crecimiento son secuencialmente reemplazadas por especies umbrófilas, longevas y de crecimiento lento (Egler 1954; Budowski 1965; Whitmore 1989). El primer estadio, que aproximadamente abarca los primeros 10 años de sucesión, está dominado por hierbas, arbustos y enredaderas, que se establecen rápidamente luego del disturbio y desaparecen bajo la sombra de los árboles de especies pioneras. El segundo se desarrolla entre los 10 y 30 años y está dominado por especies pioneras de corta vida, las que a medida que van muriendo, son reemplazadas por especies pioneras de larga vida. El tercero se desarrolla aproximadamente entre los 75 y 100 años y está dominado por especies de larga vida, mientras que el cuarto lo está por especies tolerantes a la sombra, característica de los bosques maduros. Estos estadios fueron utilizados para describir cambios vegetacionales asociados al abandono de áreas agrícolas pero en otras historias de uso podrían encontrarse otras trayectorias sucesionales (Grau *et al.* 1997; Vaccaro *et al.* 2003; Holz & Placci 2003; Frangi *et al.* 2004). Estos estadios están caracterizados por su densidad de individuos, diámetro a la altura del pecho (DAP), composición florística, riqueza y diversidad de especies (Brown & Lugo 1990; Aide *et al.* 2000).

Tabanez y Viana (2000), distinguen cuatro categorías de bosques en la zona de Bosque Atlántico del Sud Este de Brasil: Bosque Maduro, constituido por dos estratos arbóreos superiores

de alturas entre los 15m a 30m, y compuestos por especies umbrófilas de sucesión tardía; Bosques Altos, con dos estratos arbóreos pero el superior es menor a los 20 m de altura hallándose una alta cobertura de lianas; Bosque de Bambúceas, compuesto principalmente por especies de bambúceas y distintos estratos arbóreos que pueden llegar a los 15m de altura y el Bosque Bajo con nula o muy baja densidad de individuos arbóreos de gran porte, donde la altura del dosel no supera los 10m.

Otro factor importante de la degradación del bosque ha sido el uso de los recursos maderables de una manera “convencional” predatoria y no sustentable (Rice *et al.* 2001). La extracción convencional tiene efectos graves sobre la biodiversidad. Según Mac Donagh *et al.* (2001) y Placci, (2000), el uso convencional del bosque nativo puede producir el empobrecimiento del bosque y cambios en la estructura del mismo y en la composición del suelo; también puede incrementar la dominancia de algunas especies arbóreas y reducir la regeneración natural del bosque. En la actualidad se extraen regularmente entre veinte y cuarenta especies de árboles nativos para productos madereros (Laclau 1994). Estos bosques explotados sufren, muchas veces, un proceso de invasión por parte de especies nativas de bambú, como *Merostachys clauseni*, y *Chusquea ramosissima* que ocupan claros abiertos por la explotación e impiden la regeneración natural del bosque (Montagnini *et al.* 1997). Otra consecuencia es que contienen más especies de borde y pierden especies de bosque maduro (Protomastro 2001). Los procesos de cambio de la vegetación como consecuencia del uso de la tierra originaron 3.500 km² de arbustales y bosques secundarios o capueras (Kozarik & Díaz Benetti 1997).

Por todos esos procesos los fragmentos de bosques permanentes podrían diferir fisonómica y florísticamente de aquellos jóvenes y podría haber una diferencia entre bosques altos permanentes (MAP) y bosques bajos permanentes (MBP) debido a diferentes intensidades de uso.

4.2. Objetivos

El objetivo del presente capítulo fue caracterizar estructural y florísticamente las diferentes categorías de bosques establecidas en el capítulo anterior, mediante el análisis de la serie temporal de imágenes satelitales: Bosque Alto Permanente (MAP), Bosque Bajo Permanente (MBP), Bosque en regeneración mayor de diez años (M>10años) y Bosque en regeneración menor de diez años (M<10años)

4.3. Hipótesis

La hipótesis del presente capítulo fue:

Hipótesis 1. Las distintas categorías de bosques, identificadas en el análisis satelital multitemporal, corresponden a distintas etapas de desarrollo de bosque a partir de disturbios relacionados con actividades humanas y distintas posiciones topográficas. Por lo tanto, diferirán en su estructura y composición florística de acuerdo con esas diferencias de uso y topografía.

Predicción 1.1. Tanto la cobertura del estrato superior, como la riqueza arbórea y el diámetro de los mismos aumenta de acuerdo con la siguiente relación: $M < 10$ años, $M > 10$ años, MBP y MAP.

Predicción 1.2. Las categorías de bosques permanentes estarán asociadas a la presencia de especies tardías y los bosques en regeneración a la presencia de especies tempranas.

Predicción 1.3. Las variaciones estructurales y florísticas de los bosques estarán asociadas con variaciones topográficas como pendiente, altitud y distancia a los arroyos.

4.4. Materiales y Métodos

4.4.1. Diseño de Muestreo

Sobre la base del mapa de categorías de bosques, elaborado en el capítulo anterior, se realizó un muestreo estratificado de tres puntos por categoría de bosque por zona (definidas en el capítulo 1 en; Zona A, Zona B, Zona C y Zona D). En cada zona, los sitios de muestreo de cada categoría se tomaron aleatoriamente con las siguientes restricciones: que presentara un área mayor a 2 ha, que fueran accesibles desde caminos y que estuvieran distanciados por más de 2 km. En total resultaron doce puntos por categoría. Para este estudio se realizó un viaje de campaña en Febrero de 2009. Dado que la clasificación de los tipos de bosques se realizó sobre imágenes hasta el año 2006, algunos puntos fueron eliminados o redesignados dada su transformación, conversión o acceso inhabilitado ([Fig. 4.1](#)). En cada sitio de muestreo se establecieron dos parcelas circulares de 20 m de radio distanciadas por 50 m. En cada parcela se determinó la presencia/ausencia de especies arbóreas en diferentes estratos: Estrato arbóreo superior, Estrato arbóreo inferior y Estrato arbustivo. En cada estrato se registraron, además, el diámetros a la altura del pecho máximo (DAPmáximo) y mínimo (DAPmínimo), y se estimó visualmente la cobertura en cinco categorías: 0; 1 ($0\% < x \leq 25\%$); 2, ($26\% < x \leq 50\%$); 3 ($51\% < x \leq 75\%$) y 4 ($76\% < x \leq 100\%$). Además de la cobertura y composición arbórea se registró la cobertura de arbustos, cañas, la cobertura herbácea utilizando las mismas categorías y por último, la riqueza de renovales.

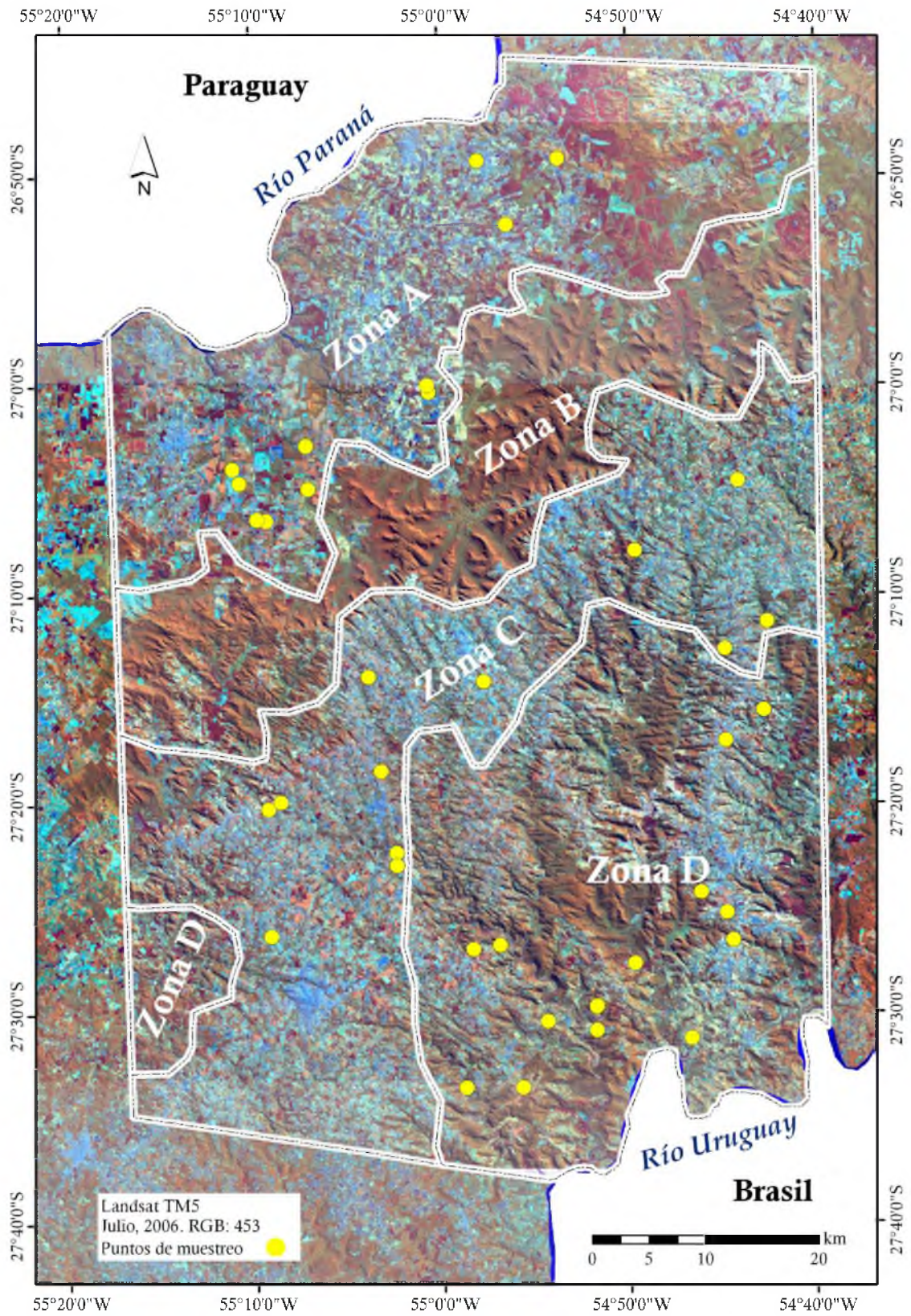


Fig. 4.1. Distribución de los puntos de muestreo (en amarillo) en las zonas del área de estudio.

4.4.2. Estructura.

Se aplicó un análisis de ordenamiento, con el fin de evaluar la posición de los puntos de muestreo a lo largo de ejes que resumieran la información estructural obtenida y determinar las variables mejor relacionadas con dicho ordenamiento. Se utilizó para ello el análisis de componentes principales (ACP) (Johnson 1998), que transforma un conjunto de variables correlacionadas, en un conjunto menor de variables no correlacionadas llamadas *componentes principales*, a partir de los cuales se obtienen gráficos de dispersión de observaciones y/o variables que permiten visualizar asociaciones entre los mismos. En este análisis se incluyeron las siguientes variables: cobertura del estrato arbóreo superior (CobES), DAP máximo del estrato arbóreo superior (DAPmaxES), riqueza del estrato arbóreo superior (RiquezaES), cobertura del estrato arbóreo inferior (CobEI), DAP máximo del estrato arbóreo inferior (DAPmaxEI), riqueza del estrato arbóreo inferior (RiquezaEI), cobertura arbustiva (CobArbustiva), riqueza de renovales (RiquezaRen), cobertura herbácea (CobHerb) y cobertura de caña (CobCaña). Las mismas fueron estandarizadas previamente por presentar diferentes unidades.

Los puntos de campo fueron vectorizados y a los mismos se les asignó los valores etarios, de diez años a los M<10años, veinte años a los M>10años, treinta años a los MBP y 40 años a los MAP. También se asignaron los valores de altitud, pendiente (%), distancia (m) euclidiana a los arroyos, distancia (m) euclidiana a rutas y caminos y distancia (m) euclidiana a centros urbanos extraídos de capas de información geográficas. Las capas de información geográficas de altitud, pendiente y distancia a arroyos; fueron obtenidas a partir de un modelo digital de terreno provenientes del “Shuttle Radar Topography Mission” (SRTM). Las coberturas de rutas y centros urbanos fueron obtenidas a partir de un análisis y vectorización de datos cartográficos y validadas en la imagen Landsat TM5 de Julio de 2006.

Los primeros dos ejes, resultantes del análisis de ACP, fueron correlacionados a través de un análisis de Spearman y previa estandarización de los datos, con los variables externas al análisis: categoría de permanencia (1 para M<10años, 2 para M>10años y 3 para los bosques permanentes), altitud, pendiente, distancia a arroyos, distancia a rutas y distancia a centros urbanos., altitud, pendiente, distancia a arroyos, distancia a rutas y distancia a centros urbanos.

Por otra parte, las variables estructurales más importantes en el ordenamiento de los puntos sobre los dos primeros ejes, se analizaron también a través de histogramas de frecuencias por categorías de bosque y fueron comparadas a través de un análisis de Kruskal-Wallis. Dicho método no paramétrico sirve para probar si un grupo de datos proviene de la misma población.

Intuitivamente, es idéntico al ANOVA con los datos reemplazados por categorías. Es una extensión de la prueba de la U de Mann-Whitney para 3 o más grupos (Siegel & Castellan 1988).

Por último, se estimaron las riquezas medias para cada categoría de bosque en función de la superficie acumulada a través de un proceso de selección aleatorio Monte Carlo para crear “pseudocomunidades” (Pianka 1986), y luego se compararon estadísticamente los patrones hallados con aquellos existentes en la matriz de datos. Para ello se utilizó el programa Ecosim (Gotelli & Entsminger 2010).

4.4.3. Composición

Se realizó un ordenamiento de los sitios en función de la presencia/ausencia de las especies arbórea de cada uno de los estratos a través de un ACP. Los resultados del ordenamiento se analizaron a través de una prueba de Mantel, la cual evalúa una correlación entre dos matrices de distancias entre mismos vectores u objetos (Mantel 1967, Sokal & Rohlf 1995) Mediante esa prueba se evaluó si los sitios pertenecientes a diferentes categorías de bosque tendieron a diferenciarse por su posición en el ordenamiento indicando diferencias de composición florística entre ellos.

También se realizó una correlación Spearman de los dos primeros ejes del ACP con variables externas al análisis: categoría de permanencia (1 para $M < 10$ años, 2 para $M > 10$ años y 3 para los bosques permanentes), altitud, pendiente, distancia a arroyos, distancia a rutas y distancia a centros urbanos.

Por último, se realizó una tabla fitosociológico-estructural con el objeto de determinar la presencia relativa de las especies en cada una de las categorías de bosques.

4.5. Resultados

4.5.1. Estructura.

A través del Análisis de Componentes Principales (ACP) se pudieron identificar tendencias de los tipos de bosques en función del primer componente que representó un gradiente de riqueza y complejidad estructural. El primer componente se encontró correlacionado positivamente con las variables: DAP máximo del Estrato Superior (DAPmaxES), DAP máximo del Estrato Inferior (DAPmaxEI), Cobertura Estrato Superior (CobES), Riqueza del Estrato Superior (RiquezaES). La cobertura del estrato inferior presentó una tendencia de aumento hacia el extremo negativo del primer eje. Los sitios correspondientes a MAP, se ubicaron en el extremo positivo y los $M < 10$ años

hacia el negativo parcialmente superpuesto con los $M > 10$ años. Los sitios de MBP se distribuyeron a lo largo de casi todo el eje 1. El segundo componente permitió diferenciar bosques que presentaron alta cobertura arbustiva debido a una alta cobertura de caña, de aquellos que presentaron altas riquezas de renovales, riqueza del estrato inferior y cobertura del estrato inferior. Casi todos los sitios de MBP presentaron alta cobertura y riqueza del estrato arbóreo inferior mientras que los $M < 10$ años y $M > 10$ años se presentaron en todo el intervalo de variación del segundo eje ([Fig. 4.2](#)) ([Tabla 4.1](#)). Sólo dos sitios de MBP presentaron cobertura de caña, el resto perteneció a las demás categorías.

Las variables externas al ACP que presentaron una correlación significativa ($p < 0,05$) con el primer eje del análisis fueron: La categoría de permanencia ($R = 0,7269$) y la pendiente ($R = 0,2885$); mientras que con el segundo eje del análisis fueron: la distancia a los arroyos ($R = -0,2994$) y la pendiente ($R = -0,3958$), marcando una tendencia a separar aquellos bosques con mayor proporción de bambúceas sobre mayores pendientes y lejos de los arroyos de aquellos bosques con mayor riqueza de renovales y arbustivas sobre zonas de menor pendiente y más cercanos a los arroyos. La altitud, distancia a rutas y distancia a centros urbanos no presentaron asociación con las variaciones estructurales y florísticas de los puntos muestreados.

Al analizar los histogramas de las variables estructurales mejor relacionadas con los ejes del ACP y las curvas de riqueza de especies, se observaron diferencias entre las categorías de bosque:

- El MAP, presentó la distribución de valores máximos en todas las variables. El DAPmaxES se halló entre los 40 a 100 cm siendo los más frecuentes aquellos de 60 cm ([Fig. 4.3.a](#)). El DAPmaxEI también presentó picos de frecuencia entre los 15 cm y 20 cm ([Fig. 4.3.b](#)). La CobES presentó su mayor frecuencia en las categorías 2 y 3 siendo la clase de bosque que presentó también la categoría 4 de cobertura ([Fig. 4.4.](#)). La riqueza, por último, presentó un valor medio de 35,4 sps/ha. con un mínimo de 26 sps/ha. y un máximo de 42 sps/ha. La cobertura arbustiva no superó el 50%. ([Fig. 4.5](#))

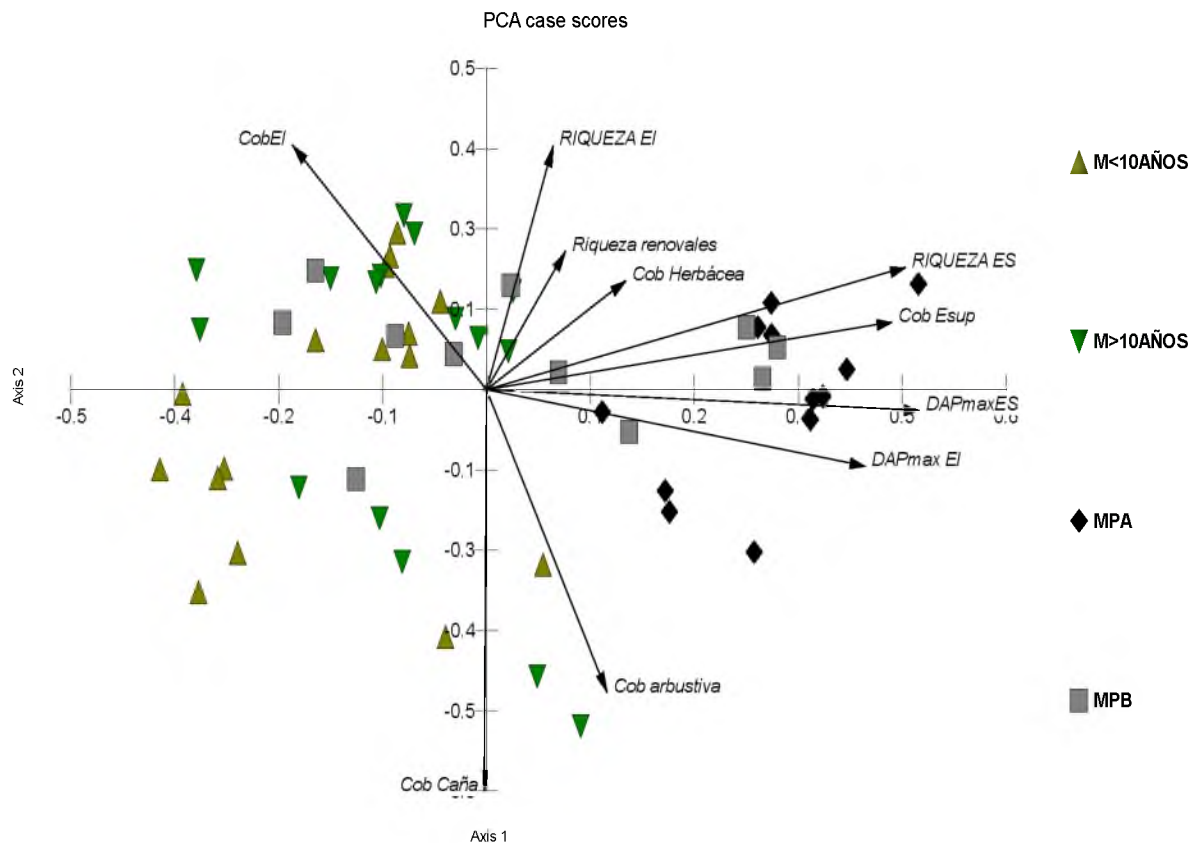


Fig. 4.2. Ordenamiento de las categorías de bosques y las variables fisonómicas por medio de un análisis de componentes principales.

Tabla 4.1. Resultado del ACP a partir de las variables estructurales. Autovalores para cada uno de los componentes y correlación de las variables estructurales con cada uno de los componentes.

<i>Variables</i>	Componente 1	Componente 2	Componente 3
Autovalores	3.190	1.899	1.224
Porcentaje	31.901	18.994	12.236
Porcentaje Acumulado	31.901	50.895	63.130

<i>Var. Estructurales</i>	Componente 1	Componente 2	Componente 3
Cob. ES	0.467	0.103	-0.11
DAPmaxES	0.499	-0.032	0.055
RiquezaES	0.483	0.187	-0.041
CobEI	-0.224	0.373	0.156
DAPmaxEI	0.436	-0.117	0.094
RiquezaEI	0.077	0.373	-0.04
Cob. Arbustiva	0.139	-0.462	-0.039
Riqueza renovales	0.091	0.211	-0.698
Cob. Herbácea	0.161	0.167	0.678
Cob. Caña	-0.003	-0.613	-0.008

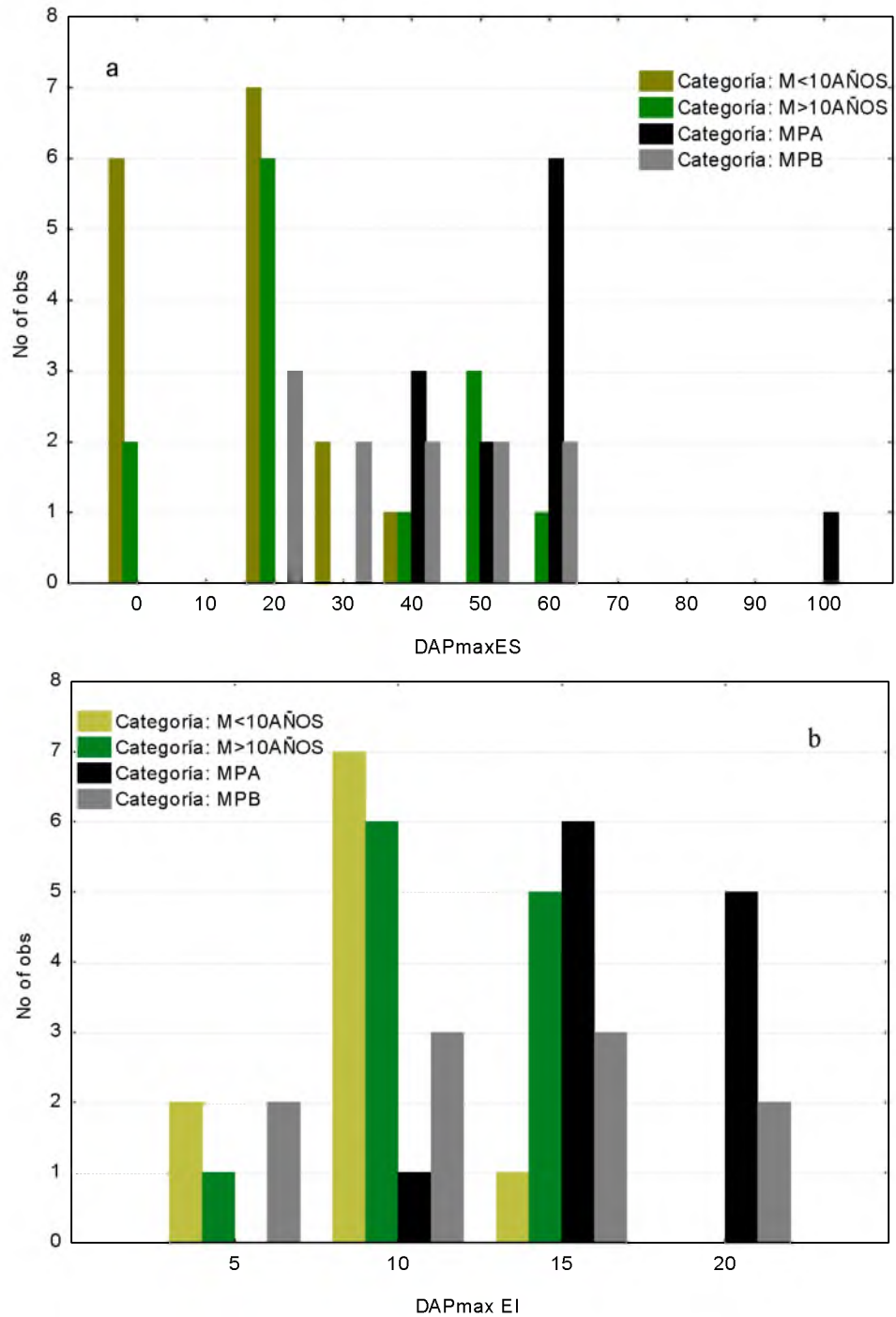


Fig. 4.3. Histogramas de los DAP Máximos de los estratos (a) superior (DAPmaxES) y (b) inferior (DAPmax>EI) por categoría de bosque.

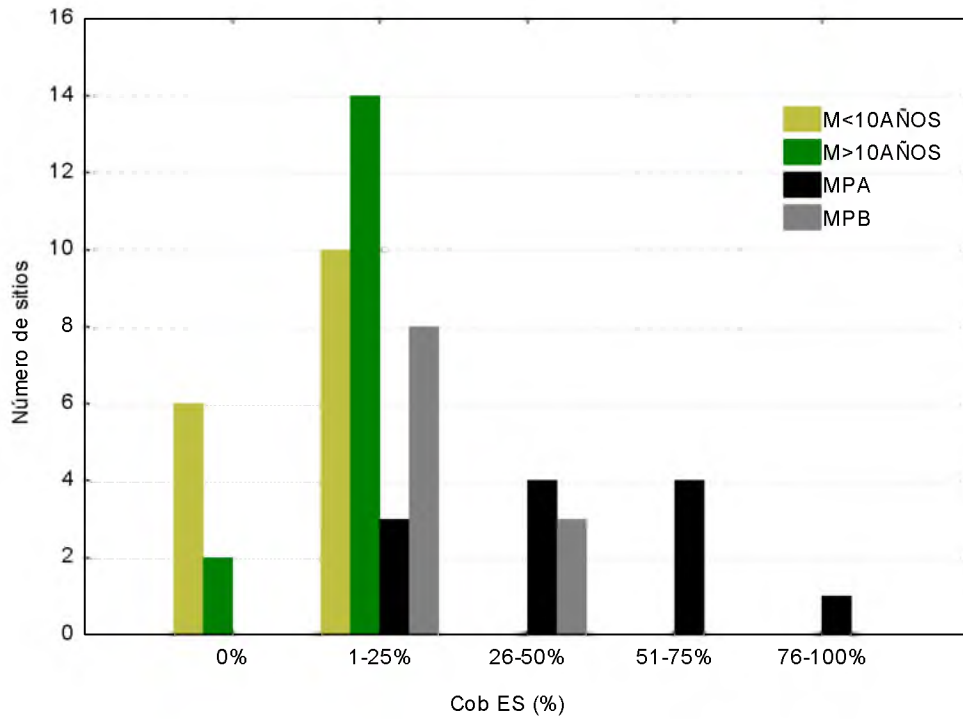


Fig. 4.4. Histogramas de la Cobertura del Estrato Superior (CobES)

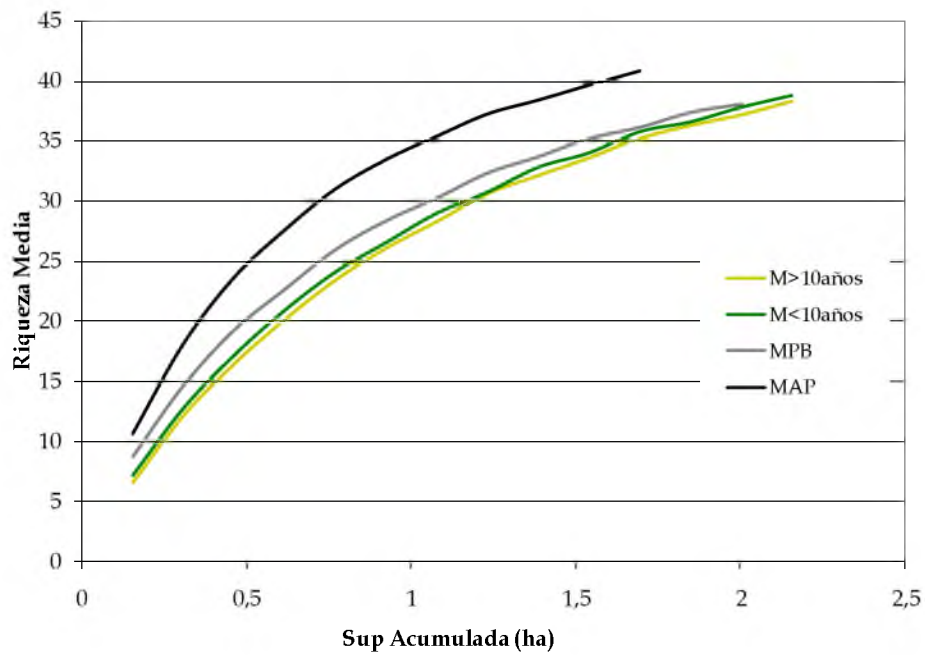


Fig. 4.5. Riqueza Media en función de la superficie acumulada en (ha) por categoría de bosque.

- El MBP, por su parte, presentó una estructura con un desarrollo intermedio entre los MAP y los bosques en regeneración. El DAPmaxES osciló entre los 20 y 60 cm ([Fig. 4.3.a](#)) mientras que el DAPmaxEI presentó una variación muy alta entre valores de 5 a 20cm ([Fig. 4.3.b](#)). La CobES presentó un pico en la categoría 1 hallándose también sitios con coberturas en la categoría 2 ([Fig. 4.4.](#)). Por último, la riqueza obtuvo un valor medio aproximado de 30,3 especies en una hectárea con un mínimo de 21 sps/ha. y un máximo de 38 sps/ha ([Fig. 4.5](#)). Presentó una cobertura arbustiva cercana al 50%
- El M>10años presentó una estructura con un grado de desarrollo en general simple, pero superior al de los M<10años. El DAPmaxES se halló entre los valores 0 a 40 cm, con picos en los valores 0 y 20 cm ([Fig. 4.3.a](#)). El DAPmaxEI presentó un amplio grado de variación entre los valores de 5 a 15 cm, con picos de frecuencia en los 10 y 15 cm ([Fig. 4.3.b](#)). La CobES no superó la categoría 1 donde se halló su máxima frecuencia ([Fig. 4.4.](#)). Por último, la riqueza obtuvo un valor medio aproximado de 29 sps/ha., con una mínima en las 20 sps/ha. y una máxima de 37 sps/ha. ([Fig. 4.5.](#)). También lo caracterizó gran cantidad de epífitas y lianas.
- El M<10años fue aquel que presentó la estructura más simple. El DAPmaxES se halló entre valores de 0 a 40 cm con máximas en los 0 y 20 cm ([Fig. 4.3.a](#)). El DAPmaxEI se presentó entre los 5 y 15 cm con picos en los 10 y 7 cm ([Fig. 4.3.b](#)). La CobES se distribuyó entre las categorías 0 y 1, al igual que el M>10años, pero presentó mayor número de sitios con un estrato superior nulo. Los valores de riqueza fueron semejantes también a los de la categoría de bosque anterior, presentando una media de 28,4 spc/ha con un mínimo y máximo de 19 spc/ha y 37 spc/ha respectivamente. Presentó alta cobertura arbustiva mayor al 50%

Las variables más correlacionadas con el primer componente obtenido a través del ACP, manifestaron diferencias estructurales significativas entre las distintas categorías de bosques ([Tabla 4.2](#)). El DAPmaxES diferenció los bosques permanentes de aquellos en regeneración, mientras que las demás variables diferenciaron el MAP del resto de los bosques.

4.5.2. Composición Florística

Se registraron un total de 72 especies ([Tabla 4.3.](#))

El ACP realizado a partir de las especies del estrato superior explicó en los tres primeros ejes el 33% de varianza entre los sitios. Se pudo identificar una tendencia de diferenciación de los tipos de bosques en función al primer componente que representó un gradiente en el cambio de la presencia de ciertas especies ([Fig 4.6](#) y [Tabla 4.4](#)). El primer componente se halló correlacionado positivamente con: *Nectandra megapotamica*, *Patagonula americana*, *Lonchocarpus leucanthus*, y

también, pero en menor medida, con las especies *Holocalyx balansae*, *Balfourodendron riedelianum*, *Diaptenopteryx sorbifolia* y *Chrysophyllum gonocarpum*, las cuales agruparon principalmente MAP y algunos MBP. Mientras que *Helietta apiculata*, *Prunus sp*, *Parapiptadenia rigida* y *Atelea glazioviana* presentaron una correlación negativa con el primer eje y caracterizaron los MBP y bosques en regeneración. El segundo componente, también mostró una tendencia a separar tipos de bosques. En el extremo negativo del primer componente, la especie *Helietta apiculata* a través de una correlación positiva, presentó una tendencia a agrupar bosques en regeneración, mientras que *Parapiptadenia rigida* y *Prunus sp*, a través de una correlación negativa, mostraron una tendencia a asociarse con MBP. En el extremo positivo del primer componente, *Lonchocarpus leucanthus*, *Diaptenopteryx sorbifolia*, *Balfourodendron riedelianum* y *Chrysophyllum gonocarpum* se asociaron principalmente con MBP, mientras que *Nectandra megapotamica* y *Patagonula americana* presentaron una tendencia a separar MAP. Por último, un grupo de sitios de bosques en regeneración fue caracterizado por presentar *Cordia Trichotoma* y *Enterolobium contorstiliquum*, correlacionadas positivamente, únicamente con el segundo

Tabla 4.2. Prueba de Kruskal-Wallis, para las variables más correlacionadas con el primer componente obtenido a partir del ACP: DAP máximo del Estrato Superior (DAPmaxES), DAP máximo del Estrato Inferior (DAPmaxEI), Cobertura del Estrato Superior (CobES) y Riqueza del Estrato Superior (RiquezaES), con un nivel de significancia $p < 0.05$

Kruskal-Wallis DAPmaxES					Kruskal-Wallis CobES				
	P	H	N		P	H	N		
	0,0000	26,9	55		0,0000	27,98	55		
Valor p por categoría de bosque.					Valor p por categoría de bosque.				
Cat. Bosques	M<10AÑOS	M>10AÑOS	MPA	MPB	Cat. Bosques	M<10AÑOS	M>10AÑOS	MPA	MPB
M<10AÑOS	1,000000	0,000011	0,029049		M<10AÑOS	1,000000	0,000102	0,167870	
M>10AÑOS		0,001510	0,505283		M>10AÑOS		0,003726	1,000000	
MPA			0,503180		MPA			0,366770	
MPB					MPB				
Kruskal-Wallis DAPmaxEI					Kruskal-Wallis RiquezaES				
	P	H	N		P	H	N		
	0,0001	21,02	55		0,0000	22,92	55		
Valor p por categoría de bosque.					Valor p por categoría de bosque.				
Cat. Bosques	M<10AÑOS	M>10AÑOS	MPA	MPB	Cat. Bosques	M<10AÑOS	M>10AÑOS	MPA	MPB
M<10AÑOS	0,927704	0,000067	0,325344		M<10AÑOS	1,000000	0,000050	0,662458	
M>10AÑOS		0,012634	1,000000		M>10AÑOS		0,000756	1,000000	
MPA			0,161628		MPA			0,059277	
MPB					MPB				

componente (Fig 4.6 y Tabla 4.4). Dichos ordenamientos de las categorías de bosques en función del estrato superior resultaron en una separación significativa de las categorías de bosque en función de los cambios composicionales representados por los dos primeros ejes (Tabla 4.6).

El ACP resultante del análisis florístico del estrato inferior resultó en tendencias menos marcadas que el anterior. Los dos primeros ejes explicaron el 16,4% de la varianza de los datos. El primer componente marcó una leve tendencia a separar los MAP de aquellos bosques en

Capítulo 4. Caracterización florística y estructural de las categorías de bosques permanentes y en regeneración

regeneración jóvenes, correlacionándose positivamente con *Allophylus edulis*, *Matayba eleagnoides* *Trichilla catigua*, *Diaptenopteryx sorbifolia* y *Chrysophyllum gonocarpum*, mientras que obtuvo una correlación negativa con las especies *Fagara hyemalis*, *Lonchocarpus leucanthus* y *Nectandra lanceolata*. (Tabla 4.5 y Fig. 4.7). Dichas tendencias de agrupamiento en función del estrato inferior, sin embargo, no fueron significativas (Tabla 4.6)

Tabla. 4.3. Lista de especies muestreadas.

Nombre Científico	Familia	Nombre Común
<i>Acacia tucumanensis</i> Griseb	Fabaceae	garabato blanco
<i>Albizia</i> spp.	Fabaceae	Farinha
<i>Alchornea iricurana</i> Casar.	Euforbiaceae	Mora Blanca
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Radlk.	Sapindaceae	Cocú
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae	Grapia
<i>Araucaria angustifolia</i> (bertol.) Kuntze	Araucariaceae	Araucaria
<i>Atelea glazioviana</i> Baill.	Fabaceae	Timbó blanco
<i>Baccharis</i> spp.	Compositae	Chilca
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl) Engl.	Rutaceae	Guatambú
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Rutaceae	Loro blanco
<i>Bauhinia candicans</i> Benth.	Fabaceae	Pata de vaca
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	Cancharana
<i>Calliandra</i> spp	Fabacea	Plumerillo
<i>Campomanesia guazumaefolia</i> (Camb.) Berg.	Myrtaceae	Siete capotes
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg.	Mirtaceae	Guabiroba
<i>Cecropria pachystachya</i> Trec.	Cecropiaceae	Ambaí
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	Cedro
<i>Celtis</i> spp.	Celtidaceae	Tala
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae	Aguay
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook & Arn.) Radlk	Sapotaceae	Vasuriña
<i>Citharexylum montevidense</i> (Spreng) Mold.	Verbenaceae	Espina de Bañado
<i>Cordia trichotoma</i> Vell.	Boraginaceae	Loro Negro
<i>Cupania vernalis</i> Cambess	Sapindaceae	Camboatá colorado
<i>Diaptenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	María Preta
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	Fabaceae	Timbó
<i>Eugenia pungens</i> L.	Mirtaceae	Guaviyú
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Mirtaceae	Ñangapirí, Pitanga
<i>Fagara hyemalis</i> (A. St. Hil.) Engl.	Rutaceae	Teta de perro
<i>Fagara riedeliana</i> (Engl). Engl.	Rutaceae	Naranjillo
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Higuera
<i>Gadua trinii</i> (Ness)Ness	Poaceae	Tacuara
<i>Gleditsia amorphoides</i> (Griseb.) Taub	Fabaceae	Espina de Corona

<i>Helietta apiculata</i> Benth.	Rutaceae	Canela de venado
<i>Holocalyx balansae</i> (Micheli)	Fabaceae	Alecrín
<i>Hovenia dulcis</i> Thunb	Ramnaceae	Palito dulce
<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hill	Aquifoliaceae	Yerba
<i>Inga marginata</i> Willd	Fabaceae	Ingá
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. D.C.	Caricaceae	Yacaratiá
<i>Lonchocarpus leucanthus</i> Burkart	Fabaceae	Rabo itá
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	Malvaceae	Sota caballo
<i>Machaerium</i> spp	Fabaceae	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk	Sapindaceae	Camboatá
<i>Melia azedarach</i> G.Don.	Meliaceae	Paraíso
<i>Merostachys claussoni</i> Munro	Poaceae	Tacuapi
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Fabaceae	Inciense
<i>Myrsine laetevirens</i> (Mez) Arechav	Myrsinaceae	Canelón
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae	Laurel amarillo
<i>Nectandra megapotamica</i> (Sprengel) Mez	Lauraceae	Laurel negro
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae	Anchico
<i>Patagonula americana</i> L.	Boraginaceae	Guayubira
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Caña fístula
<i>Pentapanax warningianus</i>	Araliaceae	Sabugero
<i>Phytolacca dioica</i> L.	Phytolacaceae	Ombú
<i>Pinus</i> spp.	Pinaceae	Pino
<i>Piper</i> spp.	Piperaceae	
<i>Pouteria salicifolia</i> (Spreng) Radlk	Sapotaceae	Matajojo
<i>Prunus</i> spp.	Rosaceae	Persiguero
<i>Ruprechtia salicifolia</i> (Cham. et Schlecht.) C. A. Mey	Polygonaceae	Marmelero
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Rutaceae	Chichita
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng	Euphorbiaceae	Palo leche, Lecherón
<i>Sebastiania klotzkiana</i> Muell	Euphorbiaceae	Blanquillo
<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal	Solanaceae	Fumo bravo
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng) Mart.	Loganiaceae	Espolón de gallo
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham) Glassman	Arecaceae	Pindó
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Celtidaceae	Palo Pólvora
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss	Meliaceae	Catiguá
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss	Meliaceae	
<i>Trichilia hieronimi</i> A. Juss	Meliaceae	
<i>Urera baccifera</i> L.	Urticaceae	
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Mold.	Verbenaceae	Tarumá

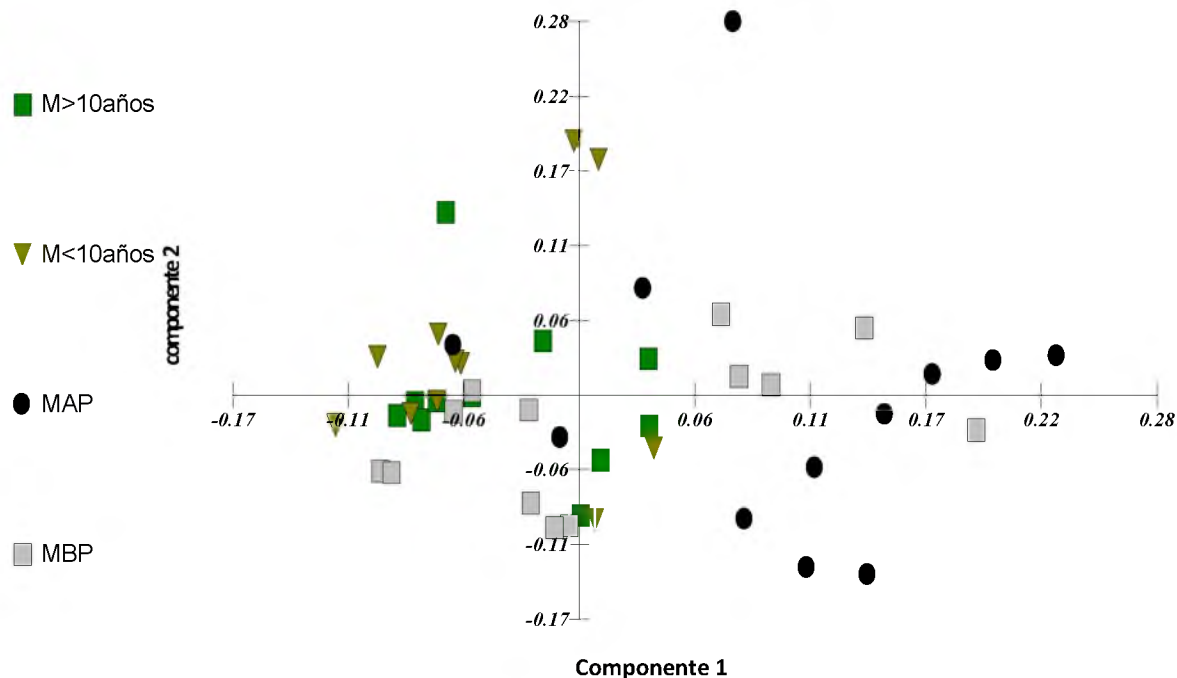


Fig. 4.6. Ordenamiento de las categorías de bosques y en función de la composición de especies arbóreas del Estrato Superior a través de un análisis de componentes principales.

Tabla 4.4. Autovalores y porcentaje de varianza acumulados para cada uno de los componentes y correlación entre las especies arbóreas del estrato superior y cada uno de los ejes obtenidos a partir del análisis de componentes principales

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3		Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3
Autovalores	0,413	0,282	0,256				
Porcentaje	14.549	9.911	9.000				
Porcentaje acumulado	14.549	24.460	33.460				
Variabes	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Variabes	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3
<i>Albizia sp</i>	0,030	0,004	-0,011	<i>Ficus luschnathiana</i>	0,081	-0,125	-0,002
<i>Alchornea iricurana</i>	0,056	0,005	0,055	<i>Gleditsia amorphoides</i>	0,019	-0,014	-0,047
<i>Apuleia leicocarpa</i>	0,024	0,133	-0,006	<i>Helietta apiculata</i>	-0,117	0,307	-0,001
<i>Araucaria angustifolia</i>	-0,040	-0,057	-0,084	<i>Holocalyx balansae</i>	0,182	-0,062	0,034
<i>Ateleia glazioviana</i>	-0,092	-0,067	-0,089	<i>Hovenia dulcis</i>	0,113	0,005	-0,085
<i>Bahuinia candicans</i>	0,030	0,004	-0,011	<i>Jacaratia spinosa</i>	-0,021	0,065	-0,011
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0,164	0,230	-0,046	<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	0,463	0,424	-0,203
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0,113	-0,024	0,077	<i>Luehea divaricata</i>	0,121	0,055	0,500
<i>Cabralea canjerana</i>	0,003	-0,023	-0,018	<i>Machaerium sp</i>	0,054	-0,063	0,334
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,012	-0,019	0,025	<i>Matayba eleagnoides</i>	0,123	0,026	-0,065
<i>Cecropia pachystachya</i>	-0,020	0,012	0,031	<i>Myrocarpus frondosus</i>	0,058	0,092	0,125
<i>Cedrela fissilis</i>	0,077	-0,045	0,298	<i>Nectandra lanceolata</i>	0,059	-0,057	0,165
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0,144	-0,195	0,251	<i>Nectandra megapotamica</i>	0,570	-0,298	-0,253
<i>Citharexylum montevidense</i>	-0,029	-0,007	-0,008	<i>Parapiptadenia rigida</i>	-0,067	-0,322	-0,357
<i>Cordia trichotoma</i>	0,005	0,373	-0,008	<i>Patagonula americana</i>	0,404	-0,193	0,022
<i>Cryosophyllum marginatum</i>	0,024	0,133	-0,006	<i>Phytolaca dioica</i>	0,130	0,141	0,110
<i>Cupania vernalis</i>	0,135	-0,071	0,264	<i>Pouteria salicifolia</i>	-0,026	-0,002	0,002
<i>Diaptenopteryx sorbifolia</i>	0,164	0,275	-0,154	<i>Prunus sp</i>	-0,131	-0,058	-0,078
<i>Enterolobium contortiliquum</i>	0,007	0,250	0,080	<i>Sebastiania klotzkiana</i>	-0,026	-0,002	0,002
<i>Eugenia pungens</i>	0,045	0,024	0,029	<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0,077	0,036	-0,061
<i>Eugenia uniflora</i>	-0,008	-0,038	-0,024	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,085	-0,071	0,202
<i>Fagara hyemalis</i>	0,050	-0,024	-0,041	<i>Vitex megapotamica</i>	0,025	0,007	-0,034

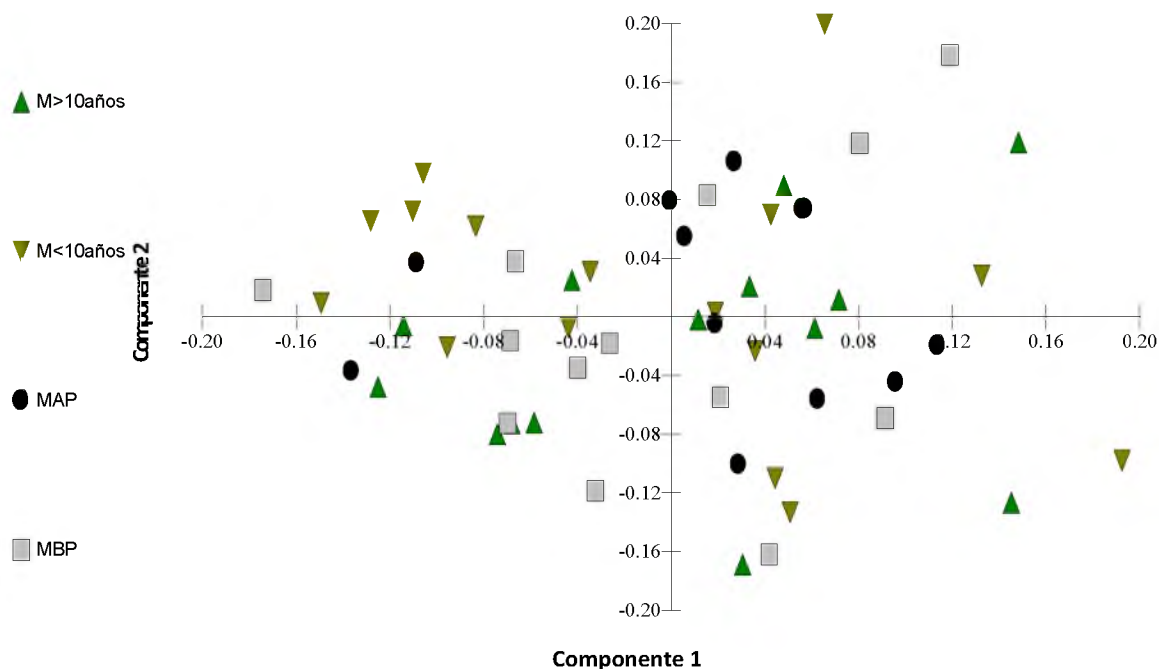


Fig. 4.7. Ordenamiento de las categorías de bosques en función de las especies arbóreas del estrato inferior por medio de un análisis de componentes principales

Tabla 4.5. Autovalores y porcentaje de varianza acumulado de los componentes y correlación de las especies arbóreas del estrato inferior con cada uno de los ejes, resultantes del análisis de componentes principales

	Comp. 1	Comp. 2		Comp. 1	Comp. 2
Autovalores	0,409	0,371			
Porcentaje	8.619	7.828			
Porcentaje Acumulado	8.619	16.446			
Variables	Comp. 1	Comp. 2	Variables	Comp. 1	Comp. 2
<i>Acacia tucumanensis</i>	-0,028	0,023	<i>Ilex paraguayensis</i>	-0,074	0,064
<i>Albizia sp</i>	-0,030	0,038	<i>Inga marginatta</i>	-0,005	-0,070
<i>Aichornea iricurana</i>	-0,050	-0,006	<i>Jacaratia spinosa</i>	0,016	-0,061
<i>Allophylus edulis</i>	0,464	0,210	<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	-0,326	-0,247
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0,001	0,061	<i>Luehea divaricata</i>	0,073	0,144
<i>Baccharis sp.</i>	-0,033	-0,008	<i>Machaerium sp</i>	0,062	0,032
<i>Bahuinia candicans</i>	-0,013	0,081	<i>Matayba eleagnoides</i>	0,334	-0,384
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	-0,040	-0,046	<i>Myrcarpus frondosus</i>	0,049	0,017
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	-0,062	-0,001	<i>Nectandra lanceolata</i>	-0,139	0,022
<i>Cabralea Canjerana</i>	0,003	-0,029	<i>Nectandra megapotamica</i>	0,104	-0,523
<i>Calliandra sp</i>	0,149	0,083	<i>Parapiptadenia rigida</i>	0,023	0,077
<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	0,137	0,074	<i>Patagonula americana</i>	-0,042	-0,095
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,030	0,098	<i>Pentapanax warningianus</i>	0,048	-0,129
<i>Atelea glazioviana</i>	-0,055	0,102	<i>Phytolaca dioica</i>	0,012	-0,008
<i>Peltophorum dubium</i>	-0,044	0,025	<i>Piper sp.</i>	0,002	0,020
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,006	0,001	<i>Prunus subcoriacea</i>	0,114	-0,019
<i>Cedrela fissilis</i>	0,125	-0,162	<i>Myrsine laetevirens</i>	-0,099	-0,022
<i>Celtis spp</i>	-0,056	-0,013	<i>Ruprechtia laxiflora</i>	-0,059	0,007
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0,237	-0,190	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	-0,009	0,065
<i>Cryosophyllum marginatum</i>	0,021	-0,021	<i>Sebastiania klotzkiana</i>	0,157	-0,159
<i>Cupania vernalis</i>	0,079	-0,041	<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	-0,103	-0,129
<i>Diaptenopteryx sorbifolia</i>	0,239	0,099	<i>Strychnos brasiliensis</i>	0,146	0,144
<i>Eugenia pungens</i>	-0,006	0,053	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,052	0,061
<i>Eugenia uniflora</i>	0,169	-0,019	<i>Trema micrantha</i>	-0,026	-0,120
<i>Fagara hyemalis</i>	-0,349	0,200	<i>Trichilla catigua</i>	0,283	0,305
<i>Schinus terebinthifolia</i>	-0,042	-0,018	<i>Trichilla elegans</i>	0,003	-0,049
<i>Gadua trinii</i>	-0,036	0,001	<i>Trichilla hieronimi</i>	-0,009	-0,024
<i>Gleditsia amorphoides</i>	0,004	0,000	<i>Urera baxifera</i>	-0,058	-0,023
<i>Helietta apiculata</i>	-0,004	0,220	<i>Vitex megapotamica</i>	0,061	-0,029
<i>Holocalyx balansae</i>	0,002	-0,058			

Tabla 4.6. Prueba de Mantel para el ordenamiento de las categorías de bosques a partir del ACP de composición florística, en función del estrato arbóreo superior e inferior

Estrato Superior			
Mantel R	p	Lim 2,5%	Lim 97,5%
0,169297	0,001	0,13	0,21
Estrato Inferior			
Mantel R	p	Lim 2,5%	Lim 97,5%
-0,01746	0,742	-0,036	0,004

La correlación de los dos primeros ejes del ACP del estrato arbóreo superior con las variables externas al análisis, determinó que la variable asociada significativamente ($p < 0,05$) al ordenamiento del eje 1 fue la categoría de permanencia ($R = 0,5884$), caracterizando a los bosques jóvenes con especies tempranas de estadios de desarrollo, y a los bosques permanentes con especies tardías. La variable asociada significativamente al ordenamiento del eje 2 fue la pendiente ($R = -0,2991$). Los bosques en regeneración, con predominancia de la especie *Helietta apiculata*, de aquellos MBP con predominancia de *Parapiptadenia rigida* y *Prunus sp* se ubicaron sobre zonas de mayor pendiente y algunos sitios de MBP se ubicaron sobre zonas de menor pendiente caracterizadas por la presencia de *Lonchocarpus leuchanthus*, *Diaptenopteryx sorbifolia*, *Balourodendron riedelianum* y *Chrysophyllum gonocarpum*. En cambio los MAP sobre zonas de mayor pendiente presentaron predominancia de *Cordia Tricótoma* y *Enterolobium contorstiliquum*. Las demás variables externas no estuvieron asociadas con la variación florística.

A partir de la proporción de sitios en los que estuvieron presentes las especies arbóreas del estrato superior se caracterizaron florísticamente las distintas categorías de bosques:

- MAP: Las especies más frecuentes en el estrato superior fueron *Nectandra megapotámica*, *Patagonula americana*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Balfourodendron riedelianum*, *Diaptenopteryx sorbifolia*, *Cupania vernalis*, *Phytolaca dioica*, *Machaerium sp*, *Myrocarpus frondosus*, y *Nectandra lanceolata*. Mientras que las especies exclusivas de este estrato fueron *Cupania vernalis*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Myrocarpus frondosus*, *Ficus luschnathiana*, *Chrysophyllum marginatum* y *Apuleia leiocarpa* (Tabla 4.7). Las especies más frecuentes en el estrato inferior fueron *Trichilla catigua*, *Allophylus edulis*, *Matayba eleagnoides*, *Diaptenopteryx sorbifolia*, *Rapanea sp*. y *Holocalyx balansae* mientras que las especies exclusivas fueron: *Holocalyx balansae*, *Piper sp*, y *Chrysophyllum marginatum* (Tabla 4.8).

Tabla 4.7. Presencia (porcentaje de sitios ocupados) de especies arbóreas del Estrato Superior en función de las categorías de bosques. M<10años: Bosque en regeneración menor a diez años; M>10años: Bosque en regeneración mayor a diez años; MPB: Bosque Bajo Permanente y MAP: Boque Alto Permanente.

NOMBRE	M<10años	M>10años	MPB	MAP
<i>Albizia spp</i>	0%	0%	8%	0%
<i>Alchornea iricurana</i>	6%	0%	8%	0%
<i>Araucaria angustifolia</i>	6%	0%	8%	0%
<i>Bahuinia candicans</i>	0%	0%	8%	0%
<i>Cabrlea canjerana</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	6%	0%	0%	0%
<i>Canthormion polianthum</i>	13%	0%	15%	0%
<i>Cecropia pachystachya</i>	6%	0%	0%	0%
<i>Citharexylum montevidense</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Eugenia pungens</i>	0%	0%	8%	0%
<i>Eugenia spp</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Eugenia uniflora</i>	0%	0%	8%	0%
<i>Jacaratia spinosa</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Pinus spp</i>	6%	7%	15%	0%
<i>Pouteria salicifolia</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Prunus subcoriacea</i>	6%	14%	15%	0%
<i>Sebastiania klotzkiana</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Vitex megapotamica</i>	0%	0%	8%	0%
<i>Apuleia leiocarpa</i>	0%	0%	0%	8%
<i>Cordia trichotoma</i>	13%	7%	0%	8%

<i>Cryosophyllum marginatum</i>	0%	0%	0%	8%
<i>Enterolobium contorstiliquum</i>	19%	14%	0%	8%
<i>Fagara hyemalis</i>	13%	0%	0%	8%
<i>Gleditsia amorphoides</i>	0%	7%	0%	8%
<i>Helietta apiculata</i>	31%	7%	15%	8%
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	0%	0%	8%	8%
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0%	7%	0%	17%
<i>Cedrela fissilis</i>	13%	14%	15%	17%
<i>Ficus spp</i>	0%	0%	0%	17%
<i>Holocalyx balansae</i>	0%	0%	8%	17%
<i>Hovenia dulcis</i>	0%	0%	0%	17%
<i>Matayba eleagnoides</i>	0%	7%	0%	17%
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0%	0%	8%	17%
<i>Luehea divaricata</i>	19%	0%	23%	25%
<i>Machaerium spp</i>	0%	7%	0%	25%
<i>Melia azedarach</i>	0%	14%	8%	25%
<i>Myrocarpus frondosus</i>	0%	0%	0%	25%
<i>Nectandra lanceolata</i>	0%	0%	8%	25%
<i>Parapiptadenia rigida</i>	13%	7%	38%	25%
<i>Phytolaca dioica (I/T)</i>	0%	7%	0%	25%
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	0%	0%	0%	33%
<i>Cupania vernalis</i>	0%	0%	0%	33%
<i>Diaptenopteryx sorbifolia</i>	0%	14%	0%	33%
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	6%	7%	8%	42%
<i>Lonchocarpus leucanthus</i>	13%	0%	38%	50%
<i>Nectandra megapotamica</i>	13%	29%	62%	58%
<i>Patagonula americana</i>	0%	0%	15%	58%

Capítulo 4. Caracterización florística y estructural de las categorías de bosques permanentes y en regeneración

- MBP: Las especies más frecuentes del estrato superior fueron *Nectandra megapotamica*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Parapiptadenia rigida* y *Luehea divaricata* y las exclusivas fueron *Vitex megapotamica*, *Eugenia pungens*, *Eugenia uniflora*, *Bahuinia candicans* y *Albizia* sp (Tabla 4.7); Mientras que las especies más frecuentes del estrato inferior fueron *Allophylus edulis*, *Nectandra megapotamica*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Vitex megapotamica*., *Trichilla catigua*, *Matayba eleagnoides*, *Sebastiana klotzkiana*, *Cedrela fissilis*, *Fagara hyemalis*, *Campomanesia guazumaefolia* y *Campomanesia xanthocarpa* siendo *Ruprechtia salicifolia* y *Eugenia* sp las especies exclusivas (Tabla 4.8).

- M>10años: La especie más frecuente en el estrato superior fue *Nectandra megapotamica* y en menor medida, *Diaptenopteryx sorbifolia*, *Prunus subcoriacea*, *Cedrela fissilis* y *Enterolobium contortisiliquum* (Tabla 4.7). En el estrato inferior las especies que predominaron fueron *Nectandra megapotamica*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Allophylus edulis*, *Trichilla catigua*, *Matayba eleagnoides*, *Parapiptadenia rigida*, *Fagara hyemalis*, *Diaptenopteryx sorbifolia*, *Chrysophyllum gonocarpum* y *Luehea divaricata*, siendo exclusivas *Sebastiana klotzkiana*, *Pouteria salicifolia*, *Jacaratia spinosa*, *Eugenia* sp., *Citharexylum montevidense* y *Cabrarea canjerana* (Tabla 4.8)

- M<10años: Se caracterizaron por presentar un estrato superior con las siguientes especies, *Helietta apiculata*, *Luehea divaricata* y *Enterolobium contortisiliquum* (Tabla 4.7) y en el estrato inferior fueron frecuentes *Fagara hyemalis*, *Allophylus edulis*, *Nectandra megapotamica*, *Helietta apiculata*, *Machaerium* sp, *Lonchocarpus leucanthus*, *Matayba eleagnoides*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Luehea divaricata*, *Solanum granuloso-leprosum*, *Calliandra* sp., *Sebastiana klotzkiana*, *Campomanesia guazumaefolia* y *Apuleia leicocarpa* (Tabla 4.8). Dicha categoría presentó tan sólo una especie exclusiva en un sitio: *Campomanesia xanthocarpa*).

Capítulo 4. Caracterización florística y estructural de las categorías de bosques permanentes y en regeneración

Tabla 4.8. Presencia (porcentaje de sitios ocupados) de especies arbóreas del Estrato Inferior en función de las categorías de bosques. M<10años: Bosque en regeneración menor a diez años; M>10años: Bosque en regeneración mayor a diez años; MBP: Bosque Bajo Permanente y MAP: Boque Alto Permanente.

NOMBRE	M<10años	M>10años	MBP	MAP
<i>Gleditsia amorphoides</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Acacia tucumanensis</i>	6%	0%	0%	0%
<i>Alchornea iricurana</i>	6%	14%	0%	0%
<i>Bachalis</i> spp.	6%	0%	0%	0%
<i>Bahuinia candicans</i>	13%	0%	8%	0%
<i>Cabrlea Canjerana</i>	13%	0%	0%	0%
<i>Calliandria</i> spp.	19%	7%	0%	0%
<i>Campomanesia guazumaefolia</i>	19%	0%	23%	0%
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0%	14%	23%	0%
<i>Canthormion polianthum</i>	13%	0%	15%	0%
<i>Cassia fistola</i>	6%	0%	0%	0%
<i>Cecropia pachystachya</i>	6%	0%	0%	0%
<i>Celtis</i> spp.	6%	0%	8%	0%
<i>Eugenia</i> spp.	0%	0%	8%	0%
<i>Eugenia uniflora</i>	13%	0%	0%	0%
<i>Fagara rhoifolia</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Gadua trinii</i>	0%	0%	15%	0%
<i>Ilex paraguayensis</i>	13%	0%	0%	0%
<i>Machaerium</i> spp.	31%	0%	0%	0%
<i>Fagara riedeliana</i>	0%	7%	0%	0%
<i>Patagonula americana</i>	6%	0%	15%	0%
<i>Phytolaca dioica</i>	6%	0%	0%	0%
<i>Ruprechtia salicifolia</i>	0%	0%	8%	0%
<i>Trema micrantha</i>	6%	7%	8%	0%
<i>Urera baxifera</i>	0%	14%	8%	0%
<i>Vitex megapotamica</i> .	6%	7%	31%	0%
<i>Albizia</i> spp.	0%	7%	0%	8%
<i>Apuleia leicocarpa</i>	19%	0%	0%	8%
<i>Bastardiopsis densiflora</i>	0%	0%	15%	8%
Canela Agutí	13%	14%	0%	8%
<i>Cryosophyllum marginatum</i>	0%	0%	0%	8%

Capítulo 4. Caracterización florística y estructural de las categorías de bosques permanentes y en regeneración

<i>Eugenia pungens</i>	0%	0%	8%	8%
<i>Fagara hyemalis</i>	44⁰%	21⁰%	23⁰%	8%
<i>Guapurutí Ibaoporoti</i>	0%	0%	0%	8%
<i>Luehea divaricata</i>	19⁰%	21⁰%	8%	8%
<i>Melia azedarach</i>	6%	14⁰%	15⁰%	8%
<i>Myrocarpus frondosus</i>	0%	7%	0%	8%
<i>Nectandra lanceolata</i>	0%	7%	15⁰%	8%
<i>Pentopanax warningianus</i>	0%	7%	8%	8%
<i>Piper spp.</i>	0%	0%	0%	8%
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	6%	14⁰%	8%	8%
<i>Trichilla elegans</i>	0%	14⁰%	8%	8%
<i>Trichilla hieronimi</i>	0%	0%	8%	8%
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	6%	7%	15⁰%	17⁰%
<i>Cedrela fissilis</i>	6%	14⁰%	23⁰%	17⁰%
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	19⁰%	21⁰%	8%	17⁰%
<i>Helietta apiculata</i>	31⁰%	0%	8%	17⁰%
<i>Inga marginatta</i>	0%	7%	0%	17⁰%
<i>Jacaratia spinosa</i>	6%	0%	0%	17⁰%
<i>Lochocarpus leucanthus</i>	19⁰%	43⁰%	38⁰%	17⁰%
<i>Nectandra megapotamica</i>	31⁰%	57⁰%	38⁰%	17⁰%
<i>Parapiptadenia rigida</i>	6%	29⁰%	15⁰%	17⁰%
<i>Prunus subcoriacea</i>	6%	14⁰%	0%	17⁰%
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	6%	7%	8%	17⁰%
<i>Sebastiania klotzkiana</i>	19⁰%	0%	23⁰%	17⁰%
<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	19⁰%	14⁰%	15⁰%	17⁰%
<i>Strychnos brasiliensis</i>	6%	7%	8%	17⁰%
<i>Cupania vernalis</i>	13⁰%	14⁰%	0%	25⁰%
<i>Diaptenopteryx sorbifolia</i>	0%	21⁰%	15⁰%	25⁰%
<i>Holocalyx balansae</i>	0%	0%	0%	25⁰%
<i>Matayba eleagnoides</i>	19⁰%	29⁰%	23⁰%	25⁰%
<i>Rapanea spp.</i>	0%	0%	15⁰%	25⁰%
<i>Allophylus edulis</i>	38⁰%	36⁰%	38⁰%	33⁰%
<i>Trichilla catigua</i>	6%	29⁰%	23⁰%	42⁰%

4.6. Discusión

Las clasificaciones realizadas a través de las imágenes Landsat en el capítulo 2 se correspondieron con tipos de bosques en función de las características del estrato superior mayor a los 15 m, separándolos en dos grandes grupos, aquellos con altas coberturas del Dosel superior y aquellos con coberturas menores a 50%. Las diferencias entre esos bosques coincidieron con lo planteado por las predicciones derivadas de la hipótesis planteada.

Estructuralmente, las categorías de bosques se segregaron, principalmente, a partir de la cobertura y DAPmax del estrato superior y el DAPmax del estrato inferior, reflejando diferencias coincidentes con lo esperado para diferentes estados de desarrollo posterior a un disturbio. A diferencia de lo observado por Montagnini *et al* (1998), los bosques con mayor cobertura de bambúceas presentaron una tendencia a ubicarse en zonas de mayor pendiente y alejados de los arroyos, mientras que aquellos parches de bosques con mayor riqueza de renovales y arbustivas, en zonas de menor pendiente y cercanos a los arroyos.

Las distintas categorías de bosques presentaron características estructurales particulares. Los MAP fueron los bosques más complejos diferenciándose significativamente de aquellos en regeneración, más jóvenes y con estructuras más simples. Por su parte, los MBP fueron un grupo intermedio que no difirió significativamente respecto de ningún tipo de bosque. Sin embargo, los MBP mostraron tendencias a diferenciarse del MAP en función de la riqueza específica, siendo más pobres, y en función del DAPmaxEI, presentando menor diámetro. Los MAP se caracterizaron principalmente por presentar un estrato superior con coberturas entre medias a elevadas. Presentaron también individuos de tamaños grandes con DAP superiores a los 40 cm y que alcanzaron los 100 cm. Los MBP, por su parte, se caracterizaron por presentar una cobertura abierta del estrato superior. Este estrato presentó individuos maduros de gran diámetro, superiores a los 40 cm pero también la variabilidad de estructuras fue alta. Los bosques en regeneración presentaron las estructuras más simples las cuales a su vez tendieron a diferenciarse de manera consistente con las diferencias de la edad. En ocasiones se hallaron dos estratos de árboles pero el superior presentó una cobertura inferior al 25%. La riqueza varió también de acuerdo con lo esperado. Los valores más altos se observaron en las 35 a 42 sps/ha (MAP) y los más bajos entre 29 y 37 especies (M<10años) (Fig. 4.8). Estos valores son relativamente bajos con respecto a parches de bosques nativos en áreas protegidas donde las riquezas medias se encuentran cercanas a las 70 sps/ha (Codesido *et al.* 2004). Sin embargo, los parches analizados se hallaron rodeados por una matriz de uso del suelo agro-forestal y no presentaron el mismo grado de conservación. Comparando los valores de riqueza, todas las categorías aquí analizadas fueron semejantes a los

bosques de menos de 20 años analizados por Holz (2007). A pesar de ello, el número de especies totales muestreadas en el área de estudio fue similar al de las áreas protegidas alledañas y norte de la provincia (UNLP 1995; Povedano & Drozd 2005; Holz 2007).

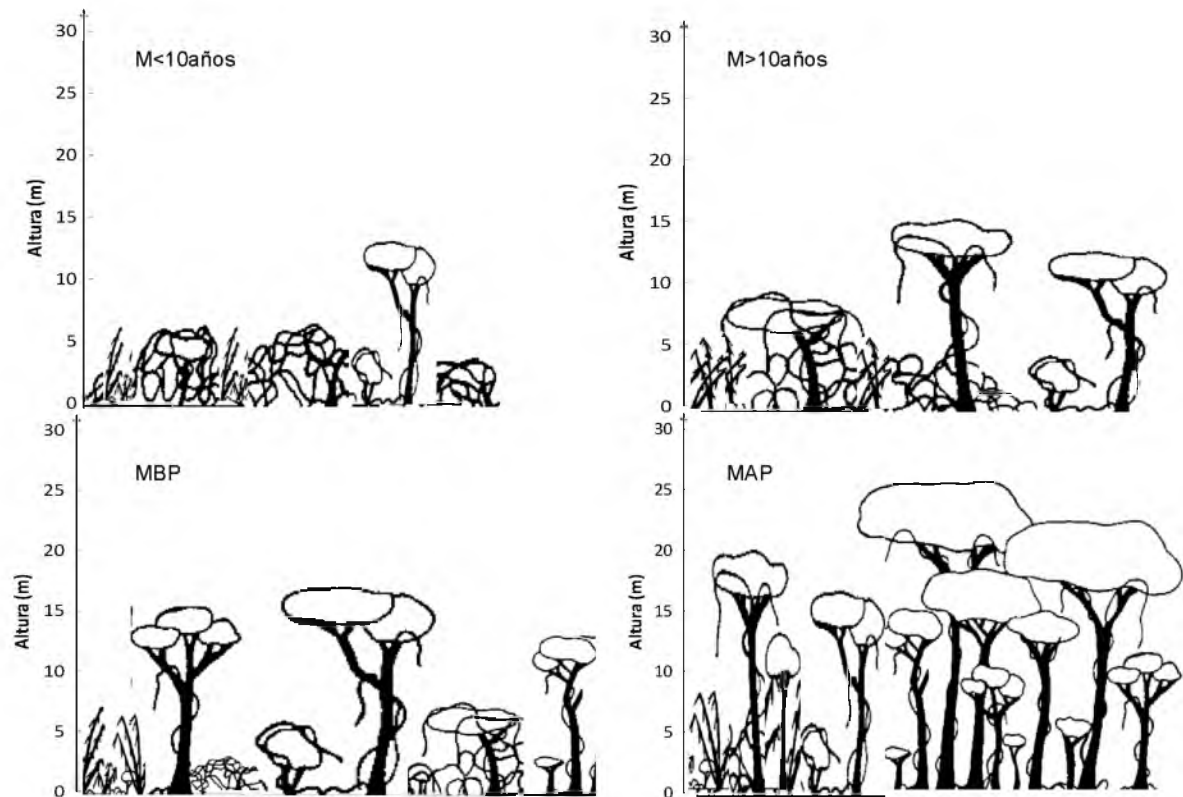


Fig. 4.8. Gráfico estructural de las distintas categorías de bosques. M<10años: Bosques en regeneración menores a los diez años, caracterizado por un estrato superior no mayor a los 15 m, de baja cobertura, un estrato inferior predominante inferior a los diez metros con alta cobertura de lianas. M>10años: Bosque en regeneración mayores a los diez años, con un estrato superior que alcanzan los 15m de altura, con coberturas entre el 25 % y 50 %, Alta cobertura de arbustivos o lianas en el estrato inferior. MBP: Bosque Bajo Permanente, con un estrato superior que es mayor a los 15m y con coberturas que pueden superar el 50%. Disminuyen la cantidad de epífitas y lianas con incremento de arbustivos. MAP: Bosque Alto Permanente, con un estrato superior mayor a los 20 m cuya cobertura supera el 75%, un estrato inferior con alturas que se encuentran entre los 10 y 15 m y alta cobertura, Poca cobertura de lianas, alta cobertura de helechos, y arbustivos. Todas las categorías presentaron una proporción de sitios con alta cobertura de bambúceas, en cuyos casos la cobertura de arbustivos y renovales fue baja.

Florísticamente las categorías de bosques se ordenaron en función de la composición del estrato arbóreo superior. Dicho ordenamiento estuvo asociado principalmente al estado de desarrollo de las categorías. A su vez, como se observó en el análisis estructural, los bosques MAP, de mejor estado de conservación, presentaron una tendencia a concentrarse sobre las laderas de mayor pendiente. Sin embargo, a diferencia de lo esperado, la distancia a los arroyos y la altitud fueron variables independientes en las diferencias estructurales y florísticas cuantificadas.

Al describir la composición específica de los estratos arbóreos del MAP y MBP, fueron similares a bosques maduros, con especies de los estratos altos y tolerantes a la sombra como: *Nectandra megapotamica*, *Patagonula americana*, *Lonchocarpus leuchantus*, *Balfourodendron riedelianum*, *Holocalyx balansae*, *Diaptenopteryx sorbifolia* y *Chrysophyllum gonocarpum* (Holz 2007). Estas especies caracterizan los bosques maduros de las áreas protegidas linderas (U.N.L.P. 1995 y 1997, Kraukzuck & Abramsom 1999, Cardozo & Batista 2004; Povedano & Drozd 2005).

Los bosques jóvenes., los cuales tuvieron mayor presencia de especies que regeneran en etapas tempranas luego de los disturbios como: *Helietta apiculata*, *Parapiptadenia rigida*, *Prunus sp.*, *Atelea glazioviana*, *Cordia trichotoma* y *Enterolobium contorstiliquum* (Holz 2007).

Diversos estudios (Guariguata & Ostertag 2001; Finegan 1999; Vaccaro *et al.* 2003; Holz *et al.* 2009) evidenciaron que a partir de los 20 años los bosques tropicales alcanzan una estructura, fisonomía y composición semejantes a las de un bosque maduro. En el presente estudio fueron pocos los parches de bosques en regeneración que alcanzaron una edad cercana a 20 años. Aunque la mayoría de los mismos se caracterizó por poseer dos estratos, la cobertura del estrato superior fue baja, menor al 25%. Sin embargo, en algunos casos los DAPmaxES fueron superiores a lo esperado para la categoría etaria, alcanzando valores de hasta 60 cm, que representan ejemplares no menores a 40 años (Lieberman *et al.* 1985). La misma característica se observó incluso en M<10años con DAPmaxES de 40cm. Esto hace suponer que en muchos de los sitios abandonados donde regeneró bosque hubo árboles remanentes del dosel superior durante el desarrollo de actividades agrícolas. Esto es frecuentemente observado en predios ganaderos así como en cultivos perennes y anuales de Misiones y otras áreas agrícolas tropicales y subtropicales (Saldarriaga *et al.* 1988; Cusack & Montagnini 2004; Holz & Placci 2005; Montagnini *et al.* 2006). Estas prácticas están siendo promovidas por diversos sectores tanto gubernamentales como no gubernamentales (Guillermo Réuteman com. Persn.; Montagnini *et al.* 2006; Holz & Placci 2005). Este dosel superior, aunque abierto cumpliría importantes funciones, como por ejemplo, modificar las condiciones lumínicas, proveer de un banco de semillas y preservar la estructura de suelo, lo cual influiría enormemente en la tasa inicial de colonización (Terborgh & Weske 1969; Parrota 1992; da

Silva *et al.* 1996; Keenan *et al.* 1997; Wunderle 1998; Holl 1999, Holl *et al.* 2000; Harvey 2000, Holz & Placci 2005; Montagnini 2006).

El 40% de los puntos muestreados, se hallaron en un alto nivel de degradación. Estos parches empobrecidos, con altas coberturas de bambúceas y otras especies ruderales se asociaron a bosques con menores riquezas del estrato inferior, lo que podría explicar los bajos valores de riqueza obtenidos para todas las categorías. Este hecho, en contraposición con el punto anterior, indicaría una exhaustiva explotación selectiva de árboles de valor comercial, principalmente del estrato superior, que favorece la colonización por especies heliófilas como bambú tacuapí (*Merostaschys clauseni*), tacuarembó (*Chusquea ramosissima*), las cuales, al generar sotobosques muy densos, sumado a la escasez de individuos adultos que servían como semilleros, inhibirían la regeneración de especies umbrófilas (Montagnini *et al.* 1997 & 1998 Holl 1999; Holl *et al.* 2000; Campanello *et al.* 2007).

CAPÍTULO 5

EL USO DEL SUELO Y LOS PROCESOS DE REGENERACIÓN Y DEFORESTACIÓN



Aquellas personas que no están dispuestas a pequeñas reformas, no estarán nunca en las filas de los hombres que apuestan a cambios trascendentales.

Mahatma Gandhi

La Tierra proporciona lo suficiente para satisfacer las necesidades de cada hombre, pero no la codicia de cada hombre.

Mohandas K. Gandhi

CAPÍTULO 5

EL USO DEL SUELO Y LOS PROCESOS DE REGENERACIÓN Y DEFORESTACIÓN

5.1. Introducción

Mientras que la narrativa de la deforestación ha obtenido un lugar prioritario en la literatura del cambio de cobertura terrestre (Malingreau *et al.* 1989; Barbosa *et al.* 1994; Tucker & Townshend 2000; FAO 2001, 2006; Geist & Lambin 2002, Mayaux *et al.* 2005), no ha sido así con la dinámica de la regeneración de bosques. Sin embargo, en los últimos años ha habido informes de regeneración de bosques nativos en numerosas regiones del mundo, y un creciente reconocimiento del rol potencial que estos bosques secundarios pueden tener en mitigar algunos de los efectos del cambio global medioambiental (Bray *et al.*, 2003; Rudel *et al.* 2005). Existe una creciente preocupación por la necesidad de desarrollar dicha temática, y de reconocer que los paisajes son complejos mosaicos dinámicos donde tanto la tala como la regeneración de vegetación espontánea tienen lugar simultáneamente (Nagendra 2007; Rudel *et al.* 2005; Bray *et al.* 2003; Pascarella *et al.* 2000).

Los procesos ecológicos involucrados en la dinámica forestal han sido comparativamente bien documentados en los países económicamente desarrollados y en las regiones templadas del mundo (Mather & Needle 1998). Sin embargo, los factores que impulsan la dinámica regeneración-deforestación en los países menos desarrollados han sido poco estudiados.

La dinámica de las áreas boscosas es dependiente del contexto socio-económico y político imperante, que incide en gran medida sobre las tasas de deforestación y regeneración. Por lo tanto, evaluaciones del cambio de la cobertura terrestre en función de las distintas políticas agrícolas, economías imperantes y dinámicas de tenencia de la tierra, son fundamentales para comprender los factores que influyen o impiden la recuperación de los bosques secundarios (Turner *et al.* 1996; Brown *et al.* 2000; Wimberly & Ohmann 2004; Pascarella *et al.* 2000; Izquierdo *et al.* 2008).

En Misiones, la expansión agroforestal es considerada como la principal causa de la deforestación de la Selva Atlántica Interior. Los principales cultivos en Misiones son: monocultivos forestales, principalmente de *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.*, que se ubican principalmente

cercanos al río Paraná (Placci & Di Bitetti 2006), plantaciones de yerba mate y te, distribuidas principalmente en el centro y sur de la provincia y que junto a las plantaciones forestales constituyen las principales actividades económicas. La cría de ganado es también una actividad económica importante, requiriendo la conversión de bosque nativo a pastizales.

Las causas de la degradación ambiental están asociadas a situaciones históricas y actuales de desigualdad social (Laclau 1994). Esto se puede ver claramente en el patrón desigual de tenencia de la tierra. En Misiones, el 93% de los productores son pequeños propietarios de parcelas de menos de 100 ha, lo que representa tan sólo 1/3 de la tierra productiva. El resto se encuentra en grandes latifundios (Dieckow L. 2002). Estas diferencias estuvieron promovidas desde las primeras colonizaciones del territorio cuando el gobierno provincial cedía fincas menores a 30 ha a pequeños productores. En la década de los 90's, esta tendencia de desigualdad social aumentó (Placci & Di Bitetti 2006). Dieckow L. (2002) destaca tres factores principales en el sector productivo que ocasionaron repercusiones notables, como efecto de nuevas políticas macro y micro económicas y normativas a nivel nacional y provincial: 1. apertura económica (creación del MERCOSUR en 1991), 2. desregulación productiva (eliminación de la Comisión Reguladora de la Yerba Mate (CRYM)) y 3. la supresión de subsidios agrícolas (Ley de Convertibilidad y la Reforma fiscal), que obligaron a un incremento del volumen de producción requerido para competir, dejando fuera de escala a un porcentaje elevado de explotaciones agropecuarias. Luego le siguieron la creación de Entes Reguladores como el Instituto Nacional de la Yerba Mate (INYM), los registros en la AFIP-DGI, las normas de calidad de producto y las propuestas de diversificación productiva encaradas desde el Estado Provincial. La variabilidad y fluctuación de los precios de los productos agropecuarios generaron situaciones de inestabilidad productiva y en muchos casos el productor abandonó las tierras. Otra de las respuestas ante la baja rentabilidad fue la diversificación productiva, la cual estuvo dividida en dos grandes tendencias: 1. cuanto más grandes las explotaciones, mayor la especialización con predominio forestal y silvícola y 2. cuanto más pequeñas, mayor la diversificación espontánea y dependencia de cultivos anuales y actividades de granja (Caminos & Perez Barredo 1992)

En Misiones existen estudios de cambio del uso de la tierra (Ej. MERNR 1987; Perucca & Ligier 2000; Guerrero Borges 2004; Guerrero Borges *et. al.* 2007; Izquierdo *et al.* 2008), a una escala provincial o regional la cual no ha podido describir en detalle la dinámica de bosques asociada a las frecuentes actividades productivas de pequeña superficie.

A su vez, dado que los arreglos espaciales de los sistemas ecológicos tienen implicancias funcionales importantes (Turner 1990), su estudio es fundamental para el desarrollo de planes de

manejo y conservación. Existen en Misiones trabajos de investigación y desarrollo acerca de diversos factores (ecológico, social, económico y político) que determinan el sistema de protección de la biodiversidad. (Laclau 1994; Burkart 1999; Bertonatti & Corcuera 2000, 2006; Burkart *et al.* 2002; García Fernández 2002; Giraudo *et al.* 2003; Matteucci *et al.* 2004; Guerrero Borges *et al.* 2007; Izquierdo *et al.* 2008 entre otros). Sin embargo son pocos los trabajos sobre ecología de paisajes que permiten detectar los efectos del uso de la tierra y las interacciones entre áreas protegidas y su entorno (Matteucci *et al.* 2004, Rodríguez *et al.* 2005).

5.2. Objetivos

Los objetivos del presente capítulo fueron:

- Caracterizar el patrón espacial y tamaño de los parches de los usos del suelo que dieron origen a bosques en regeneración y de aquellos usos establecidos sobre bosques talados.
- Determinar las tasas de regeneración, deforestación y degradación del bosque nativo.
- Analizar el patrón espacial y tamaño de los parches de los bosques nativos permanentes, en regeneración y aquellos deforestados.

5.3. Hipótesis

Las hipótesis planteadas en el presente capítulo fueron:

Hipótesis 1. Las políticas económicas y normativas a nivel nacional y provincial de los años 90's determinaron la expansión de establecimientos productivos mayores de 30 ha en detrimento de los menores por lo que cambiaron sus patrones espaciales y el tamaño de los parches.

Predicción 1.1. El bosque en regeneración proviene del abandono ocurrido en predios de pequeños productores o marginales, por lo que sus tamaños de parches serán menores que los de los bosques talados, que ocurren por expansión de productores medianos y grandes.

Predicción 1.2. Los parches de bosque que fueron deforestados presentan una localización espacial diferente de la de los parches de bosque originados por regeneración.

Predicción 1.3. Los usos que más se expandieron sobre áreas de bosque talado presentan mayores tamaños de parche que los parches de esos mismos usos abandonados sobre los que regeneró el bosque.

Hipótesis 2. Los cambios de uso de la tierra ocurridos en el área de estudio promovieron el abandono de cultivos y la regeneración de bosque que atenuó las tasas netas de pérdida de bosque y facilitó la conectividad de los parches de bosque permanente.

Predicción 2.1. La tasa de deforestación disminuye significativamente si se analiza el aumento del área de bosque por regeneración.

Predicción 2.2. Las áreas de bosque en regeneración contribuyen significativamente a mantener la conectividad entre los parches de bosques permanentes moderando los efectos de la deforestación.

5.4. Materiales y Métodos

5.4.1. Patrón espacial del cambio del uso del suelo

Se realizaron dos mapas de usos de suelo en aquellas zonas donde hubo desmonte o regeneración. Para ello se realizaron clasificaciones supervisadas de máxima verosimilitud (ENVI 5.2). La primera clasificación se realizó sobre la imagen Landsat TM5 de Agosto de 1985 sólo en las áreas donde se determinó regeneración de bosque nativo en el capítulo 2. Para la misma se aplicaron cerca de 210 regiones de interés (ROI), para llegar a una separabilidad entre clases mayor a 1.8 (Richards 1999). Las ROI fueron obtenidas a partir de un viaje de campaña realizado en Marzo de 2006. Las categorías de cobertura del suelo fueron:

Suelo Desnudo (SD1985): Donde el suelo estuviera al descubierto o en zonas misceláneas.

Plantaciones Forestales (PF1985): Plantaciones de especies forestales exóticas como *Pinus sp.*, *Eucalyptus sp.*

Yerbales (Ye1985): Plantaciones de *Ilex paraguarienses*.

Teales (Te1985): Plantaciones de *Camellia sinensis*.

Pastizales (Pa1985): Pasturas para ganado, parches de distrito de Los Campos (Cabrera 1976) ó herbazales de sitios abiertos húmedos, anegadizos. Bosque Alto (MA1985): Bosques nativos con un estrato superior que superó los 15m y cobertura mayor al 50%. Siendo sus especies arbóreas dominantes *Nectandra megapotamica*, *Patagonula americana*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Balfourodendron riedelianum*, *Diaptenopteryx sorbifolia*, *Cupania vernalis*, *Myrocarpus frondosus*, *Cupania vernalis*, *Chrysophyllum marginatum* y *Apuleia leicocarpa*.

Bosque Bajo (MB1985): Bosques nativos con un estrato superior inferior a los 15m y con una cobertura menor al 50%, siendo sus especies arbóreas dominantes *Prunus sp.*, *Parapiptadenia rigida*, *Nectandra megapotamica*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Luehea divaricata*, *Vitex megapotamica*, *Eugenia pungens* *Eugenia uniflora*, *Bahúinia candicans* y *Albizia sp.*

Arbustales (Arb1985): Arbustales compuestos principalmente por chilcales o renovales de *Solanum leprosum*, *Celtis sp.* etc. (Fig. 5.1).

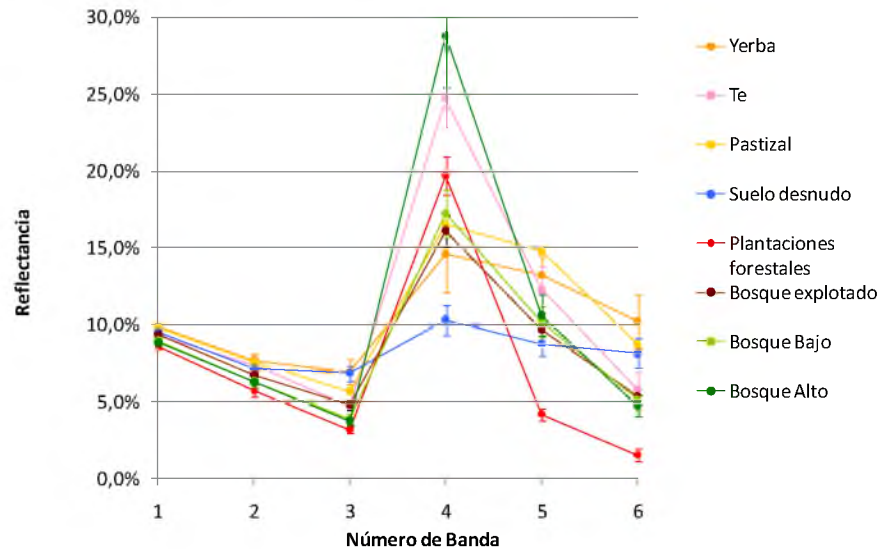


Fig. 5.1. Reflectancia media y desvío estándar de las clases de uso de suelo en la imagen Landsat TM5 de Agosto de 1985. El número 6 corresponde a la Banda 7 del Landsat TM5

A continuación se realizó una nueva clasificación supervisada por máxima verosimilitud sobre las áreas deforestadas, determinadas en el capítulo 2, en la imagen Landsat TM5 de Julio 2006. Las categorías de coberturas terrestres fueron: Suelo Desnudo (SD2006), Plantaciones Forestales (PF2006), Yerbales (Ye2006) y Pastizales (Pa2006) con una separabilidad mayor a 1.8. Las firmas espectrales medias utilizadas para la clasificación se observan en la [figura 5.2](#).

Se realizaron luego matrices de confusión para cada período de cambio evaluado (1985-1989, 1989-1992, 1992-1996, 1996-1999, 1999-2001, 2001-2004, 2004-2006), determinándose sus precisiones totales como también Coeficiente Kappa, Precisiones Productor y Usuario. Para las misma se utilizaron 30 ROI por período, distintos a los utilizados para la clasificación y obtenidos a partir de un viaje de campaña en Marzo 2006 e imágenes Quick Bird 2006 del Google Earth.

Los resultados obtenidos a partir del tratamiento de imágenes satelitales fueron vectorizados e integrados a un Sistema de Información Geográfica (SIG). Dicha base de datos discriminó el tipo de bosque en: Bosque Permanente Alto (MAP), Bosque Permanente Bajo (MPB), Bosque en regeneración mayor a diez años (M>10años), Bosque en regeneración menor a

diez años ($M < 10$ años), Bosque talado hace más de diez años ($Tala > 10$ años), Bosque talado hace menos de diez años ($Tala < 10$ años). Por otra parte, también se pudo discriminar cada clase de bosque en regeneración y talado en los períodos analizados (1985-1989, 1989-1992, 1992-1996, 1996-1999, 1999-2001, 2001-2004, 2004-2006). A su vez se incorporaron los usos de suelo asociados a la dinámica deforestación-regeneración.

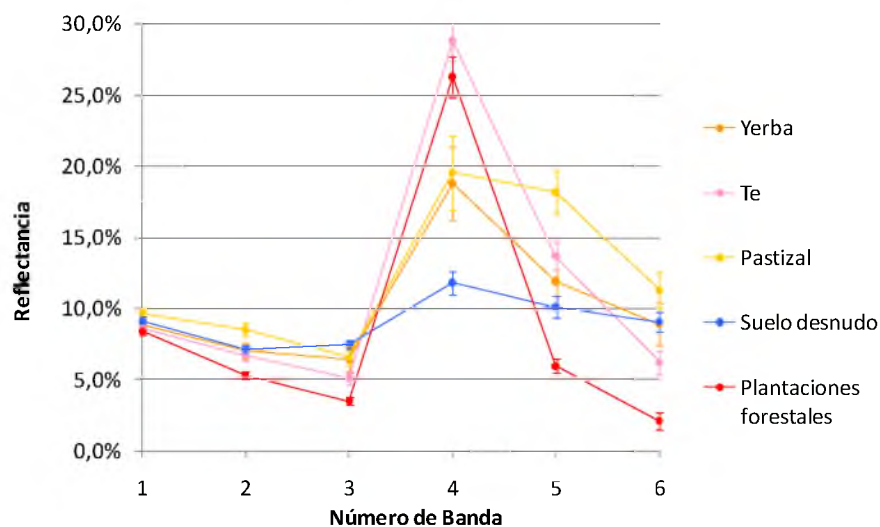


Fig. 5.2. Reflectancias medias y desvíos estándar de las clases de uso del suelo en la imagen Landsat TM5 de Julio 2006. El número 6 corresponde a la Banda 7 del Landsat TM5

Esta información fue ajustada a una resolución equivalente a cuatro píxeles de una imagen Landsat (0.36 ha). Para ello se realizaron procesos de disolución en función del entorno, agregación y eliminación de los parches menores a 0.36 ha que quedaran aislados.

Una de las clases de usos de suelo que no pudo ser discriminada a través de la teledetección fue “cultivos anuales” (CA), como los de mandioca, sandía, tabaco, poroto, etc. Dichos cultivos tienen una variada respuesta espectral que se confunden con yerbales, teales o pastizales pero, tienen la particularidad de presentarse en superficies menores a 1 ha. Dado, a su vez, que las demás actividades se realizan sobre parcelas mayores a 1 ha, los parches de usos fueron reclasificados en función de su tamaño, considerando a aquellos menores a 1 ha como CA.

A partir del SIG, se identificó el porcentaje de área de estudio por uso de suelo asociado a la dinámica regeneración - deforestación. Con dicha información se generaron matrices de cambio.

Las tendencias de distribución espacial de un conjunto de parches se pueden describir calculando una distancia estándar, definida como el desvío estándar de la distancia promedio entre los parches, separadamente en dos direcciones “x” e “y”. Estas dos medidas definen los ejes de una elipse abarcando la distribución de los parches. La elipse es denominada elipse de desviación

estándar. La misma permite ver si la distribución de los objetos es alargada y, en consecuencia, su particular orientación. A su vez, la elipse de desviación estándar puede ser calculada ponderando las distancias en función de las superficies de los parches. Cuando los datos tienen un patrón de distribución normal, un desvío estándar cubre aproximadamente el 68 % de los datos, dos desvíos cubren el 95% de los datos mientras que tres desvíos el 99%. Las distribuciones de los parches de cada uno de los usos, tanto de 1985 asociados a una regeneración de bosque nativo como los de 2006 asociados a la deforestación, también fueron analizadas. Para ello se determinaron los elipsoides de 1 Desvío Estándar y los objetos centrales, parches que se encuentran a menor distancia de los demás, de las categorías de usos del suelo en 1985 y del 2006. Los mismos fueron ponderados en función del área de los parches

Se utilizó la prueba Wilcoxon para comparar tanto los parches centrales, los ejes mayores y menores y la rotación de los elipsoides determinados para los parches de bosques en regeneración y aquellos de bosques deforestados. Esta prueba es una alternativa no paramétrica de la prueba de t para muestras dependientes. Está diseñada para poner a prueba la hipótesis de la ubicación (mediana) de una distribución poblacional. Envuelve el uso de pares relacionados, por ejemplo datos de "un antes" y "un después" y en este caso prueba una diferencia entre las medianas distinta de cero (Siegel & Castellan 1988).

Los programas utilizados para el análisis de los datos fueron ArcGis 9.2 y Statistica 6.0.

A continuación, se determinaron las superficies ocupadas por cada clase de tamaño de parche de las categorías $M < 10$ años, $M > 10$ años, $Tala < 10$ años y $Tala > 10$ años (ArcGis 9.2). Los tamaños de parches de cada categoría fueron comparados entre las mismas a través de una prueba de Kolmogorov-Smirnov. La prueba no paramétrica de Kolmogorov Smirnov evalúa la hipótesis de que dos muestras sean tomadas de diferentes poblaciones. A diferencia de la prueba paramétrica de t para muestras independientes o la prueba no paramétrica de U de Mann Whitney, las cuales ponen a prueba las diferencias en ubicación de dos muestras (diferencias en medias o en intervalos promediados, respectivamente), la prueba de Kolmogorov Smirnov es además sensible a las diferencias en la forma general de la distribución de los datos en las dos muestras (por ejemplo, diferencias en la dispersión, falta de simetría, etc.).

Por último, se calcularon las superficies ocupadas por intervalos de tamaño de parches de los distintos usos del suelo como también de los MAP y MBP (ArcGis 9.2).

5.4.2. Tasas de regeneración, deforestación y degradación del bosque nativo

Una de las formas más intuitivas y comunes de expresar la deforestación es como la proporción (en %) de la superficie de bosque presente al inicio del período que continúa siendo bosque al final del período analizado. Esta expresión tiene el inconveniente de ser un valor relativo, arbitrariamente relacionado con la superficie inicial, lo que limita las posibilidades de comparación entre estudios. Otra forma de expresar la deforestación, es como una proporción de la superficie total del área de análisis, corresponda o no a superficies de bosque (por ejemplo el % deforestado de la superficie total de una provincia) (Steininger *et al.* 2001). Esta forma de expresión tiene el mismo problema que la anterior al ser una proporción de una superficie definida arbitrariamente que puede corresponder a límites políticos u otro criterio.

Existe un grupo de algoritmos utilizados para el cálculo de la tasa de la deforestación que se relacionan con la fórmula de Interés Compuesto.

Por su parte, la FAO utiliza la siguiente fórmula:

$$q = (A_2/A_1)^{1/(t_2-t_1)} - 1 \quad (1)$$

Donde:

A_1 : superficie de bosque al inicio del período

A_2 : superficie de bosque al final del período

t_1 : año de inicio del período

t_2 : año final del período.

En la expresión (1) q sería equivalente a la tasa de interés utilizada en los cálculos financieros, aunque es una forma particular de la expresión general dada por la fórmula (2) que es equivalente al cálculo del capital futuro reemplazando A_2 por el capital al final del período y A_1 por el capital inicial.

$$A_2 = (A_1 + q)^t \quad (2)$$

Cuando el tiempo se considera continuo, el interés debe ser agregado de manera continua y la fórmula (2) se puede expresar como:

$$A_2 = A_1 e^{rt} \quad (3)$$

La fórmula (3) es la expresión de interés compuesto y r es la tasa. Para el procedimiento práctico de cálculo de r Puyravaud (2003) propone el siguiente algoritmo:

$$r = 1/(t_2 - t_1) * \ln A_2/A_1 \quad (4)$$

Esta fórmula es utilizada por la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF) para la tasa anual de deforestación puesto que tiene un significado matemático y biológico y no subestima la tasa anual de deforestación cuando los cambios son muy grandes y acelerados (Puyravaud 2003).

Para obtener la tasa de desmonte se tomó el área inicial y final de bosque nativo. La superficie final se estimó como la diferencia entre la superficie de bosque inicial y la superficie de bosque talado. Para la determinación de la tasa de regeneración se compararon la superficie inicial del bosque nativo en 1985 y la final, donde ésta última fue igual a la suma de la superficie inicial más la superficie de bosque en regeneración. También se evaluó la tasa de degradación, que fue calculada con la superficie de bosque nativo que fue talado y vuelto a regenerar. Por último se sumaron las tasas de regeneración y deforestación y se obtuvo la tasa de cambio neto.

5.4.3. Relaciones de Proximidad del Bosque Permanente en la matriz de uso

Se evaluó la proximidad de los parches de bosques permanentes y sus vecinos tanto en 1985 y en el 2006 dentro de la matriz de uso para poder determinar si hubo un cambio significativo en la misma entre los dos años y cuanto influyó el proceso de regeneración.

Los bosques permanentes, al ser aquellos de mayor edad, mayor riqueza y presentar estructuras de desarrollo más complejas, fueron considerados como reservorios de semillas y fuentes desde las cuales plantas y animales pueden colonizar otras áreas de bosques. En ese sentido, se evaluó la configuración espacial del MP dentro de una matriz de uso en tres situaciones. 1) la inicial en 1985 considerando el MP y aquellos parches de bosque que serían posteriormente talados (MP&T) 2) una intermedia en el 2006 donde se asumió que no hubo regeneración de bosque nativo (MP) y 3) una final del 2006 donde se consideró al bosque en regeneración (MP&R).

La medición más simple y típica de configuración es la distancia euclidiana al vecino más cercano (Hargis *et al.* 1998; Moilanen & Nieminen 2002). Esta medida tiene la ventaja de ser relativamente simple a computar e interpretar pero la desventaja de no proporcionar una mayor información de una complejidad más global. En contraposición los índices de proximidad miden la configuración así como la suma del área de los parches similares dentro de una distancia dada (Gustafson & Parker 1992, 1994; Hargis *et al.* 1998; Moilanen & Nieminen 2002). La idea subyacente es que cualquiera de los parches puede servir como una fuente potencial de colonización, con el área indicando algo de su condición de sumidero.

La proximidad se define como:

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ij}^2} \quad (5)$$

donde: a_{ijs} = Área (m^2) del parche ijs dentro del área de vecindad del parche ij . h_{ijs} = Distancia (m) entre el parche ijs e ij , medida de centro del parche a centro del parche.

El empleo del índice de proximidad es amplio en diversos trabajos de caracterización de la conectividad de parches boscosos (Ej. Pertti Ranta *et al.* 1998; Gustafson & Parker 1994; Echeverría *et al.* 2006; Cayuela *et al.* 2006; Rogers *et al.* 2009; Ansell *et al.* 2009). En el presente trabajo, se utilizó dicho índice dada su sensibilidad al cambio y ser la medición apropiada para la conectividad en paisajes muy fragmentados y con numerosos parches (Moilanen & Nieminen, 2002)

Para la determinación de la proximidad de los parches de MP se tomaron nueve muestras circulares de 5000 m de radio dentro de la matriz de uso, donde el tamaño de los parches fue menor a 100 ha. Luego, para cada uno de los parches de MP se evaluó la proximidad en las tres situaciones en un radio de 500 m.

Se compararon luego las proximidades entre las diferencias MP&T-MP&R y MP-MP&R a través de una prueba de Wilcoxon para cada par de parches por muestra y para cada par de parches en la totalidad de las muestras. A su vez, para cada muestra se determinaron las tasas de cambio entre 1985 y 2006 en dos situaciones: con regeneración de bosque nativo y sin regeneración de bosque nativo y se compararon a través de una prueba de Wilcoxon.

5.5. Resultados

5.5.1. Patrón espacial del cambio del uso del suelo

Se observó que tanto los procesos de regeneración como de deforestación se hallaron dispersos en toda el área de estudio, sin embargo, la zona norte, adyacente al corredor verde, fue la que presentó los parches de mayor tamaño en ambos procesos (Fig. 5.3 y 5.4).

Las precisiones de las clasificaciones de usos del suelo de 1985 (que dieron origen a bosque en regeneración) fueron, en general, superiores a las clases de uso del suelo del 2006 (que surgieron tras la deforestación) (Tablas 5.1, 5.2, 5.3 y 5.4.) La precisión media de los M>10años fue de 77,74% mientras que para los M<10años de 77,75 %. Las clases de coberturas de usos de

Tabla 5.1. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Pro.) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de categorías de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Ago. 1985 y las áreas de regeneración de bosque nativo, entre 1985 y 1996.

Período	1985-1989		1985-1992		1985-1996		M>10años	
Precisión Total	77,73		77,4		78,1		77,74	
Coef. Kappa	0,7128		0,7319		0,7313		0,7253	
Clase	Prec. Prod.	Prec. Usua.	Prec. Prod.	Prec. Usua.	Prec. Prod.	Prec. Usua.	Prec. Prod.	Prec. Usua.
Yerba	86,93	65,94	79,76	44,35	79,89	41,71	82,2	50,7
Te	60,93	69,46	83,01	67,64	79,7	74,83	74,5	70,6
Cultivos	76,58		73,07		76,43	68,29	75,4	22,8
Pastizal/ Herbazal	76,88	66,89	73,3	77,51	76,66	72,38	75,6	72,3
Suelo Desnudo	49,5	94,4	41,05	89,04	52,38	83,02	47,6	88,8
Arbustal	77,22	94,5	60,3	86,85	62,55	90,44	66,7	90,6
Monte Bajo	85,77	77,24	77	88,15	77,14	84,4	80,0	83,3
Monte Alto	nd	nd	91,04	80,13	94,3	98,43	92,7	89,3
Plts. Forestales	17,53	96,4	67	99,71	50,36	79,06	45,0	91,7

Tabla 5.2. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Pro.) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de categorías de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Ago. 1985 y las áreas de regeneración de bosque nativo entre 1996 y 2006.

Período	1985-1999		1985-2001		1985-2004		1985-2006		M<10años	
Precisión Total	77,63		79,33		78,39		75,64		77,75	
Coef. Kappa	0,7162		0,7468		0,7246		0,7061		0,7234	
Clase	Prec. Prod.	Prec. Usua.	Prec. Prod.	Prec. Usua.	Prec. Prod.	Prec. Usua.	Prec. Prod.	Prec. Usua.	Prec. Prod.	Prec. Usua.
Yerba	80,04	45,54	86,54	47,26	85,15	51,15	84,04	46,02	83,9	47,5
Te	78,78	68,71	87,3	81,7	82,22	69,12	79,21	67,82	81,9	71,8
Cultivos	73,82		62,9		67,5		69,39		68,4	0,0
Pastizal/ Herbazal	74,27	69,69	63,08	75,92	68,59	72,81	69,39	70,1	68,8	72,1
Suelo Desnudo	45,68	88,57	62,34	97,07	45,74	93,14	59,29	92,13	53,3	92,7
Arbustal	66,2	89,35	67,55	84,42	59,35	88,4	58,11	89,59	62,8	87,9
Monte Bajo	82,45	86,79	76,12	83,19	79	86,54	80,79	84,91	79,6	85,4
Monte Alto	90,21	70,86	90,35	80,06	91,41	75,03	89,65	70,51	90,4	74,1
Plts. Forestales	55,61	99,7	60,87	99,16	63,71	99,21	69,37	99,54	62,4	99,4

suelos con mayor confusión fueron las plantaciones forestales, que se confundieron principalmente con zonas de te y los suelos desnudos que se confundieron con yerbales, sin embargo, en ambos casos la precisión usuario fue alta, superior al 80%.

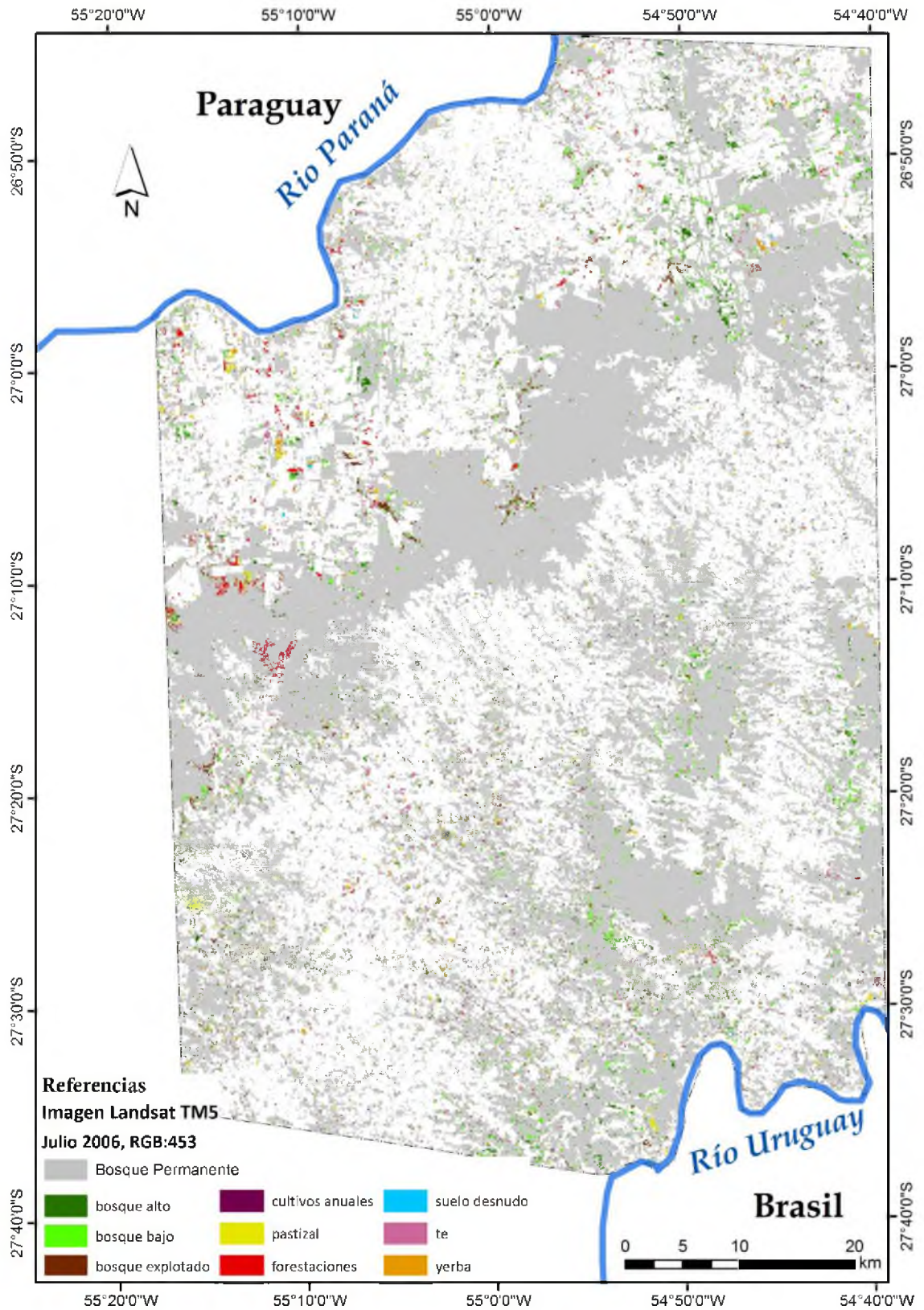


Fig. 5.3. Mapa de distribución de las categorías de usos de suelos en 1985 donde regeneró bosque nativo.

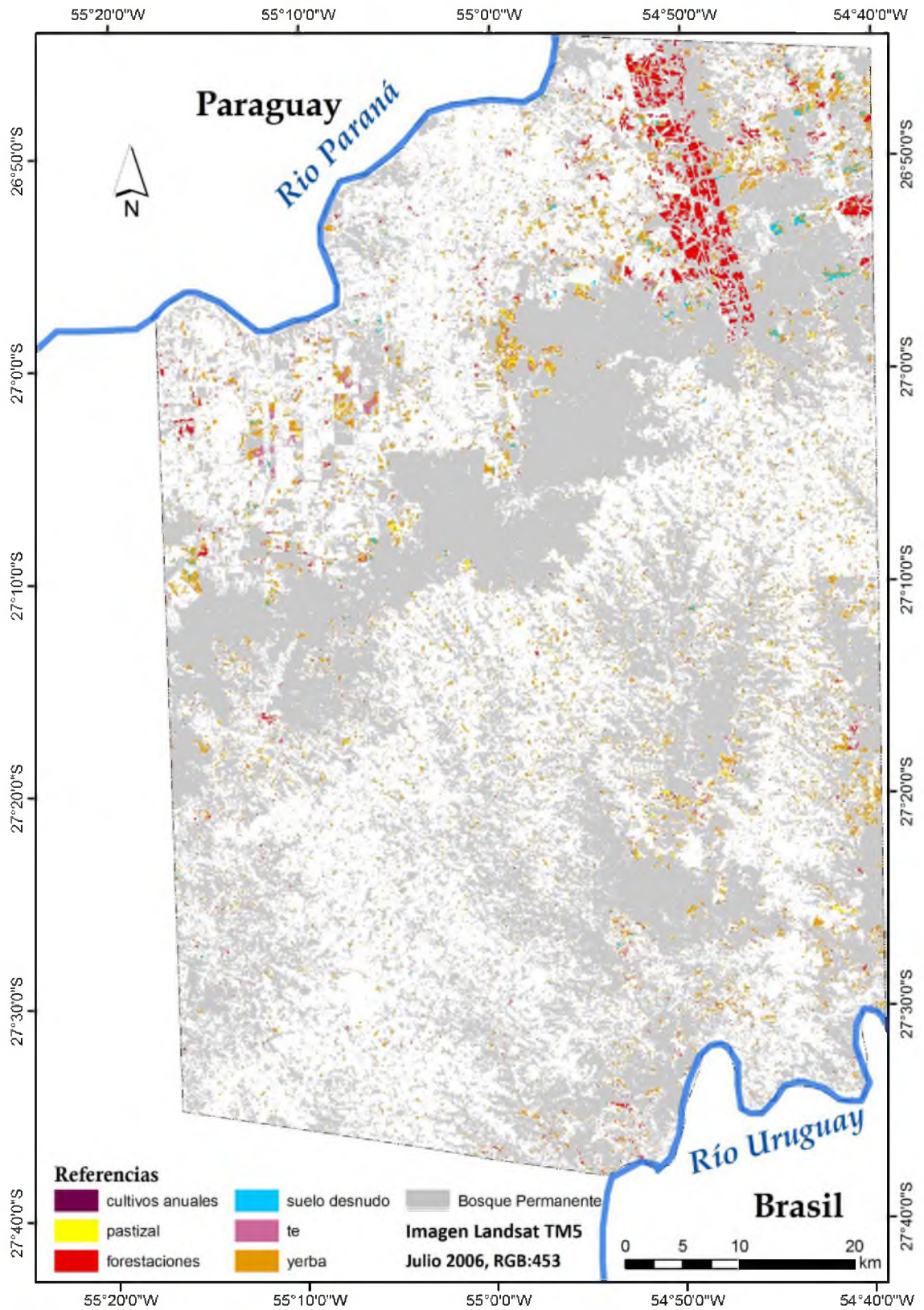


Fig.5. 4. Mapa de distribución de las categorías de usos de suelos en 2006, originadas tras la deforestación.

Por su parte, la precisión media de los Tala>10años fue de 73,39% y de los Tala<10años fue de 77,51 %. Las clases de coberturas de usos del suelo que presentaron menor precisión productor en este caso, fueron los pastizales y teales, sin embargo, los pastizales alcanzaron precisiones usuario, superiores. Aunque las clasificaciones obtuvieron precisiones totales del orden del 75%, los Coeficientes Kappa fueron bajos. (Tablas 5.1, 5.2, 5.3 y 5.4). Por último, las precisiones presentaron una tendencia a disminuir a medida que el período fue más reciente.

A partir de la matriz de cambio de los usos del suelo en la dinámica deforestación-regeneración, se determinaron los distintos porcentajes de cambio en función del área de estudio

Tabla 5.3. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Prod) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de categorías de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Julio 2006 y las áreas deforestadas entre 1985 y 1996.

Período	1985-1989		1985-1992		1985-1996		Tala>10años	
Precisión Total	75,41		72,11		72,64		73,39	
Coef Kappa	0,571		0,5153		0,5533		0,5465	
Precisión /Clase	Prec. Prod	Prec. Usua.	Prec. Prod	Prec. Usua.	Prec. Prod	Prec. Usua.	Prec. Prod	Prec. Usua.
Yerba	86,96	75,23	85,12	71,72	84,54	70,8	85,5	72,6
Te	56,23	80,09	61,52	79,43	55,68	75,83	57,8	78,5
pastizal	28,69	49,26	36,28	57,22	38,75	60,79	34,6	55,8
Suelo Desnudo	74,74	29,5	76,87	38,65	72,1	44,37	74,6	37,5
Plts. Forestales	97,03	89,5	96,14	88,44	97,46	93	96,9	90,3

Tabla 5.4. Precisiones totales y parciales Productor (Pre. Prod) y Usuario (Pre. Usua.) de las clasificaciones de coberturas de usos del suelo sobre la imagen Landsat TM5 Julio 2006 y las áreas deforestadas entre 1996 y 2006.

Período	1985-1999		1985-2001		1985-2004		1985-2006		Tala<10años	
Precisión Total	82,45		82,07		73,19		72,32		77,51	
Coef Kappa	0,7326		0,7248		0,4859		0,421		0,5911	
Precisión /Clase	Prec. Prod	Prec. Usua.	Prec. Prod	Prec. Usua.	Prec. Prod	Prec. Usua.	Prec. Prod	Prec. Usua.	Prec. Prod	Prec. Usua.
Yerba	83,28	67,83	83,39	65,95	85,93	75,49	77,48	83,7	82,5	73,2
Te	62,53	82,22	61,41	77,78	61,28	78,27	39,01	75,31	56,1	78,4
pastizal	33	57,81	32,59	53,06	32,09	52,48	27,29	37,68	31,2	50,3
Suelo Desnudo	76,14	35,38	69,03	43,22	83,25	41,66	92,39	46,51	80,2	41,7
Plts. Forestales	97,61	97,41	95,88	98,62	92,93	86,7	94,89	70,27	95,3	88,3

(Tablas 5.5 y 5.6). Las coberturas de suelos que presentaron la mayor probabilidad de regeneración fueron los CA1985 (85,1 km²), MB1985 (72,8 km²), y MA1985 (45,8 km²). Mientras que las coberturas terrestres más probables después de una deforestación fueron los Ye2006 (163,8 km²) y en menor medida PF2006 (58,3 km²).

Cuando se analizó el cambio neto de cada uso del suelo producido por la deforestación-regeneración se observó que los yerbales aumentaron en una superficie de 154 km², las plantaciones forestales también aumentaron en una superficie de 44,8 km², mientras que los

cultivos anuales disminuyeron en una superficie de -66 km². Los demás usos presentaron diferencias mucho menores (Fig 5.5).

Tabla 5.5. Matriz de cambio (porcentaje de área de estudio) entre los usos de suelo de 1985 en donde regeneró bosque nativo. M<10años: Bosques en regeneración hace menos de diez años, M>10años, Bosques en regeneración hace más de diez años

	Bosques en 2006	
	M<10años	M>10años
CA1985	1,1809	0,4092
MA1985	0,6534	0,2019
MB1985	1,0391	0,3213
Arb1985	0,1339	0,1881
SD1985	0,0169	0,0157
TE1985	0,204	0,0545
YE1985	0,0847	0,0914
Pa1985	0,1723	0,1459
PF1985	0,2145	0,0378

Tabla 5.6. Matriz de cambio (porcentaje de área de estudio) entre los sitios de bosque en 1985 talados y los usos de suelos resultantes en 2006. Tala>10años: Bosques talados hace más de diez años, Tala<10años: Bosques talados hace menos de diez años.

	Bosques en 1985	
	Tala <10años	Tala >10años
CA2006	0,1703	0,1879
SD2006	0,1797	0,023
TE2006	0,1749	0,2658
YE2006	1,3003	1,7597
Pa2006	0,0883	0,1548
PF2006	0,8204	0,2686

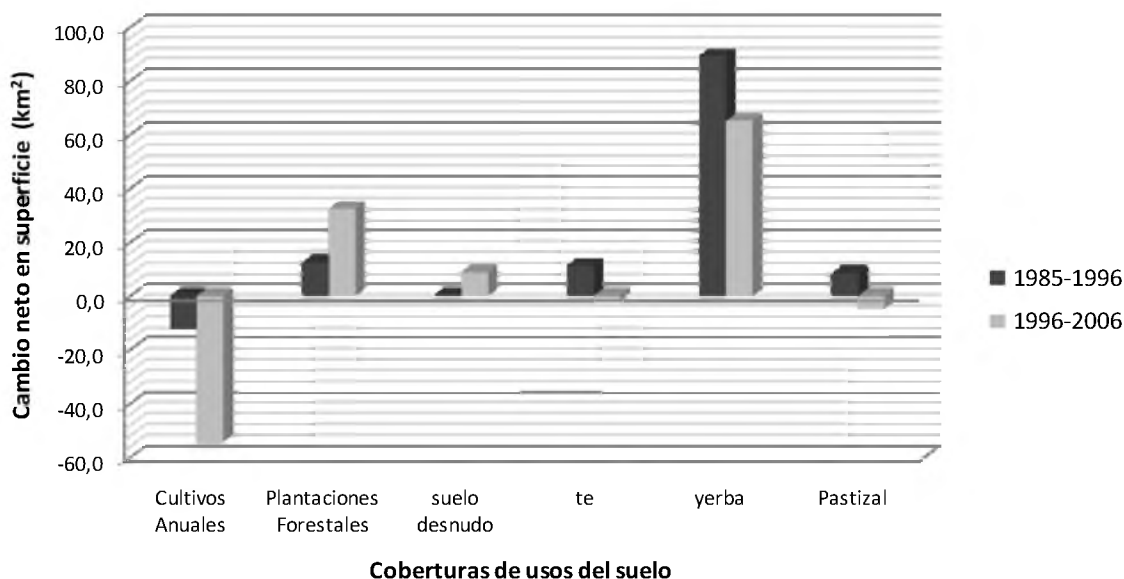


Fig. 5.5. Cambio neto en km² entre los usos de suelo abandonados que dieron origen a bosque en regeneración y aquellos usos originados tras la deforestación para los periodos 1985-1996 y 1996-2006

Los polígonos centrales y elipsoides calculados por uso del suelo arrojaron una tendencia general en la cual los usos originados por la deforestación se ubicaron hacia el centro-NE del área de estudio y los usos que dieron origen a bosque en regeneración lo hicieron preferentemente hacia el centro-SO (Figs 5.6, 5.7, 5.8, 5.9, 5.10, 5.11 y 5.12). La prueba de Wilcoxon indicó la existencia de diferencias significativas en la ubicación de los centros de los elipsoides, sin embargo tanto la rotación como los ejes mayores y menores no presentaron diferencias significativas entre los usos de 1985 y aquellos del 2006 (Tabla 5.7)

Tabla 5.7. Prueba de Wilcoxon entre los elipsoides donde regeneró y taló bosque nativo. Centro en X: punto central de la elipsoide en el eje x; Centro en Y: Punto central de la elipsoide en el eje Y. Desvío Estándar en Y de la elipsoide: eje mayor de la elipsoide, Desvío Estándar en X es la perpendicular al eje Y que pasa por el centro de la elipsoide. Rotación: Grado de rotación del eje mayor de la elipsoide, siendo el origen totalmente vertical y girando en sentido horario.

Características del elipsoide	Regeneración		Deforestación		Test Wilcoxon p < 0,05
	Media	Desvío Estándar	Media	Desvío Estándar	
Centro en X	7399633	4806,9	7410811	3298,2	p < 0,05
Centro en Y	6992754	6364,7	7005992	11181,5	p < 0,05
Desvío estándar en X	29413	41543	23925	34459	p > 0,1
Desvío estándar en Y	31973	39484	31973	37617	p > 0,6
Rotación	66	175	42	177	p > 0,2

Al analizar cada uso por separado se observó también diferencias. La categoría de uso de suelo que presentó mayor diferencia y agregación fue la PF, con una disposición en el sector norte del área de estudio. A su vez, PF1985 se agrupó en el extremo NO, mientras que PF2006 en el sector NE del área, con una distancia euclideana entre polígonos centrales de 44,5 km. Los elipsoides también variaron de tamaño, siendo el de las plantaciones surgidas (1311 km²), menor que el de aquellas transformadas en bosques (2174 km²). La orientación del eje mayor de los mismos, sin embargo, no varió y fue de NE-SO (Fig. 5.6).

La segunda clase de uso que mas diferencias presentó fue Suelo Desnudo. Aquellos SD1985 presentaron una distribución amplia y central mientras que SD2006 se distribuyó preferentemente en el NE del área de estudio. La distancia entre centroides fue de 29.5 km. Los elipsoides, a su vez, variaron de tamaño y orientación. El SD2006 tuvo una orientación NE-SO abarcando desde el extremo NE del área de estudio hasta el centro de la misma y ocupando un área de 2049 km². Mientras que SD1985 tuvo una orientación N-S y cruzó el área de estudio en su centro cubriendo una superficie de 2956 km² (Fig.5.7). Los demás usos del suelo presentaron distribuciones con patrones similares y menores diferencias: los que surgieron de la deforestación presentaron una tendencia a disponerse hacia el centro norte del área mientras que los que dieron origen a bosque en regeneración, en el centro sur del área (Figs. 5.8 – 5.12).

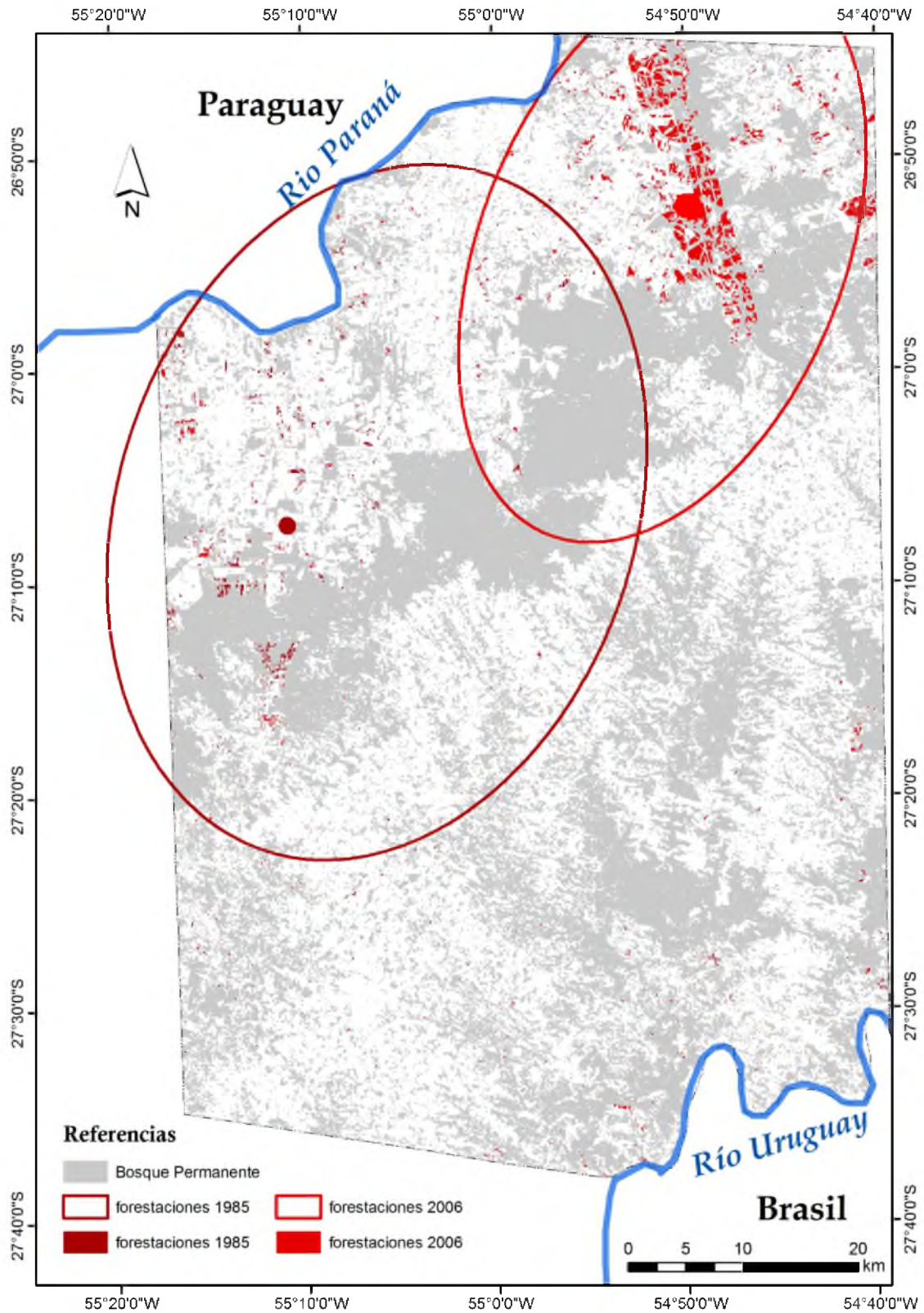


Fig. 5.6. Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de las plantaciones forestales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y plantaciones forestales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006.

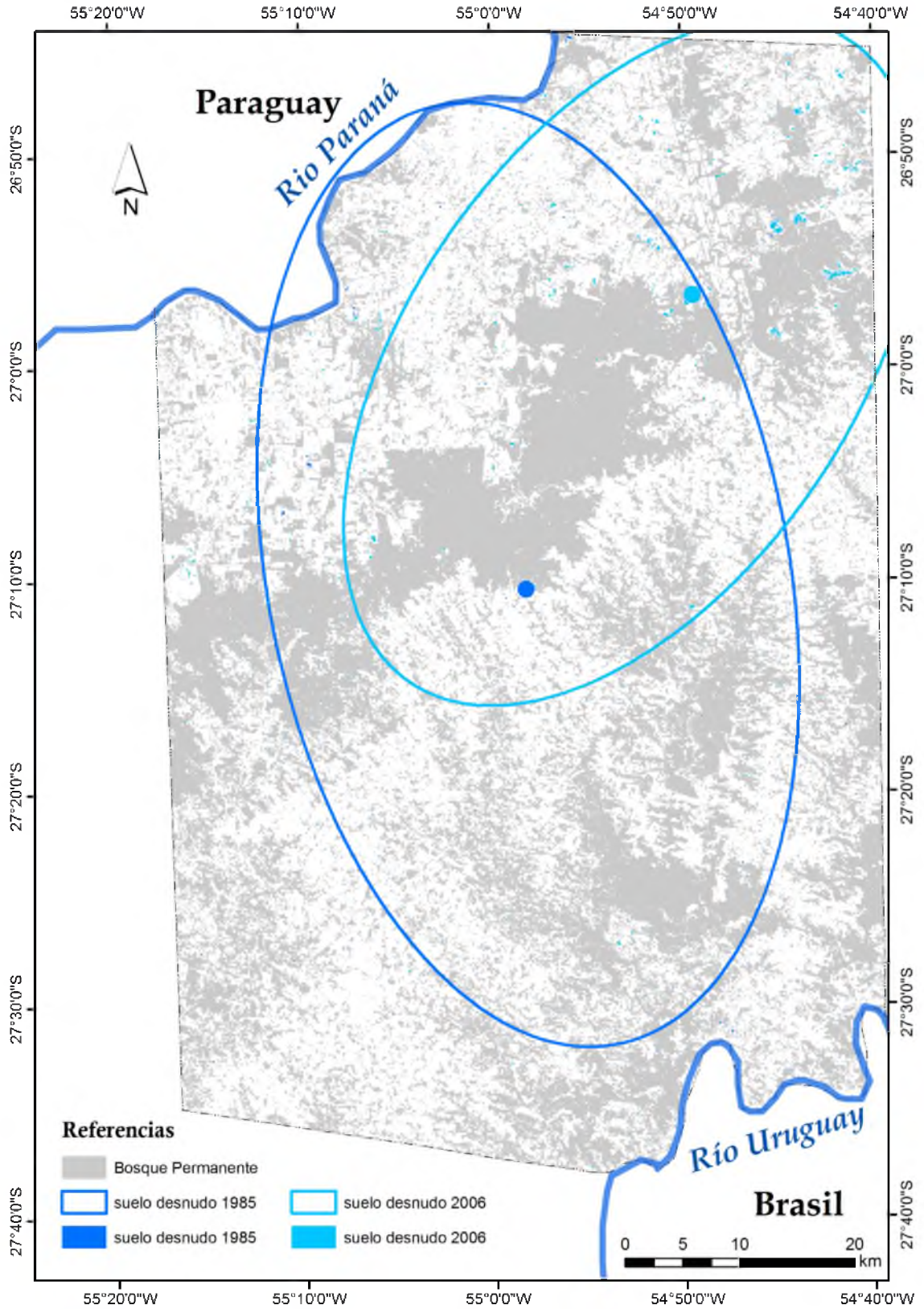


Fig. 5.7. Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de suelos desnudos en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y suelos desnudos en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006.

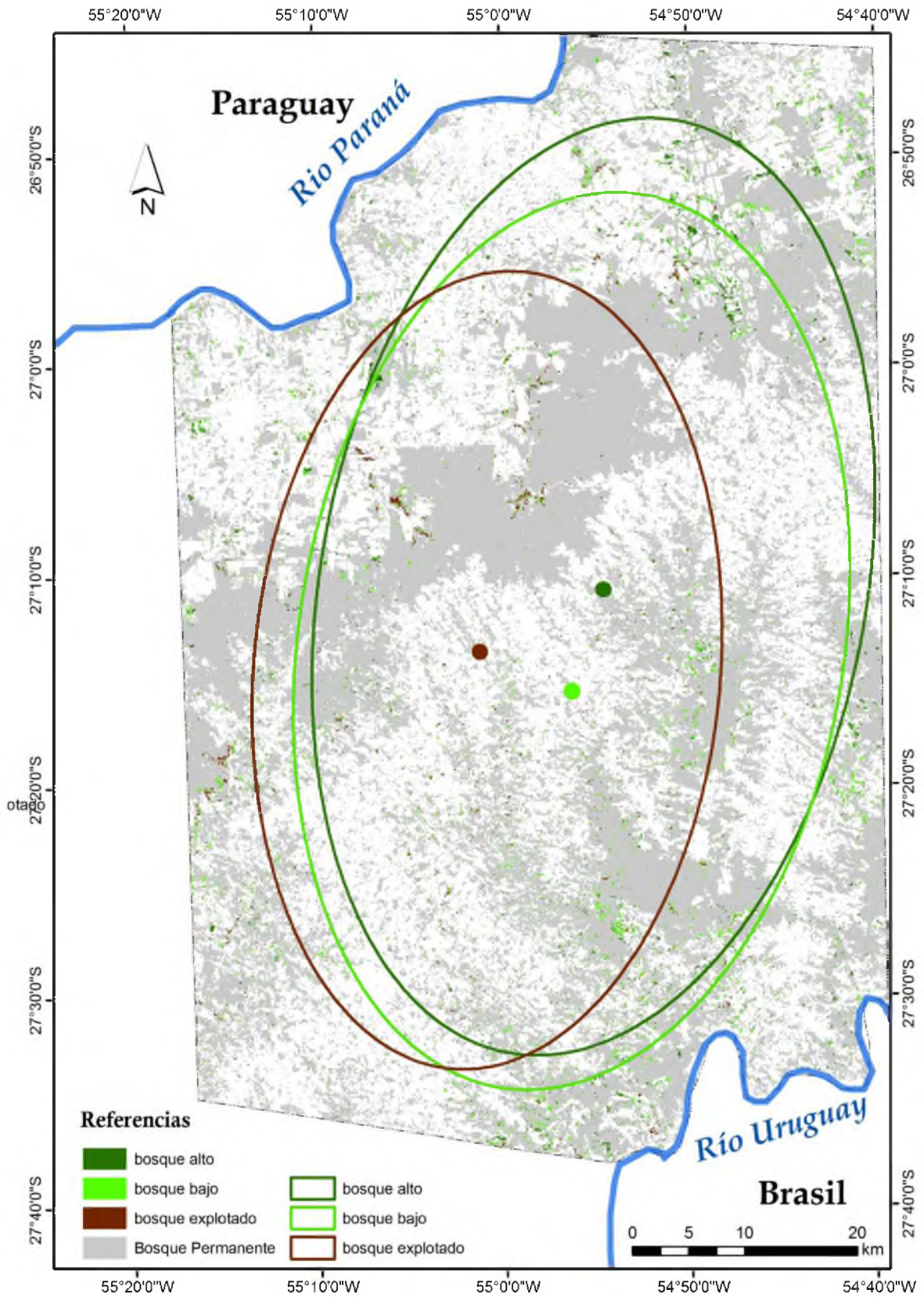


Fig. 5.8. Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de las distintas coberturas de bosques en 1985 donde regeneró bosque nativo entre 1985 y 2006.

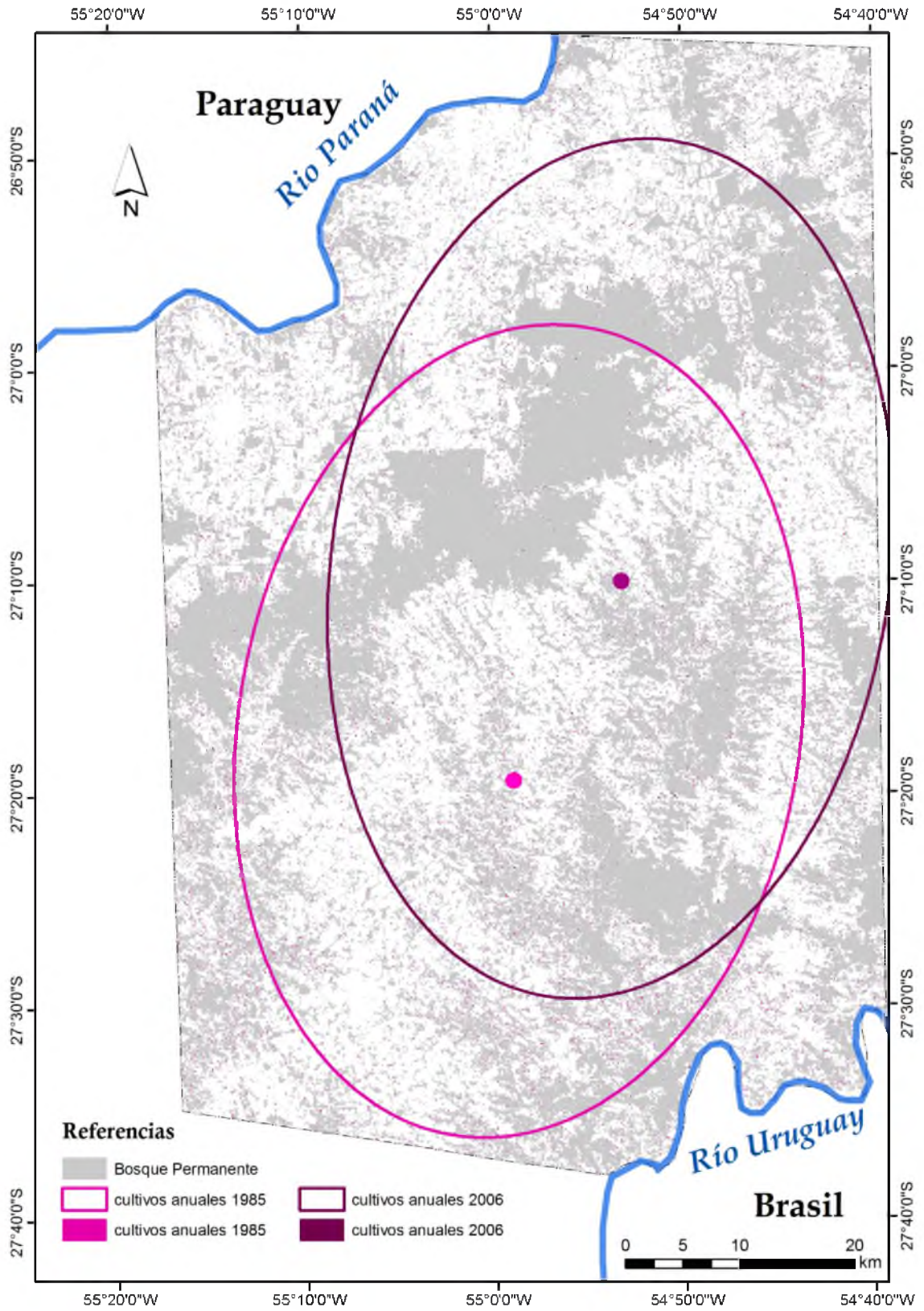


Fig. 5.9. Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parches centrales de los cultivos anuales en 1985 donde regeneró bosque nativo y cultivos anuales 2006 que se originaron tras la deforestación, durante 1985-2006.

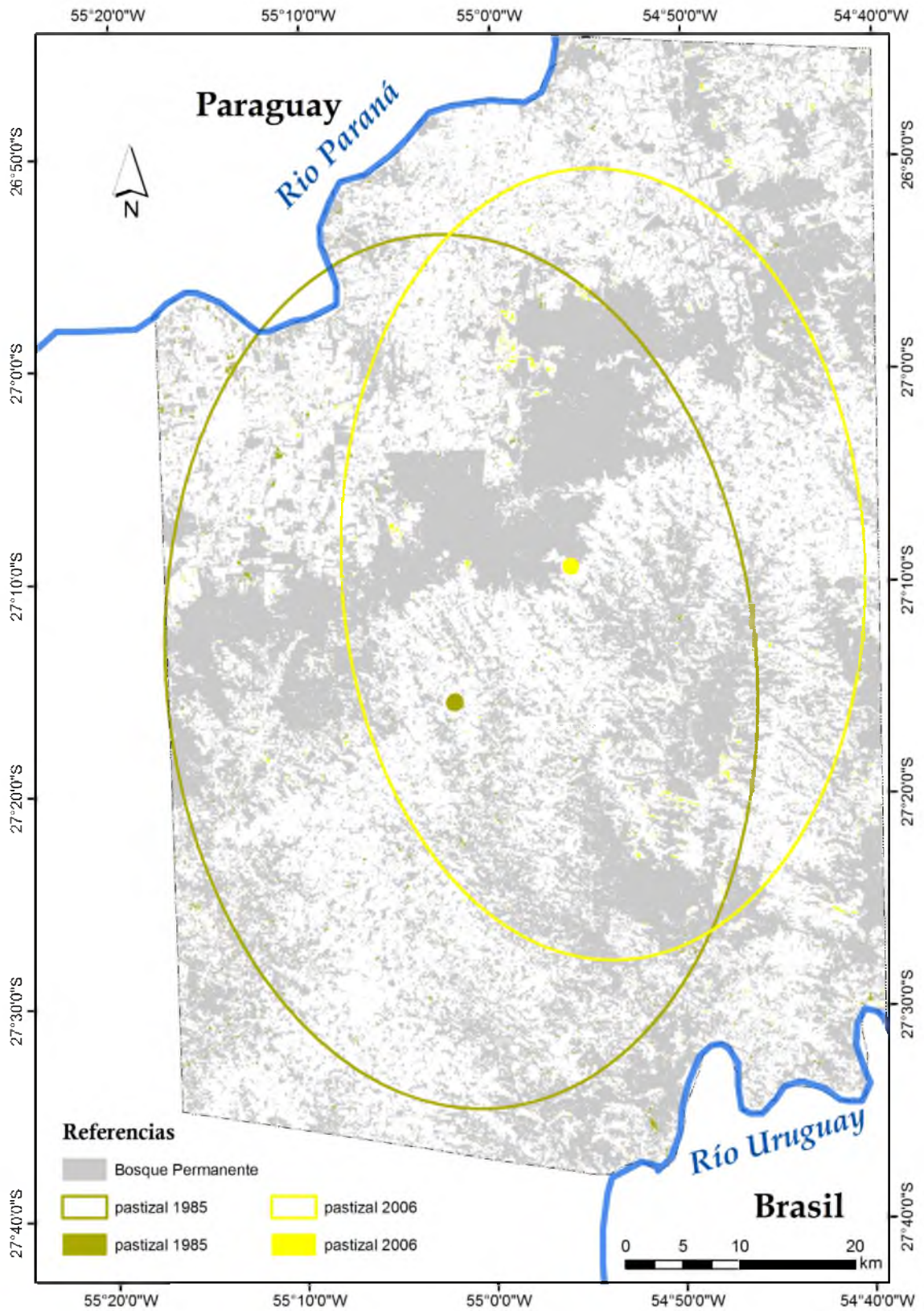


Fig. 5.10. Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de los pastizales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y pastizales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006.

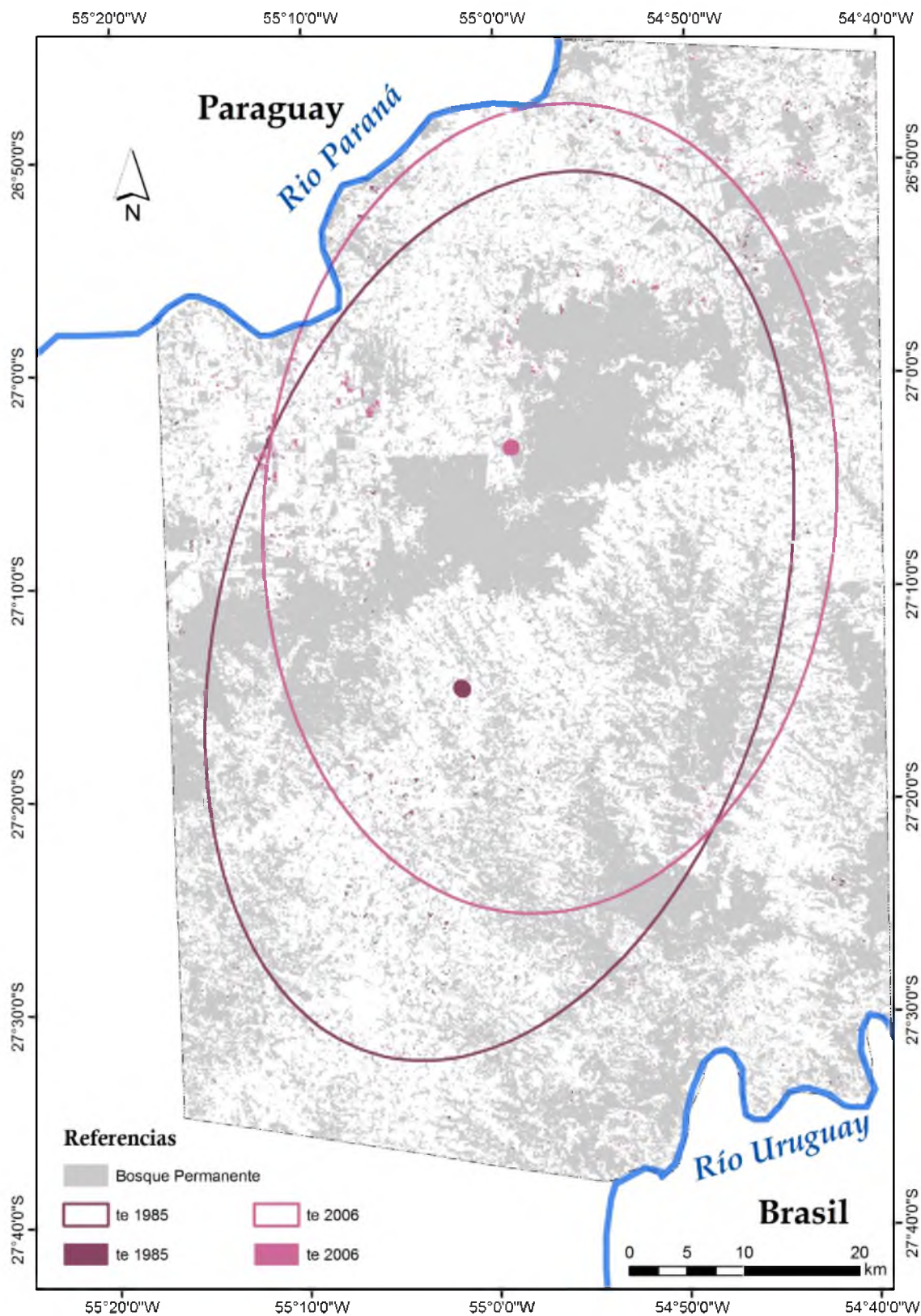


Fig. 5.11. Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de teales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y teales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006.

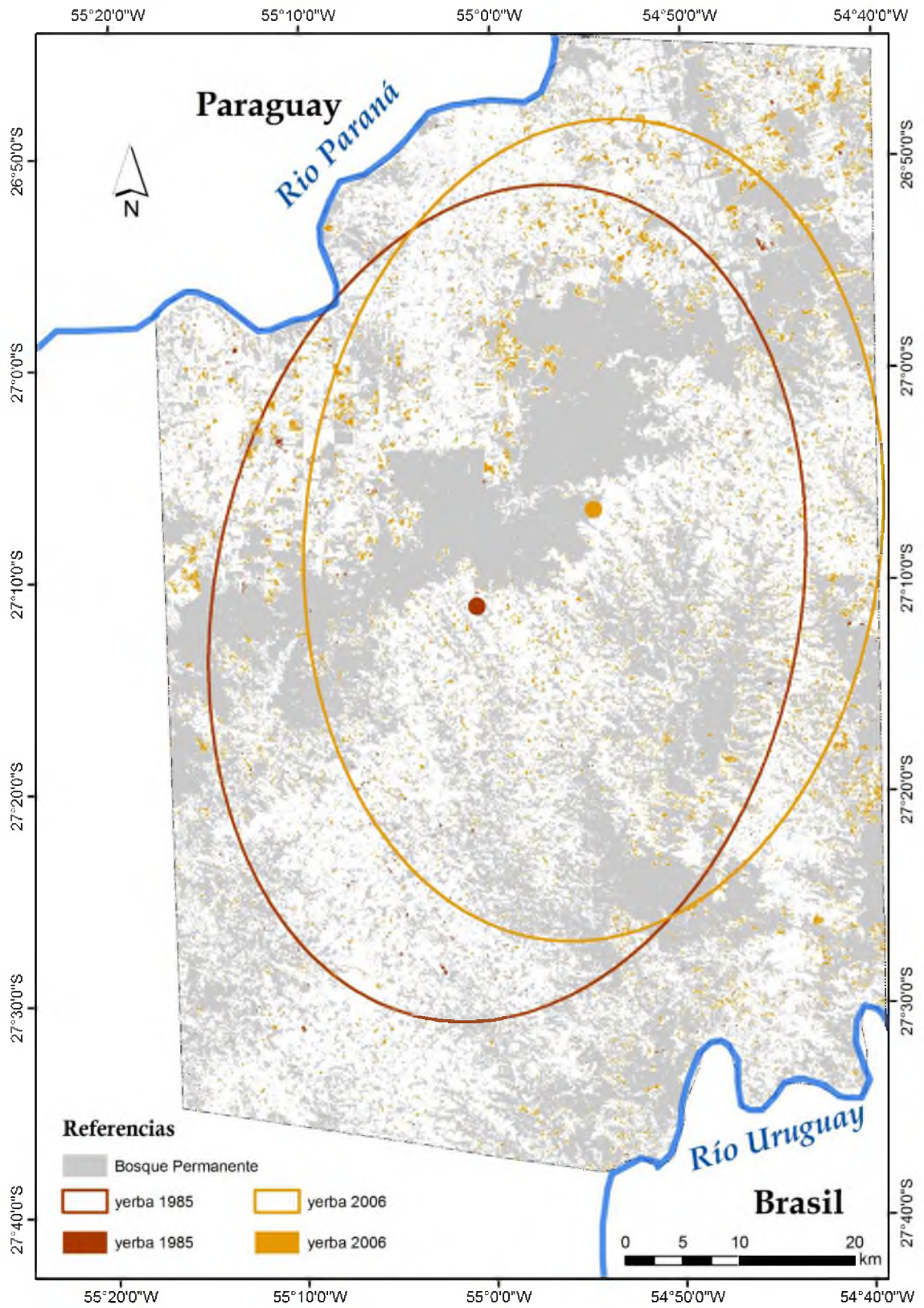


Fig. 5.12. Elipsoides de distribución de un desvío estándar y parche central de teales en 1985 que dieron origen a bosque regenerado y teales en el 2006 que se originaron tras la deforestación, entre los años 1985-2006.

Las distancias entre los polígonos centrales de cada clase fueron:

- CA1985-CA2006: 20 km NE-SO (Fig. 5.9)
- PA1985-PA2006: 15 km NE-SO (Fig. 5.10)
- Te1985-Te2006: 21 km NNE-SSO (Fig. 5.11)
- Ye1985 – Ye2006: 13.2 km NE-SO (Fig. 5.12)

Dichas clases de usos del suelo presentaron elipsoides con tamaños que estuvieron entre los 2700 y 3000 km².

El análisis de la distribución de tamaños de parches mostró que los bosques en regeneración no superaron las 50 ha, mientras que los bosques talados alcanzaron las 122 ha ([Fig. 5.13](#)). Esta diferencia fue significativa (Tabla 5.8). A su vez, los bosques en regeneración entre 1985 y 1996 presentaron parches mayores a los bosques en regeneración entre 1996 y 2006 ([Tabla 5.8](#)). Los tamaños de los bosques talados no presentaron diferencias significativas entre los dos períodos analizados.

En el año 1985, la distribución de los tamaños de parches en función de las categorías de uso del suelo, se dispuso de la siguiente manera. Los parches más pequeños se hallaron, con excepción de los CA1985, en los SD1985, MB, Arb y MA, con medias que rondaron 0,8 ha y máximas en las 60 ha. Los parches de mayor tamaño se encontraron en las categorías Pa1985, Te1985 y Ye1985 con medias cercanas a las 2 ha, sin embargo, con máximas no mayores de 30 ha ([Fig 5.14](#)).

En el año 2006 la distribución de tamaños de parches en función de la categoría de uso del suelo cambió con respecto al año 1985. Los parches más pequeños correspondieron a Pa2006 y Te2006, con medias cercanas a las 0,8 ha y máximas que alcanzaron las 50 ha. Los parches más grandes se dispusieron sobre PF2006, con una media de 4 ha y máximas mayores a las 120 ha. ([Fig. 5.14](#)).

En cuanto al MP, se observó que el 39.4% del mismo se dispuso sobre parches menores a 100 ha. dentro de esta categoría, el 49% fue menor a 10 ha.

Cuando se analizaron las categorías de bosques permanentes se observó que el 70% de los MAP se dispuso en parches superiores a 100 ha, y el 50% en parches superiores a las 1000 ha. En cambio los MBP se dispusieron en un 66% en parches menores a 100 ha, el 50% de estos parches fue inferior a las 10 ha. El 34% del MBP, que se dispuso en parches superiores a 100 ha, no superó las 1000 ha de superficie. (Fig. 5.15 y 5.16).

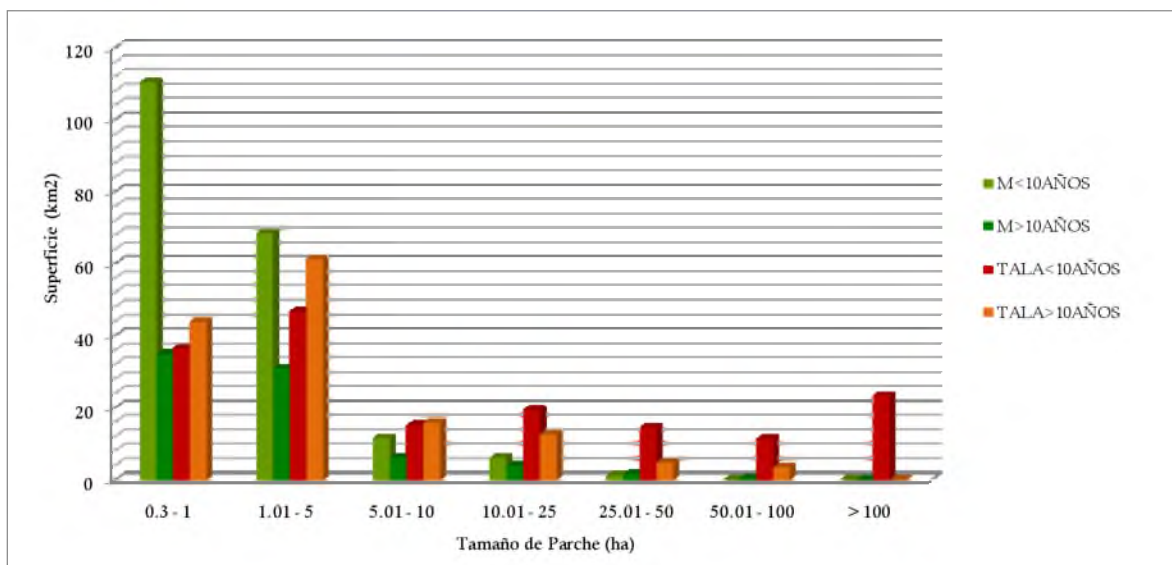


Fig 5.13. Superficie ocupada en km² por clase de tamaño de parche en función del proceso de regeneración o deforestación del bosque nativo, donde M<10años: bosque en regeneración menor a diez años, M>10años: bosque en regeneración mayor a diez años, Tala <10años: Sitios deforestados hace menos de diez años y Tala>10años: Sitios deforestados hace más de diez años.

Tabla 5.8. Prueba de Kolmogorov-Smirnov para las categorías de bosques nativos en regeneración y talados, donde Bosques en regeneración menores a diez años (+M<10años), Bosques en regeneración mayores a diez años (+M>10años), Bosques Talados hace menos de diez años (Tala<10años) y Bosques talados hace más de diez años

Sup	M<10años	M>10años	Tala<10años	Tala>10años
M<10años		M9606<M8596, P<0.00	M9606<T9606, P<0.00	M9606<T8596, P<0.00
M>10años			M8596<T9606, P<0.00	M8596<T8596, P<0.00
Tala<10años				T8596>T9606, P<0.025
Tala>10años				

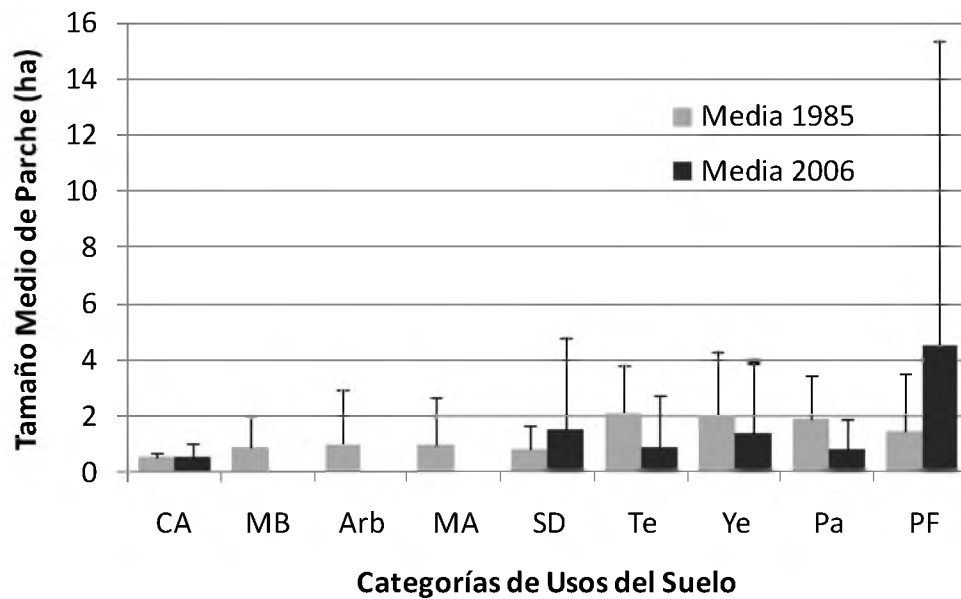


Fig. 5.14. Media del tamaño de parches (ha) y un desvío estándar, de las categorías de usos del suelo, tanto de 1985, que dieron origen a bosque en regeneración, como de 2006, que se originaron tras la deforestación. CA: Cultivo Anual, MA: Bosque Alto, MB: Bosque Bajo, Arb: Arbustal, SD: Suelo Desnudo; TE: Teal; YE: Yerbal; Pa: Pastizal; PF: Plantaciones Forestales.

5.5.2. Determinación de las tasas de regeneración, deforestación y degradación del bosque nativo

En función de la matriz de cambio se determinaron las tasas de deforestación, regeneración y degradación de bosque nativo.

La tasa anual de deforestación fue de -0,53% lo que equivalió a -28,4 km²/año, mientras que la tasa de regeneración fue de 0,266% lo que equivalió a 14,25 km²/año. Por su parte, a tasa de degradación fue de -0,236% lo que equivalió a 12,6 km²/año. La tasa neta de cambio resultó -0,26% lo que equivalió una reducción de bosque nativo de -13,9 km²/año.

5.5.3. Relaciones de Proximidad del Bosque Permanente inmerso en la matriz de uso

El análisis comparativo de Wilcoxon para el índice de proximidad a 500 m del bosque permanente (MP) entre 1985 y 2006, arrojó los siguientes resultados (Tabla 5.9): En primer lugar, cuando se compararon las proximidades entre el MP en 1985 rodeado de bosque que en lo sucesivo se talaría (MP&T) y el MP del 2006 considerando también todo el bosque en regeneración (MP&R), la proximidad total disminuyó significativamente.

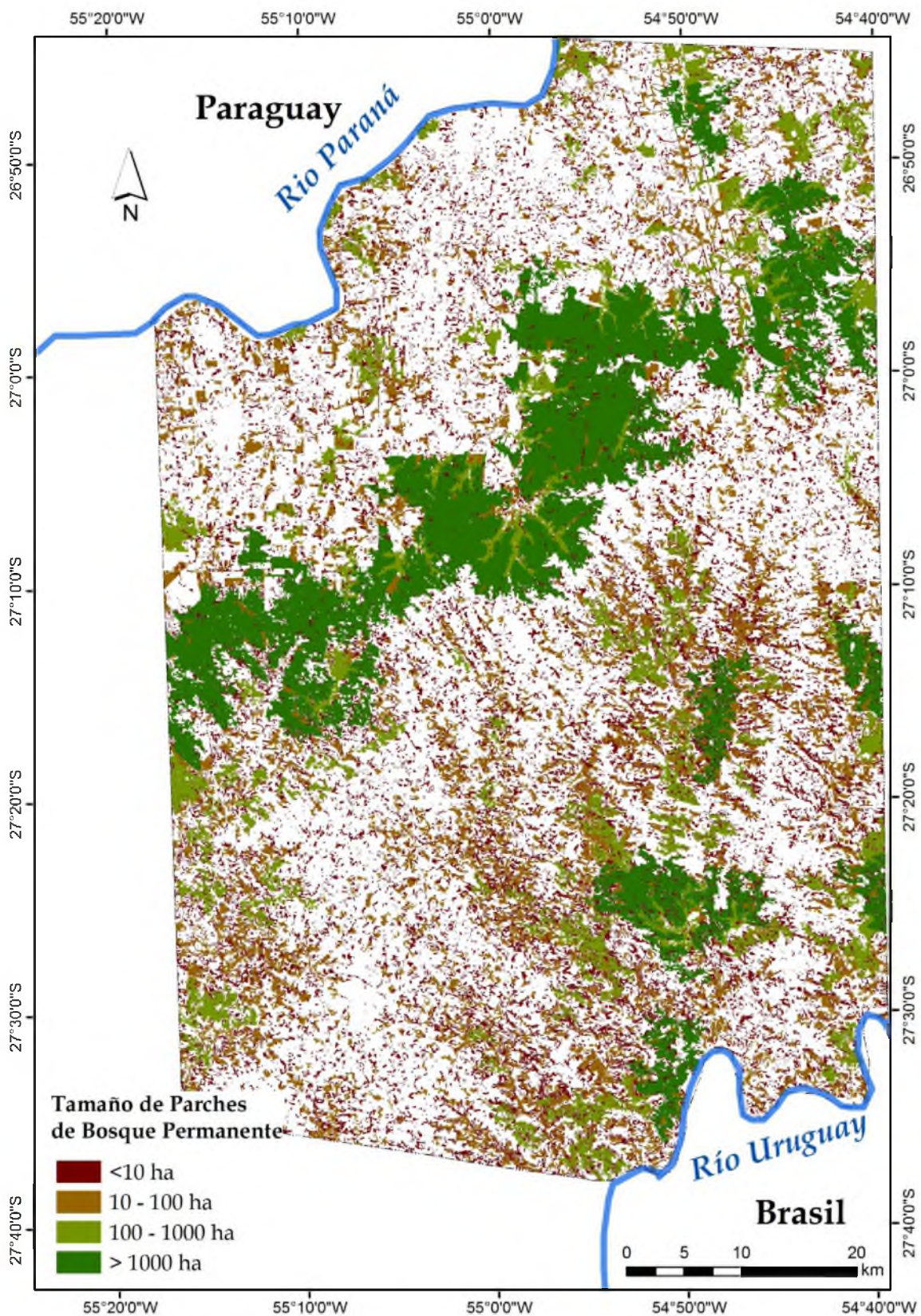


Fig. 5.15. Distribución de los tamaños de parche del bosque permanente.

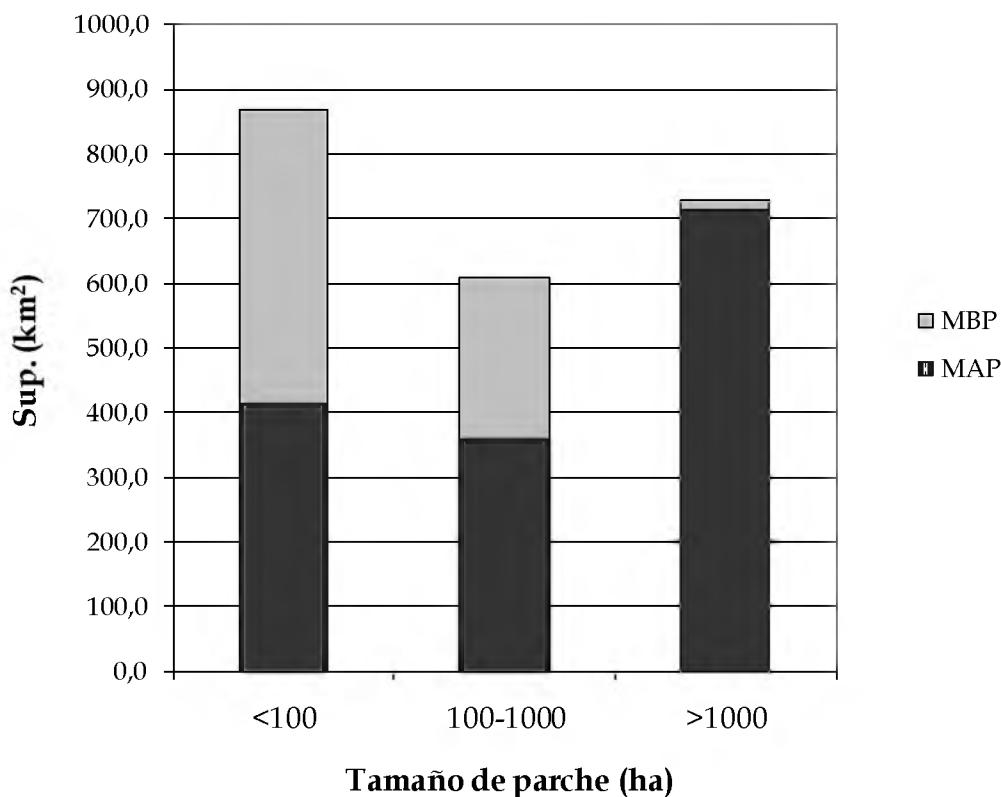


Fig. 5.16. Superficie ocupada (en Km²) por tamaño de parche (en ha) en función de la categoría de bosque permanente. MBP: Bosque Bajo Permanente y MAP: Bosque Alto Permanente.

Tabla 5.9 Análisis comparativo de Wilcoxon para la proximidad a 500m de los parches de Bosque Permanente (MP) en 9 muestras, en dos situaciones: considerando y despreciando la regeneración de bosque nativo. Donde PtoxMP&T: Proximidad del Bosque Permanente en 1985. ProxMP: Proximidad del Bosque Permanente en el 2006, despreciando la regeneración de bosque nativo; ProxMP&R: Proximidad del Bosque Permanente en el 2006 considerando la regeneración de bosque nativo. Tasa C/Reg: Tasa de cambio considerando la regeneración del bosque nativo; Tasa S/Reg: Tasa de cambio despreciando la regeneración. 2*1 sided p-level. Nivel de P ajustado para muestras pequeñas

Muestra	N	ProxMP&T Media	ProxMP Media	ProxMP&R Media	ProxMP&T vs ProxMP&R Wilcoxon P-level<0.01	ProxMP vs ProxMP&R Wilcoxon P-level<0.01	Tasa C/Reg	Tasa S/Reg
a	701	27,50	23,28	24,91	P<0.00	P<0.00	-0,26%	-0,66%
b	511	60,54	46,64	56,37	P>0.02	P<0.00	-0,61%	-1,52%
c	531	55,10	53,00	57,20	P<0.00	P<0.00	0,50%	-0,30%
d	523	61,15	57,18	62,37	P<0.00	P<0.00	0,43%	-0,50%
e	584	62,98	54,52	55,69	P<0.00	P<0.00	-0,90%	-1,29%
f	559	77,35	75,52	81,10	P<0.00	P<0.00	0,49%	-0,22%
g	639	24,32	17,86	19,40	P<0.00	P<0.00	-0,76%	-1,11%
h	538	29,15	20,24	22,07	P<0.00	P<0.00	-0,91%	-1,70%
i	474	92,85	22,64	28,00	P<0.00	P<0.00	-3,87%	-4,85%
total	5060	52,71	40,57	44,40	P<0.00	P<0.00	-0,92%	-1,64%

Al analizar la misma situación anterior dentro de cada muestra se observó que una de ellas no presentó cambios significativos (muestra b), mientras que tres de las muestras (c, d y f) presentaron aumentos significativos en la proximidad, consecuencia de una mayor regeneración del bosque nativo. Cuando se compararon las proximidades de MP&T y MP sin tener en cuenta el bosque en regeneración la proximidad total disminuyó en el 2006 significativamente. Lo mismo ocurrió para cada una de las muestras. La muestra i fue la que presentó la mayor tasa de desmonte. Sin embargo al eliminar del análisis a la muestra “i” la proximidad total continuó siendo significativamente menor en el 2006. Las tasas de cambio, por su parte, fueron significativamente mayores cuando se tuvo en cuenta la regeneración de bosque nativo. Sin embargo, al eliminar del análisis la muestra i, la diferencia en las tasas dejó de ser significativa.

5.6. Discusión

5.6.1. Patrón espacial del cambio del uso del suelo

Los resultados obtenidos corroboraron parcialmente la Hipótesis 1.

El uso de suelo que mayormente dio origen a bosque en regeneración fue “cultivos anuales”, sistemas productivos marginales. Este hecho es concordante con los resultados obtenidos por Izquierdo *et al.* (2008) quienes hallaron regeneración sobre cultivos anuales marginales. Para muchos pequeños productores la agricultura no es económicamente sustentable porque carecen de acceso a los mercados u otros incentivos económicos disponibles para los grandes productores. Como resultado de la falta de sustentabilidad del sistema de producción, los pequeños productores finalmente abandonan su tierra y, a menudo, la venden a grandes propietarios o compañías. Estas tierras, luego, se incorporan a sistemas de producción muy intensivos y de gran escala (Laclau 1994; Colcombet & Nosedá 2000). Es de esperar, por lo tanto, que las áreas de cultivos abandonados, no incorporadas a otros sistemas de producción, se encuentren en zonas más marginales, de difícil acceso y sobre suelos más pedregosos y con mayor pendiente. También se observó regeneración de bosques sobre áreas de bosques en 1985, que por el pequeño tamaño de sus parches, se destinaron a pequeños productores. Las distintas clases de bosque de 1985 (MA y MB) sumaron una superficie mayor a la de los cultivos anuales. Esto llevó a un proceso de degradación del bosque que es difícil de monitorear. Este hecho podría explicar la baja tasa de regeneración que se hallan descriptos en los trabajos de monitoreo del Bosque Atlántico mencionados en capítulos anteriores (Ejm. MERNR 1987; Perucca & Ligier 2000; Guerrero

Borges 2004; Guerrero Borges *et al.* 2007). La regeneración del bosque nativo representó un 5,1% del área de estudio.

Estos resultados coinciden con las predicciones derivadas de la Hipótesis 1 que suponen un abandono de usos marginales de pequeños productores.

Por otra parte, los principales usos del suelo que se establecieron después de la deforestación fueron los yerbales y las plantaciones forestales. Estos resultados también coinciden con observados por Izquierdo *et al* (2008) y por el Gobierno de Misiones (2002) y la Subsecretaría de Bosques y Forestación (2003), Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación (SAGPyA) (2007) (Fig. 5.17) y la SAGPyA 2002. En este último, se evidencia la permanencia de la superficie de teales para la provincia de Misiones desde 1985. A través del análisis SIG se determinó claramente que las plantaciones forestales originadas tras la deforestación fueron más evidentes en el análisis visual de la imagen satelital por presentarse agrupados en el sector NE del área de estudio, sin embargo no fue la categoría de uso del suelo que aumentó en mayor medida tras dicho proceso. Los parches de yerbales fueron menos evidentes en el análisis visual de la imagen, por presentarse en parches de menor tamaño, sin embargo, ocuparon 3.5 veces más superficie que las primeras.

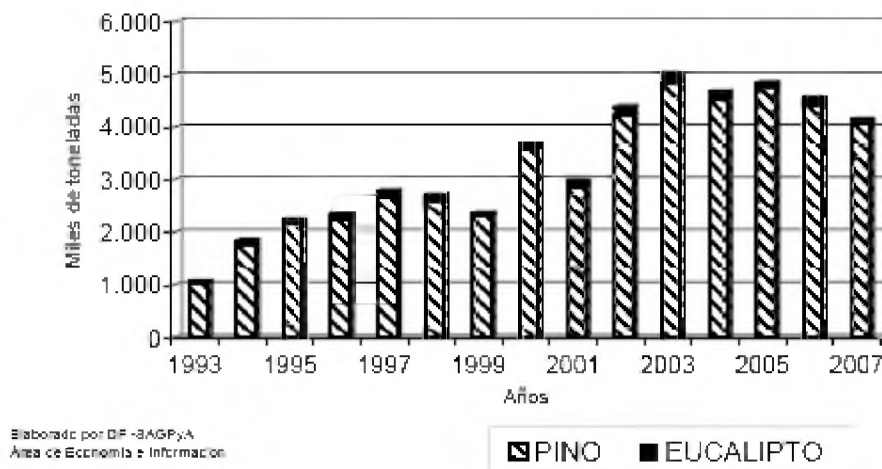


Fig. 5. 17. Extracciones, en toneladas, por especie forestal entre 1993 y 2007 en la provincia de Misiones. Fuente: SAGPyA.

Se hallaron diferencias significativas entre las localizaciones espaciales de los parches de bosques en regeneración y aquellos deforestados de acuerdo a lo esperado en la Predicción 1.2. La diferencia significativa entre la ubicación de las elipsoides estándar hace suponer que las áreas de usos abandonadas, que no pudieron ser incorporadas a otros sistemas de producción, se hallen en zonas de menor aptitud del suelo. El sector sur del área de estudio, donde se halló la tendencia de

regeneración de bosque, es la que presenta mayor proporción de entisoles, suelos menos aptos, y abruptas pendientes. A su vez, el sector SE (donde predominó la regeneración) tiene una mayor historia de uso que la NE (donde predominó la deforestación). Por otra parte, la colonización en la Prov. de Misiones fue de sur a norte, avanzando a lo largo del río Paraná y sobre el planalto (Holz & Placci 2003), aplicando el modelo agrícola de “tala rasa”. Este proceso fue alentado por desgravaciones impositivas y subsidios estatales, derivando en la desaparición casi total de la masa boscosa original en extensas zonas (Kozarik & Díaz Benetti 1997), con efectos directos sobre la fauna silvestre, el suelo y su microfauna. Allí, el bosque nativo quedó representado solo por pequeñas borduras a los lados de cursos de agua o afloramientos rocosos o zonas serranas de fuertes pendientes y difícil acceso, o bien fue sucedido por bosques secundarios bajos y degradados conocidos localmente como 'capueras'. Los mayores efectos de los sistemas productivos aplicados durante décadas en Misiones se observan en forma de pérdidas de especies valiosas, compactación de suelos junto con pérdida de nutrientes y de materia orgánica, cambios en el balance hidrológico de las zonas afectadas y erosión hídrica (Rodríguez *et al.* 2005). Por estos motivos, es de esperar que los usos del suelo de subsistencia, estén concentrados hacia el sur y que sean los que mayormente sufren abandono.

Al comparar el tamaño de parches de los bosques en regeneración y deforestados se observó que los últimos eran significativamente mayores a los primeros y que el cambio estaba concentrado principalmente en la categoría de uso del suelo de PF2006. Los productores que expandieron el área de plantaciones forestales sobre bosque en los años '90 lo hicieron sobre porciones mayores de terreno que aquellos que las abandonaron, y a su vez, presentaron una diferencia en la localización, concentrándose en el sector NO. Este resultado concuerda con lo planteado por la hipótesis 1 y lo esperado por las predicciones 1.1. y 1.2. Por su parte, los parches de yerba establecidos sobre desmontes, no solamente fueron menores que los parches de plantaciones forestales, sino que también fueron menores que los parches de yerba abandonados sobre los que regeneró el bosque. Este resultado contradice lo planteado por la predicción 1.1. Al mismo tiempo se observó una clara diferencia de localización entre los parches de yerba abandonada y de yerba nueva. Esto indicaría una diferencia geográfica entre los predios de productores que tuvieron capacidad de ampliar ese cultivo durante los '90 y aquellos que los abandonaron. Estos productores que expandieron el cultivo de yerba probablemente lo hicieron en pequeños parches en la búsqueda de una diversificación de sus establecimientos (Caminos & Perez Barredo 1992). Es importante destacar que la expansión yerbatera representó el mayor reemplazo de bosque y que estuvo concentrado en productores medianos y no en grandes fincas como era de

esperar. Es por ello que las políticas de manejo y conservación no deberían despreciar el impacto de dichos productores sobre las superficies de bosques remanentes.

Los SD también presentaron grandes diferencias, siendo los de 1985 mucho menores a los del 2006. Este hecho, asociado a la diferencia en la distribución que presentaron los SD1985 y SD2006, supondría una asociación de los mismos a otros usos. En primer lugar, los SD1985 estarían más vinculados a los cultivos anuales, originados tras la tumba y quema como cultivos de tubérculos los cuales presentan ausencia de las partes vegetales aéreas en invierno. En segundo lugar los SD2006 estarían mayormente asociados a suelos destinados a la producción forestal de exóticas que podrían estar ocupados por plantaciones incipientes.

El análisis de tamaños de parches de usos del suelo parecería indicar una semejanza a las tendencias de diversificación productiva propuestas por Caminos & Perez Barredo 1992, que establece que cuanto más grande es la explotación, mayor la especialización con predominio forestal y cuanto menor el parche mayor diversificación productiva. Sin embargo, para una puesta a prueba de dichas tendencias, sería necesario caracterizar la matriz de uso que ha permanecido sin cambio durante los períodos analizados y su aporte a la configuración espacial de los distintos usos del suelo, tanto originados tras la deforestación como aquellos abandonados.

Por su parte, el bosque permanente presentó una alta proporción de parches pequeños. Cerca del 40% de los mismos fue inferior a 100 ha y el 20% del bosque nativo, inferior a 10 ha. Cuando se discriminó entre MAP y MBP se determinó que el 30% de los MAP y el 66% de los MBP se encontraron en parches menores a 100 ha. Mientras que cerca del 13% de los MAP y 33% de los MBP fueron inferiores a 10 ha. La alta proporción de bosque permanente en parches pequeños manifestó la importancia que suponen los mismos en el paisaje. Al igual que ocurría con los yerbales, cuya estimación a simple vista parece ser menor, ocurre con los bosques permanentes. Tanto la Ley 26331 (2007) de presupuestos mínimos, como distintas propuestas de ordenamiento territorial de la Provincia de Misiones (FVSA 2010) parecen subestimar dichos parches de bosques, principalmente debido a la escala de análisis contemplada. Los bosques fragmentados y degradados, no obstante, están siendo revalorizados por numerosos autores por su aporte a la biodiversidad en medio de paisajes transformados. Estos parches de bosque integran redes de conectividad eficientes entre sistemas más preservados (Pertti Ranta *et al.* 1998; Matteucci *et al.* 2004; Tabanez & Viana 2000). Tabanez y Viana (2000), al estudiar la estructura y composición de parches de bosque atlántico aislados por más de cien años, hallaron una composición florística y número de especies relativamente alto. Este hecho sugeriría que aún fragmentos muy pequeños tienen importancia en la conservación. A su vez, junto con los trabajos de Turner *et al.* 1996 y

Corlett y Turner (1997), también indicarían que estos pequeños fragmentos, provocados por la fragmentación y aislamiento durante largos períodos de tiempo, pueden ser relativamente resistentes a la pérdida de especies arbóreas. Debido a que los fragmentos de bosque representan una alta proporción del bosque remanente y se hallan en alto grado de continuidad (Drozd *et al.* 2010) prestarían importantes funciones como fuentes de propágulos y conectores entre áreas protegidas. Por tal motivo, resulta relevante colocarlos entre los puntos importantes de estudio y conservación en un paisaje altamente modificado por áreas de cultivo en expansión.

En cuanto a la certidumbre de los resultados, las clasificaciones de las coberturas de uso del suelo en 1985 presentaron una mayor precisión que las clasificaciones en el 2006. Esto podría deberse principalmente a la diferencia de época del año, dado que la imagen de 1985 es del mes de Agosto mientras que la del 2006 es de Julio. Lambin (1996) observó que pueden hallarse grandes diferencias en las respuestas espectrales en función del mes en que se realice la investigación, incluso entre meses consecutivos. Las categorías de usos del suelo que presentaron mayor error productor, sin embargo presentaron altas precisiones usuario lo que implicó una sobreestimación en superficie de las categorías. A pesar de ello, dichas categorías fueron las menos representativas dentro del paisaje.

5.6.2. Determinación de las tasas de regeneración, deforestación y degradación del bosque nativo

El porcentaje total de superficie, en función del área de estudio, que fue deforestada se estimó en 5.39%. Al comparar la tasa neta de cambio (-0,26%) del área de estudio se observó que fue menor a la tasa calculada para la provincia de Misiones (entre los años 1998-2002) (Tabla 5.10), sin embargo hay que destacar que resultados anteriores hallaron al período comprendido entre 1999-2001 como aquel con mayor tasa de deforestación.

Al comparar la tasa obtenida con otras se observó que fue cercana a la tasa promedio mundial (-0.23) ([Tabla 5.10](#)), mientras que si la regeneración no se hubiera dado, la tasa de deforestación para el área de estudio habría sido prácticamente duplicada (-0,53%) lo que la hubiera equiparado a la de la Provincia del Chaco (-0,57%) para los años 1999-2002 (Tabla 5.10).

Tabla 5.10. Tasas de deforestación en distintas partes del mundo y en distintas provincias. Fuente: Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable

Lugar	Período	r (% anual)
El mundo (Puyravaud 2003)	1990-2000	-0,23
África (Puyravaud 2003)	1990-2000	-0,78
Haití (Puyravaud 2003)	1990-2000	-5,85
Tierras Bajas, Bolivia (Steininger <i>et.al.</i> 2001)	1975-1998	-2,81
Selva Lacandona (Mendoza y Dino 1999)	1974-1991	-1,57
Provincia de Catamarca (UMSEF 2005a)	1998-2002	-2,15
Provincia del Chaco (UMSEF 2003)	1998-2002	-0,57
Provincia de Córdoba (UMSEF 2004a)	1998-2002	-2,93
Provincia de Formosa (UMSEF 2005b)	1998-2002	-0,16
Provincia de Jujuy (UMSEF, 2004b)	1998-2002	-0,16
Provincia de Salta (UMSEF 2004c)	1998-2002	-0,69
Provincia de Santa Fe (UMSEF 2005c)	1998-2002	-0,98
Provincia de Santiago del Estero (UMSEF 2004f)	1998-2002	-1,18
Provincia de Tucumán (UMSEF 2004e)	1998-2002	-0,68
<i>Provincia de Misiones</i>	<i>1998-2002</i>	<i>-1,34</i>

5.6.3. Relaciones de Proximidad del Bosque Permanente

Un análisis general determinó una disminución significativa en la proximidad de los bosques permanentes entre 1985 y 2006, lo cual estuvo asociado a una tasa de cambio negativa del área de bosque. A pesar de que en tres de las nueve muestras se observó un aumento en la proximidad asociada a la regeneración, la proximidad total disminuyó. Por su parte, las tasas de cambio fueron significativamente mayores al considerar el proceso de regeneración. Sin embargo, al excluir la muestra que mostró mayor tasa de deforestación, dicha diferencia dejó de ser significativa. Esto implica dos hechos: 1. El sitio de mayor deforestación, localizado en el extremo NO del área de estudio donde se concentraron las plantaciones forestales surgidas por deforestación, fue también el de mayor regeneración. 2. La regeneración, en la mayoría de los casos, no alcanzó a modificar significativamente las tendencias de disminución del área de bosque y pérdida de conectividad, con lo cual, la hipótesis 2 fue rechazada.

Los resultados obtenidos indicaron una tendencia a la disminución y aislamiento de los parches pequeños de MP. Sin embargo, serían de gran importancia estudios detallados acerca de su influencia en la conectividad con superficies boscosas mayores y mejor preservadas.

CAPÍTULO 6

DISTRIBUCIÓN Y DINÁMICA DE LAS ÁREAS DE BOSQUE EN FUNCIÓN DE VARIABLES TOPOGRÁFICAS, EDÁFICAS Y ANTRÓPICAS



*“Las leyes son como las telas de araña,
a través de las cuales pasan libremente las moscas grandes
y quedan enredadas las pequeñas”;*
Honoré de Balzac

CAPÍTULO 6

DISTRIBUCIÓN Y DINÁMICA DE LAS ÁREAS DE BOSQUE EN FUNCIÓN DE VARIABLES TOPOGRÁFICAS, EDÁFICAS Y ANTRÓPICAS

6.1. Introducción

La comprensión de la heterogeneidad espacial a nivel del paisaje requiere del conocimiento sobre la propagación de distintos tipos de disturbios así como las causas de la distribución y persistencia de distintos usos de la tierra en una determinada región. Por ejemplo, a una escala de decenas de kilómetros, el ambiente físico puede ser el principal factor que controle la estructura y dinámica del paisaje a través de su incidencia sobre las actividades humanas (Forman 1995).

La asociación entre la fragmentación de los bosques neotropicales, como el Bosque Atlántico, con el establecimiento humano a largo o corto plazo y la creciente demanda de los recursos forestales con fines comerciales o de subsistencia se encuentra altamente estudiado (Clark *et al.* 1995; Chiarello 1999; Robinson *et al.* 1999; Laurence 2000; Cullen *et al.* 2000; Laurence *et al.* 2001, entre otros). En Misiones algunos ejemplos son: Laclau 1994; Schiavoni 1995; Hodge *et al.* 1997; Holz & Placci 2003; Izquierdo 2008.

Sin embargo, poco se ha analizado con respecto al efecto de las variables topográficas y edáficas en el avance de la frontera agro-forestal. En el área de estudio predominan suelos Ultisoles y Alfisoles, los cuales son suelos rojos profundos aptos al uso agro-ganadero (Tergas & Sánchez 1978; Piccolo & Sosa 2002; Leiva *et al.* 2009) que se hallan sobre pendientes leves o planicies. Mientras que suelos como Entisoles y Molisoles se hallan sobre zonas de mayores pendientes, alta pedregosidad y resultan menos aptas al uso (Piccolo & Sosa 2002). Las distintas actividades agro-forestales y ganaderas, provocaron consecuencias negativas dadas las características topo-edáficas de la región. Entre ellas se pueden mencionar la compactación de suelos junto con pérdida de nutrientes y de materia orgánica, cambios en el balance hidrológico de las zonas afectadas y erosión hídrica (Rodríguez *et al.* 2005).

Otro factor determinante en la fragmentación de diversos paisajes ha sido la infraestructura de transportes, o vías de acceso, como rutas y caminos, interactuando en los diversos procesos

ecológicos (Andrews 1990; Reed *et al.* 1996; Canters *et al.* 1997; Strittholt & DellaSala 2001; Heilman *et al.* 2002; Saunders *et al.* 2002; Hawbaker & Radeloff 2004). La acumulada evidencia sobre los dramáticos efectos de las rutas y caminos en los componentes, estructuras y procesos ecosistémicos ha ido gestando el término de “ecología de carreteras” (Forman 1998). La misma se enfoca en la relación entre la red de caminos y la cobertura sobre la cual son construidos. En la Provincia de Misiones, Holz y Placci (2003) describen los efectos en el deslizamientos de tierra, de ciertas rutas provinciales estructuralmente pobres. A su vez evidencian cómo numerosas de las principales rutas atraviezan áreas protegidas sin ningún tipo de regulación en la velocidad ó señalización de puntos de cruces de animales y facilitan la entrada de recolectores ó cazadores ilegales, como también aumentan la tasa de mortalidad de aquella fauna que las reservas intentan proteger. Por su parte, De Ángelo (2009), ha demostrado recientemente cómo la accesibilidad a los sitios es una de las variables determinantes en la distribución de grandes carnívoros como *Panthera onca* y *Puma concolor*. A excepción de estos estudios, son necesarias las descripciones detalladas de los efectos que las rutas y caminos ejercen sobre el paisaje, y la fragmentación de la Selva Atlántica Interior en Misiones, como así también algún tipo de regulación de las mismas.

La calidad y cantidad de agua en un acuífero está estrechamente relacionada a la cobertura boscosa circundante (Forman 1997). Presumiblemente, la disminución del tamaño de bosque sobre un acuífero resulta progresivamente en una disminución de la protección de la calidad del agua, aunque no existen umbrales precisos. Un pequeño parche de bosque funciona como oasis, donde el viento proveniente de los alrededores llega horizontalmente secando la vegetación y el suelo (Kapos 1989). En el caso de una red de drenaje, la disminución del tamaño de bosque exponiendo arroyos de primer orden, producen pulsos de agua después de una lluvia, una corriente de corta duración, que se extiende por los arroyos de segundo orden y, en menor medida, a los de tercer orden. Cada sucesiva exposición de los arroyos de primer orden, produce un pulso de flujo mayor dentro de los arroyos de mayor orden, a medida que se achica el ancho de bosque. La mayor parte de los mismos principios se aplican a la calidad del agua. Una red de drenaje puede estar cubierta por bosque en distintos grados, lo que influye en sus propiedades. Cuando se remueve la cubierta forestal en arroyos de primer orden, la calidad de toda la red de drenaje decrece marcadamente. Los efectos de la erosión, distintos nutrientes, altas temperaturas y contaminantes, son fácilmente transportados aguas abajo a los arroyos de órdenes superiores. Esto implica una ruptura en la conectividad de la red. Poblaciones ictícolas que nadan aguas arriba o abajo, moviéndose entre distintos arroyos del mismo orden, son particularmente sensibles a la pérdida de conectividad (Cargill 1980). Los mismos principios también pueden aplicarse a la estructura ribereña. Los bosques contribuyen con

grandes cantidades de desechos (cortezas y ramas), influyendo en la acumulación de sedimentos y hábitat ictícola (Forman 1997).

Existen en Misiones leyes de conservación del bosque nativo, entre ellas, las últimas hacen hincapié en conservar un corredor de un tercio el tamaño de la provincia lo que equivaldría a 100.000 ha aproximadamente (Ley N° 3631, 1999) y la protección de corredores riparios y zonas de pendientes mayores al 20% (Ley N° 3426, 1997). Sin embargo, distintos informes (Di Bitetti *et al.* 2003; Guerrero Borges *et al.* 2007), señalan la dramática deforestación acontecida sobre el corredor verde, como también la falta de monitoreo de las cuencas hidrográficas en la provincia (Martínez Duarte 2008).

6.2. Objetivos

1. Caracterizar el patrón de distribución de las categorías de bosques nativos y sus dinámicas de deforestación-regeneración en función de las variables topográficas, edáficas y distancia a caminos y centros urbanos.

2. Caracterizar el patrón de distribución de los bosques nativos y sus dinámicas de deforestación-regeneración en función de un modelo de aptitud al uso agro-forestal que integre variables topográficas y edáficas.

3. Caracterizar el patrón de distribución de los bosques nativos y sus dinámicas de deforestación-regeneración en función de un modelo de grados de accesibilidad que integre las variables antrópicas.

6.3. Hipótesis

Hipótesis 1. La principal causa de retracción del bosque es el avance de los cultivos agrícolas y forestales por lo que las áreas con mayor proporción de bosque permanente son tierras de baja aptitud agro-forestal y baja accesibilidad.

Predicción 1.1. La mayor proporción de bosques permanentes y en regeneración corresponde a las áreas de baja aptitud para actividades agrícolas y forestales, definidas por las variables edáficas y topográficas, y de baja accesibilidad, alejadas de centros urbanos y vías de acceso.

Predicción 1.2. Los sitios de mayor aptitud agroforestal presentarán mayores frecuencias de parches pequeños que las áreas de baja aptitud.

Hipótesis 2. Dado que la mayor parte de la regeneración de bosque ocurre sobre cultivos anuales abandonados, y que la deforestación refleja la expansión de la producción de yerba y plantaciones forestales, el bosque en regeneración y las áreas deforestadas predominan en tierras de baja y alta aptitud de uso respectivamente.

Predicción 2.1. La aptitud de uso se relaciona de manera directa con la proporción de bosques en regeneración e inversa con la de áreas deforestadas.

6.4. Materiales y Métodos

6.4.1. Patrón espacial en función de variables topográficas

El primer patrón espacial analizado fue en función de la altitud, para lo cual se utilizó el modelo digital de terreno (MDT) obtenido a partir del “Shuttle Radar Topography Misión” (SRTM) de 90m de resolución, reproyectado al Sistema Cartográfico de Proyección Gauss Krüger, elipsoide internacional 1909 y Dátum geodésico correspondiente a Campo Inchauspe 1969. Cada una de las categorías de bosques permanentes, en regeneración y talados (MAP, MBP, M<10años, M>10años, Tala<10años y Tala>10años) fueron intersectadas a través de un proceso de ajuste con el MDT obteniéndose así los parámetros estadísticos de altitud (media, desvío estándar, máximo y mínimo) para cada categoría de bosque. El proceso de ajuste hace coincidir la cobertura de información con formato ráster, en este caso el MDT, con las coordenadas de otro elemento dentro de una distancia específica de tolerancia, como en este caso las categorías de bosques (ArcGis 9.2).

A su vez, se tomaron 10000 puntos al azar dentro del área de estudio a los cuales se les asignó la categoría de bosque y la altitud (ArcGis9.2) y se compararon las distribuciones de las aptitudes por pares a través del Análisis de Kolmogorov-Smirnov (Stat. 6.0).

A partir del MDT se obtuvo un modelo de pendientes porcentuales del cual, a través de una superposición y proceso de ajuste, se determinaron los parámetros estadísticos descriptivos (media, desvío estándar, máximos y mínimos) para cada una de las categorías de bosque. Se extrajeron luego, los valores de pendiente a la muestra de 10000 puntos tomada anteriormente (ArcGis9.2) y se compararon las categorías de bosques entre sí a través de un análisis de Kolmogorov-Smirnov (Stat. 6.0)

El análisis del patrón espacial en función de la distancia de los arroyos se realizó a partir de un mapa de drenaje del área de estudio. Dicho mapa se obtuvo a partir del MDT, asumiendo los supuestos de una precipitación homogénea y una impermeabilidad total del suelo (ArcGis9.2). La capa hidrológica fue validada sobre las imágenes del QuickBird, de una resolución espacial menor a

5m, provenientes del Google Earth hasta que el error fuera menor a 90 m. Luego se calculó la distancia Euclidiana a los arroyos. La cobertura resultante se superpuso al mapa de categorías de bosques y se estimó la estadística descriptiva para cada una de las aptitudes de bosque.

Por otra parte, se extrajo el valor de la distancia a los arroyos en la muestra de 10000 puntos, tomada anteriormente (ArcGis9.2) y se compararon las categorías de bosques entre sí a través de un análisis de Kolmogorov-Smirnov (Stat. 6.0).

Por otra parte, se establecieron fajas (buffer) de 30 m de ancho a cada lado de los arroyos (total 60 m de ancho) a distintas distancias de los mismos: a. 0-30 m, b. 30-60 m, c. 60-90 m, d. 90-120 m, e.120 – 150m f. 150-180 m y g. 180-210 m (ArcGis9.2). Luego, las fajas fueron intersectadas, a través de una identificación, con la cobertura de categorías de bosques. Por último, se determinaron las superficies ocupadas por cada categoría de bosque, en función de la faja y cuenca (ArcGis9.2).

6.4.2. Patrón espacial en función de las variables edáficas

Se utilizó el mapa edafológico digital, escala 1:500000 (INTA 1990) re proyectándolo al Sistema Cartográfico de Proyección Gauss Krüger, elipsoide internacional 1909 y Dátum geodésico correspondiente a Campo Inchauspe 1969. Se superpuso dicho mapa con el de clases de bosques nativos. Se calculó la superficie ocupada por cada clase en cada Orden de suelo (ArcGis9.2).

6.4.3. Patrón espacial en función de distancias a caminos y centros urbanos

A partir de una carta de rutas digital y re proyectada al Sistema Cartográfico de Proyección Gauss Krüger, elipsoide internacional 1909 y Dátum geodésico correspondiente a Campo Inchauspe 1969, se determinó la distancia euclidiana a caminos principales (rutas provinciales y nacionales) (ArcGis9.2). A través de un proceso de ajuste (*snapping*), se determinó la estadística descriptiva en torno a dicha variable para cada una de las categorías de bosques (ArcGis9.2). A su vez, el valor de la distancia, se extrajo a la cobertura de 10000 puntos obtenida anteriormente (ArcGis9.2) y se compararon las categorías de bosques entre sí a través de un análisis de Kolmogorov-Smirnov (Stat. 6.0).

Por otra parte se realizaron fajas (áreas buffer) de distintos anchos a cada lado de las rutas: a. 0-100 m, b. 100-200 m, c. 200-300 m, d.300-400 m, e. 400-500 m, f. 500-600 m, g. 600-700 m, h 700-800 m, i. 800-900 m, j.900-1000 m, k. 1000-1500 m y l. 1500-2000 m (ArcGis9.2). Luego, las fajas fueron intersectadas a través de una identificación, con la cobertura de categoría de bosques.

Por último, se calculó la superficie ocupada por cada clase de bosque para cada uno de los fajas (ArcGis9.2).

Se digitalizó un mapa de centros urbanos a partir de las imágenes QuickBird 2006 del Google Earth, determinándose luego, la distancia euclidiana a los mismos (ArcGis9.2). Luego se extrajo el valor de la distancia a la cobertura de 10.000 puntos al azar (ArcGis 9.2), generada anteriormente y se compararon las categorías de bosques entre sí a través de un análisis de Kolmogorov-Smirnov (Stat. 6.0).

Por otra parte se realizaron fajas (áreas buffer) de distintos anchos en torno a las ciudades: a) 0-100 m; b)100-500 m; c) 500-1000 m; d) 1000-1500 m; e) 1500-2000 m; f) 2000-2500 m; g) 2500-3000 m (ArcGis9.2). Las fajas fueron intersectadas a través de una identificación con la capa de categorías de bosques, para la determinación de la superficie ocupada por cada clase de bosque en cada una de las fajas (ArcGis9.2).

6.4.4. Patrón espacial en función de la aptitud agroforestal

Debido a que los mapas de aptitud al uso agrícola a los cuales se tenía acceso, eran de escalas regionales, se decidió realizar un mapa de aptitud en función a los órdenes de suelos (escala 1:500000) combinándolo con el valor de las pendientes (1:100000).

A través de una evaluación multicriterio (EMC) (Bonissone & Decker, 1986; Eastman *et al.* 1993, Barredo Cano 1996) se integró la información cartográfica de pendientes y frecuencias de órdenes de suelos a fin de obtener un mapa de aptitud de sitios para las actividades agroforestales (IDRISI 15). La evaluación multicriterio se basa en que la actividad objeto de estudio está definida por una serie de factores o variables, que en nuestro caso fueron: pendiente y frecuencia de suelos. La frecuencia de orden de suelos representó una estimación del área ocupada por los diferentes suelos en el entorno del píxel central de un determinado cuadrante 5x5 (Murphy 1985). Antes de introducir los factores o indicadores al modelo, fue necesario estandarizar las variables en una misma escala para hacerlos comparables, debido a que el intervalo de valores finales de cada indicador es diferente. Para ello se realizó un ajuste de tipo lineal, utilizando un intervalo de estandarización de 256 categorías. La fórmula del ajuste de tipo lineal fue la siguiente

$$f_i = (v_i - v_{\max}) / (v_{\max} - v_{\min}) * c \quad (6)$$

donde: f_i : es el valor del factor normalizado,

v_i : es el valor origen del factor,

vmax: valor máximo,

vmin: valor mínimo y

c: intervalo de estandarización.

A su vez, los valores indicadores y reales de cada variable se encuentran correlacionados entre sí, por medio de funciones denominadas de transformación o de valor. Las mismas son una herramienta de tratamiento de la información, que dota de valor o significado a los puntos del territorio. Estas funciones permiten homogeneizar las diferentes unidades de medida de los factores afectados por el proyecto y expresarlas en unidades abstractas de valor ambiental (Conesa 1997). En el presente trabajo, se asumió un comportamiento lineal entre las variables y la aptitud al uso agrícola.

Para asignar los pesos a cada variable se optó por utilizar el método de las jerarquías analíticas o comparación por pares (Saaty, 1977). Este método consiste en la elaboración de una matriz de comparación por pares, en la que se especifica la importancia relativa de cada indicador respecto de los demás. La escala de medida que se usa a la hora de cuantificar la importancia relativa es una escala de tipo continuo o de razón. Estas comparaciones por pares se analizan a través de un algoritmo matemático capaz de generar una serie de pesos para los indicadores cuya suma es igual a 1. Esta metodología fue implementada en IDRISI 15.

La escala de análisis de los suelos fue mayor a la de las pendientes. Este hecho sumado a que todas aquellas laderas con pendientes mayores al 20% se hallan protegidas por ley (Ley N° 3426) fueron los que justificaron adjudicar una mayor ponderación a la variable de pendientes.

Los pesos asignados para cada una de las variables fueron los siguientes:

- Frecuencia de Alfisoles: 0.1
- Frecuencia de Entisoles: 0.1
- Frecuencia de Ultisoles: 0.1
- Frecuencia de Molisoles: 0.1
- Pendientes (%): 0.6

Las variables o factores pueden influir tanto de manera positiva (Aptitud) como negativa (Impacto) sobre la actividad objeto de decisión por lo tanto debieron ser inventariados y clasificados previamente, de la siguiente manera: a los Ultisoles y Alfisoles se les asignó una relación lineal positiva con la aptitud de uso donde el máximo se halló en el valor 21 de frecuencia, mientras que a

los Entisoles y Molisoles se les asignó una relación lineal negativa, donde el mínimo se halló en el valor 21 de frecuencia. A la pendiente, también se le asignó una relación lineal negativa con la aptitud donde el valor mínimo se estableció en una pendiente mayor al 20%.

Dentro de un EMC existen diferentes alternativas de análisis de integración de los factores. En este caso se utilizó la Combinación Lineal Ponderada (WLC). En ella la aptitud de un píxel (R_i) está definida por la suma de aptitudes parciales que toma cada factor en ese punto del territorio. A su vez, cada una de las aptitudes parciales está definida por el valor que toma cada factor (alternativa) en ese píxel multiplicada por el peso de dicho factor (Barredo, 1996). La resultante fue un mapa de aptitud al uso agroforestal con un intervalo de 0 a 1. El programa utilizado para la generación de dicho mapa fue IDRISI 15.

Al mapa de aptitud agrícola se lo dividió en cinco categorías de aptitud (0, 1, 2, 3 y 4) que luego fueron exportadas como vectores al formato *shape*.

Los distintos intervalos fueron luego interceptados a través de una identificación con las categorías de bosques nativos y se estimaron las superficies de los mismos en función del intervalo de aptitud (ArcGis9.2).

A su vez, se realizó un análisis de la distribución de tamaños de parches por categorías de bosques y intervalos de aptitud. Para ello se agruparon los parches de bosques en los siguientes intervalos de tamaños: a) <10 ha, b) 10.1 ha a 50 ha, c) 50.1 ha a 100 ha, d) 100.1 ha a 500 ha y e) >500 ha. Por último, se analizaron las superficies ocupadas por clase y intervalo de tamaños de parches en función de los distintos intervalos de aptitud (ArcGis 9.2).

6.4.5. Patrón espacial en función del grado de accesibilidad

A fin de poder evaluar las variables antrópicas en su totalidad, las mismas se integraron en un mismo mapa a través de un análisis multicriterio considerando las distancias euclidianas a los centros urbanos y la distancia euclidianas a las rutas como los factores. Las distancias fueron estandarizadas a un intervalo de 256 categorías a través de un ajuste tipo lineal. Luego se asumió un comportamiento lineal entre las distancias y la accesibilidad. Se asignaron los mismos pesos para ambas variables y la combinación de las mismas se realizó a través de un WLC. Así se obtuvo un mapa con distintas magnitudes de accesibilidad con un intervalo de 0 a 1. El programa utilizado para su desarrollo fue IDRISI 15. El mapa fue luego dividido en cinco categorías de accesibilidad, vectorizado y exportado a formato *shape*. Por último, se identificaron las categorías de bosques

nativos en los intervalos de accesibilidad y se calcularon las superficies ocupadas en función de los mismos (ArcGis 9.2).

6.5. Resultados

6.5.1. Patrón espacial en función de variables topográficas

Los MP fueron las categorías de bosques que presentaron una distribución más amplia en función de los niveles de altitud, principalmente los MAP (Figs. 6.1 y 6.2). La altitud media determinada para los MAP fue de 290 m mientras que la de los MBP fue de 262 m. Por su parte, los M<10años predominaron en alturas superiores a la de los M>10años con medias en los 252 m y 244 m respectivamente. La categoría Tala>10años, se ubicó en altitudes mayores a los de Tala<10años con medias de 268.5 m y 247 m, respectivamente. Todas las categorías de bosques presentaron diferencias significativas en cuanto a su distribución altimétrica (Fig. 6.1 y Tabla 6.1).

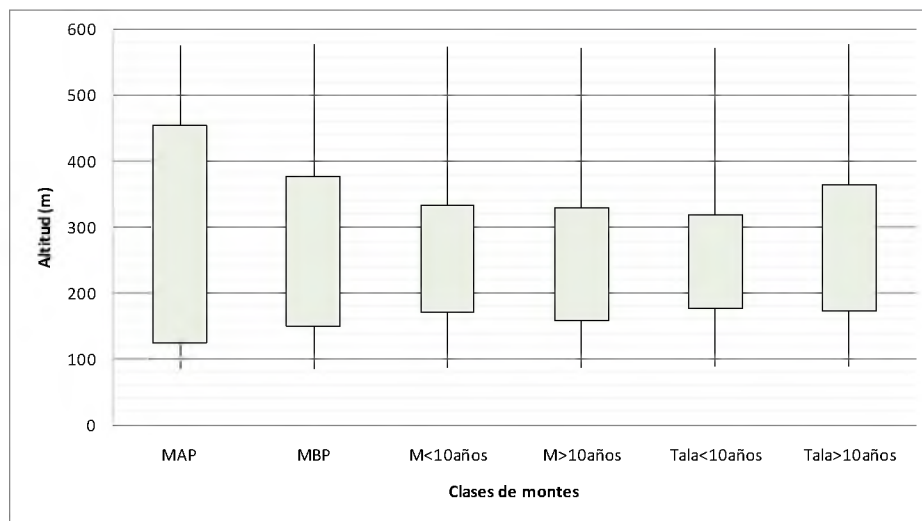


Fig. 6.1. Gráficos de máximos, mínimos y desvío estándar de la altitud en función de las clases de bosques nativos, donde MAP: Bosque Alto Permanente, MBP, Bosque Bajo Permanente, M<10años: Bosque en regeneración menor a diez años, M>10años: Bosque en regeneración mayor a diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años y Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años.

Tabla 6.1. Análisis de Kolmogorov-Smirnov para los histogramas de Altitud entre las distintas categorías de bosques nativos: MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente; M<10años: Bosque en regeneración hace menos de diez años; M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años; Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años.

Kolmogorov -Smirnov						
Altitud (m)						
clases	MAP	MBP	M<10años	M>10años	Tala<10años	Tala>10años
MAP		P<0.001	P<0.001	p<0.001	P<0.001	P<0.001
MBP			p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001
M<10años				p<0.001	p<0.001	p<0.001
M>10años					p<0.001	p<0.001
Tala<10años						p<0.001
Tala>10años						

El MAP se ubicó sobre las pendientes más elevadas, con una media de 8.3%, mientras que las demás clases presentaron una pendiente media de alrededor de 5% (Fig. 6.3 y 6.4). Dicha diferencia fue significativa (Tabla 6.2).

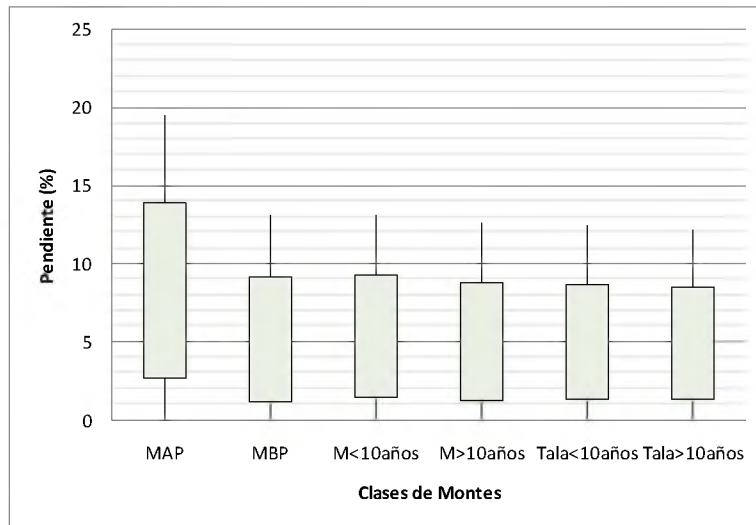


Fig. 6.3. Gráficos de máximos, 1 y 2 desvíos estándar de la pendiente (%) en función de las clases de bosques nativos, donde MAP: Bosque Alto Permanente, MBP, Bosque Bajo Permanente, M<10años: Bosque en regeneración menor a diez años, M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años y Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años.

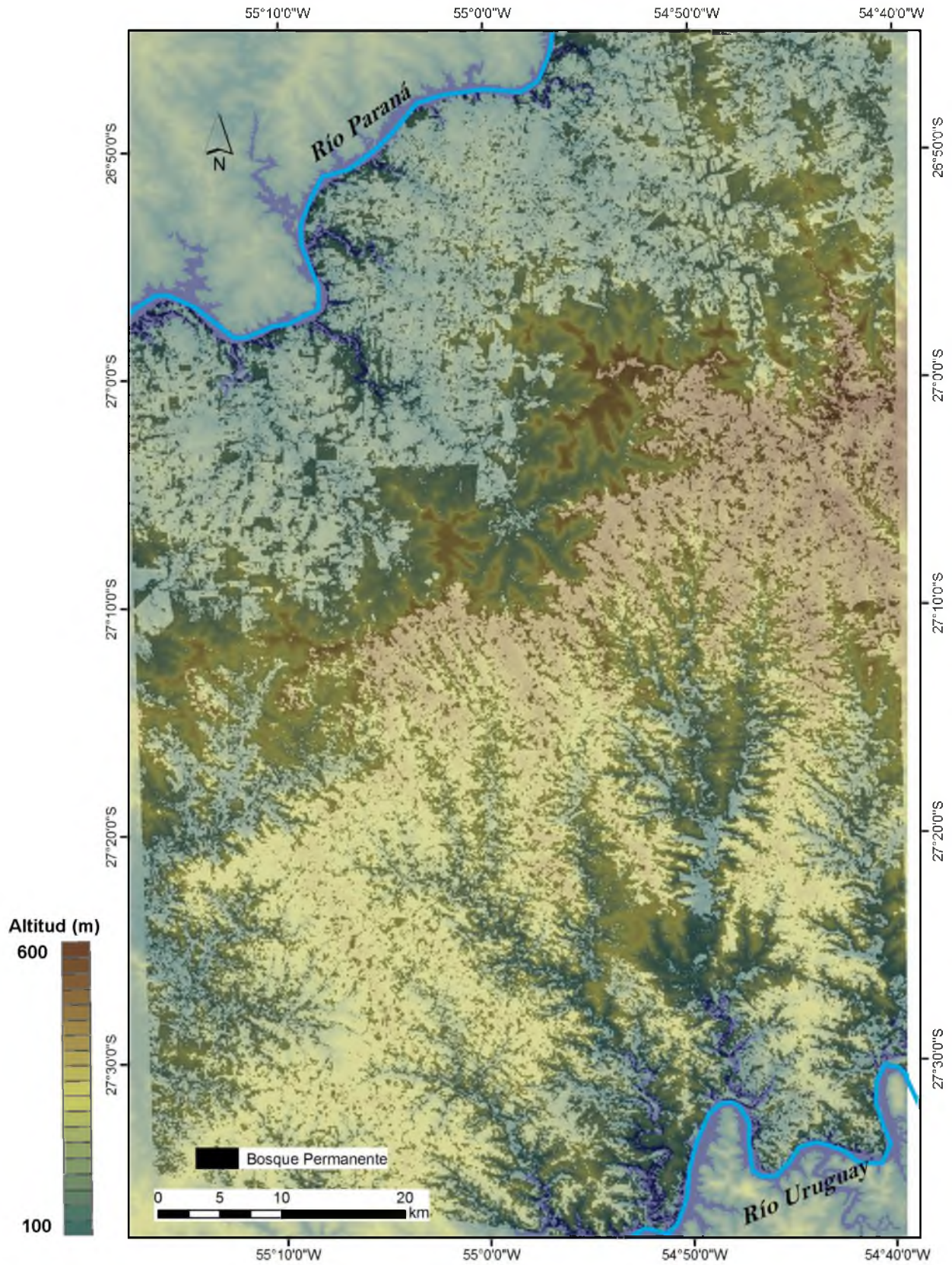


Fig. 6.2. Mapa de distribución de bosques permanentes en función de la altitud del terreno.

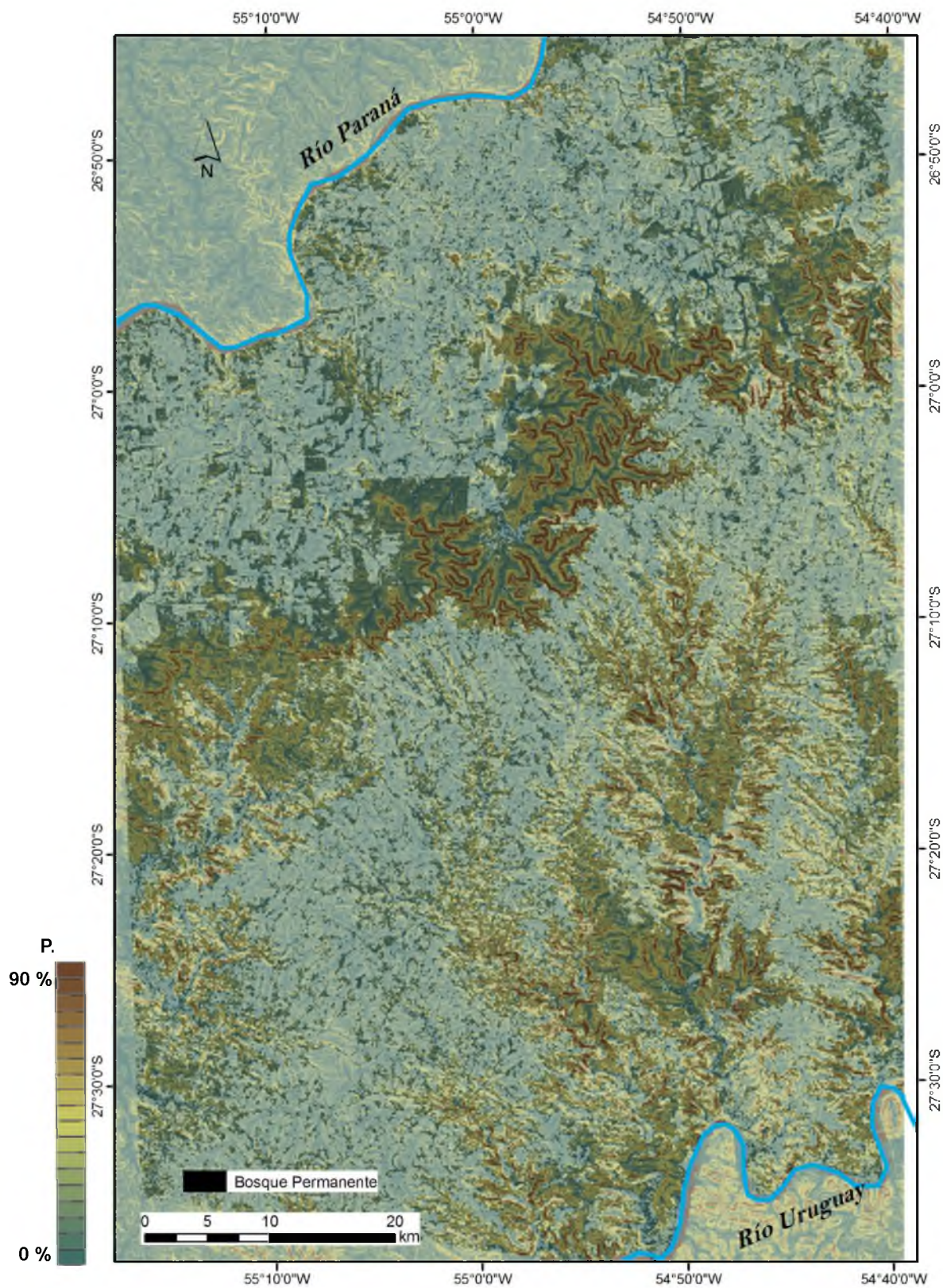


Fig. 6.4. Mapa de distribución de bosques permanentes en función de la pendiente. (P).

Tabla 6.2. Análisis de Kolmogorov-Smirnov para los histogramas de pendiente (%) entre las distintas coberturas de bosques nativos: MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente; M<10años: Bosque en regeneración hace menos de diez años; M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años; Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años

Kolmogorov -Smirnov						
Pendiente (%)						
clases	MAP	MBP	M<10años	M>10años	Tala<10años	Tala>10años
MAP		p<0.001	p<0.001	p<0.01	p<0.001	p<0.001
MBP			p>0.10	p>0.10	p<0.05	p<0.025
M<10años				p>0.10	p>0.10	p>0.10
M>10años					p>0.10	p>0.10
Tala<10años						p>0.10
Tala>10años						

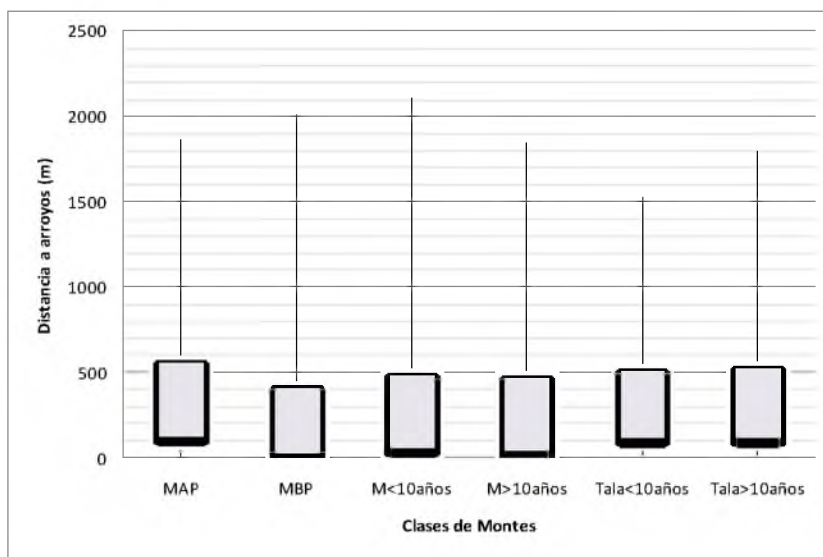


Fig. 6.5. Gráficos de máximos, mínimos y desvío estándar de la distancia a los arroyos (m) en función de las clases de bosques nativos, donde MAP: Bosque Alto Permanente, MBP, Bosque Bajo Permanente, M<10años: Bosque en regeneración menor a diez años, M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años y Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años.

La categoría de bosque que se presentó más cercana a los arroyos fue el MBP, con una media a 219 m. La distribución del mismo en función de la distancia a los arroyos difirió significativamente de todas las demás clases. El MAP, por su parte, fue la cobertura de bosque que se halló más alejada de los arroyos con una media en los 341 m. Continuaron los bosques talados con medias entre los 315 y 320 m pero cuyas distribuciones no presentaron diferencias significativas. A una distancia intermedia entre los bosques talados y los MBP se hallaron los

bosques en regeneración con medias alrededor de los 260 m y sin diferencias significativas entre sí (Fig. 6.5. Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Análisis de Kolmogorov-Smirnov para los histogramas de distancias a arroyos (m) entre las distintas coberturas de bosques nativos: MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente; M<10años: Bosque en regeneración hace menos de diez años; M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años; Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años

Kolmogorov -Smirnov						
Distancia a arroyos (m)						
clases	MAP	MBP	M<10años	M>10años	Tala<10años	Tala>10años
MAP		p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001
MBP			p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.001
M<10años				p>0.10	p<0.001	p<0.001
M>10años					p<0.001	p<0.001
Tala<10años						p>0.10
Tala>10años						

Al analizar los porcentajes de coberturas de bosques en las fajas alrededor de los arroyos, se observó que hasta una distancia de 30 m, el 60% de la cobertura correspondió a MP y un 40% a

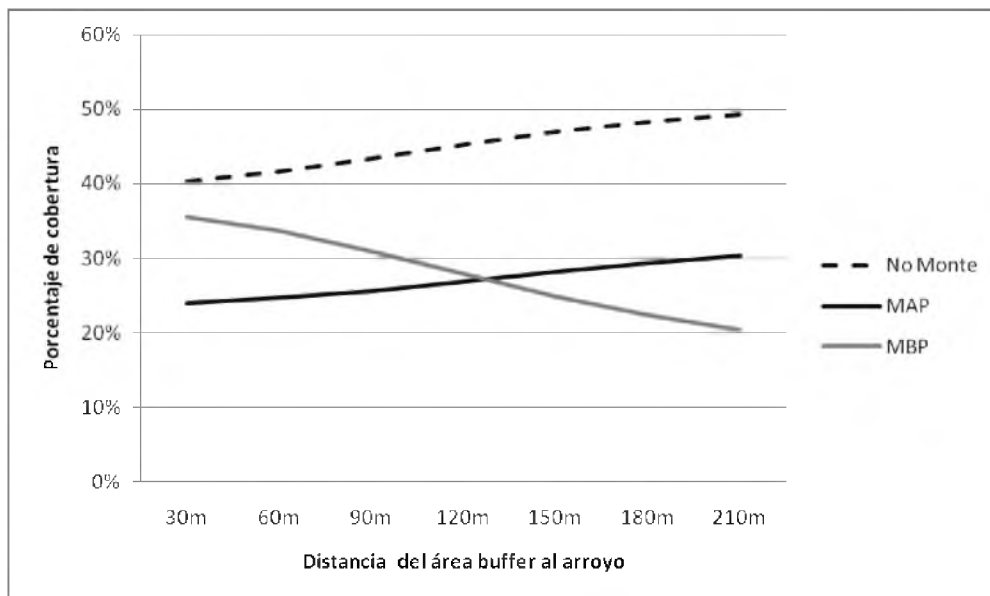


Fig. 6.6. Porcentaje de cobertura de las categorías de bosques en función de la distancia a los arroyos. Donde No Bosque, corresponde a las coberturas de usos del suelo, MAP: Bosque Alto Permanente y MBP: Bosque Bajo Permanente

matriz de uso agro-forestal. Al discriminar los bosques permanentes se vio que el MBP cubrió un 35% de la superficie mientras que los MAP un 25% y que la proporción de matriz de uso aumentó con la distancia a los arroyos alcanzando el 50% a una distancia de 210 m, un 30% el MAP y un 20% el MBP (Fig. 6.6).

Los bosques en regeneración presentaron una relación inversa a la distancia de los arroyos. A medida que aumentó la distancia aumentó la cobertura de sitios talados en detrimento de los sitios en regeneración (Fig. 6.7)

Se determinó una alta fragmentación de los corredores riparios, con una concentración de

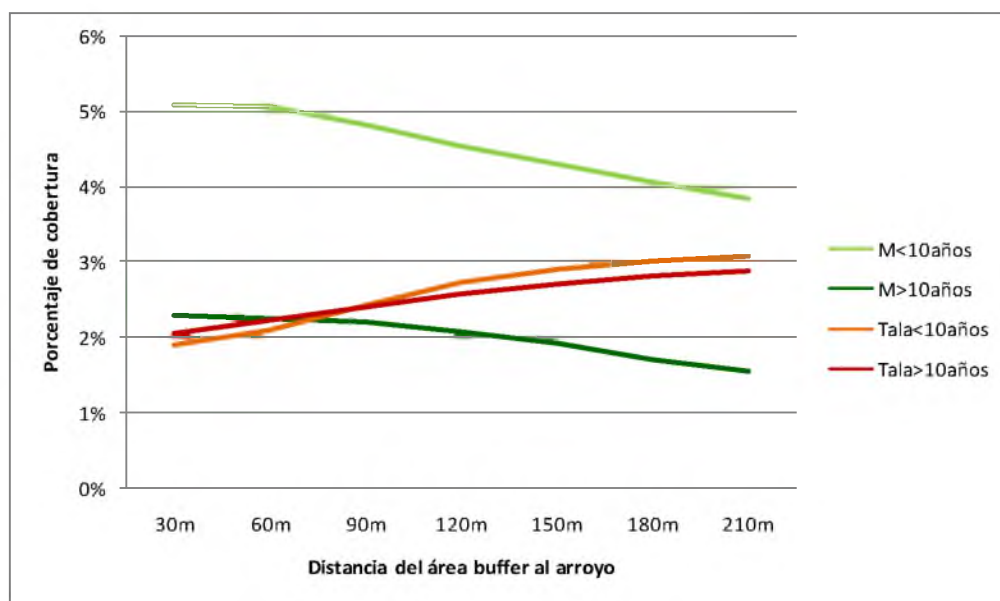


Fig. 6.7. Porcentaje de cobertura de los bosques en regeneración y sitios talados en función de la distancia a los arroyos; donde M<10años: Bosques en regeneración hace menos de 10 años; M>10años: Bosques en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años y Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años.

los bosques en las áreas aledañas a grandes extensiones boscosas, mientras que en la matriz de uso, el drenaje se halló con baja proporción de cobertura nativa. A su vez, la ruta nacional 14 se ubicó en la divisoria de aguas entre las cuencas que vertían al Río Paraná y aquellas al Río Uruguay (Fig. 6.8a y Fig. 6.8b)

Las cuencas con mayor grado de conservación en función al porcentaje de cobertura boscosa, en los primeros 30m de los arroyos, fueron la cuenca del Cuña Piru, con un 73% de cobertura boscosa, y la de Yabebiry con un 67% de cobertura, seguidas por la cuenca el Saltito (66%) y Alegre (65%) (Fig. 6.9). A una distancia de 210 m, la cobertura boscosa disminuyó cerca de un 10% en la mayoría de las cuencas. Las que presentaron mejor cobertura fueron Cuña Piru (66%), Yabebiry (61%) y Alegre (56%) (Fig. 6.9)

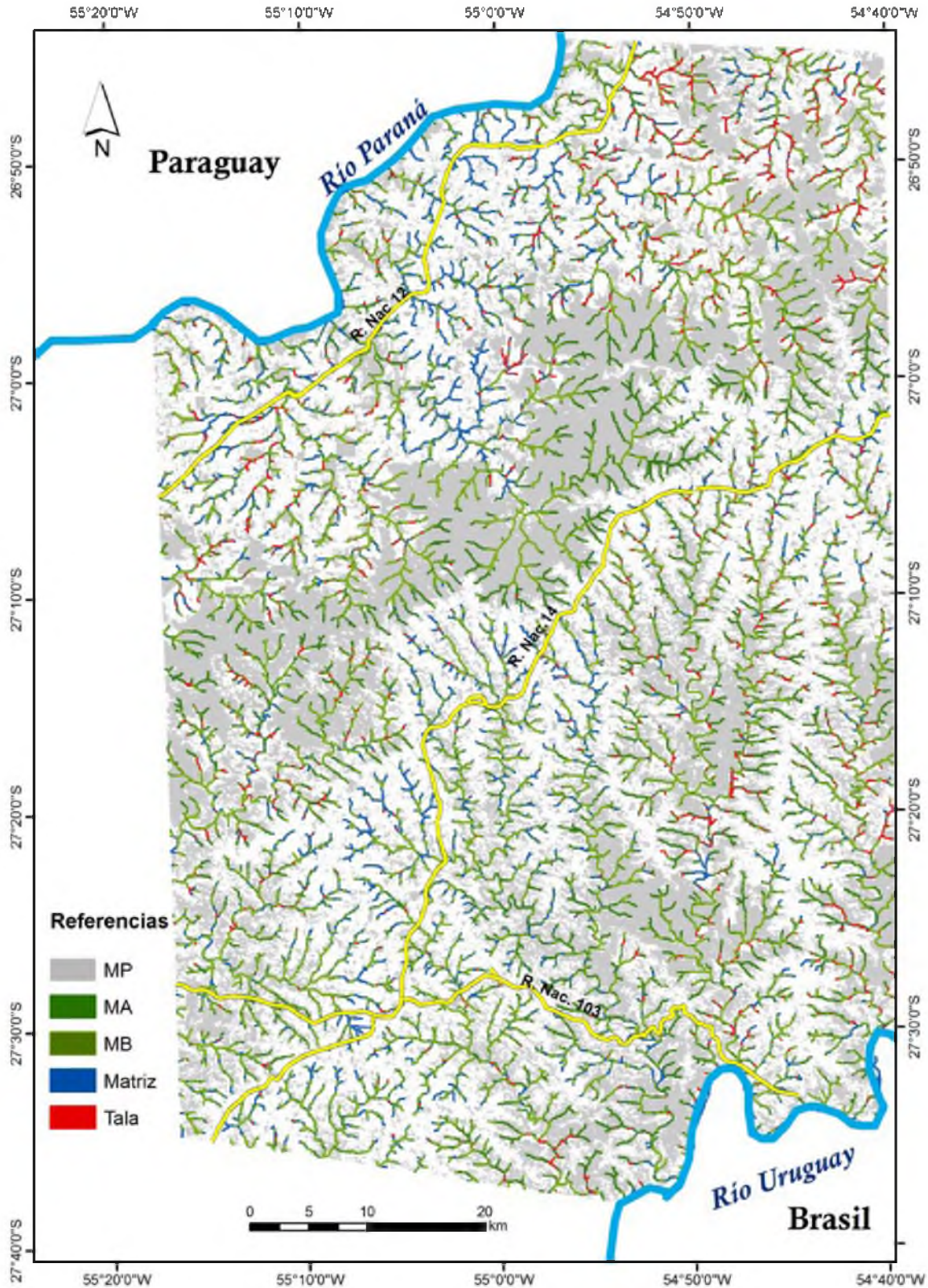


Fig. 6.8.a. Mapa de coberturas de suelo en función a la distancia a los arroyos en un banda de 0-30 m de distancia a arroyos. Donde: MA: Bosque Alto MB: Bosque Bajo, Matriz: Distintas coberturas de usos del suelo y Tala: deforestación

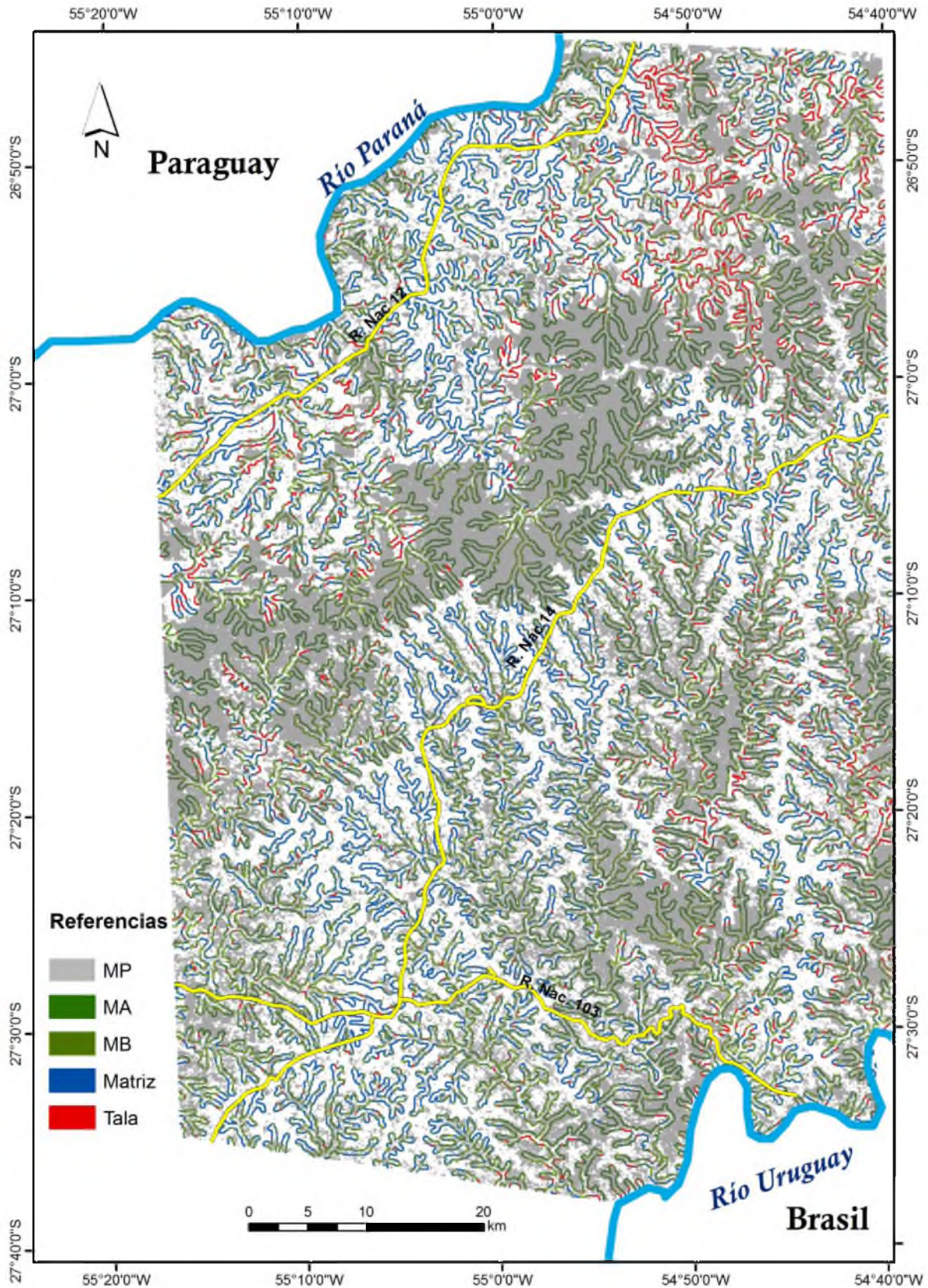


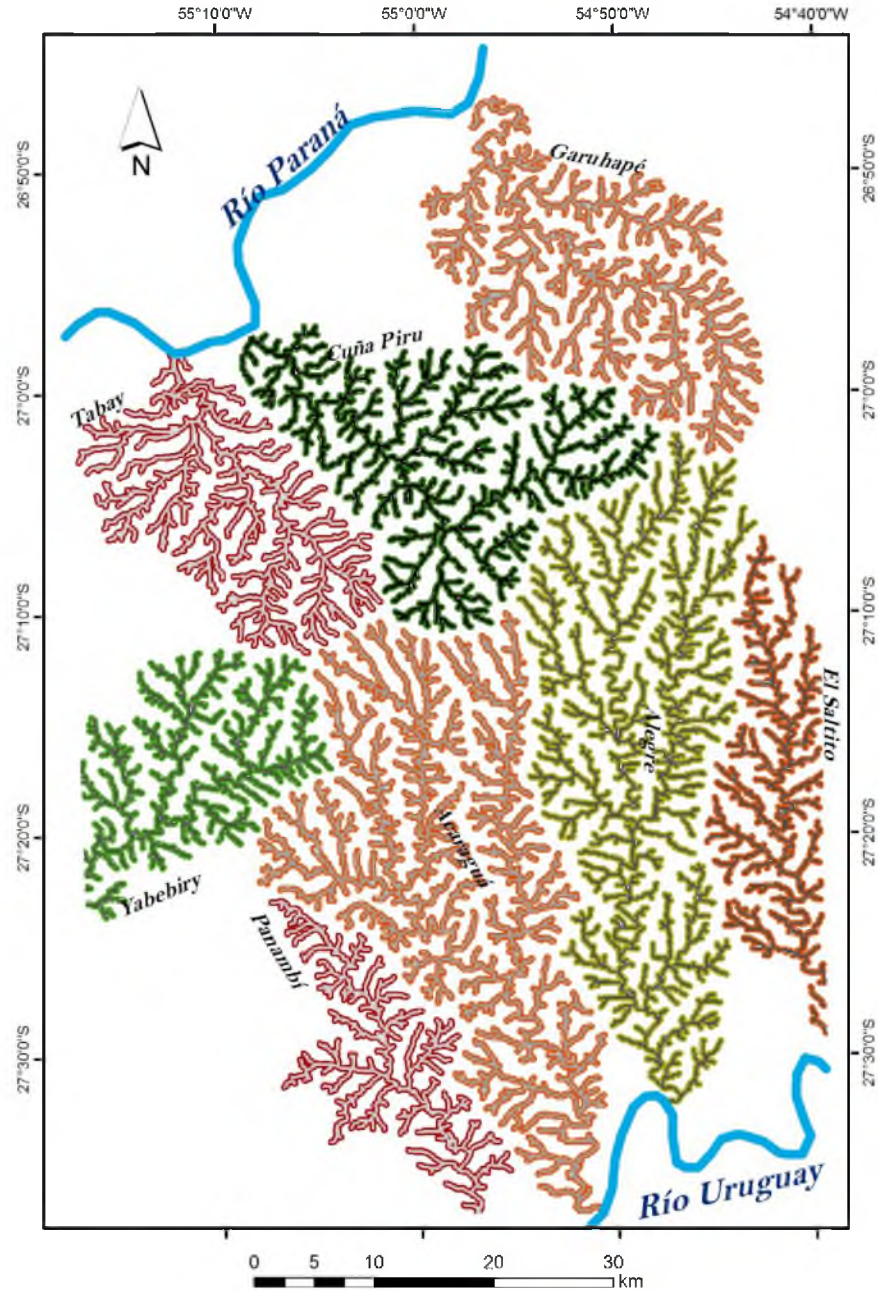
Fig. 6.8.b. Mapa de coberturas de suelo en función a la distancia a los arroyos en un banda de 180-210 m de distancia a arroyos. Donde: MA: Bosque Alto MB: Bosque Bajo, Matriz: Distintas coberturas de usos del suelo y Tala: deforestación.

Al discriminar la dinámica regeneración-deforestación por cuencas, se observó que las que presentaron mayor incremento neto de bosque, a 30m de distancia, fueron las cuencas de Panambí (8%), Aracaguatá (7%) y Yabebiry (7%), mientras que las cuencas que presentaron menor regeneración neta debido a la deforestación fueron las cuencas del Cuña Piru (0%) y El Saltito (1%). A 210 m de distancia de los arroyos, las cuencas que presentaron mayor regeneración neta fueron nuevamente Panambí (5%) y Aracaguatá (4%), mientras que aquellas que sufrieron mayor reducción por la deforestación fueron Garuhapé (-9%), El Saltito (-3%), Cuña Piru (-2%) y Tabay (-2%) ([Fig. 6.10](#))

6.5.2. Patrón espacial en función de las variables edáficas

Los Ultisoles presentaron una proporción de matriz de uso del 60%, siendo el único orden de suelo donde la proporción de bosque fue menor a la de matriz de uso. Los suelos Alfisoles presentaron una proporción más equitativa entre MP (54%) y matriz de uso (44%), mientras que en los Entisoles y Molisoles la proporción de MP fue superior a la de la matriz ([Fig. 6.11](#)). Los MAP, por su parte, ocuparon el 60% de los Molisoles, y cerca de un 40% de Alfisoles y Entisoles, siendo los Ultisoles los suelos donde se hallaron en menor proporción (27%). Por último, los MBP, presentaron una distribución más equitativa que el resto de las coberturas, no superando el 20% de la cobertura en ningún tipo de suelo, siendo en los Molisoles dónde se hallaron en menor proporción (9%) ([Fig. 6.11](#)).

La regeneración tanto mayor como menor de diez años predominó sobre los suelos Entisoles y Alfisoles. Mientras que la deforestación predominó en los suelos Ultisoles, siendo superior Tala<10años, en los Entisoles y Alfisoles Tala>10años fue superior a Tala<10años, mientras que en los Molisoles la regeneración y deforestación fue prácticamente la misma ([Fig. 6.12](#)).



Nombre de cuencas y porcentaje de cobertura boscosa

















a 30 m		a 210 m	
 Cuña Piru (73%)	 Acaraguá (64%)	 Cuña Piru (66%)	 Garuhapé (51%)
 Yabebiry (67%)	 Garuhapé (64%)	 Yabebiry (61%)	 Acaraguá (51%)
 El Saltito (66%)	 Panambi (58%)	 Alegre (56%)	 Tabay (49%)
 Alegre (65%)	 Tabay (58%)	 El Saltito (53%)	 Panambi (43%)

Fig. 6.9. Mapa de estado de preservación de las cuencas en función de la cobertura de bosque nativo en un banda de dos distancias: 0-30m y 180-210 m. Se observa como las cuencas de Cuña Piru y Alegre se encuentran próximas y podrían servir como corredores por su grado de protección, principalmente a 30m

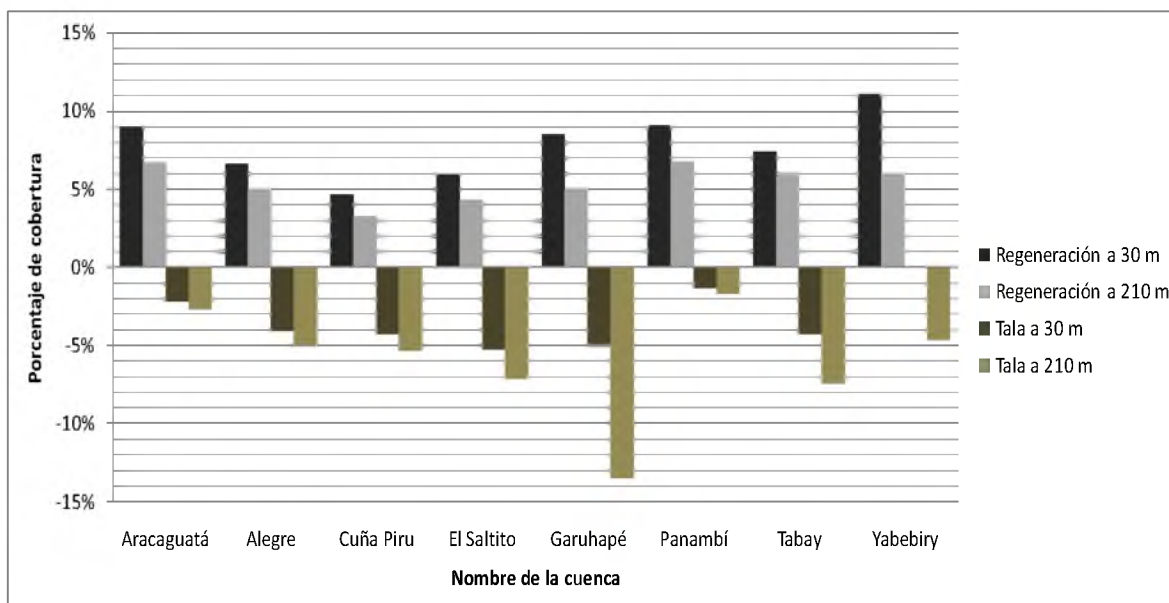


Fig. 6.10. Porcentaje de cobertura de bosques en regeneración y talados por cuenca en anchos de faja de 0 a 30 y 180 a 210 metros de distancia a los arroyos.

6.5.3. Patrón espacial en función de distancias a caminos y centros urbanos

La superposición de las rutas provinciales y nacionales al mapa de distribución de bosques nativos delimitó claros fragmentos de bosques (Fig. 6.13).

Al realizar el análisis de coberturas de bosques en función a la distancia de las rutas se observó que tanto los MAP como los Tala<10años fueron las categorías que se dispusieron a mayor distancia, con medias entre los 3400 m y 3500 m respectivamente (Fig. 6.14, Tabla 6.4).

Los MBP presentaron distribuciones semejantes a los M>10años y Tala>10años, con medias entre los valores 2700 – 3000 m (Fig. 6.14, Tabla 6.4).

Por su parte, los M<10años presentaron una amplia distribución, y sólo difirieron significativamente de los MAP (Fig. 6.14, Tabla 6.4).

Mientras que los sitios talados presentaron diferencias significativas entre sí, siendo los Tala>10años más cercanos a las rutas (Fig. 6.14, Tabla 6.4).

Al analizar el patrón en los primeros 2000 m de distancia a los caminos, se observó que la matriz de uso disminuyó aproximadamente en un 15% y ese aumento lo absorbió principalmente el MAP, mientras que el MBP se mantuvo constante (Fig. 6.15). Por su parte, los bosques talados y en regeneración mayor de diez años, mostraron una tendencia a aumentar su cobertura con la distancia

a las rutas durante los primeros 2000 m, mientras que los bosques en regeneración menores de diez años se presentaron constantes (Fig. 6.16.).

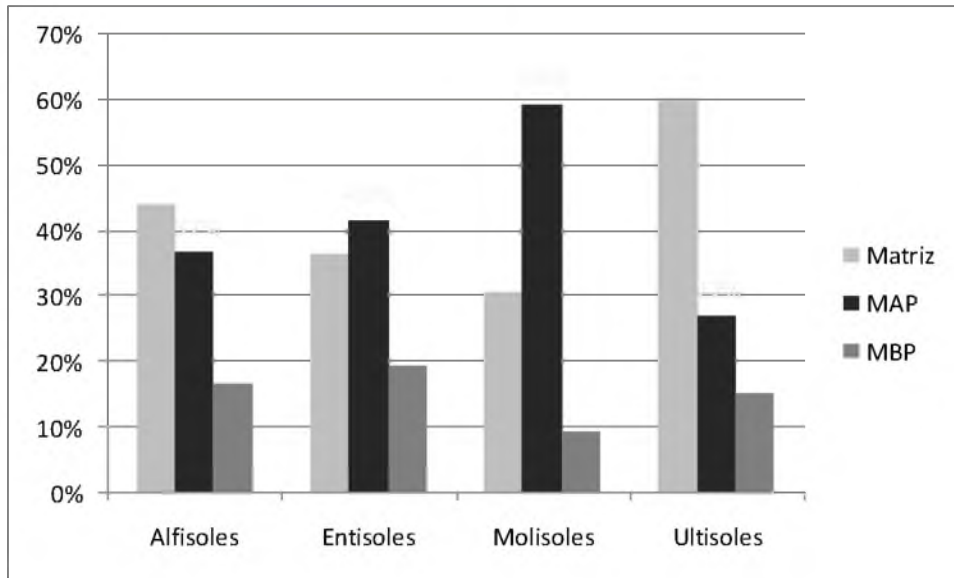


Fig. 6.11. Porcentaje de orden de suelo ocupada por categoría de bosque. Matriz. Coberturas de distintos usos del suelo. MBP: Bosque Bajo Permanente, MAP: Bosque Alto Permanente.

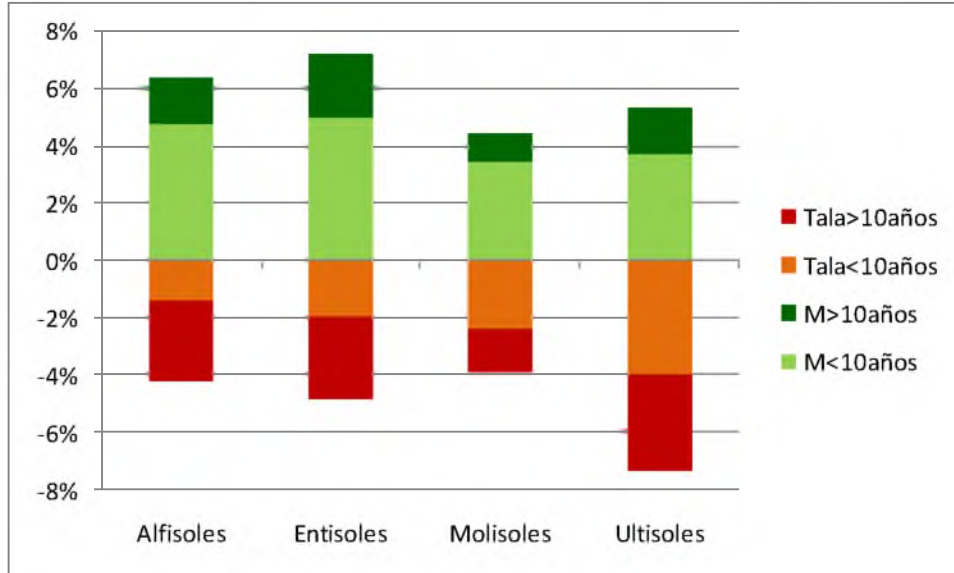


Fig. 6.12. Porcentaje de orden de suelo cubierto por clases de bosques en regeneración y talados. Tala > 10 años: Bosques talados hace más de diez años, Tala < 10 años: Bosques talados hace menos de diez años, M > 10 años: Bosques en regeneración hace más de diez años y M < 10 años: Bosques en regeneración hace menos de diez años.

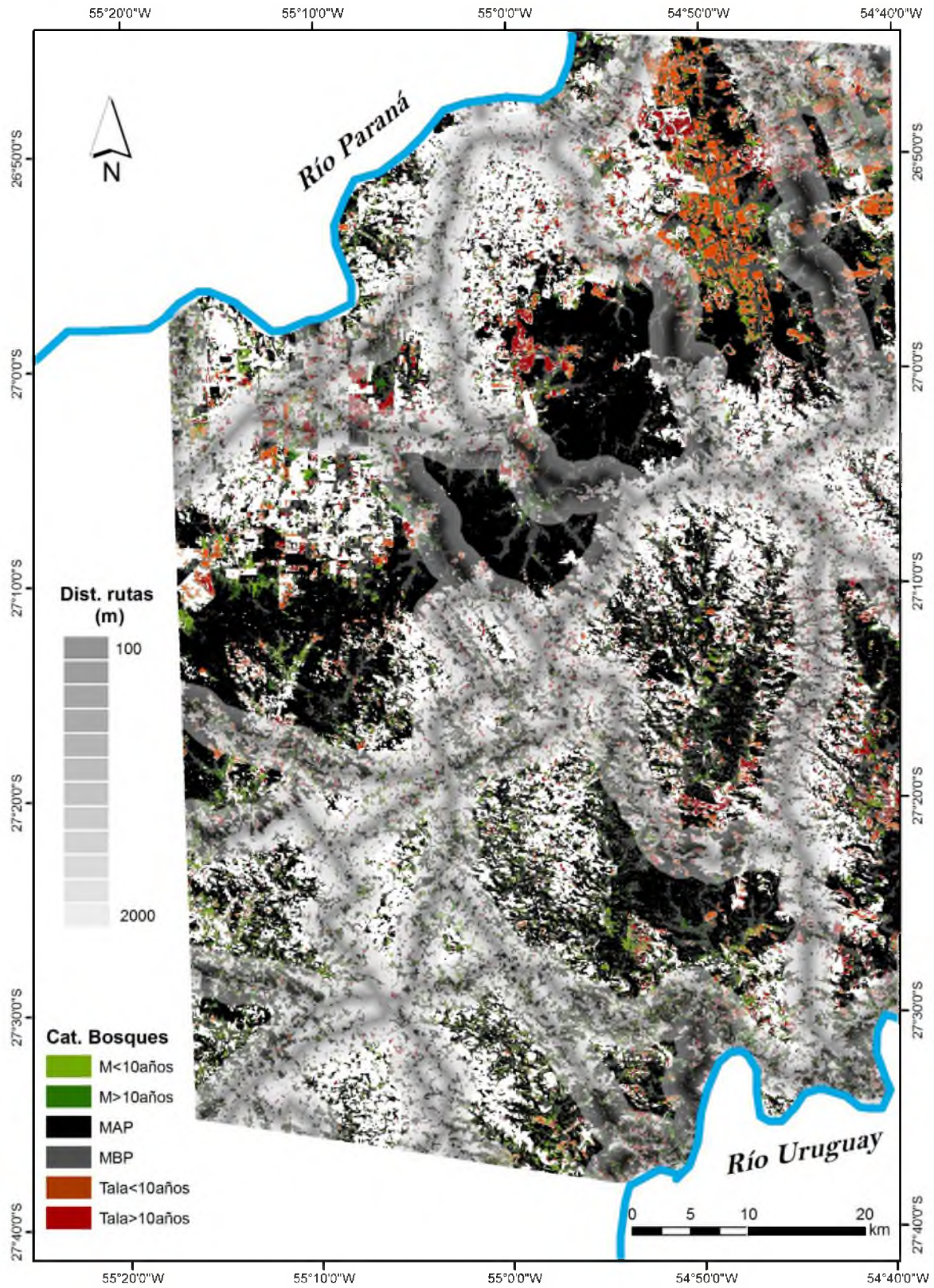


Fig. 6.13. Disposición de las categorías de bosques en función a las distancias a rutas provinciales y nacionales, donde M<10años: Bosque en regeneración menor a diez años, M>10años: Bosque en regeneración mayor a diez años, MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente, Tala<10años Bosques talados hace menos de diez años; Tala>10años: Bosques talados hace más de diez años. Se observa cómo los caminos principales fragmentan el bosque

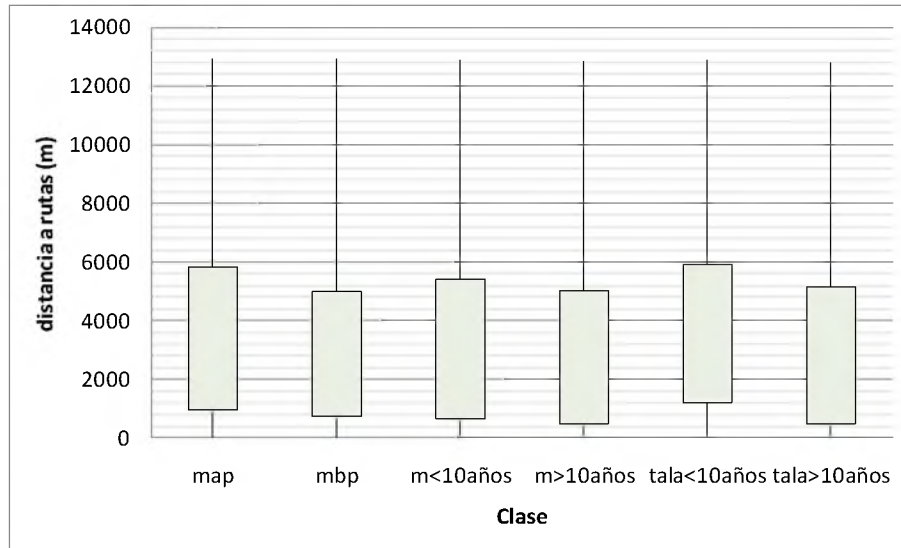


Fig. 6.14. Máximos, mínimos y desvío estándar de la distancia a rutas (m) en función de las clases de bosques nativos, donde MAP: Bosque Alto Permanente, MBP, Bosque Bajo Permanente, M<10años: Bosque en regeneración menor a diez años, M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años y Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años.

Tabla 6.4. Análisis de Kolmogorov-Smirnov entre las distintas categorías de bosques nativos en función de las distancias a rutas (m); donde: MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente; M<10años: Bosque en regeneración hace menos de diez años; M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Bosques talados hace menos de diez años; Tala>10años: Bosques talados hace más de diez años

Kolmogorov -Smirnov						
Distancia a rutas (m)						
clases	MAP	MBP	M<10años	M>10años	Tala<10años	Tala>10años
MAP		p<0.001	p<0.001	p<0.001	p<0.05	p<0.001
MBP			p<0.025	p>0.10	p<0.001	p>0.10
M<10años				p>0.10	p<0.025	p>0.10
M>10años					p<0.001	p>0.10
Tala<10años						p<0.001
Tala>10años						

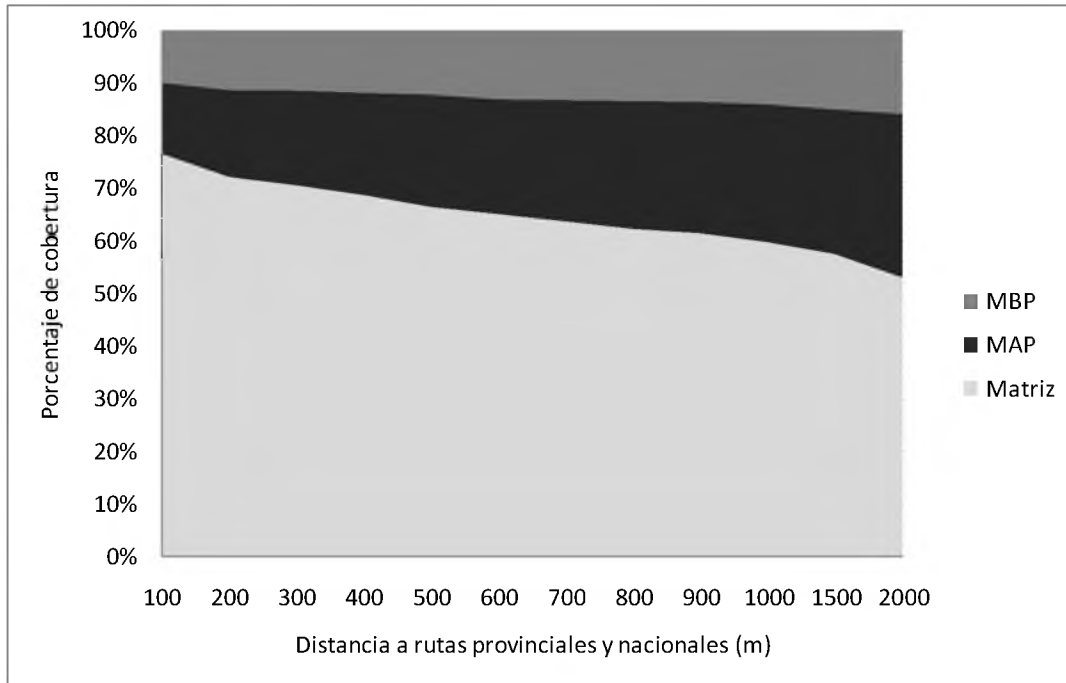


Fig. 6.15. Porcentaje de cobertura de las clases de bosques en función a la distancia a las rutas, donde MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente y Matriz: compuesta por las distintas coberturas de usos del suelo.

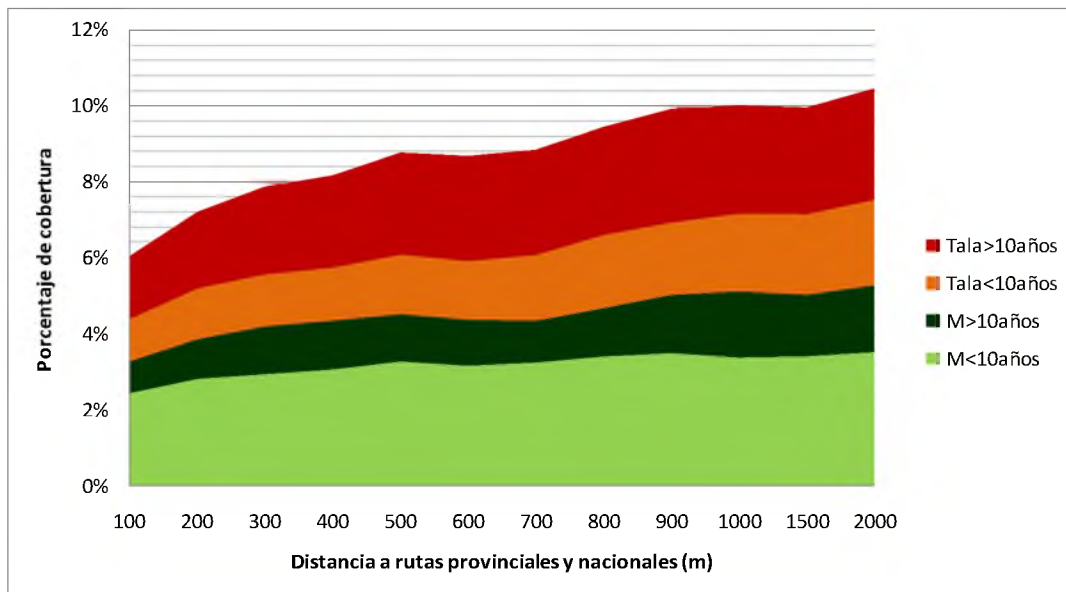


Fig. 6.16. Porcentaje de cobertura de las categorías de bosque en regeneración y talado, en función de la distancia (m) a rutas provinciales y nacionales donde Tala>10años: Sitios talados hace más de diez años, Tala<10años: Sitios talados hace menos de diez años, M>10años: Bosques en regeneración mayores a diez años y M<10años: Bosques en regeneración menores a diez años

La clase de bosque en regeneración y talado que se presentó a mayor distancia de los centros urbanos fue Tala<10años con una media de 10900 m superando a la clase de MAP con una media de 8900 m. Por su parte, los M>10años, con una media en los 8800 m, presentaron una distribución intermedia, a la de los MAP y el resto de las categorías: M<10años (7840m), Tala>10años (7850m) y MBP (7970m) (Fig 6.17 y Tabla 6.5)

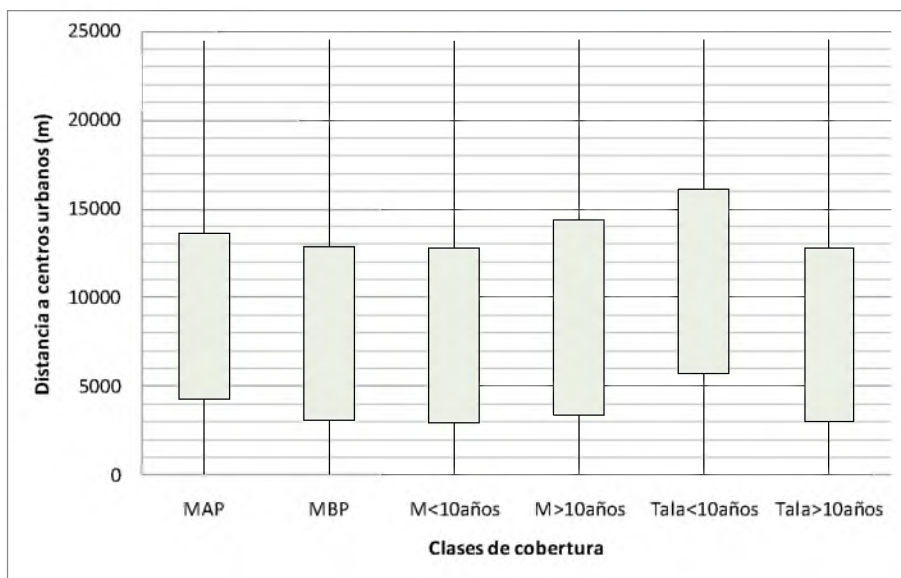


Fig. 6.17. Máximos, mínimos y desvío estándar de la distancia a rutas (m) en función de las clases de bosques nativos, donde MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente, M<10años: Bosque en regeneración hace menos de diez años, M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Bosques talados hace menos de diez años y Tala>10años: Bosques talados hace más de diez años.

Tabla 6.5. Prueba de Kolmogorov-Smirnov entre las distintas categorías de bosques nativos en función a la distancia a centros urbanos, donde: MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente; M<10años: Bosque en regeneración hace menos de diez años; M>10años: Bosque en regeneración hace más de diez años; Tala<10años: Bosque talado hace menos de diez años; Tala>10años: Bosque talado hace más de diez años.

Kolmogorov -Smirnov						
Distancia a centros urbanos (m)						
clases	MAP	MBP	M<10años	M>10años	Tala<10años	Tala>10años
MAP		p<0.001	p<0.001	p>0.10	p<0.001	p<0.001
MBP			p>0.10	p>0.10	p<0.001	p>0.10
M<10años				p<0.10	p<0.001	p<0.10
M>10años					p<0.001	p>0.10
Tala<10años						p<0.001
Tala>10años						

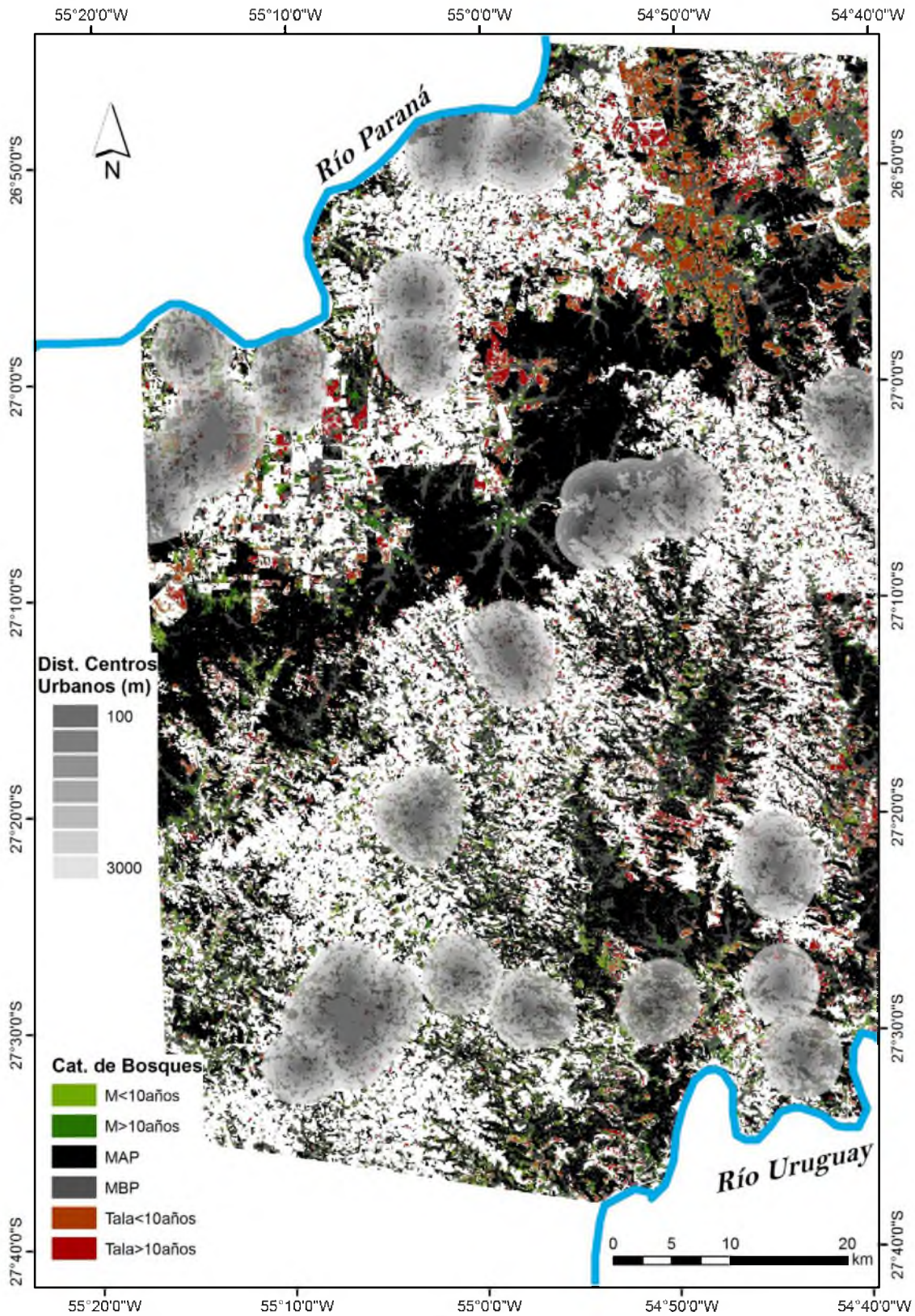


Fig. 6.18. Mapa de distribución de las clases de bosques en función a las distancias a los centros urbanos. M<10años: Bosques en regeneración menores a diez años, M>10años: Bosques en regeneración mayores a diez años, MAP: Bosque Alto Permanente, MBP: Bosque Bajo Permanente, Tala<10años: Bosques talados hace menos de diez años, Tala>10años: Bosques talados hace más de diez años.

En general, los bosques nativos se presentaron alejados a los centros urbanos (Fig. 6.18)

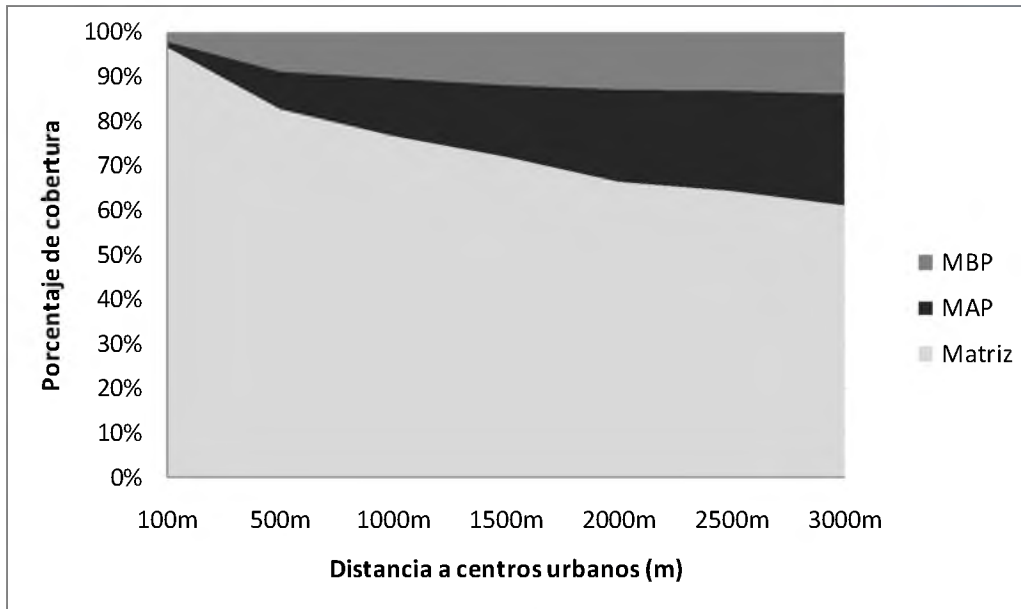


Fig. 6.19. Porcentaje de cobertura de las clases de bosque en función a la distancia de los centros urbanos. MBP: Bosque Bajo Permanente, MAP: Bosque Alto Permanente y Matriz, con distintas coberturas de usos del suelo.

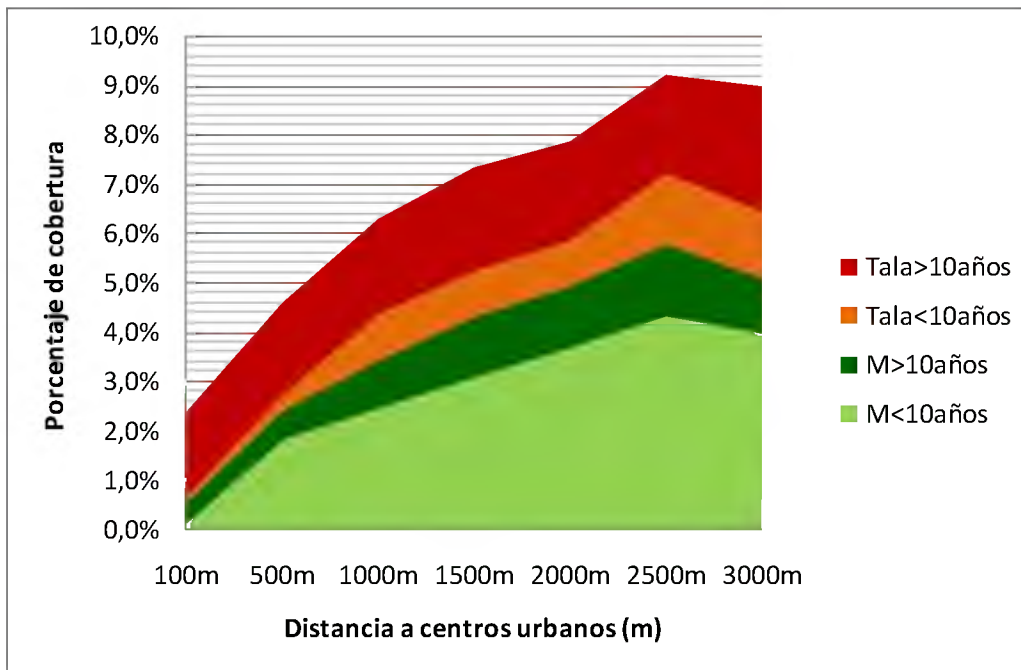


Fig. 6.20. Porcentaje de cobertura de las categorías de dinámica de bosques en función a la distancia de los centros urbanos (m). Tala >10 años: Sitios talados hace más de diez años, Tala <10 años: Sitios talados hace menos de diez años, M >10 años: Bosques en regeneración mayores a diez años, M <10 años: Bosques en regeneración menores a diez años.

Al analizar el porcentaje de cobertura a distintas distancias de los centros urbanos se determinó que la matriz de usos presentó una relación inversa a la distancia, mientras que los

bosques permanentes mostraron el comportamiento opuesto, aunque las tasas de cambio fueron diferentes en cada categoría ([Fig. 6.19](#)). Las áreas deforestadas y los bosques en regeneración también mostraron un aumento en la cobertura a medida que aumentó la distancia a los centros urbanos, sin embargo, la regeneración mostró una leve disminución a partir de los 2500 m a los 3000 m ([Fig. 6.20](#)).

6.5.4. Patrón espacial en función de la aptitud agroforestal

El resultado obtenido a través de la EMC arrojó los siguientes intervalos de aptitud ([Fig. 6.21](#)):

- 0,01 a 0,18 (Clase Aptitud 0) en zonas no aptas al uso agroforestal dada las altas pendientes, superiores a 20 % y la rocosidad extrema del terreno (39.700 ha);
- 0,19 a 0,37 (Clase Aptitud 1), sitios con baja aptitud al uso agroforestal por hallarse sobre suelos pobres como Entisoles y de pendientes moderadas a altas (51.800 ha);
- 0,38 a 0,54 (Clase Aptitud 2), sitios con aptitud intermedia (56.400 ha);
- 0,55 a 0,72 (Clase Aptitud 3), sitios aptos al uso agroforestal por hallarse sobre laderas de baja o nula pendiente y sobre Alfisoles. (147.900 ha);
- y 0,73 a 0,9 (Clase Aptitud 4). Aquellos sitios con una aptitud muy buena al uso agroforestal por hallarse sobre pendientes nulas y suelos Ultisoles (241.600 ha).

Al analizar el porcentaje relativo de cobertura en función de la aptitud se observó, en primer lugar, que hubo una relación directa y lineal entre el porcentaje de cobertura de matriz de uso y la aptitud del sitio.

El MAP representó el 70% del área en los sitios de aptitud 0 y disminuyó a un 20% en aquellos de aptitud 4. Sin embargo, la superficie total de los mismos, fue de 43.706 ha en la aptitud 3 (26,6%) y 43.324 ha (26,44%) sobre la aptitud 4. Los MBP, por su parte, presentaron un leve aumento con el incremento de la aptitud, pasando de un 10% en aptitud 0 a un 15% en las aptitudes 2, 3 y 4 ([Fig. 6.22](#)). Las zonas de aptitudes 3 y 4 concentraron el 53% de los MAP (87.129 ha) y el 76% de los MBP (55.612 ha) lo que representó el 61,5% del bosque nativo total.

La cobertura de los sitios talados aumentó con el aumento de la aptitud, pasando de un 3% en la aptitud 0 a un 6% en la aptitud 4. Los bosques en regeneración se mantuvieron relativamente constantes en todos los grados de aptitud presentando tan sólo una diferencia en cobertura del 1% a partir de la aptitud 1 ([Fig 6.23](#)).

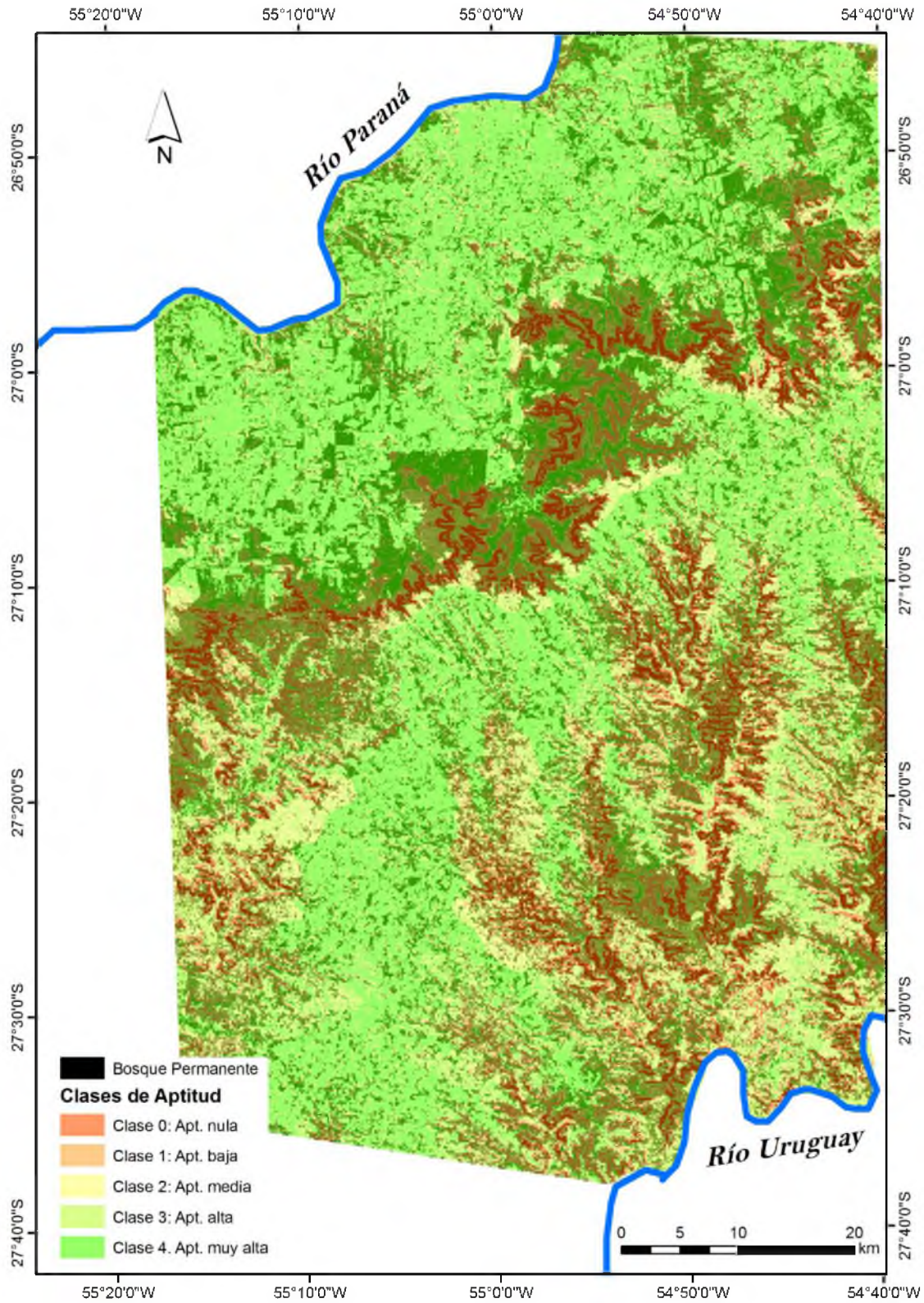


Fig. 6.21. Mapa de clases de aptitud de sitio para el uso agroforestal y distribución de los bosques permanentes. Donde Apt. 0: Aptitud nula. Apt. 1. Sitios de muy baja aptitud, Apt. 2: Sitios de aptitud intermedia, Apt 3: Sitios aptso, Apt. 4. Sitios con muy alta aptitud..

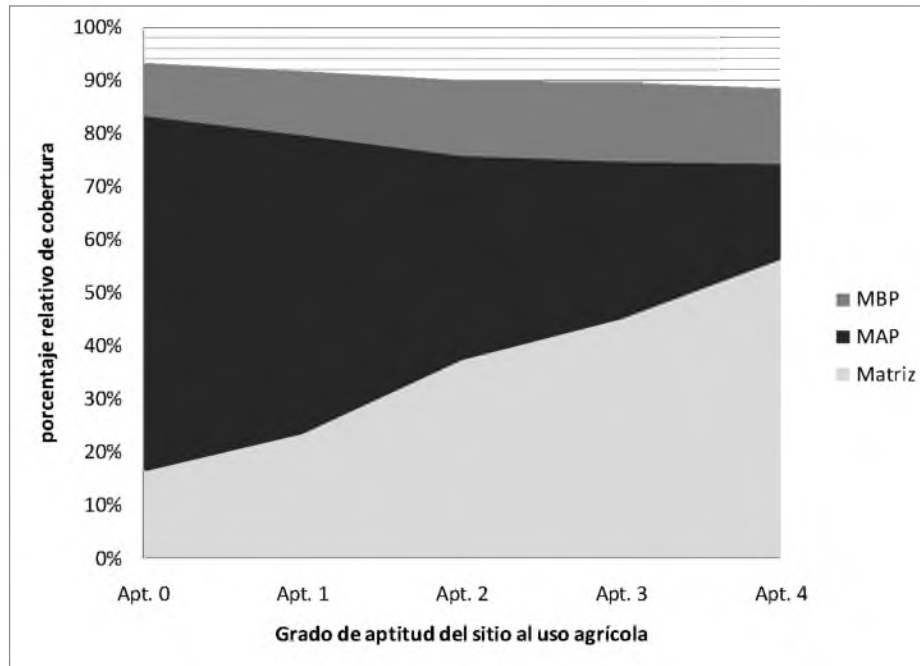


Fig. 6.22. Porcentaje relativo de cobertura por categoría de bosque, en función de la aptitud agroforestal, dónde MBP: Bosque Bajo Permanente, MAP: Bosque Alto Permanente y Matriz: distintas categorías de usos del suelo

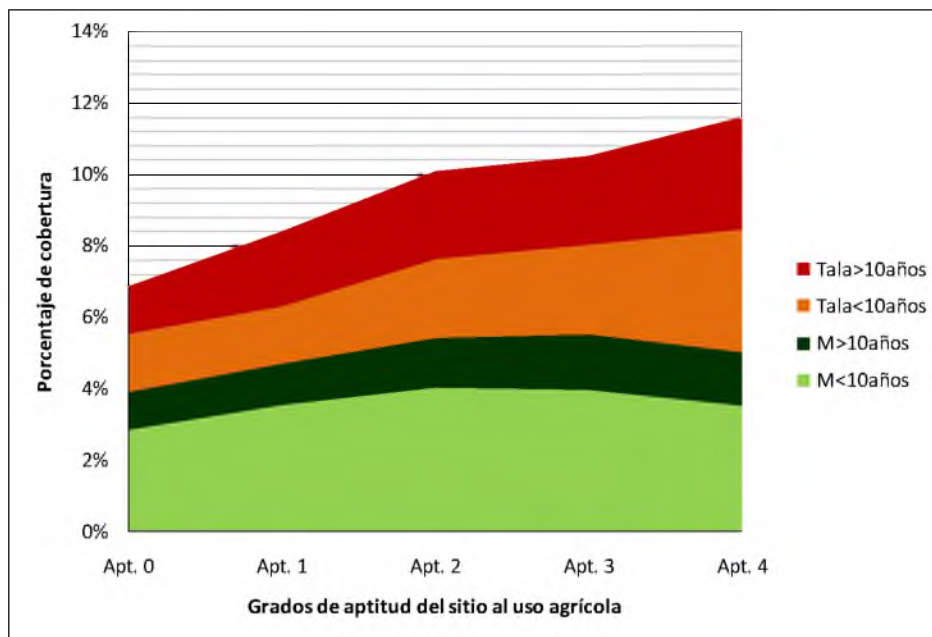


Fig. 6.23. Porcentaje relativo de cobertura por categorías de bosques en regeneración y talados, en función a la aptitud del sitio para uso agroforestal, dónde Tala >10 años: Bosques talados hace más de diez años, Tala <10 años: Bosques talados hace menos de diez años, M >10 años: Bosques en regeneración mayores a diez años, M <10 años: Bosques en regeneración menores a diez años

Al analizar la distribución de tamaños de parche de las categorías de bosque, en función de la aptitud al uso, se encontró una relación negativa entre ambas. Los parches de mayor tamaño correspondieron a MAP. A su vez, en los sitios de aptitud 3 y 4, el 26% (68.410 ha) del bosque nativo se halló en parches menores de 10 ha mientras que un 40% (105.240 ha) en parches menores de 100 ha (Fig. 6.24). Los parches mayores de 100 ha en los sitios de mayor aptitud representaron el 22% (57.770 ha) del bosque nativo (Fig. 6.24 y 6.25). En contraposición, los parches de MAP,

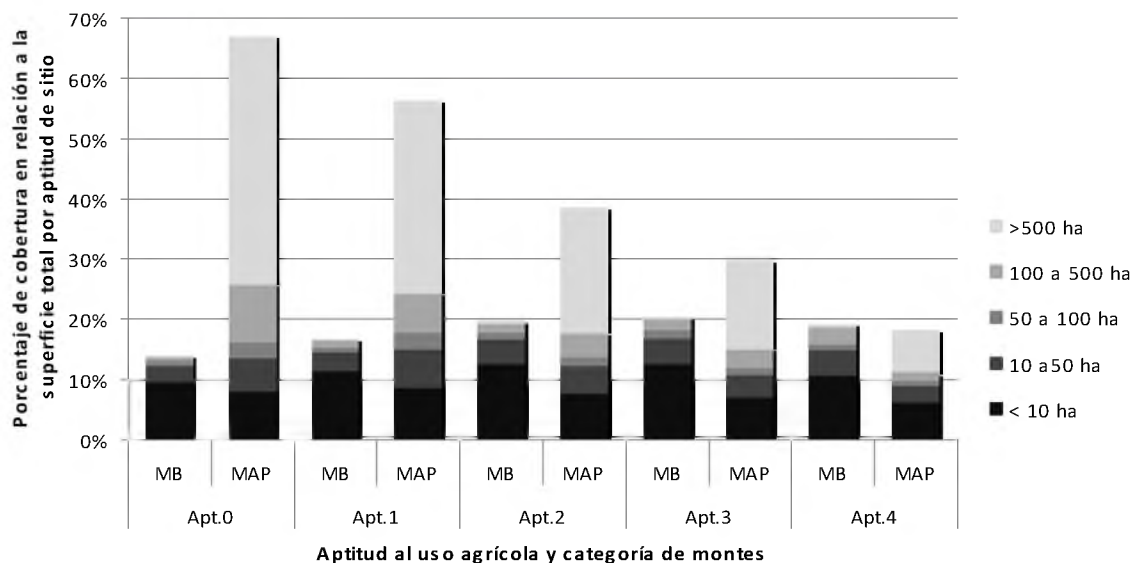


Fig. 6.24. Proporción de intervalos de tamaños de parches por categoría de bosque nativo, en función del grado de aptitud agroforestal, donde MB: Bosques Bajos (incluyendo aquí los bosques en regeneración) y MAP: Bosques Altos Permanentes

mayores a 100 ha, sobre sitios de aptitud 0 y 1 representaron el 21% (55.500 ha) del bosque nativo mientras que el 5% de los mismos se halló sobre la aptitud 2. Los parches menores a 10 ha sobre las aptitudes 0, 1 y 2 concentraron, por su parte, el 11% del bosque nativo y menores a 100 ha el 17% (Fig. 6.25).

En el área de estudio se observó una superficie continua de 19000 ha (3,5% del área total y 7,2% del bosque nativo), dentro de áreas protegidas comprendidas por las reservas provinciales de Salto Encantado, Valle de Cuña Piru y Reserva Privada de la UNLP. El 50% de esa área se encontró en sitios de aptitud 3 y 4 mientras que el 38% en sitios de aptitud 0 y 1. Estas áreas estuvieron cubiertas principalmente por MAP (82%), MBP (13%) y zonas agroforestales, utilizadas principalmente por comunidades Mbyá-Guaraní que habitan dentro de la reserva y secundariamente

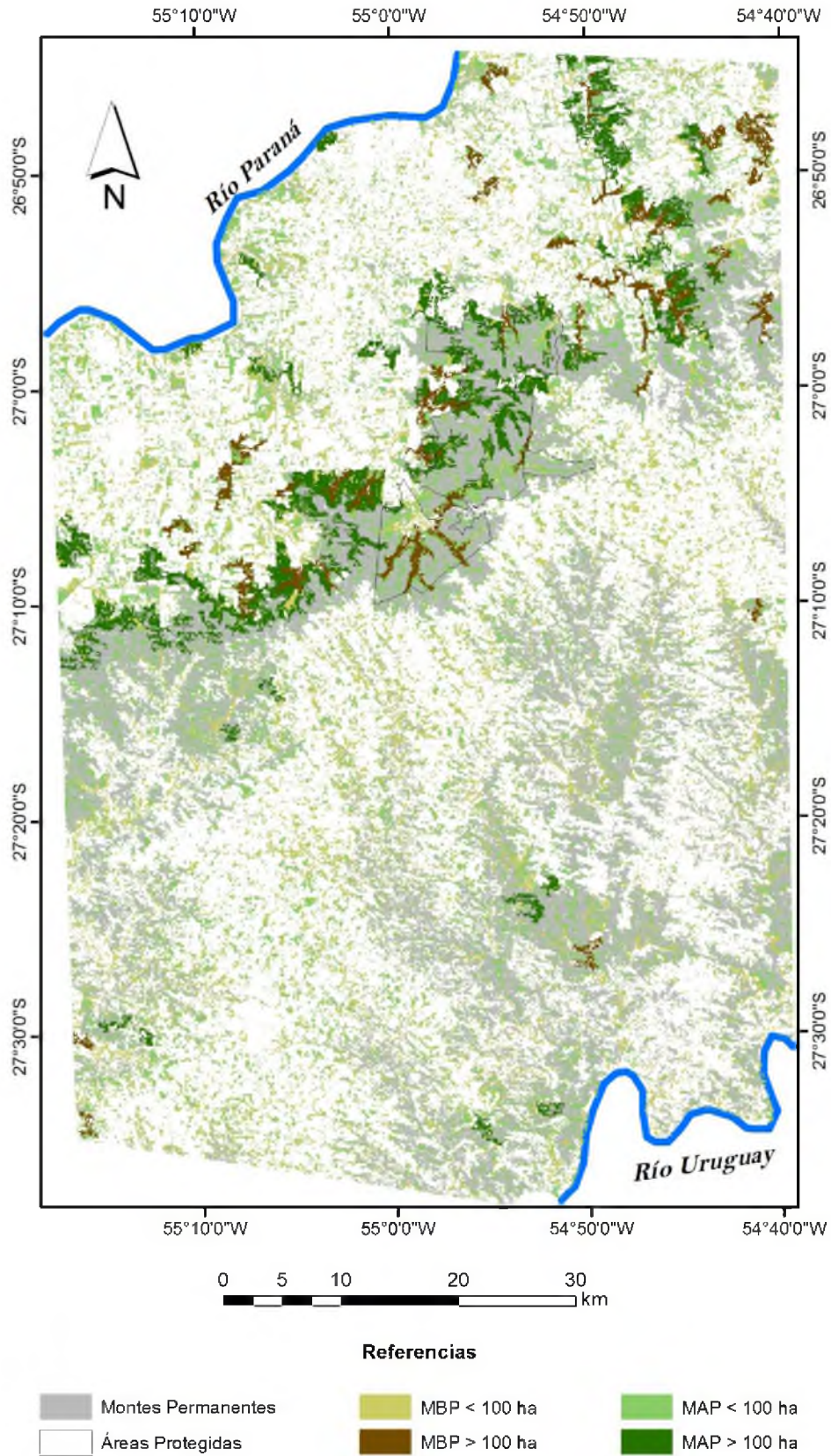


Fig. 6.25. Mapa de distribución de los tamaños de parches de Bosques Altos Permanentes (MAP) y Bosques Bajos Permanentes (MBP) en los sitios con aptitud agroforestal 3 y ,4 en relación a los bosques permanentes y áreas protegidas

por colonos que han usurpado parte del territorio (3%). En menor medida, también presentó parches de bosques en regeneración (1.5%) y parches de bosques talados (0.5%). Al analizar la superposición de las coberturas de suelos y las aptitudes de los sitios dentro de las áreas protegidas, se observó un patrón similar al hallado fuera de las mismas. A medida que aumentó la aptitud dentro de las reservas, disminuyó el porcentaje relativo de cobertura de los MAP y aumentó exponencialmente el MBP y los distintos usos del suelo (Fig. 6.26).

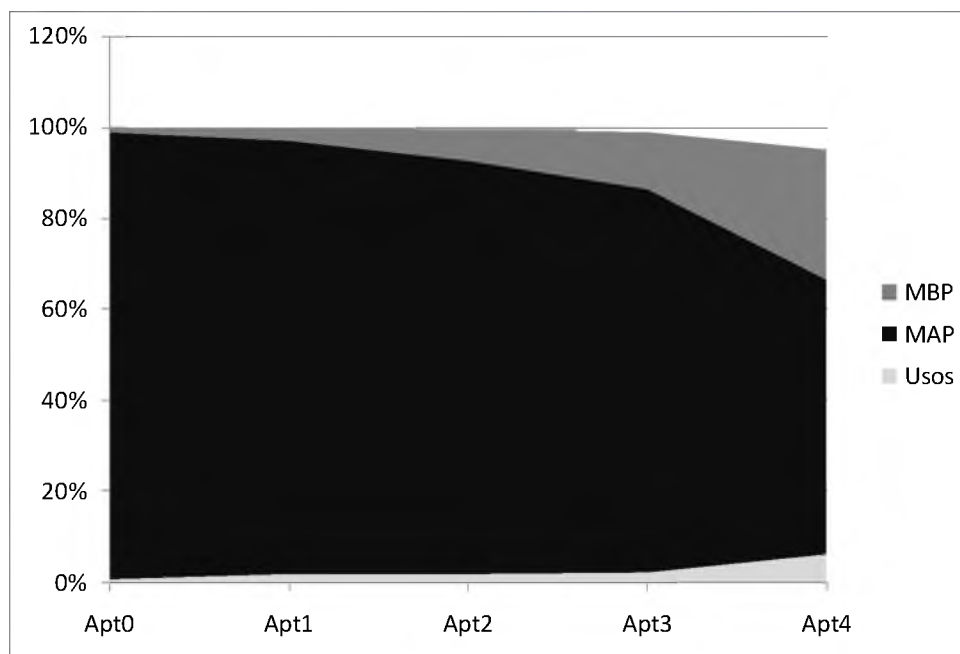


Fig. 6.26. Porcentaje relativo de cobertura en función a la aptitud del sitio para uso agrícola por clase de cobertura de bosque dentro de las Áreas Protegidas, donde MBP: Bosque Bajo Permanente, MAP: Bosque Alto Permanente y Matriz: coberturas de distintos usos del suelo.

6.5.5. Patrón espacial en función del grado de accesibilidad

El resultado obtenido a través de la EMC, integrando las distancias a rutas y centros urbanos, produjo una imagen con valores de accesibilidad que estuvieron entre 0 y 1. Los intervalos obtenidos fueron: Accesibilidad 1: de 0 a 0,2, Accesibilidad 2: de 0,21 a 0,4, Accesibilidad 3: de 0,41 a 0,6, Accesibilidad 4: de 0,61 a 0,8 y Accesibilidad 5: de 0,81 a 1 (Fig. 6.27.).

Al analizar el porcentaje relativo de cobertura en función de los grados de accesibilidad se observó una relación directa de la matriz de uso con respecto a la variable, presentando una cobertura del 35% (113.909 ha) en los sitios de accesibilidad 1 y un 79% (18.811 ha) en los sitios de accesibilidad 5 (Fig. 6.28). En contraste, los bosques permanentes disminuyeron su cobertura

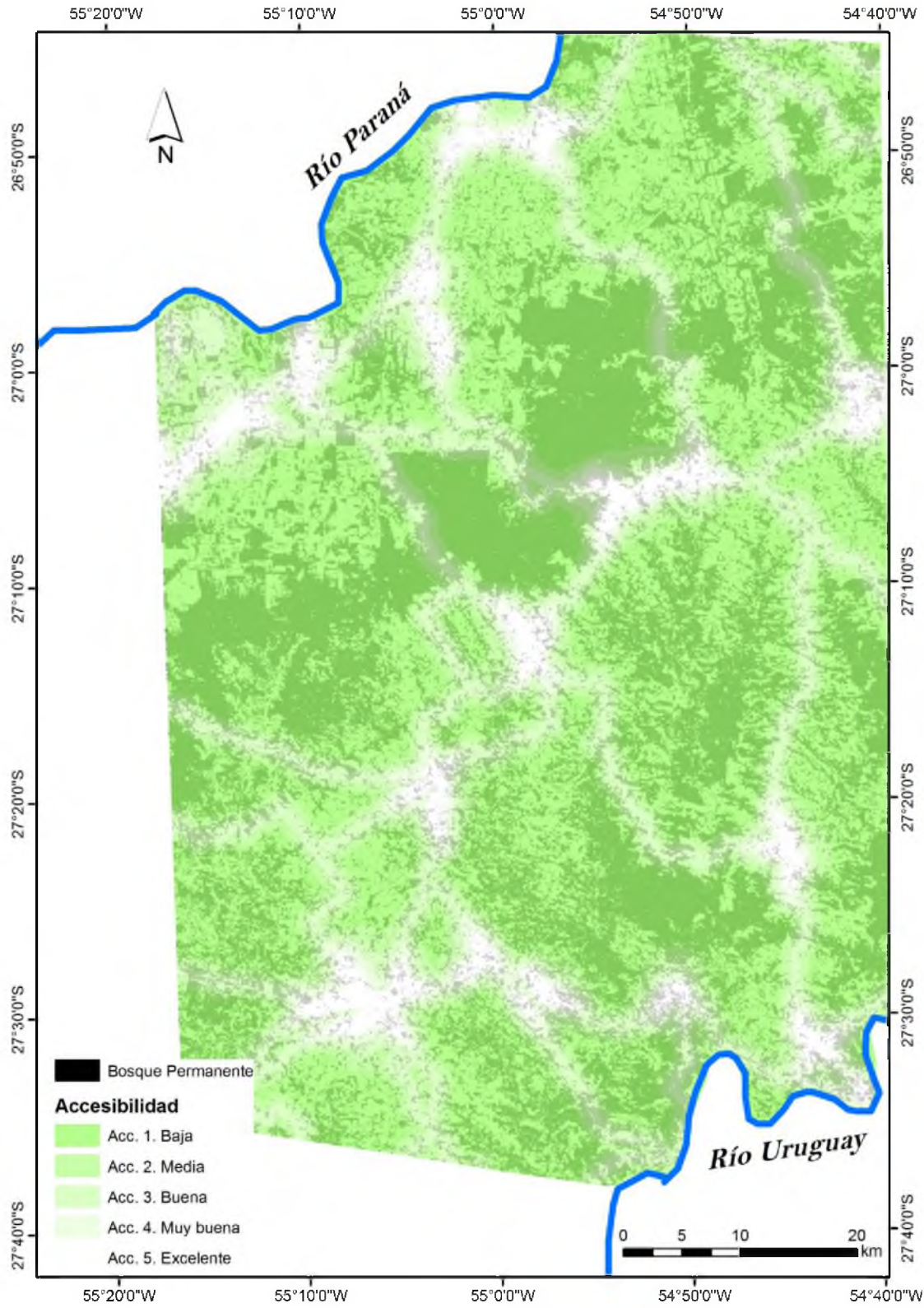


Fig. 6. 27. Mapa de grados de accesibilidad en función a las rutas nacionales - provinciales y centros urbanos conjuntamente con los bosques permanentes.

relativa con el aumento de la accesibilidad, pasando de un 53% (170.718 ha) en los sitios de accesibilidad 1, a un 16% (3.845 ha) en los sitios de accesibilidad 5.

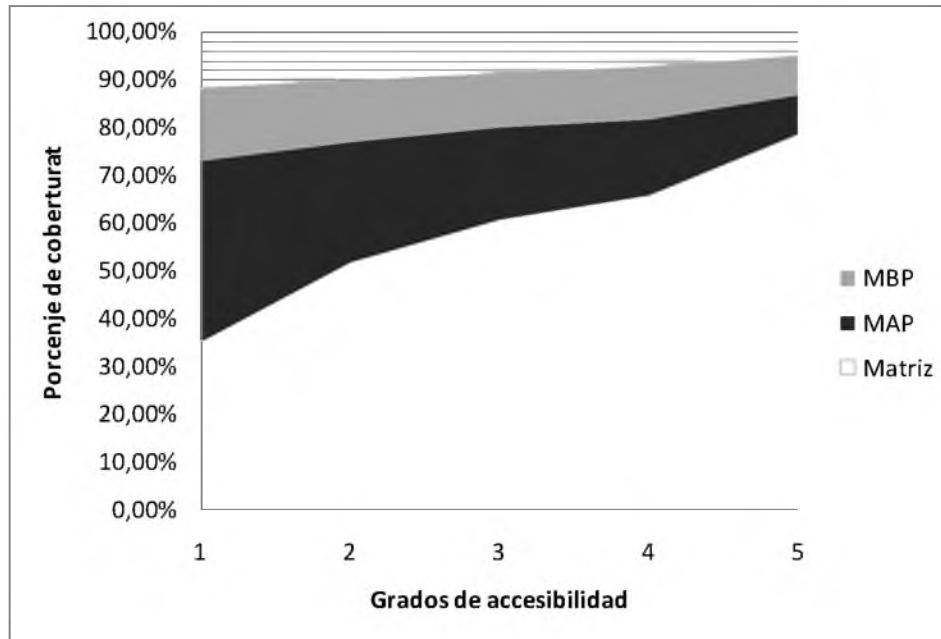


Fig. 6.28. Porcentaje de cobertura por grado de accesibilidad de las distintas categorías de bosques. MBP: Bosque Bajo Permanente, MAP: Bosque Alto Permanente y Matriz: distintas coberturas de usos de la tierra.

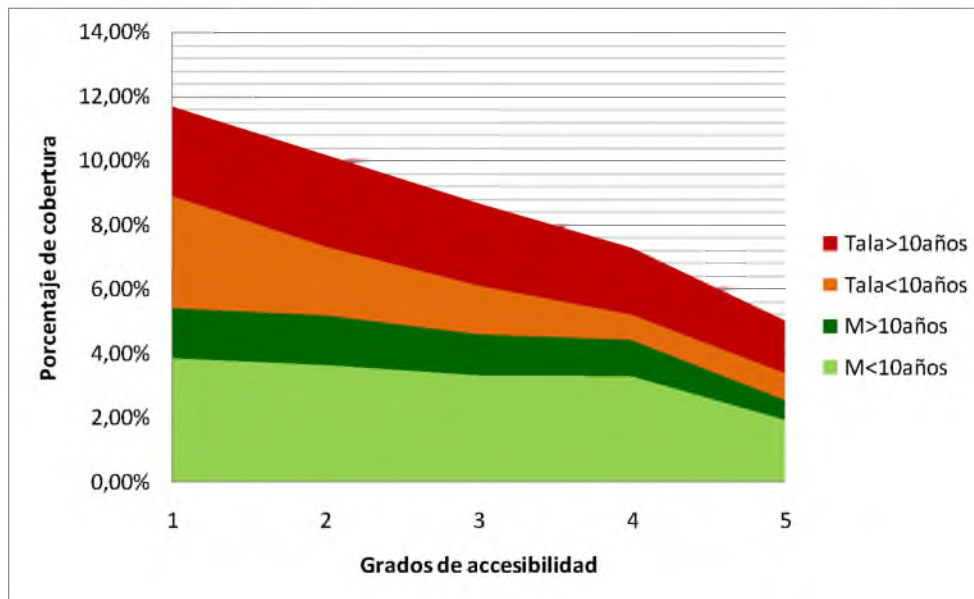


Fig. 6.29. Porcentaje de cobertura por grado de accesibilidad de las distintas categorías de dinámicas de bosques. Tala > 10 años: Sitios talados hace más de diez años, Tala < 10 años: Sitios talados hace menos de diez años, M > 10 años: Bosques en regeneración mayores a diez años, M < 10 años: Bosques en regeneración menores a diez años.

Por su parte, las proporciones de áreas deforestadas y bosques en regeneración disminuyeron a medida que aumentó la accesibilidad (Fig 6.29), sin embargo, las respuestas fueron

particulares en cada categoría. Las coberturas de los bosques en regeneración disminuyeron a partir del grado de accesibilidad 5, la categoría Tala>10años, por su parte, disminuyó en su cobertura a partir de grados de accesibilidad 3, mientras que la aptitud Tala<10años tuvo un descenso sostenido con el aumento de la accesibilidad ([Fig. 6.29](#)).

6.6. Discusión

Las variables topo-edáficas presentaron una alta relación con los bosques permanentes. Las zonas de altas pendientes, alta pedregosidad, con predominancia de Molisoles y Entisoles presentaron baja aptitud de uso y fueron las que presentaron mayores proporciones de MAP en concordancia con la predicción derivada de la hipótesis 1. Sin embargo, los MBP, se hallaron asociados principalmente a los arroyos, bajas alturas y pendientes leves o nulas, mientras que fueron independientes con respecto al tipo de suelo. La asociación de los MBP con los arroyos se observó cuando los mismos se hallaron rodeados por grandes extensiones de bosques nativos. Sin embargo, a la escala de análisis de este trabajo, no se hallaron asociaciones entre MBP y los cursos de agua en las áreas con mayor superficie ocupada por el uso agro-forestal. Esto significa que no son frecuentes los corredores riparios inmersos en la matriz de usos. Una alta proporción de áreas ribereñas sin cobertura boscosa se observaron sobre las cabeceras, lo cual traería dos consecuencias directas: 1. la disminución del efecto de moderación que ejerce el bosque sobre los flujos hidrológicos, aumentando la probabilidad de las inundaciones aguas abajo y 2. el drenaje de diversas sustancias disueltas provenientes de las actividades agro-forestales en la matriz (Forman 1997). Trabajos de Roth *et al.* (1996), han determinado una fuerte correlación inversa entre el Índice de Integridad Biótica (IBI), ampliamente utilizado en la estimación de las condiciones de calidad de un cuenca, y el porcentaje de agricultura en torno a la misma. Las cuencas hidrográficas que presentaron mayor grado de conservación en cuanto a la cobertura de bosques nativos fueron: Cuña Piru, Yabebiry y Alegre. Las cuencas de Cuña Piru y Yabebiry están conectadas a través del corredor verde, mientras que las cuencas de Cuña Piru y Alegre, a pesar de su proximidad, están separadas por la ruta nacional 14. Por otra parte, la cuenca de Cuña Piru atravesó 19.000 ha de áreas protegidas (Valle de Cuña Piru, Salto Encantado y Cuña Piru), sin embargo fue una de las cuencas que se vio más afectada por la deforestación y sus cabeceras se hallaron ubicadas sobre zonas agrícolas de la meseta central. Sería importante, por lo tanto, una evaluación del IBI de la cuenca como también generar estrategias más eficientes de conservación de la misma. Por otra parte, dada su proximidad a la cuenca Alegre, la cual vierte sus aguas en el Río Uruguay que también presentó alto grado de

cobertura de bosques nativos, se podrían desarrollar corredores biológicos eficientes entre las mismas.

Los caminos, claramente delimitaron fragmentos de bosques nativos. En el sector NE del área de estudio, uno de los fragmentos ha sido deforestado prácticamente en su totalidad hace menos de diez años. El MAP fue la categoría de bosque más influenciada por la distancia a caminos como también a la de las ciudades, a través de una relación inversa. El MBP, por su parte, estuvo inversamente relacionado con la distancia a los centros urbanos pero prácticamente no se vio modificado por la distancia a las rutas o caminos. Por su parte, el modelo de accesibilidad evidenció como la misma fue la variable que más afectó la disminución de los bosques permanentes. Frecuentemente, una de las erosiones relacionadas con la actividad forestal resulta de la construcción y mantenimiento de caminos (Forman 1997; Spellerberg 1998). Las rutas nacionales se visualizaron como grandes barreras también entre distintas cuencas, principalmente la ruta Nacional 14 que se encontró en la divisoria de aguas de las vertientes entre los ríos Paraná y Uruguay. Caminos como éstos, concentran flujos de agua que a su vez forman canales mayores que aquellos ubicados en las mismas laderas pero en ausencia de caminos. Este proceso conduce a que las cabeceras de las cuencas sean más pequeñas, alargadas, pero que la longitud total de la red de drenaje aumente con el aumento de la red de canales. Este efecto se produce dado que el agua se escurre rápidamente sobre las superficies relativamente impermeables y lisas de los caminos, especialmente en momentos de tormentas. El agua superficial luego es transportada por los canales, algunos de los cuales se conectan directamente a los arroyos. Este aumento del escurrimiento asociado a los caminos puede conllevar aumentos en las tasas y extensiones de erosión, reducir la percolación, cambiar las tasas del acuífero, alterar la morfología del canal y aumentar las tasas de descarga a los arroyos (Forman & Lauren 1998; Coffin 2007).

Mientras las variables topo-edáficas marcaron grandes tendencias, cuando se integraron a un modelo de aptitud al uso-agroforestal, el mismo fue el segundo factor que más condicionó la distribución de los bosques permanentes. La cobertura relativa del MAP disminuyó drásticamente con el aumento de la aptitud. Sin embargo, para los MBP no fue el factor determinante.

La distribución de los MBP dentro de matrices de uso, sobre todo tipo de situaciones topo-edáficas y de accesibilidad, indicaría que los mismos son originados de la explotación y consecuente degradación de los MAP. Esto concuerda con los resultados hallados en los capítulos anteriores como también con los trabajos de Montagnini *et al.* (1997,1998).

Por otra parte, la distribución de los tamaños de parches fue la esperada en función de la predicción 1.2. A medida que aumentó la aptitud agro-forestal, disminuyó el tamaño de parche. Dado que el intervalo de la aptitud 4 abarcó una gran superficie, el mismo concentró más del 60% del bosque nativo, lo que equivalió al 30% del área de estudio. Sin embargo, sólo el 6% del mismo se halló protegido. Más aún, el 43% de los bosques nativos que se encontraron en los sitios de mayor aptitud, se distribuyeron en parches menores a 10 ha.

La hipótesis 2 fue parcialmente corroborada.

Los bosques en regeneración se hallaron sobre alturas moderadas, pendientes moderadas a bajas y aumentaron su cobertura con la cercanía a los arroyos. Aunque se presentaron sobre todo tipo de suelos, ocuparon una mayor proporción de Entisoles, suelos poco aptos al uso agrícola (Píccolo & Sosa 2002) y Alfisoles, suelos relativamente aptos al uso pero situados en sitios de topografía escarpada. Esa localización coincide con la predicción derivada de la Hipótesis 2. Con respecto a las variables antrópicas, prácticamente mostraron independencia a la distancia de caminos pero presentaron una relación positiva con la distancia a centros urbanos. Los modelos de aptitud al uso agro-forestal y accesibilidad mostraron que la distribución de los bosques en regeneración fue independiente a dichas variables. Estos resultados refutan en parte la Hipótesis 2. Era de esperar que los bosques en regeneración hubieran sido más abundantes en zonas de baja aptitud y disminuyeran con el aumento de la misma. Chomitz & Gray (1996) encontraron que en zonas remotas, de baja densidad de población y suelos pobres, los caminos no inducirían a una inmigración de las actividades agro-forestales. Esto implicaría una continua rotación de sitios para tumba, roza y quema. En Misiones, los suelos pobres suelen presentar cultivos anuales, de mandioca, poroto, sandía etc. Después de unos pocos años, la productividad de la tierra disminuye y los agricultores transitorios abandonan las parcelas, talando extensiones adicionales del bosque o volviendo a utilizar parcelas de bosque secundario en regeneración. Como se observó, en los suelos más pobres la regeneración fue mayor, lo que haría pensar que los sitios serían utilizados por menos tiempo siendo abandonados incluso cerca de las rutas de acceso. Cerca de los centros urbanos, la regeneración es muy escasa y aumenta exponencialmente al alejarse de los mismos. La mayor parte de los centros urbanos, a su vez, se hallan ubicados sobre los suelos más productivos. Aquí se observó una menor regeneración, porque los sitios son utilizados para cultivos perennes, por lo tanto, la frecuencia de abandono de las parcelas sería mucho menor y en consecuencia existiría una expansión de la actividad agroforestal hacia tierras vírgenes. Este mecanismo de rotación de cultivos también se evidencia en otras regiones de bosques neotropicales, donde las parcelas de bosques secundarios en regeneración son reutilizadas (Tucker *et al.* 1998). Aunque los centros

urbanos mostraron una mayor influencia sobre los bosques nativos, las rutas y caminos parecerían ser un factor importante a la hora de mantener bosques maduros como los MAP.

Los bosques talados, por su parte, se hallaron en altitudes intermedias entre los MAP y MBP, sobre pendientes moderadas a bajas y aumentaron su cobertura con la distancia a los arroyos. A su vez, los suelos con mayor proporción de bosque talado fueron los Ultisoles. Estos resultados concuerdan con lo esperado por la Hipótesis 2. La deforestación habría sido propiciada por productores con capacidad de expansión en el período estudiado, hecho evidenciado también, por los resultados obtenidos en el capítulo anterior. Los bosques talados también estuvieron relacionados con las variables antrópicas, pero presentaron tendencias diferentes en función del momento en que se llevó a cabo la deforestación. Aquellos Tala>10años se ubicaron cercanos a las rutas y centros urbanos, mientras que aquellos Tala<10años alcanzaron valores de distancias parecidos a los del MAP. Estos resultados lo evidenciaron también las deforestaciones acontecidas sobre el Corredor Verde. Esto sugiere que a medida que se desarrollaron los centros urbanos y redes de caminos, se accedió a lugares más alejados, menos modificados y disponibles para ser explotados. La deforestación también presentó una relación positiva con la aptitud, mientras que su relación con la accesibilidad fue negativa, especialmente para la Tala<10años que se concentró principalmente en aquellos sitios menos accesibles. Esto daría indicios de que las zonas cercanas a los accesos principales habrían sido altamente explotadas y las actividades agro-forestales se estarían expandiendo hacia nuevos sitios más alejados, a través de la generación de nuevas vías de comunicación. Este patrón acarrearía un círculo vicioso, de desarrollo y deterioro ambiental. Numerosos modelos econométricos del uso del suelo y del cambio de cobertura han revelado importantes relaciones entre variables biofísicas y económicas relacionadas a vías de circulación, donde, en los países en desarrollo, la presencia de caminos ha sido altamente correlacionada con los procesos de transformaciones en la cobertura terrestre y la deforestación (Chomitz & Gray 1996; Nelson & Hellerstein 1997; Angelsen & Kaimowitz 1999; Lambin *et al.* 2001).

La Ley N° 3426 de Bosques Protectores y Fajas Ecológicas de la Provincia de Misiones protege todas aquellas laderas con pendientes superiores al 20% y las orillas de los arroyos. Estas zonas protegidas muestran áreas de baja aptitud, debido a que son zonas de altas pendientes, rocosas compuestas por suelos poco aptos o zonas bajas anegadizas. La deforestación se observó en áreas no protegidas, mientras que la regeneración tuvo una relación directa a la cercanía de los arroyos, y por lo tanto se presentó en áreas protegidas por dicha Ley. Por lo tanto, el cumplimiento de dicha ley fue una consecuencia de haber protegido las zonas menos aptas al uso. Esto también se evidenció al analizar la red de drenaje. Las cuencas hidrográficas evidenciaron una situación

preocupante. A la escala de análisis las áreas ribereñas presentaron alta cobertura de bosques nativos sólo en aquellas zonas linderas a áreas de bosques más extensos. Cuando una cuenca atravesó la matriz de uso, la cobertura de bosque nativo, que hubiera funcionado como corredor, se vio altamente disminuida, inclusive en las cabeceras de las mismas y en las cercanías a las rutas nacionales. Cabe mencionar que La Ley 3426, protege a todas aquellas formaciones boscosas que se encuentran en una faja correspondiente a tres veces el ancho del cauce y no menor a 5 m a cada orilla de los arroyos. Esto podría indicar que haya habido numerosos parches de bosques linderos a los arroyos pero menores a la escala de análisis del presente trabajo. Sin embargo, la mayoría de los trabajos indican que los factores más importantes a tener en cuenta a la hora de establecer el ancho de faja de protección de una cuenca, no incluyen el ancho del río, sino las pendientes por donde transcurre y las planicies de inundación que desarrolla (Wenger 1999). En general, existe una tendencia a que la faja de los corredores riparios se considere más ancha cuando se tienen en cuenta los componentes riparios terrestres y más angosta cuando se tienen en cuenta sólo los componentes acuáticos. Las medidas mínimas rondan entre los 10 – 15 m para laderas de pendientes menores al 1% y de 65 m para laderas con pendientes de alrededor del 15% (Newbold *et al.* 1980; Wong & McCuen 1982; Moring, 1982; Cook College Department of Environmental Resources 1989). Estos estudios, como la mayoría de los análisis riparios, son basados en cuencas del hemisferio Norte que presentan regímenes hídricos y comunidades bióticas muy diferentes a las que se presentan en las cuencas de los bosques tropicales. Por lo tanto, una exhaustiva investigación acerca del tipo, forma, dinámica y estado de las cuencas es necesario para desarrollar mejores planes de manejo y conservación de dichos corredores, teniendo en cuenta que fueron las zonas donde mayor regeneración se observó y donde se concentró un alto contagio entre los fragmentos de bosques pequeños (Drozd *et al* 2010). Éstos podrían favorecer a los mecanismos de conectividad entre parches mayores de bosques mejor conservados frente al continuo avance de la deforestación.

CAPÍTULO 6
EN SÍNTESIS



"La tierra nunca se olvida de que el árbol es su primer pensamiento"
León Gioco

CAPÍTULO 7

EN SÍNTESIS

7.1. Discusión Final

Muchos de los resultados de este trabajo fueron coincidentes con los alcanzados por otros que utilizaron una escala de análisis mayor. La actividad agropecuaria en Misiones fue variada y concentrada en pequeñas parcelas de entre 5 y 10 ha en promedio, el monitoreo de distintos estadios sucesionales de bosque necesitó una escala de análisis del paisaje con una resolución acorde a esos procesos. Esto requirió de la implementación de nuevas metodologías. La metodología de detección de cambio a través de DNDVI combinada con clasificaciones de imágenes e integradas a árboles de decisión, resultó precisa. El trabajo de detalle a nivel de las imágenes satelitales se complementó con relevamientos de la vegetación a campo. El trabajo de campo permitió caracterizar estructural y florísticamente las distintas categorías de bosques identificadas a través del análisis de teledetección, las cuales presentaron un claro gradiente en complejidad estructural coherente con variaciones en las frecuencias de especies propias de estados tempranos o tardíos de la regeneración de los bosques misioneros. Sobre la base de esos resultados se interpretaron fisonomías identificadas a través de las imágenes satelitales como distintas etapas de desarrollo del bosque en relación con el disturbio provocado por actividades antrópicas. Además, se encontraron tendencias fisonómicas y florísticas que podrían reflejar diferentes caminos en la dinámica de regeneración de los bosques. Entre aquellos bosques en regeneración se observaron importantes diferencias en la cobertura de bambúceas en clara asociación negativa con la riqueza y cobertura del estrato arbóreo inferior y de los renovales arbóreos. Esas relaciones probablemente reflejan que aquellos sitios en los que proliferan las cañas ven afectado el desarrollo de los estratos arbóreos (Montagnini *et al.* 1997, 1998; Holl 1999; Holl *et al.* 2000; Campanello *et al.* 2007).

Todos los bosques muestreados presentaron signos de degradación evidenciados por las curvas de especies-área. El MAP alcanzó 35 spc/ha de las aproximadamente 80 encontradas en bosques misioneros en buen estado de conservación. Las restantes unidades de bosque alcanzaron ese número de especies por encima de las 1,5 ha, reflejando menor diversidad que el MAP. En consecuencia, una amplia superficie de bosques, aún en esos estados de degradación, podría favorecer la permanencia de especies forestales en el paisaje en valores de riqueza

similares a los del MAP aunque menores que los bosques misioneros en mejor estado de conservación.

Al analizar el proceso de cambio entre los usos que dieron origen a bosque en regeneración y aquellos que surgieron tras la deforestación se encontró una coincidencia parcial con lo esperado a partir de las hipótesis planteadas. La apertura económica, desregulación productiva y la supresión de subsidios agrícolas en los años 90's, generó un abandono de tierras por pequeños productores. Era de esperar que sólo los productores mayores tuvieran la capacidad económica para incrementar su área productiva y así su volumen de producción, necesario para poder competir. En consecuencia, las parcelas de usos que surgieran tras la deforestación debían ser mayores a las abandonadas. El uso del suelo que mostró esta diferencia entre los años 1985-2006 fue la plantación forestal. Este incremento en superficie de los parches de plantaciones forestales coincidió con la hipótesis planteada y fue congruente con otros trabajos (Caminos & Perez Barredo 1992). Sin embargo, los yerbales fueron el uso que representó la mayor expansión areal en reemplazo del bosque nativo, incrementándose 3,5 veces más en superficie que las plantaciones forestales. Cuando se compararon los parches de yerbales que fueron abandonados, dando origen a bosque en regeneración, y aquellos yerbales surgidos tras la deforestación, los primeros se presentaron en promedio, en parches de mayor tamaño que los segundos. Sin embargo los valores máximos fueron superiores para los yerbales originados tras la deforestación, alcanzando y superando las 70 ha. Estos productores que expandieron el cultivo de yerba probablemente lo hicieron en pequeños parches en la búsqueda de una diversificación de sus establecimientos tal como fue sugerido por Caminos & Perez Barredo (1992). Otra posibilidad es que dichos parches representaran porciones incorporadas a parcelas de yerba más antiguas. Ese análisis necesitaría evaluar los usos del suelo en la matriz que permanecieron sin cambio a lo largo del período estudiado y que en el presente trabajo no fueron evaluados. De todas maneras, los productores que expandieron el cultivo de yerba como una búsqueda de diversificación en respuesta al contexto económico, representaron importantes agentes de cambio a nivel del paisaje y deberían ser un objetivo ineludible en los procesos de ordenamiento del territorio, como por ejemplo, integrándolos a sistemas silvícolas, lo que permitiría una mejor recuperación del bosque nativo. A su vez, se observó que la continuidad del bosque en parches pequeños ha disminuido significativamente. Por lo tanto, sería importante conservar parches pequeños de bosques en torno a cultivos perennes, lo que permitiría mantener redes de conectividad con áreas de bosques mayores y mejor conservados. Las localizaciones de los bosques talados y en regeneración, también difirieron significativamente. Los bosques talados se dispusieron desplazados hacia el NE, mientras que los bosques en regeneración se

dispusieron preferentemente hacia el SO. Aunque los bosques en regeneración no presentaron una relación con la aptitud agro-forestal, los suelos Entisoles fueron aquellos que obtuvieron mayor porcentaje de regeneración. Estos suelos se distribuyen preferentemente, en el sector SO del área de estudio, se erosionan con facilidad, son poco profundos y, por lo tanto, presentan una baja aptitud al uso agrícola, a pesar de lo observado con el índice de aptitud aquí utilizado. Los bosques talados por su parte, presentaron una relación positiva con la aptitud al uso. Las diferencias en la ubicación espacial y características edáficas entre las áreas deforestadas y regeneradas coincidieron con lo esperado sobre la base de los cambios en el contexto económico ya que sugieren que ambos procesos ocurrieron sobre productores con diferentes características socioeconómicas. Además, los bosques regenerados y talados presentaron patrones de distribución espacial respecto de los arroyos, centros urbanos y redes de caminos. Los procesos de regeneración fueron más probables en las cercanías de los arroyos y la deforestación aumentó con la distancia a los mismos. Los bosques en regeneración aumentaron con la distancia a los centros urbanos y no se ubicaron necesariamente sobre sitios accesibles, lo que refleja que ese proceso ocurrió preferentemente en predios de productores marginales.

Los bosques permanentes menores a 100 ha representaron el 40% de su área total y un 20% se halló en parches inferiores a 10 ha. Cuando se analizó el grado de continuidad de estos bosques en medio de la matriz, se observó que la proximidad de los parches disminuyó significativamente a pesar de haber sido significativo el aumento de proximidad resultante de la regeneración.

Las tasas de deforestación fueron bajas con respecto a otras regiones de la provincia o del país. Esto indicaría que el área de estudio estaría alcanzando su máxima capacidad de producción y utilización de sitios aptos al uso. Sin embargo, los sitios de mayor aptitud, donde la probabilidad de deforestación es mayor, concentraron el 60% del bosque nativo del área de estudio. Más del 40% de ese bosque se halló en parches inferiores a 100 ha y tan sólo el 6% estuvo protegido en distintas reservas provinciales y privadas (según datos de FVSA 2004). Sin embargo, tanto la Ley 26331 de presupuestos mínimos, como distintas propuestas de ordenamiento territorial de la Provincia de Misiones (FVSA 2010) parecen subestimar dichos parches de bosques, principalmente debido a la escala de análisis contemplada. Los bosques fragmentados y degradados, no obstante, están siendo revalorizados por numerosos autores por su aporte a la biodiversidad en medio de paisajes transformados. Estos parches de bosque integran redes de conectividad eficientes entre sistemas más preservados (Pertti Ranta *et al.* 1998; Matteucci *et al.* 2004; Tabanez & Viana 2000). Tabanez y Viana (2000), al estudiar la

estructura y composición de parches de Bosque Atlántico aislados por más de cien años, hallaron una composición florística y número de especies relativamente alto. Este hecho sugeriría que aún fragmentos muy pequeños tienen importancia en la conservación. A su vez, junto con los trabajos de Turner *et al.* 1996, Corlett & Turner 1997, también indicarían que estos pequeños parches, provocados por la fragmentación y aislamiento durante largos períodos de tiempo, pueden ser relativamente resistentes a la pérdida de especies arbóreas. Otras leyes, como la del Corredor Verde (Ley N° 3631) y la Ley de Bosques Protectores (Ley N° 3426) mostraron ser ineficientes. Las plantaciones forestales originadas tras el desmonte, lo hicieron principalmente sobre el Corredor Verde, en el extremo NE, dejando aislados del mismo a 5900 ha de bosques permanentes, en forma fragmentada e inmersos en una matriz de usos y en sitios de alta aptitud. En consecuencia, en la actualidad, dicha superficie de bosque presenta una alta probabilidad de ser reemplazada. Por otra parte, la Ley de Bosques Protectores protege las orillas de los arroyos, sin embargo, a la escala de análisis, las cuencas hidrográficas evidenciaron una situación de riesgo. Las áreas ribereñas presentaron alta cobertura de bosques nativos sólo en aquellas zonas linderas a áreas de bosques más extensas, mientras que zonas inmersas en la matriz de mayor intensidad de uso, presentaron arroyos con baja cobertura boscosa. Dado que esa zona de alta intensidad de uso representa las nacientes de muchos de los arroyos, su baja cobertura boscosa expone a procesos de erosión un área clave para asegurar la calidad de las aguas. Las pendientes abruptas protegidas también por la ley, se hallaron cubiertas por MAP, pero al mismo tiempo fueron sitios muy pedregosos y de difícil acceso y no aptos al uso agroforestal, por lo que su permanencia parece más probable. Las características que inciden sobre la probabilidad de uso de la tierra, como el suelo, el relieve y la accesibilidad, incidieron de manera significativa sobre los procesos de transformación a nivel del paisaje. Dado que las características de los productores definieron su capacidad de permanencia o expansión, el contexto socio-económico jugó un papel fundamental en las tendencias temporales de los bosques a nivel del paisaje.

7.2. Conclusiones Finales.

- El presente trabajo pudo desarrollar una metodología precisa de monitoreo de bosques nativos a través de la teledetección y determinar, con una baja incertidumbre, parches de bosques permanentes, altos y bajos, en regeneración y deforestados. Más aún, se pudieron identificar los usos del suelo que dieron origen a la dinámica deforestación-regeneración y determinar tasas de regeneración, deforestación y degradación de bosque nativo.

- Todos los bosques muestreados presentaron signos de degradación evidenciado por las curvas especies-área. Los bosques más degradados (MBP) y los bosques en regeneración podrían alcanzar riquezas similares al MAP, pero en un área mayor. Una amplia superficie de bosques degradados resulta relevante para favorecer la permanencia de especies forestales en el paisaje.

- El principal factor de reducción de la superficie de bosques nativos fue la expansión de los cultivos de *Ilex paraguariensis* y plantaciones forestales de especies exóticas. Por lo tanto, serían importantes estudios detallados de la implicancia de estos cultivos en la conectividad del bosque nativo. A su vez, las distintas políticas de conservación deberían integrar dichos sistemas a planes de manejo y ordenamiento territorial.

- El uso del suelo cuyo abandono dio lugar a la mayor área de bosques en regeneración fueron los cultivos anuales. El tipo de uso previo así como su ocurrencia en áreas de Entisoles y distantes de los centros urbanos sugiere que los bosques en regeneración ocurrieron preferentemente en predios de pequeños productores en áreas marginales.

- Los MAP tuvieron mayor representación a nivel del paisaje en las áreas de menor aptitud, menor accesibilidad y mayor distancia a centros urbanos. Sin embargo, sitios de mayor aptitud presentaron el 60% de los bosques nativos del área de estudio, donde más del 40% se halló en parches inferiores a 100 ha, el 20% en parches inferiores a 10 ha y tan sólo el 6% se encontró en áreas protegidas. En ese contexto, optimizar la relación entre el uso y la dinámica de las áreas boscosas resulta relevante como estrategia de conservación.

- Los MBP tuvieron mayor representación a nivel del paisaje en las cercanías de arroyos probablemente en relación con las leyes Provinciales de conservación de bosques protectores. Esta relación no resultó clara en las áreas con alta proporción de uso agrícola o forestal. La baja proporción de bosques ribereños en las áreas con alta intensidad evidenció un problema de conectividad entre áreas con mayores remanentes de bosque afectando la funcionalidad del corredor verde. Además esas áreas representaron las nacientes de cursos de agua, donde se verían intensificados los procesos erosivos por el desmonte, el uso agrícola y la densidad de caminos.

- Dado que la actividad productiva en la provincia de Misiones es diversa y se desarrolla en pequeñas parcelas de entre cinco a 10 ha, existe una alta superficie de bosques permanentes, en regeneración y talados que se hallaron en dichos tamaños de parches. El presente trabajo reivindica la importancia de los pequeños parches de bosques dentro de la

matriz de usos del suelo, por sus propiedades como conectores entre áreas más grandes y mejor conservadas, reservorios de biodiversidad en medio de paisajes transformados y como factores esenciales para la conservación de la calidad de suelos y aguas.

- En el futuro, también sería fundamental contar con información del grado de resistencia que ejercen los distintos sistemas agro-forestales a la continuidad de los corredores de bosques nativos para diverso grupo de organismos.

BIBLIOGRAFÍA



7. BIBLIOGRAFÍA.

- ACHARD F., EVA H.G., STIBIG H. J., MAYAUX P., GALLEGO J., RICHARDS T. & MALINGREAU J.P. 2002. "Determination of Deforestation Rates of World's Humid Tropical Forests". *Science*. 297(5583):999-1002. DOI: 10.1126/science.1070656 <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12169731>
- AIDE T.M. & GRAU H.R. 2004. "Globalization, migration, and Latin American ecosystems". *Science*. 305:1915-1916.
- AIDE T.M., ZIMMERMAN J.K., PASCARELLA J.B., RIVERA L., MARCANO-VEGA, L., 2000. "Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology". *Restoration Ecology* 8, 328–339.
- AIDE T.M., & CAVALIER J. 1994. "Barriers to tropical lowland forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia". *Restoration Ecology* 2:219–229.
- AIDE T.M., ZIMMERMAN J.K., HERRERA L., ROSARIO M. & SERRANO M. 1995. "Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico". *Forest Ecology and Management* 77:77–86.
- AIDE T.M., ZIMMERMAN J.K., ROSARIO M., & MARCANO H. 1996. "Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico". *Biotropica* 28:537–548.
- ALDRICH R.C. 1975. "Detecting disturbances in a forest environment". *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 41, 39–48.
- ALWASHE M. A. & BOKHARI A.Y. 1993. "Monitoring vegetation changes in Al Madinah, Saudi Arabia, using Thematic Mapper data". *International Journal of Remote Sensing*, 2:191-197.
- ANDREWS A. 1990. "Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review". *Australian Zoologist* 23, 130–141.
- ANGELSEN A. & KAIMOWITZ D., 1999. "Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models". *The World Bank Research Observer* 14: 73–98.
- ANSELL F. A., AHMAD A., NILUS R. & HAMER K. C. 2009. "The Value of Rehabilitating Logged Rainforest for Birds". *Conservation Biology*. 23(6):1628-1633. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01330.x
- ARDOÈ J., PILESJOÈ P. & SKIDMORE A. 1997: "Neural networks, multitemporal Landsat Thematic Mapper data and topographic data to classify forest damages in the Czech Republic". *Canadian Journal of Remote Sensing* 23, 217:229.
- ASRAR G., FUCHUS M., KANEMASU E.T. & HATFIELD J.L. 1984. "Estimation absorbed photosynthetic radiation and leaf area index from spectral reflectance in wheat". *Agronomy Journal* 76:300-306.
- ATTIWILL P.M. 1994. "The disturbance of forest ecosystems: The ecological basis for conservative management". *Forest Ecology and Management*. 63:247–300.
- BAILEY TC & GATRELL AC. 1995. "Interactive Spatial Data Analysis". Harlow, Eng.: Longman.
- BAKEMAN R. & GOTTMAN J.M. 1986. "Observación de la interacción: Introducción al análisis secuencial." Morata. Madrid.

Bibliografía

- BALDI G. & PARUELO J. M. 2008. “*Land-Use and Land Cover Dynamics in South American Temperate Grasslands*”. *Ecology and Society* 13(2):6.
- BARBOSA V.C., MACHADO R. J. & LIPORACE F.S. 1994. “*A neural system for deforestation monitoring on Landsat images of the Amazon Region*”. *International Journal of Approximate Reasoning* 11(4): Pp 321-359.
- BARET F. & GUYOT G. 1991. “*Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment*.” *Remote Sensing of Environment* 35:161-173.
- BARREDO CANO J.I. 1996. “*Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio*”. Editorial RA-MA. Madrid. 264 pp.
- BEARD K. 2001. “*Roles of meta-information in uncertainty management*”. in C.T. Hunsaker, M.F. Goodchild, M.A. Friedl, & T.J. Case (eds.). *Spatial Uncertainty in Ecology*. Springer-Verlag. New York Pp: 363–378.
- BERTONATTI C. & CORCUERA J. 2000. “*Situación ambiental argentina 2000*.” Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires. Argentina.
- BERTONATTI C. & CORCUERA J. 2006. “*Situación ambiental argentina 2006*.” Fundación Vida Silvestre. Buenos Aires. Argentina.
- BONISSONE P.P. & DECKER K. 1986. “*Selecting Uncertainty Calculi and Granularity. An Experiment in Trading-Off Precision and Complexity*”. In L.N. Kanal and Lemmer J.F. eds., *Uncertainty in Artificial Intelligence*. Elsevier Science, Holland.
- BRADLEY B.A. & MUSTARD J.F. 2006. “*Characterizing The Landscape Dynamics of an Invasive Plant and Risk of Invasion Using Remote Sensing*”. *Ecological Applications* 16(3): 1132-1147.
- BRAY D.B., MERINO-PEREZ L., NEGREROS-CASTILLO P., SEGURA-WARNHOLTZ G., TORRES-ROJO P.M. & VESTER H.F.M. 2003. “*Mexico's community managed forests as a global model for sustainable landscapes*.” *Conservation Biology* 17:672–677.
- BRIGGS D., FORER P., JÄRUP L. & STERN R. eds. 2002. *GIS for Emergency Preparedness and Health Risk Reduction*. NATO Science Series. IV. Earth and Environmental Sciences. 11. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, the Netherlands
- BROWN D.P., PIJANOWSKI B.C. & DUH J.D. 2000. “*Modeling the relationships between land use and land cover on private lands in the Upper Midwest USA*”. *Journal of Environmental Management*. 59(4):247-263. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479700903694>.
- BROWN, S, & AE LUGO. 1990. “*Tropical secondary forests*”. *Journal of Tropical Ecology* 6:1–32.
- BUDOWSKI G. 1965. “*Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes*”. *Turrialba* 15: 40–42.
- BURGOS J. J. 1970. “*El clima de la región noreste de la Rep. Argentina en relación con la vegetación natural y el suelo*”. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*: 11 (Supl.): 37-101.
- BURKART R. 1999. “*Conservación de la biodiversidad en los bosques naturales productivos del subtrópico argentino*” en Matteucci S.D., Solbrig O.T., Morello J., Halffter G., (comps.), *Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica*. EUDEBA-UNESCO. Buenos Aires. Argentina.

Bibliografía

- BURKART R., CINTO J.P., CHEBEZ J.C., GARCÍA FERNÁNDEZ J., JAEGER M. & RIEGELHAUPT J. 2002. “*La selva misionera: opciones para su conservación y uso sustentable.*” FUCEMA-UICN. Buenos Aires. Argentina.
- CABRERA, A.L., 1976. “*Regiones Fitogeográficas Argentinas*”. ACME. Buenos Aires, Argentina. Pp 85.
- CAMINOS J. & PEREZ BARREDO N. 1992. “*Transformaciones socioeconómicas y territoriales recientes en Misiones*”. Consejo Federal de Inversiones. Buenos Aires.
- CAMPANELLO P., GARIBALDI J.F., GATTI M.G. & GOLDSTEIN G. 2007. “*Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth*”. *Forest Ecology and Management*. 242: 250–259.
- CANTERS K., PIEPERS A. & HENDRIKS-HEERSMA D., 1997. “*Proceedings Habitat Fragmentation and Infrastructure*”. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft, The Netherlands.
- CARDOZO A. & BATISTA W. 2004. “*Relación entre la topografía y la composición florística en la selva subtropical del Valle de Cuña Pirú, Misiones.*” Libro de resúmenes II Reunión Binacional de Ecología. Mendoza, Argentina.
- CARGILL A.S. 1980. “*Lack of rainbow trout movement in a small stream*”. *Transactions of the American Fisheries Society*. 109:484-490.
- CARTES J.L. 2003. *Brief History of Conservation in the Interior Atlantic Forest.*. En: *The Atlantic Forest of South América: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Chapter 24. Carlos Galindo-Leal & Ibsen Gusmão Câmara (Ed.). Island Press. Washington.
- CASTILLA G., LARKIN K., LINKE J. & HAY J.G. 2008. “*The impact of thematic resolution on the patch-mosaic model of natural landscapes.*” *Landscape Ecology* 24(1): 15-23. <http://www.springerlink.com/index/10.1007/s10980-008-9310-z>.
- CAYUELA L., GOLICHER D. J., REY-BENAYAS J.M., GONZÁLEZ ESPINOSA M. & RAMÍEZ-MARCIAL N. 2006. “*Fragmentation. Disturbance and tree diversity conservation in tropical montane forests*”. *Journal of Applied Ecology*. 43:1172-1181.
- CHAVEZ P.S., Jr. 1988. “*An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data.*” *Remote Sensing of Environment*. 24: 459-479.
- CHEBEZ J. C. & HILGERT N. 2003. “*Brief history of conservation in the Paraná Forest*”, en: Galindo Leal, C. e I. De Gusmao Camara (eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook (State of the Hotspots, 1)*, Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Island Press, Washington DC. Pp.: 141-159.
- CHIARELLO A.G. 1999. “*Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil*”. *Conservation Biology* 89: 71–82.
- CHOMITZ K.M. & GRAY D.A. 1996. “*Roads, Land Use, and Deforestation: A Spatial Model Applied to Belize.*” *The World Bank Economic Review*. 10(3):487-512.
- CHUVIECO E., DE SANTIS A. & YEBRA A. 2007. “*Reflexiones sobre el empleo de modelos empíricos y de simulación en la estimación de variables ambientales: aplicaciones en gestión de incendios forestales*”. *Teledetección*: 161-178.

Bibliografía

- CHUVIECO E. 1990. “*Fundamentos de Teledetección Espacial*”. Rialp, S. A. eds. Madrid. pp.453.
- CINTO J.P. & BERTOLINI M.P. 2003. “*Conservation capacity in the Paraná Forest*”, en: Galindo Leal, C. e I. De Gusmao Camara (eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook (State of the Hotspots, 1)*, Island Press, Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Washington DC, pp. 227-244.
- CLARK D.A., CLARK D.B., SANDOVAL M.R. & CASTRO C.M.V. 1995. “*Edaphic and human effects on landscape-scale distributions of tropical rain forest palms*”. *Ecology* 76: 2581–2595.
- CODESIDO M., ARTURI M.F., GUERRERO BORGES V., BODRATI A. & ARETA J.I. 2004. “*Relevamiento Ambiental de la Reserva Forestal del Establecimiento “San Jorge”: Caracterización ecológica y evaluación de su condición como unidad de conservación y manejo.*” Programa de Refugios de Vida Silvestre. Sistema de Relevamientos Ecológicos Rápidos. FVSA. Buenos Aires. Argentina.
- COFFIN A.W. 2007. “*From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads*”. *Journal of Transport Geography* 15:396-406.
- COLCOMBET L. & NOSEDA C. 2000 “*Sector agrario de la provincia de Misiones*”, Informe para Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. Argentina.
- COLLINS J.B. & WOODCOCK R. 1995. “*An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data*”. *Remote Sensing of Environment*. 56(1):66-77. doi:10.1016/0034-4257(95)00233-2
- COLWELL J.E. & WEBER F.P. 1981. “*Forest change detection*”. *Proceedings of the 15th International Symposium on Remote Sensing of Environment*, Ann Arbor, MI, USA (Ann Arbor, MI: ERIM), pp. 839–852.
- CONESA FERNÁNDEZ-VÍTORA V. 1997. “*Guía metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental*”. Ed. Mundi-Prensa. 3ª Edición. Madrid.
- COOK COLLEGE DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL RESOURCES 1989. “*Buffer Strips to Protect Water Supply Reservoirs and Surface Water Intakes: A model and recommendations*”. New Brunswick, New Jersey Agricultural Experimental Station, Cook College Department of Environmental Resources, Rutgers University. New Jersey. 81p.
- COPPIN P.R. & BAUER M.E. 1994. “*Processing of multitemporal Landsat TM imagery to optimize extraction of forest cover change features.*” *Geoscience and Remote Sensing*. 32(4):918-927.
- COPPIN P., JONCKHEERE I., NACKAERTS K., & MUYS B. 2004. “*Review Article Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review*”. *International Journal of Remote Sensing* 25(9): 1565-1596. doi:10.1080/0143116031000101675.
- COPPIN P.R., & BAUER M.E., 1995. “*The potential contribution of pixel-based canopy change information to stand-based forest management in the northern U.S.*” *Journal of Environmental Management*, 44: 69–82.
- CORLETT R.T. & TURNER. I.M. 1997. “*Long-term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong.*” In W. F. Laurance and R. O. Bierregaard Jr. (Eds.). *Tropical forest fragments: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. pp. 333–345.

Bibliografía

- CRAIG WJ, HARRIS TM & WEINER D, Eds. 2002. “*Community Participation and Geographic Information Systems*”. Taylor & Francis. London.
- CRAIG W.J. 2005. “*White Knights of Spatial Data Infrastructure: The Role and Motivation of Key Individuals*”. *Jurnal of The Urban and Regional Information Systems Association* 16(2):5-11.
- CRIST E.P. & CICONE R.C. 1984. “*A physically-based transformation of thematic mapper data—the TM tasseled cap*”. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 22:256–263.
- CROMLEY EK & MCLAFFERTY SL. 2002. “*GIS and Public Health*”. Guilford. New York.
- CULLEN L. JR., BODMER R.E. & PADUA C.V. 2000. “*Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest, Brazil*”. *Biological Conservation* 95: 49–56.
- CUSACK D & MONTAGNINI F. 2004. “*The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica*”. *Forest Ecology and Management* 188:1-15.
- DA SILVA J.M.C., UHL C. & MURRAY G. 1996. “*Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned amazonian pastures*”. *Conservation Biology*. 10:491-503.
- DE ÁNGELO C.D. 2009. “*El paisaje del Bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*)*”. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Pp: 122-151.
- DEFRIES R. S., HOUGHTON R. A., HANSEN M. C., B FIELD C., SKOLE D., & TOWNSHEND J. 2002. “*Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s.*” *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99(22): 14256-1461.
<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=137871&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>.
- DI BITETTI M.S. & JANSON C.H. 2001. “*Reproductive socioecology of tufted capuchins (*Cebus apella nigrinus*), in northeastern Argentina*”, *International Journal of Primatology*, 22: 127-142.
- DI BITETTI M.S., PLACCI G. & DIETZ L.A. 2003. “*Una visión de biodiversidad para la Ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná: Diseño de un paisaje para la conservación de la biodiversidad y prioridades para las acciones de conservación*”, World Wildlife Fundation. Washington DC.
- DIECKOW L. M. 2002. “*El Agroturismo en Misiones, Orígenes, características y situación actual*” en Tesis: “*Factores de gestión, claves para la incursión, continuidad y éxito en el Agroturismo*”. Facultad de Ciencias Económicas. UNaM. Pp: 16-84.
- DROZD A.A., ARTURI M.J. & TORRUSIO S. 2010. “*Distribución de remanentes (1985-2006) de la Selva Atlántica Interior (SAI) en el centro de Misiones, Argentina en función de variables topográficas y edafológicas*”. *RASADEP* 1, no. Especial: 51 - 66.
- DRURY W. H. & NISBET I. C. 1973. “*Succession*”. *J. Arnold Arboretum*. 54:331-368.

Bibliografía

- DU Y., TEILLET P.M. & CIHLAR J. 2002. “Radiometric normalization of multitemporal high-resolution satellite images with quality control for land cover change detection.” *Remote Sensing of Environment*. 82(1):123-134
- DUCKHAM M. & MCCREADIE J.E. 2002. “Error-aware GIS development”. In W. Shi, P.F. Fisher, and M.F. Goodchild (eds.). *Spatial Data Quality*. Taylor & Francis. New York: Pp: 62–75.
- DUGGIN M.J. & ROBINOVE C.J. 1990. “Assumptions implicit in remote sensing data acquisition and analysis”. *International Journal of Remote Sensing*. 11: 1669–1694.
- DURST P.B., KILLMANN W. & BROWN C. 2004. “Asia’s new woods”. *Journal of Forest*. 102:46–53.
- EASTMAN J.R., KYEM P.A.K., TOLEDO J. & JIN W. 1993. “GIS and Decision Making”. *Explorations in Geographic Information System Technology*. 4. UNITAR. Geneva.
- ECHEVERRÍA C., COOMES D., SALAS J., REY-BENAYAS J. M., LARA A. & NEWTON A. 2006. “Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests”. *Biological Conservation* 130:481-494.
- EGLER F. E. 1954. “Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field development”. *Vegetation* 4:412-417.
- ELWOOD S. 2008. “Grassroots groups as stakeholders in spatial data infrastructures: challenges and opportunities for local data development and sharing”. *International Journal of Geographical Information Science*. 22(1):71-90. doi:10.1080/13658810701348971. <http://www.informaworld.com/openurl?genre=article&doi=10.1080/13658810701348971&magic=crossref|D404A21C5BB053405B1A640AFFD44AE3>.
- FAHEY C. & LANGHAMMER P. F. 2003. “The effects of dams on biodiversity in the Atlantic Forest”, en: Galindo Leal, C. e I. De Gusmao Camara (eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook (State of the Hotspots, 1)*. Island Press, Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Washington DC. Pp. 413-425.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS) 2006. “Global forest resources assessment 2005-main report FAO”. Forestry Paper No. 147.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). 1995. *Evaluation des ressources forestieres 1990*. Pays tropicaux. Etude Forests no. 112.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). 2001. *State of the World’s Forests*. FAO Rome.
- FINEGAN B. 1996. “Pattern and process in Neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession”. *Trends in Ecology and Evolution* 11(3):119–124.
- FONSECA G.A.B. 1985. “The vanishing Brazilian Atlantic forest”. *Biological Conservation*, 34: 17-34.
- FONTÚRBEL F.E. 2007. “Evaluation of the loss of the chaqueño dry forest coverage in Torotoro’s municipality and in Torotoro National Park (Potosí, Bolivia), through remote sensing”. *Ecología Aplicada*, 6(1,2):59-66. ISSN 1726-2216.

Bibliografía

- FOODY G.M., BOYD D.S. & CUTLER M.E.J. 2003. “*Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions*”. *Remote Sensing of Environment* 85:463-474.
- FORESMAN T.W. 1998. “*The History of Geographic Information Systems: Perspectives from the Pioneers*”. FORESMAN T.W. eds. Prentice Hall. Upper Saddle River, N.J.
- FORMAN R.T.T. 1997. “*Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*”. Cambridge University Press. United Kingdom. Pp:51-53.
- FORMAN T.T.R. & LAUREN E.A. 1998. “*Roads and Their Major Ecological Effects*”. *Annual Review Ecological Systems*. 29:207-231.
- FORMAN R.T. & GODRON M. 1986 “*Landscape Ecology*”. Willey & Sons. Eds. New York: Pp. 595
- FORMAN R.T.T. 1998. “*Road ecology: a solution for the giant embracing us*”. *Landscape Ecology* 13, III-V.
- FORMAN RT. 1995. “*Some general principles of landscape and regional ecology*.” *Landscape Ecology* 10(3):133-142.
- FRANGI J.L., ARTURI M.F. & GOYA J.F. 2004. “*La sucesión secundaria del bosque subtropical y su importancia ecológica y agrícola en el centro y sur de Misiones*”. En: Arturi M.F., Frangi J.L. & Goya J.F. (eds.). *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP), Argentina.
- FRANGI J.L., ARTURI M.F., GOYA J.F., VACCARO S., OLIVERI N.J. & PÍCCOLO G.A. 2003. “*Lineamientos para el manejo de capueras del centro sur de Misiones*”. INTA, Ediciones, Publicaciones Regionales, Boletín Técnico N° 5: 39 p. Cerro Azul, Misiones, Argentina
- FRANKLIN J. 1993. “*Discrimination of tropical vegetation types using SPOT multispectral data*”. *Geocarto International*. 2: 57- 63.
- FRIEDL M.A. & BRODLEY C.E. 1997. “*Decision tree classification of land cover from remotely sensed data*”. *Remote Sensing of Environment*. 61(3):399-409. doi:10.1016/S0034-4257(97)00049-7
- FRIEDL M.A., BRODLEY C.E. & STRAHLER A.H. 1999. “*Maximizing land cover classification accuracies produced by decision trees at continental to global scales*.” *Geoscience and Remote Sensing*. 37(2):969-977.
- FVSA. 2010. “*Propuesta de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos de la Provincia de Misiones*”. Informe a la Cámara de representantes de la Nación. http://assets.wwf.panda.org/downloads/informe_final_propuesta_borrador_ot_misiones_presentado_a_camara_de_representantes_de_m_1.pdf
- GALINDO-LEAL C. & I. GUSMÃO CÂMARA 2003. “*The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*”. Island Press. Washington.
- GAN E. & SHI W. 2002. “*Error metadata management system*”. In Shi W., Fisher P.F., & Goodchild M.F. (eds.). *Spatial Data Quality*. Taylor & Francis. New York. Pp: 251–66.
- GARCÍA FERNÁNDEZ J. 2002. “*El Corredor Verde de Misiones: una experiencia de planificación a escala bio-regional*”, en: Burkart R., Cinto J. P., Chébez J. C., García Fernández J., Jager M. & Riegelhaupt E. (eds.), *La Selva Misionera: Opciones para su Conservación y Uso Sustentable*. FUCEMA. Buenos Aires, Pp:17-71.

Bibliografía

- GARDNER R.H., MILNE B.T., TURNER M.G. & O'NEILL R.V. 1987. “Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern.” *Landscape Ecology*. 1:5-18.
- GATRELL A.C. & LOYTONEN M. 1998. “GIS and Health”. GISDATA Series 6. Taylor & Francis (eds). London.
- GEIST H.J. & LAMBIN E.F. 2001. “What Drives Tropical Deforestation?” Louvain Univ., Louvain-Da-Neuve, Belgium.
- GEIST H.J. & LAMBIN E.F. 2002. “Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation”. *BioScience* 52:143–150.
- GIRAUDO A. R., KRAUCZUK E.R., ARZAMENDIA V. & POVEDANO H. 2003. “Critical analysis of protected areas in the Atlantic Forest of Argentina”. in C. Galindo-Leal and I. Gusmão Câmara, editors. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook*. Island Press, Washington, D.C., USA. Pp: 245-261.
- GOBIERNO DE LA PROVINCIA DE MISIONES, MINISTERIO DE AGRO Y PRODUCCIÓN: GOBIERNO DE LA NACIÓN, SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, PESCA Y ALIMENTACIÓN Y LA CÁMARA DE MOLINEROS DE YERBA MATE DE MISIONES. 2002. “Misiones. Relevamiento Yerbatero. 2002”. Informe Técnico.
<http://www.misiones.gov.ar/comercio/relevamientoverbatero/default.htm>
- GOODCHILD M.F. 2003. “Geographic Information Science and Systems for Environmental Management”. *Annual Review of Environment and Resources* 28(1):493-519. doi:10.1146/annurev.energy.28.050302.105521.
<http://arjournals.annualreviews.org/doi/abs/10.1146%2Fannurev.energy.28.050302.105521>
- GOTELLI N.J. & ENTSMINGER G.L. 2010. “EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.” Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>
- GRAU H.R., ARTURI M.F., BROWN A.D. & ACEÑOLAZA P.G. 1997. “Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forest.” *Forest Ecology and Management*. 95:161-171.
- GUARIGUATA M.R. & OSTERTAG R. 2001. “Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics”. *Forest Ecology and Management*. 148:185-206
- GUERRERO BORGES V. 2004. “Implementing Methodologies for Monitoring Forest Cover Change in the Upper Parana Atlantic Forest Ecoregion”. Reporte Técnico. Fundación Vida Silvestre Argentina. Conservation International, Washington DC.
- GUERRERO BORGES, V., COTTI ALEGRE R., & SARANDÓN R. 2007. “Cambios en la cobertura del Bosque Atlántico Argentino durante el periodo 1989-2004”. In XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Pp: 120:
- GUSTAFSON E.J. & PARKER G.R. 1992. “Relationships between landcover proportion and indices of landscape pattern”. *Landscape Ecology* 7: 101-110.
- GUSTAFSON E.J. & PARKER G.R. 1994. “Using an index of habitat patch proximity for landscape design”. *Landscape and Urban Planning*. 29: 117.130.
- HAINES-YOUNG R., GREEN D.R. & COUSINS S., eds. 1993. “Landscape Ecology and Geographic Information Systems”. Taylor & Francis. New York.

Bibliografía

- HAINING RP. 1990. *Spatial Data Analysis in the Social and Environmental Sciences*. Cambridge Univ. Press. New York.
- HALL F.G., BOTKIN D.B., STREBEL D.E., WOODS K.D. & GOETZ S. 1991. "Large-Scale Patterns of Forest Succession as Determined by Remote Sensing". *Ecology*. 72(2):628-640
- HARGIS C.D., BISSONETTE J.A. & DAVID J.L. 1998. "The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation". *Landscape Ecology* 13: 167-186.
- HARVEY C.A., 2000. "Windbreaks enhance seed dispersal in agricultural landscapes in Monteverde, Costa Rica". *Ecology Application* 10:155-173.
- HAYES D. J. & SADER A. S. 2001. "Comparison of Change-Detection Techniques for Monitoring Tropical Forest Clearing and Vegetation Regrowth in a Time Series." *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 67 (9): 1067-1075.
- HEILMAN JR., STRITTHOLT G.E., SLOSSER J.R. & DELLASALA N.C. 2002. "Forest fragmentation of the conterminous United States: assessing forest intactness through road density and spatial characteristics". *Bioscience* 52: 411-422.
- HELMER E.H. & RUEFENACHT B. 2005. "Cloud-Free Satellite Image Mosaics with Regression Trees and Histogram Matching". *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 79:1079-1089.
- HODGE S. S., HERING DE QUEIROZ M. & REIS A. 1997. "Brazil's National Atlantic Forest policy: a challenge for state-level environmental planning. The case of Santa Catarina, Brazil". *Journal of Environmental Planning and Management*. 40: 335-348.
- HOLDRIDGE, L.R. 1947. "Determination of world plant formations from simple climatic data." *Science*. 105: 367-368.
- HOLL K.D., LOIK M.E., LIN E.H.V., SAMUELS I.A. 2000. "Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment". *Restoration Ecology* 8(4):339-349.
- HOLL K. 1999. "Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil". *Biotropica* 31: 229-242.
- HOLZ S. 2007. "Patrones de cambio durante la recuperación de la vegetación en campos agropecuarios abandonados del Bosque Atlántico del Alto Paraná". Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- HOLZ S. & PLACCI G. 2005. "Stimulating Natural Regeneration" in Mansuourian S., & Vallauri Nigel Dudley. *Forest Restoration in Landscapes, Part C*. Springer. Pp: 250-256. DOI: 10.1007/0-387-29112-1_36
- HOLZ S., PLACCI G. & QUINTANA D.R. 2009. "Effects of history of use on secondary forest Regeneration in the Upper Parana (Misiones, Argentina)". *Forest Ecology and Management* 258(7):1629-1642. doi:10.1016/j.foreco.2009.07.023.
- HOLZ S.C. & PLACCI L.G. 2003. "Socioeconomic Roots of Biodiversity Loss in Misiones". En: Galindo-Leal y Gusmão Câmara (Eds.), *State of Hotspots. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Island Press. Washington D.C., pp. 207-227.

Bibliografía

- HOWARTH P.J. & WICKWARE G.M. 1981. “*Procedures for change detection using Landsat*”. *International Journal of Remote Sensing*, 2, 277–291.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos.) 2005. “*Proyecciones provinciales de población por sexo y grupo de edad*”. 2001–2015. Serie análisis demográfico 31. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Buenos Aires, Argentina.
- INTA. 1990. “*Atlas de suelos de la República Argentina*”. INTA-AEROTERRA. CD.
- IRIONDO M.H. 1991. “*El holoceno en el litoral*.” *Com. Mus. Prov. Cien. Natur. Florentino Ameghino*, 3 (1):5-38.
- IZQUIERDO A. E., DE ANGELO C.D. & AIDE M.T. 2008. “*Thirty Years of Human Demography and Land-Use Change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: An Evaluation of the Forest Transition Model*”. *Ecology and Society* 13(2):3.
- JENSEN J.R., 1986. “*Introductory Digital Image Processing*”. Prentice-Hall, New Jersey, p. 379.
- JOHNSON D. 1998. “*Applied Multivariate Methods for Data Analysis*”. Duxbury Press. An International Thomson Publishing Company.
- JOHNSTON C.A. 1998. “*Geographic Information Systems in Ecology*”. Oxford: Blackwell Science.
- JOHNSTONE J.F. & CHAPIN F.S. 2003. “*Non-equilibrium succession dynamic indicate continued northern migration of lodgepole pine*”. *Global Change Biology*. 9: 1401-1409.
- KAPOS V. 1989. “*Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon*”. *Journal of Tropical Ecology*. 5: 173-185.
- KEENAN R., LAMB D., WOLDRING O., IRVINE T. & JENSEN R., 1997. “*Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia*”. *Forest Ecology and Management*. 99:117-131.
- KOZARIK J.C. & DIAZ BENETTI W. 1997. “*Los Bosques Naturales de Misiones. Principales Factores que determinaron su Deterioro Ambiental*”. II Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Posadas-Misiones. 4:73-88
- KRAUCZUK E. & ABRAMSON R. 1999. “*Comisión de servicios al Cuña Pirí, Aristóbulo del Valle, Lote Univ. Nac. de La Plata*.” Informe inédito. Posadas, Misiones
- LACLAU P. 1994. “*La conservación de los recursos naturales renovables y el hombre en la selva Paranaense*”. *Boletín Técnico de Fundación Vida Silvestre Argentina*. 20:139.
- LAMBIN E.F. 1996. “*Change Detection at Multiple Temporal Scales: Seasonal and Annual Variations in Landscape Variables*”. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62(8): 931-938.
- LAMBIN E.F. 1999. “*Monitoring forest degradation in tropical regions by remote sensing: some methodological issues*”. *Global Ecology and Biogeography* 8(3-4): 191-198.
- LAMBIN E.F., TURNER B.L., GEIST H.J., AGBOLA S.B., ANGELSEN A., BRUCE J.W., COOMES O.T., DIRZO R., FISCHER G. & FOLKE C. 2001. “*The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths*”. *Global Environmental Change*. 11: 261–269.
- LANG L. 2000. “*GIS for Health Organizations*”. Redlands, CA: ESRI Press.

Bibliografía

- LAURANCE W.F. 1990. “Comparative responses of arboreal marsupials to tropical forest fragmentation”. *Journal of Mammalogy* 71, 641-653.
- LAURANCE W.F., FERREIRA L.V., RANKIN-DE-MERONA J.M. & LAURANCE S.G. 1998. “Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities”. *Ecology* 79:2032-2040.
- LEIVA J.A., MATA R., ROCHA O.J. & GURIÉRREZ SOTO M.V. 2009. “Cronología de la regeneración del bosque tropical seco en Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. Características edáficas.”. *Revista de Biología Tropical*. 57(3):801-815. . ISSN-0034-7744.
- LEY N° 26331. 2007. “Ley de Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos”. Cámara de Diputados de la Nación Argentina.
- LEY PROVINCIAL N° 3426. 1997. “Bosques Protectores y Fajas Ecológicas de la Provincia de Misiones”. Misiones, Argentina.
- LEY PROVINCIAL N° 3631. 1999. “Área Integral de Conservación y Desarrollo Sustentable Corredor Verde de la Provincia de Misiones.” Misiones, Argentina.
- LIEBERMAN D., LIEBERMAN M., HARTSHORN G. & PERALTA R. 1985. “Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica”. *Journal of Tropical Ecology*. 1:97-109.
- LIGIER H.D. 2000 “Caracterización geomorfológica y edáfica de la provincia de Misiones”, Informe para Fundación Vida Silvestre Argentina, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Corrientes.
- LILLESAND T.M. & KIEFER R.W. 1994. “Remote sensing and image interpretation”. Wiley, New York. Pp: 750.
- LONGLEY P.A., GOODCHILD M.F., MAGUIRE D.J. & RHIND D.W. 2001. *Geographic Information Systems and Science*. Wiley. New York.
- LOVEJOY T.E., BIERREGAARD R.O., RYLANDS A.B., MALCOLM J.R., QUINTELA C.E. & HARPER L.H. 1986. “Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments”. In: Soule, M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc, Sunderland, MA, pp, 257-285.
- LUCAS R.M., CRONIN N., MOGHADDAM M., LEE A., ARMSTON J, BUNTING P. & WITTE C. 2006. “Integration of radar and Landsat-derived foliage projected cover for woody regrowth mapping, Queensland, Australia”. *Remote Sensing of Environment*. 100(3):388-406. DOI: 10.1016/j.rse.2005.09.020
- LUGO A.E. & HELMER E. 2004. “Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico’s new forests”. *Forest Ecology and Management*. 190:145–161.
- LUNETTA R.L., KNIGHT F.K, EDIRIWICKREMA J., LYON J.G., & WORTHY L.D. 2006. “Land cover change detection using multi-temporal MODIS NDVI data”. *Remote Sensing of Environment*, 105:142-154.
- LYON J.G., YUAN D., LUNETTA R.S. & ELVIDGE C.D. 1998. “A Change Detection Experiment Using Vegetation Indices”. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 64(2): 143-150.
- MAC DONAGH P., GAUTO O., LOPEZ CRISTÓBAL L., VERA N., FIGUEREDO S., FERNÁNDEZ R., GARIBALDI J., ALVEZ M., KELLER H., MAREK M., CAVALIN J. & KOBAYASHI S. 2001. “Evaluation of forest harvesting impacts on forest

Bibliografía

- ecosystems*”, en: Kobayashi, S., Turnbull J. W., Toma T., Mori T. & Majid N. M. N. A. (eds.), *Rehabilitation of Degraded Tropical Forest Ecosystems, Indonesia*, Center for International Forestry Research, pp. 69-79.
- MAHESH P. & MATHER P.M. 2003. “*An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification*”. *Remote Sensing of Environment*. 86(4):554-565.
 - MANGHI E., BONO J., MONTENEGRO C., PARMUCHI M.G., STRADA M., BROUVER M. & STAMTI M. 2005. “*Mapa Forestal Provincial de Misiones: Actualización Año 2002*.” Informe de la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Dirección de Bosques, Ministerio de Salud y Ambiente de la República Argentina. Pp:1-24.
 - MANTEL N. 1967. “*The detection of disease clustering and a generalized regression approach*”. *Cancer Research* 27 (2): 209–220
 - MARGALOT J.A. 1985. “*Geografía de Misiones*”. Buenos Aires. 236 pp.
 - MATHER A.S. & NEEDLE C.L. 1998. “*The forest transition: a theoretical basis*”. *Area* 30:117–124
 - MATTEUCCI S. D., MORELLO J., RODRÍGUEZ A.F. & MENDOZA N. 2004. “*El Alto Paraná Encajonado argentino-paraguayo. Mosaicos de paisaje y conservación regional*”. FADU. UNESCO. pp 126.
 - MAYAUX P., HOLMGREN P., ACHARD F., EVA H., STIBIG H.J. & BRANTHOMME A. 2005 “*Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring*”. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 360 373–84.
 - MCGARIGAL K. & CUSHMAN. S. A. 2005. “*The gradient concept of landscape structure*.” in Wiens J. & Moss M. (eds.) “*Issues and perspectives in landscape ecology*.” Cambridge University Press, Cambridge. Pp.:112–119.
 - M.E.R.N. 1987. MINISTERIO DE ECOLOGÍA DE MISIONES. pag. Web: http://www.misiones.gov.ar/ecologia/Todo/Bosques/Bosques%20Productivos/losbosques_enmisio.htm
 - M.E.R.N.R. (Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables de la provincia de Misiones), DE BOSQUES. 2003. “*Primer Compendio Cuatrienal Foresto-Industrial de Misiones*”. Informe Técnico. Gno. Misiones. www.misiones.gov.ar/ecologia
 - MICHENER W.K. & HOUHOULIS P. F. 1997. “*Detection of Vegetation changes associated with extensive flooding in a forested ecosystem*”. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 63(12): 1363-1374.
 - MITTERMEIER R.A., MYERS N., THOMSEN J.B., DA FONSECA G.A.B. & OLIVIERI S. 1998. “*Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities*”. *Conservation Biology*, 12:516-520.
 - MOILANEN A. & NIEMINEN M. 2002. “*Simple connectivity measures in spatial ecology*”. *Ecology*. 83(4):1131-1145.
 - MONTAGNINI F. 2006. “*¿Pueden las plantaciones forestales actuar como catalizadoras de la sucesión secundaria?*” *Revista Forestal Kuru (Costa Rica)* 3(9): 1-11
 - MONTAGNINI F., EIBL B. & FERNÁNDEZ R. 2006 “*Rehabilitation of degraded lands in Misiones, Argentina*.” *Bois Et Forests Des Tropiques*. 288(2):51-64

Bibliografía

- MONTAGNINI F., EIBL B., GRANCE L., MAIOCCO D. & NOZZI D. 1997. “Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina.” *Forest Ecology and Management*, 99:237- 246.
- MONTAGNINI F.; EIBL B.; WOODWARD C.; SZCZIPANSKI L. & RÍOS R. 1998. “Tree regeneration and species diversity following conventional and uniform spacing methods of selective cutting in a subtropical humid forest reserve.” *Biotropica*, 30 (3): 349-361
- MORING J.R., 1982. “Decrease in stream gravel permeability after clear-cut logging; an indication of intragravel conditions for developing salmonid eggs and aleevins”. *Hydrobiologia* 88: 295–298.
- MUCHONEY D.M., & HAACK B.N. 1994. “Change detection for monitoring forest defoliation”. *Photogrammetric Engineering & Remote. Sensing*. 60:1243–1251.
- MURPHY D.L. 1985. “Estimating Neighbourhood Variability with a Binary Comparison Matrix”. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 51 (6): 667-674.
- MYERS N., MITTERMEIER R., MITTERMEIER C., DA FONSECA G. & KENT J. 2000., “Biodiversity hotspots for conservation priorities”. *Nature*, 403:853-858.
- MYNENI R.B., HALL F.G., SELLERS P.J. & MARSHAK A.L. 1995. “The interpretation of spectral vegetation indexes”. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 33:481-486.
- NAGENDRA H. 2007. “Drivers of reforestation in human-dominated forests”. *Proceedings of National Academy of Science. USA*.
- NAGENDRA H., PARTE S., SHARMA B., SCHWEIK C.M. & ADHIKARI K. R. 2007. “Forest fragmentation and regrowth in an institutional mosaic of community, government and private ownership Nepal”. *Landscape Ecology* 23 (1) 41-45.
- NAVEH Z. & LIEBERMANN A.S. 1984. “Landscape Ecology, Theory and Application”. Springer-Verlag, New York.
- NELSON G.C. & HELLERSTEIN D. 1997. “Do Roads Cause Deforestation? Using Satellite Images in Econometric Analysis of Land Use.” *American Agricultural Economics Association*. 79:80-88.
- NELSON R. & HOLBEN B. 1986. “Identifying deforestation in Brazil using multiresolution satellite data”. *International Journal of Remote Sensing*, 3: 429- 448
- NEWBOLD J.D., ERMAN D.C. & ROBY K.B., 1980. “Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips”. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 1076–1085.
- O’SULLIVAN D & UNWIN DJ. 2003. *Geographic Information Analysis*. Wiley. New York.
- OLSON D. M. & DINERSTEIN E. 1998. “The Global 200: a representation approach to conserving the Earth’s distinctive ecoregions.” *World Wildlife Foundation, Washington, D.C.*
- OTUKEI J.R. & BLASCHKE T. 2010. “Land cover change assessment using decision trees, support vector machines and maximum likelihood classification algorithms”. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 12(1):27-31.

Bibliografía

- PARROTA J.A., 1992. “*The role of plantation forests in rehabilitating degraded ecosystems*”. Agriculture Ecosystem Environment. 41:115-133.
- PASCARELLA J. B., AIDE M. T., SERRANO M. I. & ZIMMERMAN J. K. 2000. “*Land-Use History and Forest Regeneration in the Cayey Mountainins, Puerto Rico*”. Ecosystems 3: 217-228. <http://www.springerlink.com/openurl.asp?genre=article&id=doi:10.1007/s100210000021>
- PAUCHARD A., AGUAYO M. & ALABACK P. 2006. “*Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos*”. en: Grez A.A., Simonetti J.A. & Bustamante R.O. (Eds.) Biodiversidad en Ambientes Fragmentados de Chile: Patrones y Procesos a Diferentes Escalas, Editorial Universitaria, Santiago de Chile. Pp: 41–68.
- PERTTI RANTA, BLOM T., NIEMELA J., JOENSUU E. & SIITONEN M. 1998. “*The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments*.” Biodiversity and Conservation. 7(3):385-403.
- PERUCCA A. R. & LIGIER H. D. 2000. *Clasificación de montes forestales nativos, mediante imágenes satelitales en la provincia de Misiones, Argentina*. En: IX Simposio latinoamericano de Percepción Remota. Puerto Iguazú, Misiones.
- PIANKA E.R. 1986. “*Ecology and natural history of desert lizards: analyses of the ecological niche and community structure*.” Princeton University Press, Princeton, New Jersey. USA.
- PÍCCOLO G. A. & SOSA D. A. 2002. “*Suelos de Misiones. Características Generales*”. INTA. Cerro Azul. http://www.inta.gov.ar/cerroazul/investiga/suelos_anuales/suelos.htm
- PICKETT S. T. & WHITE P. S. 1985. “*The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*”. Academic Press, New York, USA, Pp:472.
- PICKETT S. T., COLLINS S. L., & ARMESTO J. J. 1987. “*Models, mechanisms and pathways of succession*”. Botanical Review, 53:335-371.
- PILON P. G., HOWARTH P. J. & BULLOCK R. A. 1988. “*An enhanced classification approach to change detection in semiarid environments*”. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 12:1709-1716.
- PLACCI G. & DI BITETTI M. 2006. “*Situación Ambiental en la Ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Selva Paranaense)*”. In Situación Ambiental 2005, ed. A. Brown, U. Martinez Ortiz, M Acerbi, and J. Corcuera, 197-225. Primera. FVSA. Buenos Aires:
- PLACCI L. G. 2000. “*El desmonte en Misiones: impactos y medidas de mitigación*” en: Bertoniatti, C. y J. Corcuera, Situación Ambiental Argentina 2000, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Pp: 349-354.
- PLACCI L. G., ARDITI S. I. & CIOTECK L. E. 1994. “*Productividad de hojas, flores y frutos en el Parque Nacional Iguazú, Misiones*”, Yvyrareta, 5: 49-56.
- POVEDANO H. & DROZD A.A. 2005. “*Documento Base para la discusión del Plan de Manejo de la Reserva Cuña Piru*”. Informe Técnico. UNLP. La Plata. Buenos Aires, Argentina.
- PROTOMASTRO J. 2001. “*A test for pre-adaptations to human disturbances in the bird community of the Atlantic Forest*”, en: Alburquerque, J. L. B., J. F. Cândido, F. C. Straube y A. L. Roos (eds.), Ornitología e Conservação: Da Ciência às Estratégias, Editora Unisul, Tubarão-SC, pp. 179-198.

Bibliografía

- PUYRAVAUD J.P. 2003. “Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation”. *Forest Ecology and Management*. 117:593-596.
- QIN Q., ZHU L., GHULAM A., LI Z. & NAN P. 2008. “Satellite monitoring of spatio-temporal dynamics of China’s coastal zone eco-environments: preliminary analysis on the relationship between the environment, climate change and human behavior”. *Environmental Geology* 55(8):1687-1698.
- RAHEL F. J. 1989. “The hierarchical nature of community persistence. A problem of scale”. *American Naturalist* 136: 329-344.
- RAMACHANDRA T.V. & KUMAR U. 2005. “Image fusion in GRDSS for Land use Mapping”. Image (Rochester, N.Y.). Bangalore: Map India 2005. <http://ces.iisc.ernet.in/energy/Welcome.html>
- REED R.A., JOHNSON BARNARD J. & BAKER W.L. 1996. “Contribution of roads to forest fragmentation in the rocky mountains”. *Conservation Biology* 10: 1098–1106.
- RICE R. E., SUGAL C. A., RATAY S. M. & DA FONSECA G. A. B. 2001. “Sustainable Forest Management: A Re- view of Conventional Wisdom”, *Advances in Applied Biodiversity Science*, CABS / Conservation International, 3: 1-29. Washington DC.
- RICHARDS J.A. 1999. “Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction” Springer-Verlag, Berlin, Germany, p. 240.
- RIGNOT E., SALAS W.A. & SKOLE D.L. 1997. “Mapping deforestation and secondary growth in Rondonia, Brazil, using imaging radar and thematic mapper data”. *Remote Sensing of Environment*. 59(2):167-179.
- ROBINOVE C. J. 1982. “Computation with physical values from Landsat digital data”. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48: 781–784.
- ROBINSON J.G., REDFORD K.H. & BENNETT L. 1999. “Wildlife harvest in logged tropical forests”. *Science* 284: 595–596.
- RODRIGUEZ M., CARDOZO A E. & RUIZ DÍAZ M. 2005. “Los bosques nativos misioneros: estado actual de su conocimiento y perspectivas”. In Arturi M.F., Frangi J.L. & Goya J.F. (eds). *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. LISEA-FCAyF-UNLP. La Plata. Pp:1-104.
- ROGERS D. A., ROONEY T. P., HAWBAKER T. J., RADELOFF V. C. & WALLER D. M. 2009. “Paying the Extinction Debt in Southern Wisconsin Forest Understories”. *Conservation Biology* 23(6):1497-1506. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01256.x
- ROTH N.E., ALLAN J.D. & ERICKSON D.L. 1996. “Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales.” *Landscape Ecology*. 11(3):141-156. Available at: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/BF02447513>.
- ROY R. S., RANGANATH B. K., DIWAKAR P. G., VOHRA T. P. S., BHAN S. K., SINGH J. J. & PANDIAN V. C. 1991, “Tropical forest mapping and monitoring using remote sensing”. *International Journal of Remote Sensing*. 11: 2205-2225.
- RUDEL T.K., COOMES O.T., MORAN E., ACHARD F., ANGELSEN A., XU J. & LAMBIN E. 2005. “Forest transitions: towards a global understanding of land use change”. *Global Environment Change* 15:25–31.
- SAATY. T.L. 1977. “A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures”. *J. Math Psychology*, 15:234-281.

Bibliografía

- SADER S.A., SERVER T., SMOOT J. C. & RICHARDS M. 1996. “Forest change estimates for the northern Petén region of Guatemala – 1986 – 1990”. *Human Ecology*. 22 (2) 317–332.
- SADER, S.A., BERTRAND M. & HOFFHINE WILSON E. 2003. “Satellite Change Detection of Forest Harvest Patterns on an Industrial Forest Landscape”. *Forest Science* 49(3): 341-353.
- SADER S.A., POWELL G.V.N. & RAPPOLE J.H. 1991. “Migratory bird habitat monitoring through remote sensing”. *International Journal of Remote Sensing* 12(3):363-372.
- SADER S.A., STONE T. A. & JOYCE A. T. 1990, “Remote sensing of tropical forests: an overview of research and applications using non-photographic sensors”. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 10: 1343-1351.
- S.A.G.P.Y.A. (SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, PESCA Y ALIMENTACIÓN DE LA NACIÓN). 2007 “Sector Forestal 2007”. Informe. http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/forestacion/econo/INDUSTRIAS%20FORESTALES/publicaciones_2007/publicacion_2007.pdf
- S.A.G.P.y.A. (SECRETARÍA DE AGRICULTURA, GANADERÍA, PESCA Y ALIMENTACIÓN DE LA NACIÓN). 2002. “Diagnóstico de la Región Tealera”. Informe. <http://www.alimentosargentinos.gov.ar/0-3/infusion/te/DiagnosticoTe-01.pdf>
- SALDARRIAGA J.G., WEST D.C, THARP M.L. & UHL C. 1988. “Long term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela”. *Journal of Ecology*. 76:938-958.
- SÁNCHEZ AZOFEIFA G.A., HARRIS R.C. & SKOLE D.L. 2006. "Deforestation in Costa Rica: A Quantitative Analysis Using Remote Sensing Imagery". *Biotropica*. 33(3):378-384. DOI:10.1111/j.1744-7429.2001.tb00192.x
- SANTANA L. M. & SALAS J. 2007. “Análisis de cambios en la ocupación del suelo ocurridos en sabanas de Colombia entre 1987 y 2007, usando imágenes Landsat”. *Geofocus* 7:281-313
- SAUNDERS S.C., MISLIVETS M.R., CHEN J. & CLELAND D.T. 2002. “Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA”. *Biological Conservation* 103: 209–225.
- SCHIAVONI G. 1995. “Colonos y Ocupantes. Parentesco, reciprocidad y diferenciación social en la frontera agraria de Misiones”. Editorial Universitaria, Universidad Nacional de Misiones, Argentina.
- SELLERS P.J., BERRY J.A., COLLATZ G.J., FIELD C.B. & HALL F.G. 1992. “Canopy reflectance, photosynthesis, and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme”. *Remote Sensing of Environment* 42:187-216.
- SERRA JP. 1982. “Image Analysis and Mathematical Morphology”. Academic. NewYork.
- SHROEDER T.A., COHEN W.B: & YANG Z. 2007. “Patterns of forest regrowth following clear cutting in western Oregon as determined from Landsat time series.” *Forest Ecology and Management*. 243 (2-3):259-273.

Bibliografía

- SIEGEL S. & CASTELLAN N. J. Jr. 1988. *Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences*. Second edition. McGraw-Hill
- SILVA J. M. C. & CASTELETI C. H. M. 2003. “Biodiversity Status of the Atlantic Forest of Brasil”. Chapter 5. En: *The Atlantic Forest of South América: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Carlos Galindo-Leal and Ibsen Gusmão Câmara (Ed.). Island Press. Washington.
- SINGH A. 1986. “Change detection in the tropical forest environment of northeastern India using Landsat”. In *Remote Sensing and Tropical Land Management*, edited by M. J. Eden and J. T. Parry (London: John Wiley & Sons), pp. 237-254.
- SINGH A., 1989. “Digital change detection techniques using remotely-sensed data”. *International Journal of Remote Sensing*, 6, 989± 1003.
- SKOLE D. & TUCKER C. 1993. “Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988”. *Science* 260 (5116): 1905. DOI: 10.1126/science.260.5116.1905
- SOKAL R. R. & ROHLF F. J. 1995. *Biometry*, 3rd ed. New York: Freeman
- SONGH C., WOODCOCK C. E., SETO K. C., LENNEY M. P., & MACOMBER S. A. 2001. “Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects?” *Remote Sensing of Environment*, 75, 230–244.
- SPELLERBERG IF. 1998. “Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review”. *Global Ecology and Biogeography Letters*. 7(5):317-333. Available at: <http://links.jstor.org/sici?sici=0960-447%28199809%297%3A5%3C317%3AEEORAT%3E2.0.CO%3B2-S>.
- STEININGER M. K. 1996. “Tropical secondary Forest regrowth in the Amazon: age, area and change estimation with Thematic Mapper data”. *International Journal of Remote Sensing*. 17 (1): 9-27.
- STEININGER M.K., TUCKER C.J., ERSTS P., KILLEN T.J., VILLEGAS Z. & HECHT S.B. 2001. “Clearence and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia”. *Conservation Biology*. 15:856-866.
- STIBIG H.J., BEUCHLE R. & ACHARD F. 2003. “Mapping of the tropical forest cover of insular Southeast Asia from Spot4 Vegetation Images”. *International Journal of Remote Sensing*. 24(18):3651-3662
- STRITTHOLT J.R. & DELLASALA D.A., 2001. “Importance of roadless areas in biodiversity conservation in forested ecosystems: case study of the Klamath-Siskiyou Ecoregion of the United States”. *Conservation Biology* 15: 1742–1754.
- SUBSECRETARÍA DE BOSQUES Y FORESTACIÓN. 2003. “Primer Compendio Cuatrienal Estadístico Sobre el Sector Foresto-Industrial de Misiones” Informe. MERNRYT. GBNO. PCIA. MISIONES. <http://extension.facfor.unam.edu.ar/sifip/cuatrienal.pdf>
- TABANEZ A.A.J. & VIANA V.M. 2000. “Patch Structure within Brazilian Atlantic Forest Fragments and Implications for Conservation”. *Biotropica*. 32(4b): 925-933.
- TERBORGH J. & WESKE J.S. 1969. “Colonization of secondary habitats by Peruvian birds”. *Ecology* 50:765-782.
- TERBORGH J. & WINTER B. 1980. “Some causes of extinction”. In: Soule, M.E., Wilcox, B.A. (Eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp: 119-133.

Bibliografía

- TERGAS L.E. & SÁNCHEZ P.A. 1978. “*Producción de pastos en los suelos ácidos de los trópicos*”. Trabajos presentados en CIAT. Stella Sardi de Salcedo eds. Colombia.
- TILMAN D., MAY R. M., LEHMAN C. L., & NOWAK M. A. 1994. “*Habitat destruction and the extinction debt*”. *Nature*. 371: 65-66.
- TOMLIN C.D. 1990. “*Geographic Information Systems and Cartographic Modeling*”. Prentice Hall. Englewood Cliffs, N.J.
- TOU J. T. & GONZÁLEZ R. C. 1974. “*Pattern Recognition Principles*”, Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts.
- TUCKER C. J. & TOWNSHEND J.R.G. 2000. “*Strategies for monitoring tropical deforestation using satellite data*”. *International Journal of Remote Sensing*. 21 (6 – 7): 1461–1471. <http://www.tandf.co.uk/journals/tf/01431161.html>
- TUCKER C.J., HOLBEN B.N. & GOFF T.E. 1984. “*Intensive forest clearing in Rondonia, Brazil, as detected by satellite remote sensing*”. *Remote Sensing of Environment*. 15(3):255-261.
- TUCKER J.M, BRONDIZIO E.S. & MORÁN E.F. 1998 “*Rates of forest regrowth in eastern Amazonia: A comparison of Altamira and Bragantina regions, Pará State, Brazil.*” *Interciencia* 23(2): 64-73.
- TURNER I. M. 1996. “*Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence*”. *Journal of Applied Ecology*. 33:200–209.
- TURNER M.G. 1990. “*Spatial and temporal analysis of landscape patterns.*” *Landscape Ecology*. 4 (1):21-30.
- U.N.L.P. (Univ. Nacional de la Plata, Grupo Interdisciplinario de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo) 1995. “*Relevamiento del Valle del CuñaPiru, Aristóbulo del Valle, Pcia. de Misiones*”. Informe inédito La Plata. Buenos Aires, Argentina.
- U.N.L.P. (Univ. Nacional de la Plata, Grupo Interdisciplinario de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo) 1997. “*Anteproyecto Area Protegida CuñaPirú, Aristóbulo del Valle, Pcia. de Misiones*”. Segundo Informe. La Plata. Buenos Aires, Argentina.
- UHL C. 1987. “*Factors controlling succession following slash-and burn agriculture in Amazonia*”. *Journal of Ecology* 75:377–407.
- VACCARO S.; ARTURI M.F.; GOYA J.F.; FRANGI J.L. & G.A. PÍCCOLO. 2003. “*Almacenaje de carbono en estadios de la sucesión secundaria en la provincia de Misiones.*” *Interciencia* 28 (9): 521-527. ISSN 0378-1844.
- VIERIRA I. C. G.; SILVA DE ALMEIDA A.; DAVIDSON E. A.; SRONE T. A.; REIS DE CARVALHO C. J. & GUERRERO J. B. 2003. “*Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazonia.*” *Remote Sensing of Environment* 87: 470-481.
- WANG J., ZHANG J.X. & LIU Z.J. 2005. “*Image sequence analysis on Modis/Terra NDVI data for vegetation cover changes of 3-gorge reservoir area.*” *Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS '05. Proceedings. 2005 IEEE International* , vol.7, pp. 5049-5052. 25-29 July 2005 doi: 10.1109/IGARSS.2005.1526813 URL: <http://ieeexplore.ieee.org/stamp/stamp.jsp?tp=&arnumber=1526813&isnumber=32601>

Bibliografía

- WATSON R.T., NOBLE I. R, BOLIN B., RAVINDRANATH N.H., VERARDO D.J. & DOKKEN D.J. 2000. “*Land Use, Land-Use Change, and Forestry*”. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge. Cambridge
- WEISER R. L., ASRAR G., MILLER G. P. & KANEMASU E. T. 1986. “*Assessing grassland biophysical characteristics from spectral measurements*”. *Remote Sensing of Environment*. 20:141- 152.
- WENGER S. 1999. “*A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation*”. Office of Public Service & Outreach Institute of Ecology University of Georgia. Georgia. Pp. 47.
- WHITE J.D., KROH G.C. & PINDER J.E. 1995. “*Forest mapping at Lassen volcanic National Park, California, using Landsat TM data and a geographical information sistem*.” *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 61(3):299-305.
- WHITMORE T. C. 1989. “*Canopy gaps and two major groups of forest trees*”. *Ecology*. 70(3):536-538.
- WHITMORE T. C. & SAYER J.A. editors. 1992. *Tropical deforestation and species extinction*. Chapman and Hall, London, UK.
- WIENS J., STENSETH N.C., VAN HORNE B. & IMS R.A. 1993. “*Ecological Mechanisms and Landscape Ecology*.” *Oikos*. 66(3):369-380. <http://www.istor.org/stable/3544931?origin=crossref>.
- WIMBERLY M.C. & OHMANN J.L. 2004. “*A multi-scale assessment of human and environmental constraints on forest land cover change on the Oregon (USA) range*”. *Landscape Ecology*. 19:631–646.
- WONG S.L. & MCCUEN R.H. 1982. “*The Design of Vegetative Buffer Strips for Runoff and Sediment Control*”. Civil Engineering Department, University of Maryland, College Park, MD.
- WRIGHT S.J. & MULLER-LANDAU H.C. 2006. “*The future of tropical forest species*”. *Biotropica* 38(3):287-301.
- WU W. & DE PAUW E. 2010. “*Tropical Woodland Biomass Burning and Carbon Emission: A Case Study in Sudan*.” in *Optical Remote Sensing of the Environment, OSA Technical Digest (CD) (Optical Society of America)*, paper JTUa30. <http://www.opticsinfobase.org/abstract.cfm?URI=ORSE-2010-JTUa30>
- WU J. & HOBBS R.(eds.) 2007. “*Key Topics in Landscape Ecology*”. Cambridge University Press. Cambridge.
- WUNDERLE J. M. 1998. “*The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands*”. *Forest Ecology and Management* 99, 223-235.
- XIAO X., BOLES S., LIU J., ZHUANG D. & LIU M. 2002. “*Characterization of forest types in Northeastern China, using multi-temporal SPOT-4 VEGETATION sensor data*”. *Remote Sensing of Environment* 82(2-3):335-348. doi:10.1016/S0034-4257(02)00051-2. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425702000512>.
- XU H. & YOUNG J.A. 1990. “*Monitoring changes in land use through integration of remote sensing and GIS*”. *Proceedings of the IGARSS'90 Symposium, University of Maryland (Picataway, NJ: IEEE)*, College Park, MD, USA. pp. 957–960.
- ZIMMERMAN J.K., AIDE T.M., ROSARIO M., SERRANO M., & HERRERA L. 1995. “*Effects of land management and a recent hurricane on forest structure and composition*

Bibliografía

in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico.” *Forest Ecology and Management* 77: 65–76.