



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL  
FACULTAD DE INGENIERIA Y CIENCIAS HÍDRICAS  
ESPECIALIZACIÓN EN GESTIÓN AMBIENTAL**

**“ANÁLISIS Y EVALUACIÓN DEL PROCESO DE FRAGMENTACIÓN EN LA  
SELVA PARANAENSE DEL DEPARTAMENTO GUARANÍ (MISIONES,  
ARGENTINA)”**

**Trabajo final integrador  
Especialización en Gestión Ambiental**

**TESISTA: Ing. Silvia Albarracín Franco**

**DIRECTOR: MSc. Carlos D'Angelo**

**CO-DIRECTOR: MSc. Alberto Sosa**

**- Año 2015 -**

## **RESUMEN**

El presente trabajo pretende ser un aporte al conocimiento de la fragmentación y pérdida de bosques nativos en la Selva Paranaense del departamento Guaraní (Misiones, Argentina). Desde que ésta ha sido señalada como una de las dos ecorregiones más relevantes del país por su gran diversidad biológica y por los importantes bienes y servicios ambientales que este ecosistema brinda.

El análisis realizado se basa en la comparación de dos cortes temporales (años 1989 y 2009) con el fin de cuantificar tanto la pérdida de bosque nativo como el aumento de la fragmentación y acrecentar tanto el conocimiento, como la comprensión del problema de fragmentación del bosque en el área de estudio para poder tomar decisiones de planificación y manejo en dicha ecorregión. El esquema metodológico plantea el uso de métricas del paisaje para analizar el cambio en los usos de la tierra. Los resultados obtenidos indican que en la región de la Selva Paranaense en el departamento Guaraní, todas las métricas analizadas indicarían un progresivo proceso de fragmentación y separación de los parches del bosque nativo alto y bajo. Ante esta situación, tanto de los resultados obtenidos en este trabajo como de otros sobre esta misma región, surge como recomendación intensificar la investigación científica en el área dado que por su gran diversidad resulta necesario diseñar planes de manejo que contemplen la conservación y uso sustentable de los recursos naturales.

**Palabras Claves:** ecología de paisaje, fragmentación de bosque, Selva Paranaense, manejo sustentable.

## **ABSTRACT**

This paper aims to contribute to the knowledge of the fragmentation and loss of native forests in the Atlantic Forest Guaraní department (Misiones, Argentina). Since it has been identified as one of the two most important ecoregions of the country for its biological diversity and the important environmental goods and ecosystem services it provides. The analysis is based on comparison of two time slices (1989 and 2009) in order to quantify both the loss of native forest as increasing fragmentation and increase both the knowledge and the understanding of the problem of forest fragmentation in the study area in order to make planning and management decisions in this ecoregion. The methodological framework proposes the use of landscape metrics to analyze the change in land use. The results indicate that in the region of the Atlantic Forest of Argentina, all metrics analyzed indicate a progressive process of fragmentation and separation of natural habitat patches. In this situation, both the results obtained in this work as others on this same region, emerges as a recommendation to intensify scientific research in the area since their great diversity, it is necessary to design management plans that address the conservation and sustainable use of natural resources.

**Keywords:** landscape ecology, forest fragmentation, Atlantic Forest, sustainable management.

## ÍNDICE GENERAL

<b>CONTENIDO</b>	<b>Pág.</b>
<b>CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL</b>	
1. Introducción	2
1.1 Objetivo General	4
1.2 Objetivos específicos	5
<b>CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES EN EL TEMA</b>	
2. Marco teórico	7
2.1 La ecología del paisaje aplicada a la dinámica de los bosques tropicales	7
2.2 Fragmentación del paisaje	7
2.2.1 Algunas consecuencias biológicas de la fragmentación del paisaje	8
2.3 Herramienta para el análisis de la heterogeneidad del paisaje	10
2.4 Situación de la Selva Paranaense en la provincia de Misiones, Argentina	11
2.5 Área de estudio	15
2.6 Reserva de la Biósfera Yabotí	19
<b>CAPÍTULO 3. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	
3.1 Confección de los mapas temáticos para estimar la deforestación	28
3.2 Tasa de deforestación del bosque nativo	29
3.3 Métricas para la cuantificación del patrón del paisaje	31
3.4 Identificación de las áreas prioritarias para la conservación y estimación de la deforestación en las mismas	34
<b>CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b>	
4.1 Análisis de las imágenes satelitales	37
4.2 Tasa anual de deforestación. Período 1989-2009	39
4.3 Métricas para la cuantificación del patrón del paisaje	41
4.4 Identificación de las áreas prioritarias de conservación y estimación de la deforestación de las mismas	49
<b>CAPÍTULO 5. CONCLUSIÓN</b>	56
<b>CAPÍTULO 6. ANEXO</b>	59
<b>CAPÍTULO 7. BIBLIOGRAFÍA</b>	62

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>CONTENIDO</b>	<b>Pág.</b>
Figura 1. Complejo de ecorregiones que componen el Bosque Atlántico de Sudamérica.	3
Figura 2. Superficie original ocupada por el Bosque Atlántico del Alto Paraná y las ecorregiones con las que limita.	11
Figura 3. Evolución del proceso de reducción y fragmentación de la Selva Paranaense o Bosque Atlántico desde fines de 1800 hasta el presente.	12
Figura 4. Ubicación del departamento Guaraní en la provincia de Misiones.	16
Figura 5. Ubicación de la Reserva Biosfera Yabotí.	20
Figura 6. Áreas naturales protegidas dentro de la Reserva Biósfera Yabotí.	21
Figura 7. Plano de la Reserva de la Biósfera Yabotí.	23
Figura 8. Paisaje para la conservación de la biodiversidad del BAAP, resultante del trabajo de la Visión de Biodiversidad.	35
Figura 9. Imágenes clasificadas para el análisis de deforestación y fragmentación.	37
Figura 10. Variaciones anuales de pérdida de bosque nativo alto e incremento de bosque nativo bajo y no bosque.	38
Figura 11. Superficie total de cada clase para los distintos años.	42
Figura 12. Número de parches de las distintas clases.	43
Figura 13. Tamaño medio de los parches de las distintas coberturas.	44
Figura 14. Coeficiente de variación del tamaño medio de parches.	44
Figura 15. Distancia Promedio al vecino más cercano.	45
Figura 16. Índice de proximidad medio.	46
Figura 17. Borde total de los parches.	48
Figura 18. Densidad de borde.	48
Figura 19. Áreas de conservación para el departamento Guaraní.	49
Figura 20. Área núcleo en el departamento Guaraní con las distintas clases de cobertura.	50
Figura 21. Zona de deforestación en la Reserva de la Biósfera Yabotí.	51
Figura 22. Área de bosque con alto potencial de convertirse en área de protección estricta en el departamento Guaraní con las distintas clases de cobertura.	51
Figura 23. Área núcleo potencial en el departamento Guaraní con las distintas clases.	52

Figura 24. Área del corredor principal en el departamento Guaraní con las distintas categorías de cobertura.	53
Figura 25. Área del corredor secundario en el departamento Guaraní con las distintas categorías de cobertura.	54

## ÍNDICE DE FOTOS

<b>CONTENIDO</b>	<b>Pág.</b>
Foto 1. Vista aérea de extensas superficies deforestadas en Misiones para ser convertidas a otros usos.	13
Foto 2. Extensas superficies de plantaciones forestales de pino en Misiones.	14
Foto 3. Cultivos perennes de la provincia de Misiones. <b>A</b> Teales ( <i>Camelia sinnensis</i> ) y <b>B</b> . Yerbales ( <i>Ilex paraguariensis</i> ).	17
Foto 4. Cultivos anuales que se implantan en la zona. <b>A</b> : Tabaco ( <i>Nicotiana tabacum</i> ), <b>B</b> : Maíz ( <i>Zea mays</i> ), <b>C</b> : Mandioca ( <i>Manihot esculenta</i> ).	18
Foto 5. Forestaciones en Misiones <b>A</b> . Plantación de pino ( <i>Pinus sp.</i> ) <b>B</b> . Plantación de araucaria ( <i>Araucaria angustifolia</i> ).	18
Foto 6. Plantaciones de pino intercalado con cultivo de yerba mate.	19
Foto 7. Sistemas silvopastoriles que se practican en el departamento Guaraní.	19
Foto 8. Vistas de la Reserva de Biósfera Yabotí	22

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>CONTENIDO</b>	<b>Pág.</b>
Tabla 1. Descripción de las categorías contempladas en la digitalización.	29
Tabla 2. Características de las imágenes utilizadas.	29
Tabla 3. Variación anual y total de cada clase de cobertura en el período 1989-2009.	38
Tabla 4. Valores comparativos de r.	40
Tabla 5. Caracterización de los patrones espaciales a nivel de paisaje para los años evaluados.	41
Tabla 6. Superficie de las distintas clases en el área núcleo en el período 1989-2009.	50
Tabla 7. Superficie de las distintas clases en el bosque con alto potencial de convertirse en área de protección estricta en el período 1989-2009.	52

Tabla 8. Superficie de las distintas clases en el área núcleo potencial en el período 1989-2009.	53
Tabla 9. Superficie de las distintas clases en el corredor principal en el período 1989-2009.	54
Tabla 10. Superficies de las distintas categorías en el área del corredor secundario en el período 1989-2009.	55

## **ABREVIATURAS**

SP	Selva Paranaense
SIG	Sistema de información geográfica
RBV	Reserva Biósfera Yabotí
UMSEF	Unidad de manejo del sistema de evaluación forestal
TA	Área total por clase
NP	Número de parches
MPS	Tamaño promedio de parches
MSI	Índice de forma media
PSCOV	Coefficiente de variabilidad del tamaño del parche
MNN	Distancia al vecino más cercano
PI	Índice de proximidad
TE	Borde total de los parches
ED	Densidad de borde
BAAP	Bosque Atlántico del Alto Paraná

## **CAPÍTULO 1**

### **INTRODUCCIÓN GENERAL**



## 1. INTRODUCCIÓN

*“Ella está en el horizonte. Me acerco dos pasos, ella se aleja dos pasos.  
Camino diez pasos y el horizonte se corre diez pasos más allá.  
Por mucho que yo camine, nunca la alcanzaré.  
¿Para qué sirve la utopía? Para eso sirve: para caminar”.*  
**Eduardo Galeano**<sup>1</sup>

Los seres humanos han alterado dramáticamente la cantidad, composición y patrón de la vegetación a escala global. La fragmentación y la pérdida de los bosques remanentes es una amenaza directa para la diversidad biológica y pone en peligro el uso sustentable de los bienes y servicios ecológicos derivados de dichas tierras (Wade *et al.*, 2003). Mientras que en los países desarrollados el área ocupada por los bosques se ha estabilizado, o aún en algunos casos se está incrementando (Hulshoff 1995; Marchetti *et al.*, 1998), en los países subdesarrollados las masas forestales están declinando rápidamente, particularmente en los trópicos (Repetto 1988). La pérdida alcanza tasas anuales de 0,6% en África, 0,9% en Asia y 0,7% en Sudamérica, debido sobre todo a la expansión de la agricultura (Stiling 1996). En una década solamente Latinoamérica redujo sus áreas forestadas de 1.011Mha a 46.7 Mha (UNEP 2003, citado por Magrin *et al.*, 2007).

La eliminación masiva de masas boscosas afecta directamente y a veces en forma drástica a la calidad de vida del hombre (Gavier *et al.*, 2004). Sus efectos negativos incluyen la pérdida de recursos forestales, paisajísticos, alimentarios y genéticos, compuestos de uso medicinal, etc., así como la desaparición de la rica biodiversidad asociada a los bosques (Wilson 1989; Hunter 1996). La deforestación produce además cambios en el ambiente físico (erosión y pérdida de suelo), alteraciones en el clima local, regional y global, en el ciclado de nutrientes y en los regímenes hidrológicos como también pérdida de hábitat para especies amenazadas, recursos para las comunidades dependientes de estos bosques, entre otros.

La deforestación se menciona como un proceso constante en Argentina, con pérdida creciente de superficie de bosque nativo, particularmente en las últimas décadas. Según estimaciones de la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF) dependiente de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Argentina

---

<sup>1</sup> Frase motivadora tomada de Seghezzeo 2008.

tenía 30.073.385 ha de bosques en el año 2002, con 350.000 ha/año deforestadas en el período 1998-2002 (Montenegro *et al.*, 2007).

De las 15 ecoregiones en las que se subdivide el Bosque Atlántico, la ecoregión más extensa es la Selva Paranaense (Burkart *et al.*, 1999), también llamada Bosque Atlántico Interior (Galindo-Leal y de Gusmão Câmara 2003b) o Bosque Atlántico del Alto Paraná, que ocupaba originalmente alrededor de 471.000 km<sup>2</sup> (Figura 1). Este es uno de los ecosistemas de mayor prioridad de conservación a nivel global debido a su alta biodiversidad, número de especies endémicas y grado de amenazas (Myers *et al.*, 2000), y por la importante reducción de su superficie original.



**Figura 1.** Complejo de ecoregiones que componen el Bosque Atlántico de Sudamérica (Di Bitetti *et al.*, 2003)

La Selva Paranaense (SP) representa el extremo sur de la distribución del Bosque Atlántico y en Argentina ocupa la provincia de Misiones. Es un ambiente formado por cinco estratos de vegetación principales y, debido a la estacionalidad térmica, se considera una selva

semidecídua, representada por comunidades vegetales que no siempre son claramente diferenciales, y que suelen caracterizarse por las especies arbóreas predominantes de mayor porte; como por ejemplo los bosques de guatambú (*Balfourodendron riedelianum*), y laurel (*Nectandra* spp.) y los bosques de palo rosa (*Aspidosperma polyneuron*) y palmito (*Euterpe edulis*) (Cartes 2003; Giraudo *et al.*, 2003b).

La principal causa de la fragmentación y degradación de la SP ha sido el cambio de uso del suelo (Laclau 1994; Holz y Placci 2003). Las mayores actividades económicas en Misiones han sido las plantaciones de pino y los cultivos industriales perennes de yerba mate y té. Las plantaciones forestales se ubican principalmente cercanas al río Paraná (Placci y Di Bitetti 2006) y la mayor parte de las plantaciones de los cultivos de yerba mate y té se encuentran en el centro y sur de la provincia. 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. La cría de ganado es también una actividad económica importante, con un importante impacto ambiental negativo derivado de la conversión de bosque nativo a pastizales.

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. En este contexto, este trabajo presenta una caracterización general de la fragmentación de los bosques nativos del departamento Guaraní (Misiones, Argentina), mediante el cálculo de un conjunto de indicadores del paisaje. Esta caracterización contribuye a describir y comprender la complejidad de los fenómenos de deforestación que tuvieron lugar en la región durante el período 1989-2009, a partir de lo cual se espera facilitar la toma de decisiones para la planificación y el manejo de la misma, con énfasis en las áreas prioritarias para la conservación.

## **1.1 OBJETIVO GENERAL**

Cuantificar la pérdida del ecosistema de bosque nativo en el departamento Guaraní (Misiones, Argentina), de manera de poder contribuir a la identificación y evaluación de las áreas prioritarias para la conservación.

## **1. 2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- 1.2.1. Cuantificar la magnitud de la deforestación ocurrida en el lapso 1989 - 2009.
- 1.2.2. Cuantificar la magnitud de la fragmentación del paisaje en el lapso 1989 - 2009.
- 1.2.3. Identificar las áreas prioritarias para la conservación y estimar la deforestación ocurrida en las mismas en los últimos años.

## **CAPÍTULO 2**

### **ANTECEDENTES DEL TEMA**



## **2. MARCO TEÓRICO**

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

### **2.1 La Ecología del Paisaje aplicada a la dinámica de los bosques tropicales**

La ecología del paisaje es el estudio de la configuración espacial de los ambientes y sus efectos sobre los procesos ecológicos y la persistencia de las especies (Fortin y Agrawal 2005). La configuración espacial puede interpretarse como la heterogeneidad espacial de un mosaico de ecosistemas y usos de la tierra que, en su conjunto, constituyen el paisaje, integrando tanto condiciones naturales como humanas (Matteucci *et al.*, 2004; Fortin y Agrawal 2005).

Aunque algunos ecólogos sostienen que esta disciplina tiene 25 años de existencia (Fortin y Agrawal 2005) en realidad se inició a comienzos del siglo XX, como una herramienta integradora de los fenómenos naturales hasta entonces estudiados con un enfoque monodisciplinario, en topografía, edafología, botánica, entre otras disciplinas. Los geógrafos rusos en 1898 y franceses hacia 1912, fueron los primeros en percibir la interacción espacialmente explícita entre los fenómenos naturales físico-bióticos e incorporaron estas ideas a la geoquímica y la geobotánica (Matteucci 1998a; 2003).

Los principales objetos de estudio de dicha disciplina pueden resumirse en: los flujos ecológicos en los mosaicos que conforman un paisaje; causas, procesos y consecuencias del uso de la tierra y el cambio de cobertura terrestre; las dinámicas no lineales y la complejidad de los paisajes; la escala; el desarrollo metodológico; la relación entre las métricas de los paisajes y los procesos ecológicos; la integración de las actividades antrópicas dentro de la ecología del paisaje; la optimización de los patrones del paisaje; la conservación y sustentabilidad del paisaje y la adquisición de datos y la evaluación de su precisión (Wu y Hobbs 2002).

### **2.2 Fragmentación del paisaje**

La fragmentación del hábitat es un proceso dinámico que resulta en cambios marcados en el patrón del hábitat en el paisaje a lo largo del tiempo. El término “fragmentación” es

generalmente usado para describir modificaciones en el patrón del hábitat a lo largo del tiempo, y detalla básicamente la disrupción de la continuidad espacial de un tipo de cobertura en términos generales; estas modificaciones se producen en la estructura (biodiversidad) y en la función o funcionamiento (ciclos biogeoquímicos) del paisaje (McGarigal y Cushman 2002; Lord y Norton 1990). La estructura puede ser caracterizada por la composición y configuración. La composición se refiere a la presencia y cantidad de cada tipo de fragmento en el paisaje y su distribución física o carácter espacial está determinado por su configuración. Por otra parte, la función está dada por las interacciones entre los elementos espaciales. Las variaciones del mosaico ecológico derivan de las alteraciones de la estructura y la función a través del tiempo.

Un paisaje terrestre es un mosaico de tipos de suelo, vegetación y usos de suelo, conformando así una mezcla de parches naturales y otros antropizados que varían en tamaño, forma y configuración (Urban *et al.*, 1987; Turner 1989). El parche es el elemento básico que constituye el paisaje (McGarigal y Marks 1995). Desde una perspectiva ecológica, los parches representan áreas (ámbito espacial) o períodos (ámbito temporal) de condiciones ambientales relativamente homogéneas, que son percibidos o son relevantes al organismo o fenómeno ecológico bajo consideración (Wiens 1976). La matriz es el elemento más extenso y mayormente conectado dentro del paisaje, y por lo tanto juega el rol dominante en el funcionamiento del ecosistema

### **2.2.1 Algunas consecuencias biológicas de la fragmentación en paisajes**

**Pérdida de especies:** Producto de los procesos de sucesión ecológica y de la dinámica de las metapoblaciones las especies irán desapareciendo dentro de los fragmentos individuales, dadas las restricciones para que las poblaciones colonizadoras potenciales que se encuentran alrededor de dichas zonas, puedan habitar estos fragmentos. Como consecuencia de esto, las poblaciones que dentro de los fragmentos disminuyen su tamaño, no pueden ser reconstituidas a partir de las migraciones desde fragmentos vecinos (Primack *et al.*, 2001).

**Cambio en los procesos ecológicos:** en muchos casos los procesos naturales de un ecosistema son alterados por la fragmentación, lo que ocasiona un impacto negativo en la conservación de la biodiversidad. Estos procesos ecológicos son: relación depredador-

presa, la competencia entre los organismos, dispersión de semilla, polinización, ciclo de nutrientes y otros (Bennett 2003).

**Cambio en la composición de la fauna:** las especies de animales responden en forma diferente a las alteraciones de hábitat. La respuesta se relaciona con el radio de acción efectiva del organismo, tamaño, recursos alimenticios y patrones de búsqueda o de desplazamiento, anidación, sensibilidad a los cambios microclimáticos entre otros (MacNally y Bennett 1997). En términos generales, la alteración del hábitat de los organismos, limita su sobrevivencia a través del tiempo.

Entre las consecuencias de la fragmentación progresiva pueden mencionarse: la disminución de hábitat para algunas especies de flora y fauna, la creación de nuevos hábitat, la reducción de la conectividad y el tamaño de los fragmentos, la alteración de los componentes bióticos y abióticos y los cambios microclimáticos (Reed *et al.*, 1996, Saunders *et al.*, 1991).

Algunos autores (Pfister 2004, Fahrig 2005, Corry 2004) recomiendan preservar parches de hábitat de gran tamaño en lugar de muchos parches pequeños. Esto se justificaría porque estos parches aseguran la perdurabilidad de un número mayor de especies con necesidades ecológicas diferentes (Betts 2000). Otros, con una visión más práctica, proponen una red de parches más pequeños interconectados a través del flujo biológico, permitiendo la persistencia de metapoblaciones. En el diseño se contemplan las necesidades de distribución de diferentes especies, conservando los parches de hábitat que permitirían un adecuado flujo de éstas y el intercambio con la matriz de paisaje que las rodea (Opdam *et al.*, 2005). En paisajes fragmentados con fuerte presión antrópica, la conservación efectiva depende de la interconexión funcional de los parches pequeños. Debido a que las especies grandes requieren de más espacio, pero pueden cubrir mayores distancias, la red de parches se extenderá sobre una extensión mayor que en redes diseñadas para especies de pequeño tamaño.

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

La fragmentación es entonces un problema ambiental (Mas 1998) y, dada la importancia que presenta dentro del paisaje, se considera importante poder identificar áreas fragmentadas en las cuales sea posible realizar estudios tendientes a implementar actividades de manejo que permitan amortiguar los impactos negativos. La comparación de paisajes con el objeto de identificar la variación en el tiempo y relacionar patrones del paisaje con la función ecológica exige la aplicación de métodos cuantitativos (Turner 1989). Estos métodos incluyen la medición de indicadores o “métricas” del paisaje, que facilitan la detección de patrones de cambio no perceptibles a simple vista (Frohn 1998).

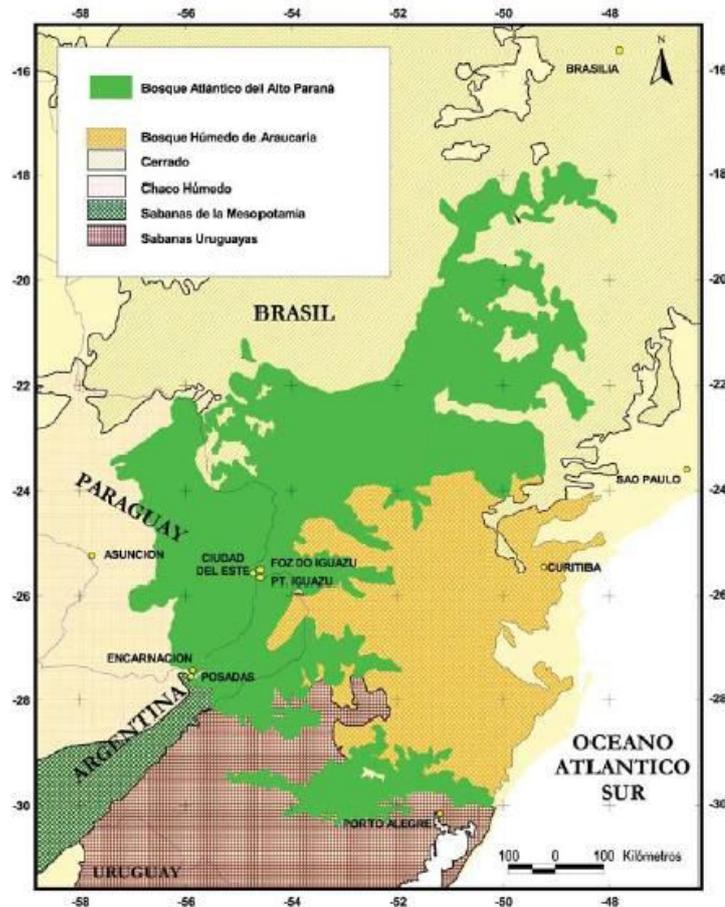
### **2.3 Herramientas para el análisis de la heterogeneidad del paisaje**

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. Los estudios a nivel regional se vieron favorecidos por el uso de nuevas tecnologías para la obtención y análisis de datos (Agust *et al.*, 1996; Buzai 1998; Buzai y Sánchez 1998). Entre éstas, 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 y Hobbs 2007).

El acceso a imágenes de satélite y los sistemas de información geográfica se potenciaron con herramientas de software y hardware más potentes que facilitan el análisis de un mayor cúmulo de información y de áreas geográficas más amplias. Esto permite caracterizar la distribución espacial de los usos de la tierra y los ecosistemas naturales, y explorar su configuración (McGarigal y Marks 1995; Matteucci *et al.*, 2004). También es posible incorporar otro tipo de elementos del paisaje, ya sean físicos (hidrografía, topografía, etc.), antrópicos (rutas, ciudades, población, etc.) e incluso elementos relacionados directamente con el manejo y la conservación (por ejemplo áreas protegidas). Así la heterogeneidad del paisaje a estudiar puede incorporar aspectos muy variados sobre su condición actual e incluso sobre sus características pasadas (Izquierdo *et al.*, 2008).

## 2.4 Situación de la Selva Paranaense en la provincia de Misiones, Argentina

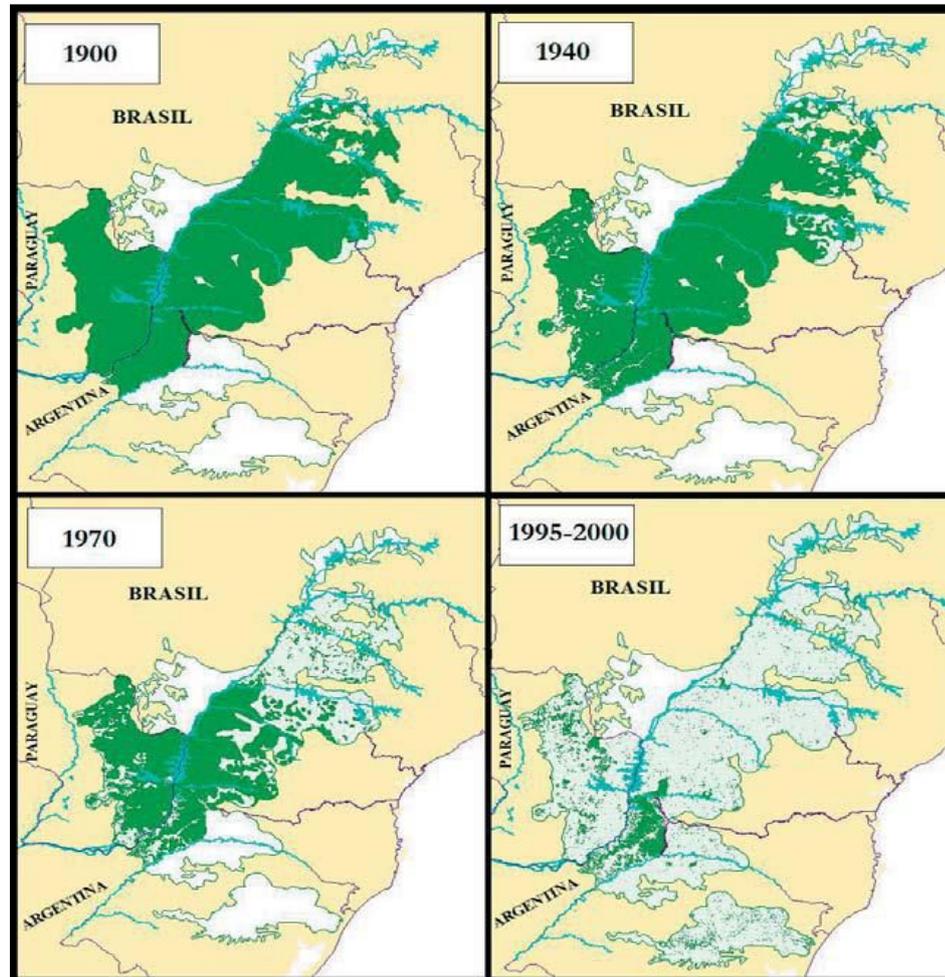
La SP también llamada Bosque Atlántico del Alto Paraná o Bosque Atlántico Interior (Burkart *et al.*, 1999; Galindo-Leal y Gusmão Câmara 2003b), se extiende a lo largo de la costa oriental de Brasil, este de Paraguay y noreste de Argentina (Laclau 1994; Olson y Dinerstein 1998) (Figura 2 Di Bitetti *et al.*, 2003).



**Figura 2.** Superficie original ocupada por el Bosque Atlántico del Alto Paraná y las ecorregiones con las que limita (Di Bitetti *et al.*, 2003).

Presenta dos características que la han transformado en uno de los ecosistemas prioritarios a nivel mundial. En primer lugar es uno de los cinco *hotspots* más importantes de biodiversidad, debido a sus altos niveles de endemismos (Mittermeier *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000; Galindo-Leal y Gusmão Câmara 2003b). En segundo lugar, su superficie original (1.200.000 km<sup>2</sup>) ha sido significativamente modificada y reducida quedando solo el 7,8% de la misma, debido a la actividad antrópica desde el siglo XVI al presente (Galindo-Leal y Gusmao Camara 2003; Holz y Placci 2003). La superficie y calidad de los remanentes forestales para cada país son diferentes. Brasil conserva *ca.* del 3% de su

superficie original (Silva y Casteleti 2003), Paraguay *ca.* del 13 % (Cartes 2003) y Argentina *ca.* del 50% (entre 11.000 y 16.000 km<sup>2</sup>) en la provincia de Misiones (Laclau 1994; Perucca y Ligier 2000; Holz y Placci 2003) (Figura 3).



**Figura 3.** Evolución del proceso de reducción y fragmentación de la SP o Bosque Atlántico desde fines de 1800 hasta el presente (Holz y Placci, 2003).

La zona de vida predominante de la SP es la del Bosque Húmedo Subtropical (Holdridge 1947). En este ecosistema hay más de 300 especies de árboles, muchos de los cuales tienen un alto valor de la madera. Entre los árboles existentes en la región podemos destacar el palo rosa (*Aspidosperma polyneuron*), el cedro (*Cedrela fissilis*), el guatambú (*Balfourodendron riedelianum*), el incienso (*Myrcarpus frondosus*), el jacarandá (*Jacaranda mimosifolia*), los ipés (*Tabebuia ipe*), el marmelero (*Ruprechtia laxiflora*), los laureles del género *Ocotea* y *Nectandra*, el palmito (*Euterpe edulis*), la yerba mate (*Ilex paraguariensis*) y el timbó (*Enterolobium contortisiliquum*). Todos estos bosques presentan una marcada estacionalidad en la disponibilidad de alimentos para los

consumidores primarios y secundarios, dado que las hojas nuevas, los frutos y los insectos son más abundantes durante la primavera (Placci *et al.*, 1994; Di Bitetti y Janson 2001).

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*) (Di Bitetti *et al.*, 2003). 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 sucesionales, quedando una superficie muy reducida de bosques poco afectados por el uso (Di Bitetti *et al.*, 2003; Drozt 2011).

La principal causa de la fragmentación y degradación de la SP ha sido el cambio de uso del suelo (Laclau 1994; Holz y Placci 2003). En Misiones, la expansión agroforestal es considerada como la principal causa de la deforestación de la SP (Foto 1).



**Foto 1.** Vista aérea de extensas superficies deforestadas en Misiones para ser convertidas a otros usos.

Gentileza fotos: Ing. Miguel Correa.

Las principales actividades económicas son los monocultivos forestales con especies exóticas (*Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.*) y los cultivos de tipo industrial como yerba mate (*Ilex paraguariensis*, (St.) Hill.) y té (*Camellia sinensis* (L.) Kuntze). En el territorio de Misiones las plantaciones forestales ocupan una superficie total de 365.142 ha para el año 2010 constituidos principalmente por especies exóticas de rápido crecimiento (pinos y eucaliptos) y una especie nativa: la araucaria o Pino Paraná (*Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze) (Sistema de Información Foresto – Industrial Provincial, 2010) (Foto 2). Para los cultivos de yerba mate la superficie total es de 207.604, 29 ha (Instituto Nacional de la Yerba Mate, 2012) y el té es de aproximadamente 39.781 ha (datos propios Grupo Recursos Naturales y Gestión Ambiental, EEA Cerro Azul INTA).



**Foto 2.** Extensas superficies de plantaciones forestales de pino en Misiones.

Mientras la agricultura a gran escala produjo grandes impactos negativos en la biodiversidad, la agricultura de subsistencia también contribuyó a la fragmentación y degradación del bosque (Izquierdo *et al.*, 2008, Drozt 2011).

Las causas de la degradación ambiental están asociadas a situaciones históricas y actuales de desigualdad social (Laclau 1994). Por una parte, los campesinos sin tierra, en muchos casos provenientes de países limítrofes, ocupan remanentes de bosques convirtiéndolos en parcelas de uso agrícola. Generalmente, estos ocupan tierras privadas o públicas ilegalmente para producir pocas cosechas anuales desarrollando un tipo de agricultura migratoria. Esta se caracteriza por un ciclo de tala y quema → cultivo → abandono →

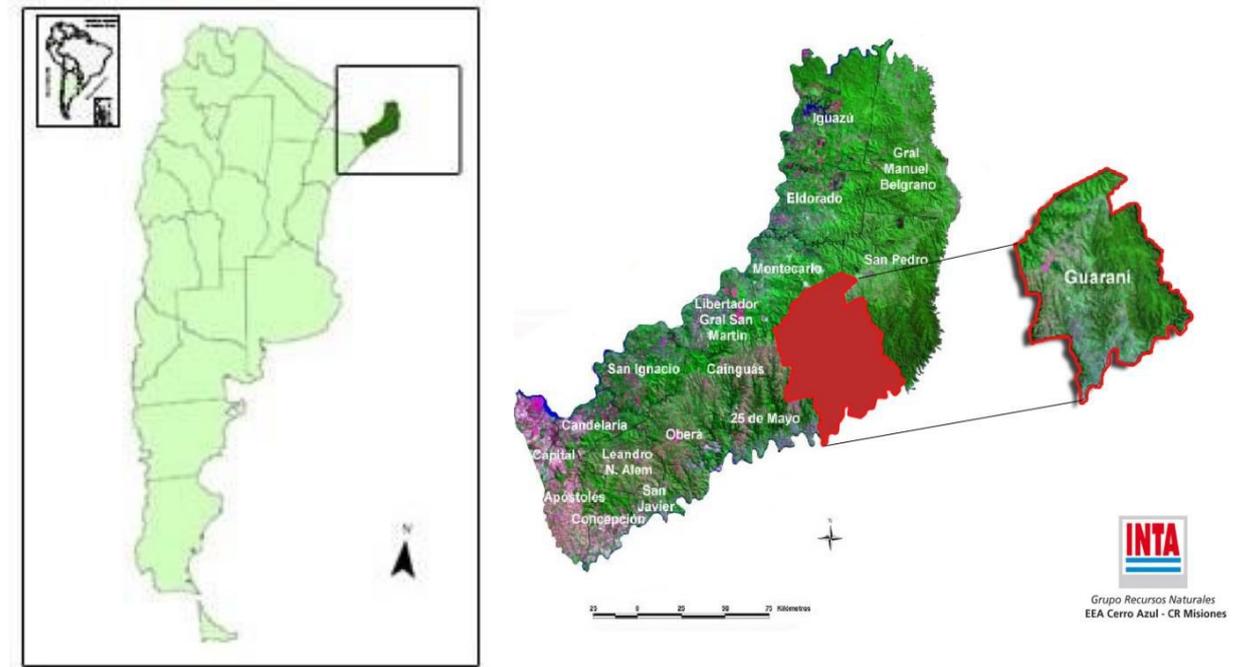
sucesión secundaria dando origen a lo que localmente se denomina “capuera” (Frangi *et al.*, 2003).

También se observa un patrón desigual de tenencia de la tierra. El 93% de los productores misioneros tienen propiedades de menos de 100 ha, lo que representa solo 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 los agricultores poseen pequeñas parcelas, ha aumentado en la última década (Colcombet y Nosedá 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). 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*). La extracción selectiva puede cambiar sustancialmente la estructura y la composición del bosque nativo y promover la presencia de especies invasoras, p.e, *Chusquea ramosissima*, lo cual puede reducir la diversidad local y retrasar la recuperación del bosque (Placci y Di Bitetti 2006, Campanello *et al.*, 2007). Al no existir una buena planificación de la extracción, los bosques fueron explotados sin respetar el tiempo necesario entre una extracción y la siguiente lo que redujo la abundancia de dichas especies y un incremento consecuente en el número de especies explotadas. En la actualidad se extraen entre veinte y cuarenta especies (Di Bitetti *et al.*, 2003; Holz 2007).

## **2.5 Área de estudio**

El departamento Guaraní es uno de los 17 departamentos en los que se divide la provincia de Misiones. Se ubica entre las coordenadas 27° 10' lat. S y 54° 10' long. E y se encuentra a una altitud de 287 msnm (Figura 4). Posee una extensión de 3.314 km<sup>2</sup> (equivalente al 11,10 % del total provincial), y limita al noreste con el departamento San Pedro, al sur con la República Federativa del Brasil, al norte con el departamento Montecarlo y al oeste con los departamentos Cainguás y 25 de Mayo.



**Figura 4.** Ubicación del departamento Guaraní en la provincia de Misiones.

El Censo 2010 indicó que viven 67.698 personas en todo el departamento, cifra que lo ubica como el 5° más poblado de la provincia.

El clima según la clasificación de Köppen es de tipo Cfa, macrotérmico, constantemente húmedo y subtropical. Las isohietas recorren el departamento en dirección norte a sur, variando la cantidad de lluvia entre los 1500 mm y los 2500 mm anuales, las mayores deficiencias hídricas se dan en los meses de verano. La temperatura media anual es de 26°C, con máximas absolutas de hasta 38°C, mientras la media del mes más frío oscila entre 14 y 18°C (Olinuck 2002). Se presentan escasas heladas pero relativamente intensas con cuatro meses de peligro en especial para lugares bajos. Los vientos son moderados predominando los del sureste, noreste y este. (Olinuck y Cardozo 2012).

La región está atravesada por dos cuencas principales: la del arroyo El Saltito con un módulo anual de 14 m<sup>3</sup>/seg y la del arroyo Soberbio con un módulo anual de 18,2 m<sup>3</sup>/seg. Ambos desembocan en el Río Uruguay (Fuente: [www.mineria.gov.ar](http://www.mineria.gov.ar))

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 (Margalot 1985). Edafológicamente presenta suelos rojos profundos, conocidos como “tierra colorada” y suelos pedregosos. Dentro del primer grupo, desde el punto de

vista taxonómico predominan los Ultisoles y Alfisoles. El conjunto de suelos rojos son los de mejor aptitud agrícola y forestal. Dentro de los suelos pedregosos predominan los Entisoles, fundamentalmente presentes en las regiones con fuertes pendientes (Ligier 2000). Sobre estos suelos, el uso actual predominante es el de la explotación de ejemplares maderables de la selva, actualmente degradada por la acción antrópica y, en menor medida, el gradual reemplazo de la flora nativa por forestales implantados (pinos) (Piccolo y 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.

El territorio departamental presenta diversos usos del suelo en parcelas pequeñas, menores a 2 ha y grandes que alcanzan 100 ha, e inmersos en ellas, parches de bosques nativos también de diversas superficies. El uso de suelo de esta zona muestra un mosaico heterogéneo de bosques y usos agrícolas, tanto perennes: yerba mate y té (Foto 3) como cultivos anuales: tabaco (*Nicotiana tabacum*), soja (*Glycine max*), maíz (*Zea mays*) y mandioca (*Manihot esculenta*), estos dos últimos principalmente para autoconsumo (Foto 4).



**Foto 3.** Cultivos perennes de la provincia de Misiones. **A** Teales (*Camelia sinnensis*) y **B**. Yerbales (*Ilex paraguariensis*).



**Foto 4.** Cultivos anuales que se implantan en la zona. A: Tabaco (*Nicotiana tabacum*), B: Maíz (*Zea mays*), C: Mandioca (*Manihot esculenta*).

La actividad forestal representa el 3% de la superficie total y se desarrolla con especies de pino (*Pinus sp.*), eucalipto (*Eucalyptus sp.*) y araucaria (*Araucaria angustifolia*) (Foto5).



**Foto 5.** Forestaciones en Misiones A. Plantación de pino (*Pinus sp.*). B. Plantación de araucaria (*Araucaria angustifolia*).

También se desarrolla un sistema de uso de la tierra, donde los árboles crecen asociados con otras plantas (cultivos y pasturas), y/o animales en la misma unidad. Las combinaciones más empleadas son cultivos anuales (maíz, mandioca, etc.) como también cultivos perennes como la yerba mate, intercalados en forestaciones de densidad media (Foto 6). Además se utilizan pasturas bajo cubierta forestal, con la inclusión de ganadería, especialmente bovina constituyendo un sistema silvopastoril (Foto 7).



**Foto 6.** Plantaciones de pino intercalado con cultivo de yerba mate.



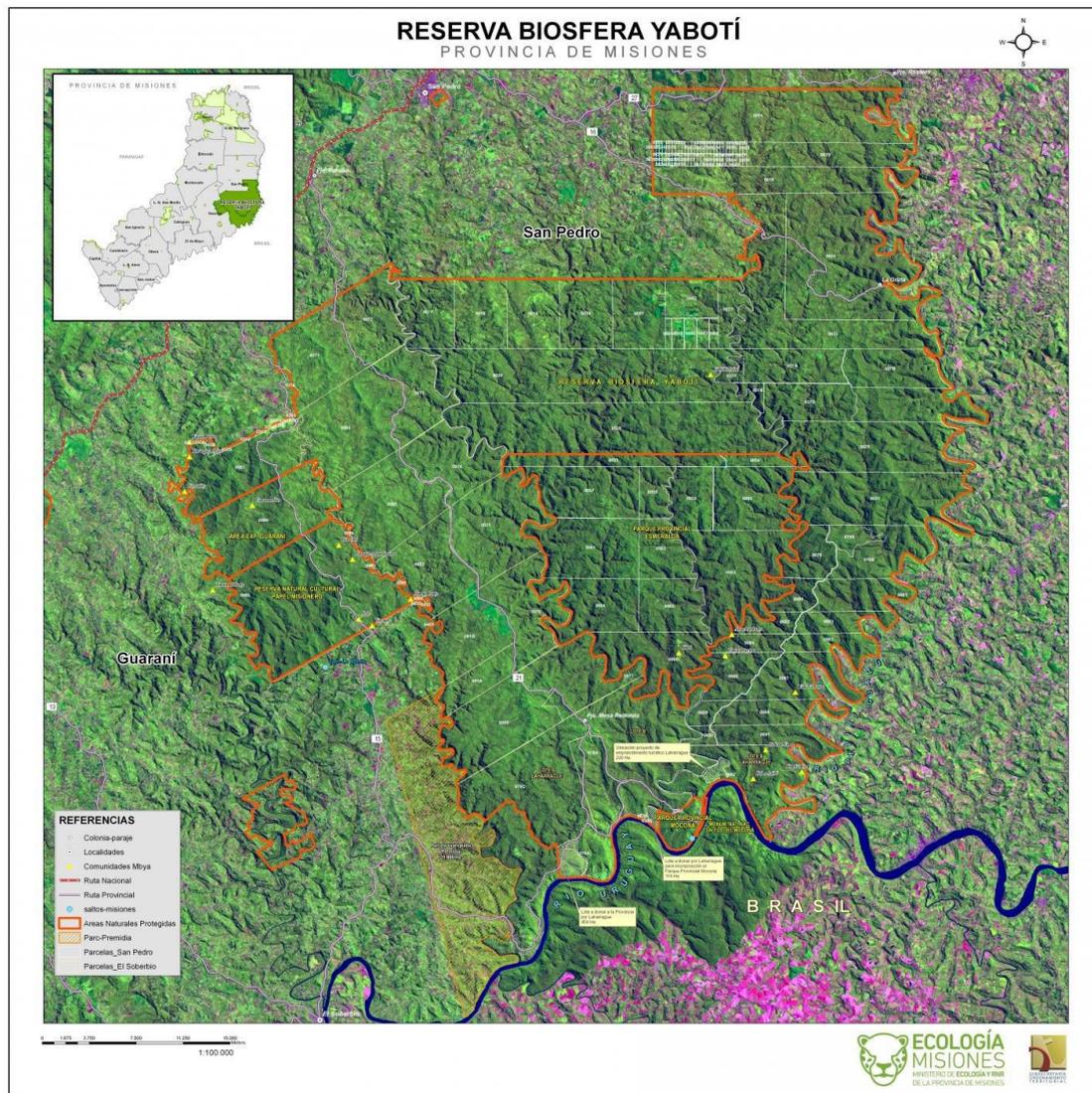
**Foto 7.** Sistemas silvopastoriles que se practican en el departamento Guaraní.

## **2.6 Reserva de la Biósfera Yabotí**

La importancia de la valoración del recurso forestal nativo del departamento adquiere relevancia por la presencia de la Reserva Biósfera Yabotí (RBY), creada por Ley Provincial XVI: 33 (antes N° 3.041/91) y Decreto Reglamentario N° 2.472/93 y enmarcada

bajo la categoría de Manejo Internacional del Programa MAB (Man and Biosphere, Hombre y Biosfera) de la UNESCO.

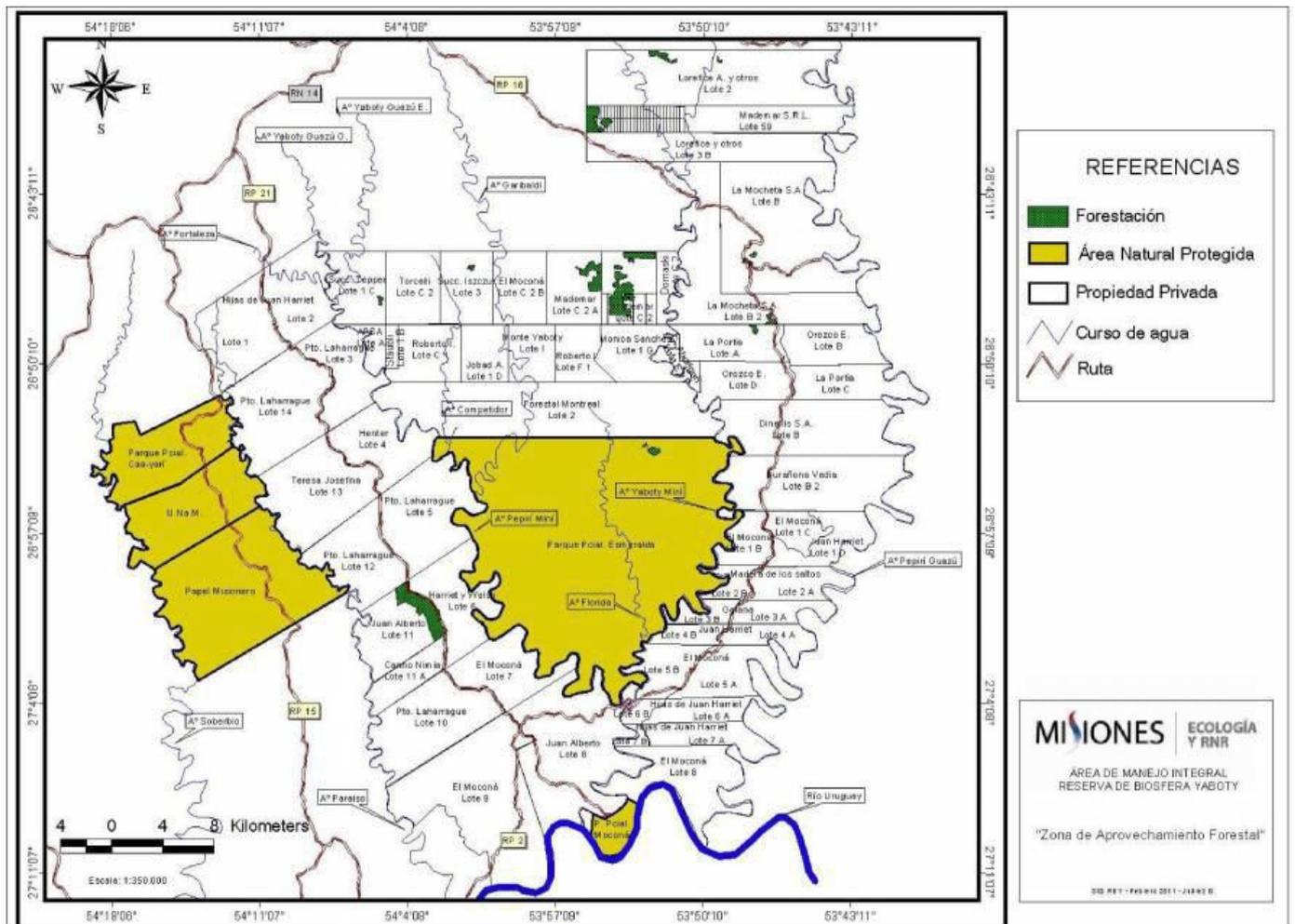
La RBY integra el Corredor Verde de la SP que se extiende desde el Parque Provincial Salto Encantado, en la localidad de Aristóbulo del Valle hasta el Parque Nacional Iguazú en el Noroeste. Ubicada en el centro-este de la Provincia de Misiones, la RBY está comprendida entre 26° 37' 00'' de latitud Norte y 27° 12' 00'' de latitud Sur y entre 53° 40' 00'' de longitud Este y 54° 18' 00'' de longitud Oeste (Figura 5).



**Figura 5.** Ubicación de la Reserva Biosfera Yabotí.  
Fuente: Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables

Esta Reserva abarca 253.773 ha donde la tenencia de la tierra es la siguiente: provincial 32.619 ha (12,8%); privada 221.154 ha (87,2%). La Reserva está constituida por 119 lotes, en su mayoría de propiedad privada. Las áreas naturales protegidas de dominio provincial son la Reserva Provincial de Esmeralda, el Parque Provincial Moconá (dentro del cual

están los Saltos del mismo nombre que fueron declarados Monumento Natural Nacional), el Área Experimental Guaraní y la Reserva Natural Cultural Papel Misionero, de ámbito privado (Figura 6). Al ser estas propiedades, en su mayoría, de dominio privado, están sometidas actualmente a distintos tipos de intervención siendo el más importante el forestal de tipo selectivo.



**Figura 6.** Áreas naturales protegidas dentro de la Reserva Biósfera Yabotí.  
Fuente: Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables

Constituye un área representativa de la SP que alberga la mayor biodiversidad que se registra dentro del territorio argentino. El tipo de vegetación dominante es característico de la selva subtropical, con una muy variada cobertura, conformada por cinco estratos verticales: tres arbóreos, uno arbustivo con bambúceas, uno herbáceo y otro muscinal al ras del suelo (Foto 8). Se destaca la presencia regular y continua de especies de animales “paraguas” como el tapir, el yaguareté y el pecarí de collar ya que requieren de una buena calidad del ecosistema para desarrollarse y reproducirse.

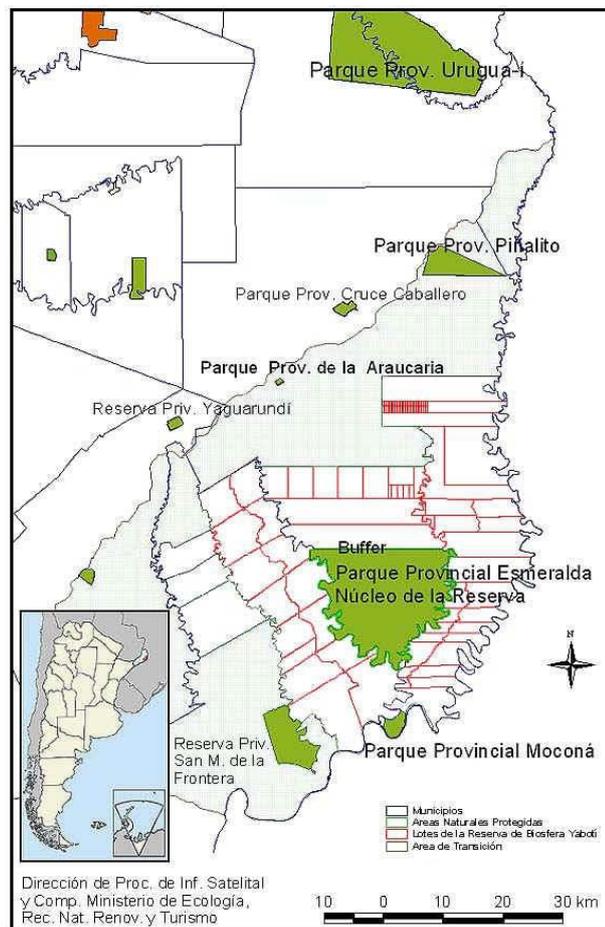


**Foto 8.** Vistas de la Reserva de Biósfera Yabotí

La mayor parte de su superficie presenta un relieve de serranías formando parte del denominado “Serra Geral”, habiendo en muchos casos pendientes muy pronunciadas. Las alturas varían desde los 200 msnm sobre el río Uruguay, hasta los 648 msnm en el sector NE de la Reserva. Desde el punto de vista geomorfológico, pertenece a la región natural denominada “Relieve Fuertemente Ondulado a Colinado, donde se combinan sectores de mesetas con pendientes suaves, moderadas y pronunciadas, y la vegetación protege los suelos y recursos hídricos de procesos de erosión y degradación. En ella predominan los suelos 6-B y 6-A, y en menor medida categoría 3 y 9, donde el monte nativo protegido resguarda un amplio sector de cuencas de los arroyos Yabotí, tributarios del Alto Uruguay. Los cursos superficiales de agua corren en sentido norte – sur se destacan el Pepirí Guazú, límite internacional con Brasil (170 km de frontera) y el arroyo Yabotí o Pepirí Miní integrado por dos grandes cursos paralelos que se unen a unos 10 km al norte de su desembocadura en el Río Uruguay: el Yabotí-Guazú al Oeste y el Yabotí Miní al Este, poseedores de una vasta red hídrica que actúa como columna vertebral de la Reserva.

Como macroecosistema el espacio delimitado como RBY se encuentra en buen estado de conservación, sin embargo, se destaca la presencia de áreas puntuales con cambios en el uso de suelo y pérdidas de las características del ecosistema original y circundante. Los sistemas hídricos son una parte estratégica importante de la reserva por lo tanto el cuidado de la calidad y cantidad de agua que llega a la reserva por parte de los mismos es fundamental para el buen funcionamiento del sistema general.

La unidad territorial de la RBY está compuesta por dos Parques Provinciales, Esmeralda de 31.619 ha y Moconá de 999 ha, bajo protección legal para la conservación a largo plazo de los ecosistemas existentes; a los que se sumará el Parque Provincial Caá Yarí de 4.959 ha actualmente en proyecto (Figura 7). Con otras categorías de manejo se incluye la Reserva Forestal Guaraní perteneciente a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Misiones de 5.343 ha, y la Reserva Natural Cultural Papel Misionero perteneciente a la empresa Papel Misionero S.A.I.C.F. con 10.462 ha. También se encuentra dentro de la RBY una reserva perteneciente a la empresa Alto Paraná S. A. de 772 ha que no forma parte del Sistema Provincial de Áreas Naturales Protegidas.



**Figura 7.** Plano de la Reserva de la Biósfera Yabotí

Fuente: Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables de Misiones

El Parque Provincial Esmeralda constituye el área núcleo de la Reserva de Biósfera (Figura 7). Este espacio de más de 30.000 ha posee un significativo grado de conservación donde se pueden apreciar especies animales emblemáticas como el yagareté y el tapir. Tiene asiento un Destacamento de Guardaparques y una Estación Biológica para albergar investigadores. Actualmente se desarrollan distintas formas de turismo en las áreas protegidas públicas y privadas, tales como ecoturismo y turismo aventura.

El Parque Provincial Moconá fue creado en 1988 (Decreto Provincial N° 1434) y ratificado mediante la Ley Provincial XVI: 27 (antes N° 2854/91) (Figura 7). Constituye una de las áreas de mayor valor paisajístico de la provincia, con buen estado de conservación a pesar de haberse explotado hace muchos años en forma selectiva. Si bien no cuenta con un plan de manejo actualizado (vencido 2009) existen normas de ordenamiento para el manejo interno del área producto de su uso turístico.

Dentro del Parque Provincial se encuentran los Saltos del Moconá, que se originan a partir de fracturas de pendientes rocosas de forma longitudinal al río Uruguay en 3 km de extensión con alturas que van de 0 a 20 m (Figura 7). Este salto que ha sido declarado Monumento Nacional Natural (Ley Nacional N° 24288/93) constituye un atractivo turístico excepcional. El Parque cuenta con un destacamento de guardaparques, una sub-estación biológica “Marcio Ayres”, un centro de interpretación y un sector destinado a camping.

En la actualidad se encuentra en trámite la creación del Parque Provincial Caá Yará originado a partir de la donación del Instituto Provincial del Seguro de Misiones con una superficie de 4.959 ha. La Reserva Natural Cultural Papel Misionero se encuentra dentro del área de la RBY en el departamento de Guaraní. Esta reserva privada de 10.397 ha es considerada como una de las escasas áreas de selva primaria de la SP en Misiones. Fue creada en 1995 por Ley Provincial N° 3.256, aunque la misma nunca fue reglamentada. (MERNR 2006).

La Reserva de Uso Múltiple Guaraní fue creada por una donación del Gobierno Provincial a la Universidad Nacional de Misiones en 1.975, bajo la Ley Provincial N° 26, con el objetivo de “destinar el predio con exclusividad a los fines forestales y realizar las prácticas de manejo y aprovechamiento forestal que permitan demostrar a nivel general la

factibilidad técnica – económica de conducir racionalmente un bosque nativo sin depredarlo siguiendo las normas silviculturales conducentes a mantener la perpetuidad del recurso". Se encuentra ubicada en municipio El Soberbio (departamento Guaraní) con una superficie de 5.343 ha. Representa uno de los sitios con mayor información sobre flora y manejo de bosques nativos de la provincia. (MERNR 2010).

Fuera de la RBY, se encuentran en la microrregión otras áreas naturales protegidas. En el departamento de San Pedro el Parque Provincial "El Piñalito", creado en el año 1.997 y ubicado sobre la RN14 cercano a la localidad de Tobuna con una superficie de 3.796 ha. El Parque Provincial "Cruce Caballero", creado en el año 1.991, con 432 ha en inmediaciones de la colonia homónima; y el parque Provincial "De la Araucaria" de 92 ha, creado en el año 1.991, sobre el borde de la ciudad de San Pedro (Figura 7). Estos dos últimos parques junto con la Reserva Natural Estricta San Antonio, ubicada fuera de la microrregión, son las únicas áreas naturales de Misiones y del país que protegen la SP con araucarias.

Finalmente, en el departamento de Guaraní se encuentra la Reserva Natural de Usos Múltiples Cuartel Victoria en el municipio de San Vicente y en El Soberbio el parque Provincial Guaramboca, y la Reserva Provincial Salto Milagro. Ninguna de estas tres áreas protegidas se encuentra dentro de áreas de amortiguación, sino en forma aislada, lo que significa una cuestión de vulnerabilidad a considerar por el contexto en que se sitúa.

La RBY tiene un área núcleo: 20.658 ha, una zona de amortiguamiento: 21.921 ha y una zona de transición: 194.034 ha.

**La zona núcleo:** esta zona no se encuentra sometida a actividades humanas, salvo la de investigación científica y monitoreo junto con las actividades extractivas tradicionales de las comunidades locales.

**Las zonas de amortiguamiento:** rodean a las zonas núcleo o se asocian espacialmente a ellas. En estas zonas, la conservación de los sistemas naturales es compatible con otras actividades. En su mayor parte son tierras privadas y en algunos casos comunitarias. Es donde encontramos vigentes las prácticas culturales de los pueblos originarios, que practican actividades tradicionales de uso de la tierra. También se incentiva aquí el

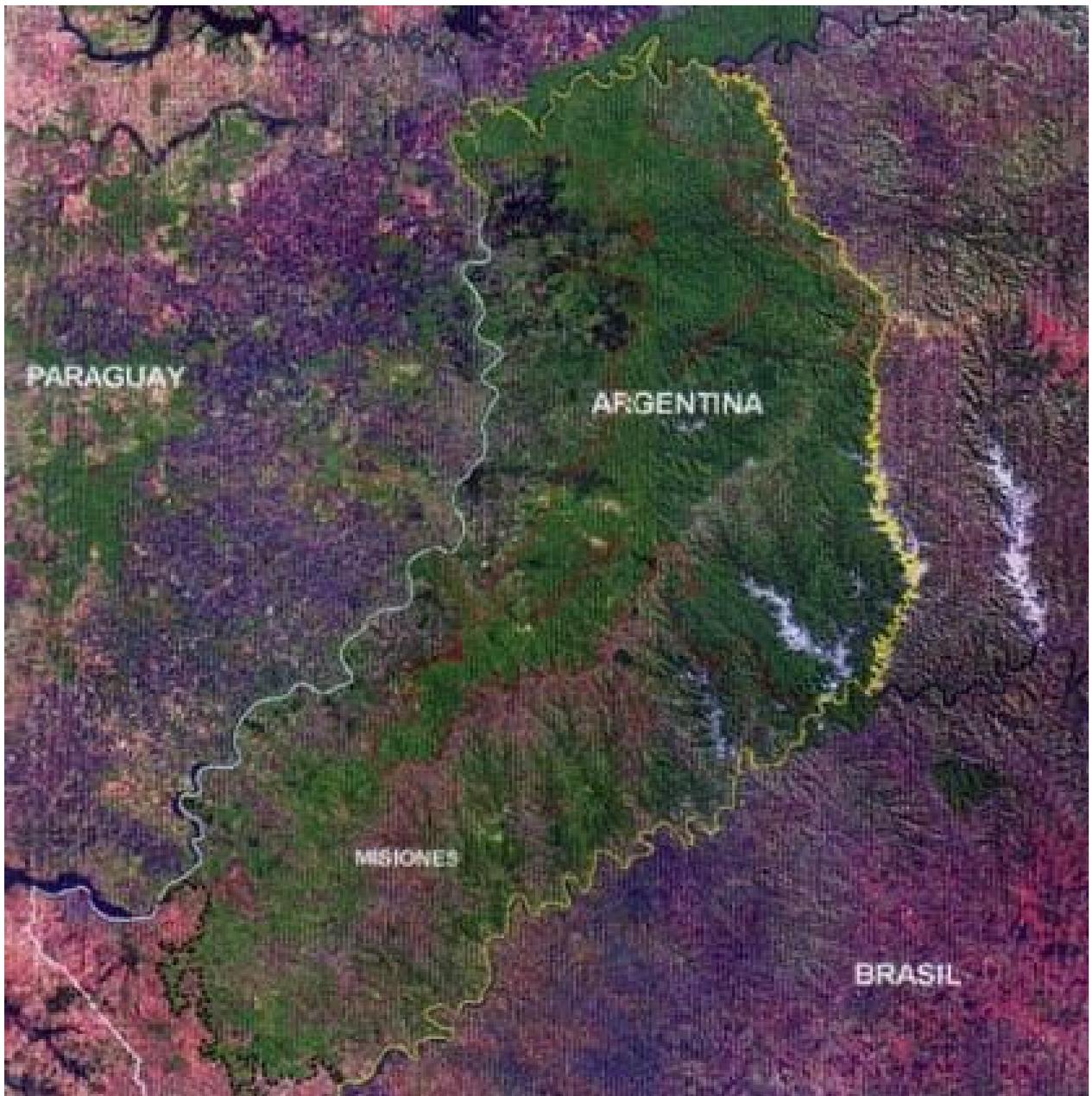
desarrollo de actividades de educación, turismo y recreación que valoricen la preservación de la naturaleza y el entendimiento de las culturas de pueblos originarios guaraníes.

**Las zonas de transición:** son, normalmente, las más periféricas de una Reserva de Biósfera. Esta zona está representada en su mayor parte por propiedades privadas. En ellas puede haber actividades intensivas agrícolas, ganaderas y forestales, y emprendimientos industriales. La zona de transición cumple un rol primordial en la producción de bienes y servicios que apuntan a satisfacer las necesidades de los principales centros urbanos y rurales de la RBY y su área de influencia.

Este trabajo presenta una caracterización general de la fragmentación de los bosques nativos del departamento Guaraní (Misiones), mediante el cálculo de un determinado conjunto de indicadores del paisaje. Esta caracterización contribuye a comprender y describir la complejidad de los fenómenos de deforestación que tuvieron lugar en la región durante los últimos 20 años, para poder tomar decisiones de planificación y manejo en dicha región.

## **CAPÍTULO 3**

### **MATERIALES Y MÉTODOS**



### **3. MATERIALES Y MÉTODOS**

*“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

#### **3.1 Confección de los mapas temáticos para estimar la deforestación**

Con el propósito de garantizar la utilidad, validez de los procesos, monitoreo y uso futuro de la información, se describen los aspectos metodológicos del trabajo con imágenes satelitales, a partir de la metodología desarrollada por Steininger *et al.*, (2006) a través del desarrollo de las actividades que se puntualizan a continuación:

1. Selección y adquisición de imágenes satelitales para dos fechas definidas.
2. Combinación de las imágenes en una imagen multiespectral para cada fecha (bandas 1-5 y 7 de cada fecha) (*Layer Stacking, Erdas Images 9.1*).
3. Clasificación de las imágenes en Erdas Imagine con metodología supervisada (MLC – *Maximum Likelihood Classifier*).
4. Una vez obtenida las imágenes de fragmentación, se realizó una verificación a campo para determinar la calidad de las mismas y eventualmente realizar correcciones de interpretación de la imagen.
5. Filtrado de las clasificaciones para eliminar parches con superficie menor de 1 ha.
6. Completado de las aéreas filtradas con datos de usos por el método de vecino más cercano.
7. Elaboración de un mapa de cobertura de bosque y no-bosque para ambas fechas.
8. Análisis de la cobertura de bosque y deforestación.
9. Producción de imágenes de fragmentación (distancia de bosque de un borde con no bosque o agua y tamaño de parche de bosque).
10. Calculo de métricas de fragmentación en el departamento Guaraní.
11. Generación de los mapas temáticos como resultado de los análisis.

Para la digitalización de las imágenes y posterior análisis se consideraron tres categorías: bosque alto, bosque bajo y no bosque. La descripción de las categorías se detalla en la Tabla 1:

Categorías	Descripción
Bosque nativo alto	Polígonos con bosque nativo al año 1989 y 2009.
Bosque nativo bajo	Polígonos con regeneración natural de bosque nativo o zonas con cobertura natural degradada al año 1989 y 2009.
No bosque	Polígonos que corresponden zonas urbanas, agrícola y forestación al año 1989 y 2009.

**Tabla 1.** Descripción de las categorías contempladas en la digitalización.

Las imágenes Landsat son probablemente la información de satélite más ampliamente usada para estudios de vegetación (Steininger *et al.*, 2006). Se utilizaron imágenes Landsat (TM 5 del 1989 y TM del 2009); bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7 (Tabla 2). Las imágenes se seleccionaron para minimizar nubes dentro de las áreas piloto y se delimitaron para la implementación del sistema de monitoreo. Las imágenes usadas como base para georreferencia fueron ortorrectificadas por el proyecto Geocover, disponibles de manera gratuita en el sitio de *Global Land Cover Facility* de la Universidad de Maryland (<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>).

Para el análisis de deforestación y fragmentación en el departamento Guaraní se combinaron imágenes de cada fecha para producir un archivo de 12 bandas por medio de *Layer Stacking en Erdas Imagine 9.1*

Satélite	Path / Row	Año
Landsat 5 TM	224 – 79	1989
Landsat 5 TM	223 – 79	2009

**Tabla 2.** Características de las imágenes utilizadas

### 3.2 Tasa de deforestación del bosque nativo

Una de las formas más intuitivas y comunes de expresar la deforestación es a partir de la proporción (en %) de la superficie de bosque presente al inicio del período que continua 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<sub>1</sub>: superficie de bosque al inicio del período

A<sub>2</sub>: superficie de bosque al final del período

t<sub>1</sub>: año de inicio del período

t<sub>2</sub> año final del período.

En la expresión (1)  $q$  será 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<sub>2</sub> por el capital al final del período y A<sub>1</sub> 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:

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

Donde  $r$ : es la tasa anual de deforestación,  $A_1$ : es la superficie del bosque al inicio del período,  $A_2$ : es la superficie del bosque al final del período,  $t_1$ : año del inicio del período y  $t_2$ : año del final del período.

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).

### **3.3 Métricas para la cuantificación del patrón del paisaje**

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

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

Las métricas se pueden agrupar en dos grandes grupos:

➤ El primer grupo reúne a las que reflejan la estructura del paisaje: composición de los parches y, miden características tales como proporción, riqueza, dominancia y diversidad. Por ejemplo el área, el número y la proporción de clases (Mc. Garigal *et al.*, 1995, Mc Garigal *et al.*, 2002) e índices de diversidad como el índice de Shannon-Weaver 1963 y el de Simpson 1969 en Mc Garigal *et al.*, 1995).

➤ El segundo grupo de métricas considera la configuración o distribución física de los parches en la matriz de paisaje y están relacionadas con la distribución espacial, el tamaño

y la forma de los parches, la cantidad y el tipo de borde y el contraste de borde. Otras métricas incluidas en este grupo miden la posición relativa de distintos tipos de parches con respecto a otros, como por ejemplo, las métricas de vecindad o contagio.

En los trabajos de Botiquilla *et al.*, (2002) y Etheridge *et al.*, (2006) ven el uso de las métricas como una herramienta de suma utilidad para realizar diagnósticos globales de todos los servicios brindados por un ecosistema.

De acuerdo a las recomendaciones de Botiquilla *et al.*, (2002), para este estudio se seleccionaron nueve métricas. A continuación se presenta una breve descripción de las métricas analizadas en este estudio. En el anexo se detallan las ecuaciones matemáticas de las métricas utilizadas.

**Área total por clase (TA).** Calcula el área correspondiente a todos los fragmentos. Es un índice básico para la determinación de muchos otros.

**Número de parches (NP).** Número total de parches de un tipo específico de uso o cobertura de suelo. Si este número es muy alto implica que el paisaje está muy fragmentado. La fragmentación estaría reflejada por un aumento en el número de parches, un mayor aislamiento de los mismos y un aumento en el área de borde. Es indicador de varios procesos ecológicos. Adicionalmente se emplea como índice de heterogeneidad del paisaje y como base para el cálculo de otras métricas.

**Tamaño Promedio de Parche (MPS).** Es empleado como indicador de fragmentación si se evalúa el tamaño del tipo de parche de interés. Mide el tamaño promedio dentro de una clase de parches. Si MPS es pequeño, el paisaje se encontrará fragmentado. Es conveniente que el número promedio de parches y el MPS sean usados de manera conjunta debido a que refuerzan la interpretación de la fragmentación.

**Índice de forma media (MSI).** Calcula la complejidad de la forma media de los parches en comparación con una forma estándar, como sería la circunferencia en el entorno vectorial o el píxel en el entorno raster. La forma del parche ejerce influencia en numerosos procesos inter-parches tales como migraciones de fauna. La forma de un parche está caracterizada por la longitud de sus bordes. Fragmentos que cuentan con una forma irregular como

resultado de la fragmentación del bosque, tienden a contar con mayores longitudes de borde (Echeverría *et al.*, 2007). Se interpreta que si los valores son iguales a 1, los patrones de forma son circulares y se incrementa al aumentar la irregularidad de la forma del parche.

***Coefficiente de variabilidad del tamaño del parche (PSCOV).*** Calcula la variabilidad relativa sobre el promedio (variabilidad como porcentaje del promedio), no como la varianza absoluta. Utilizada para comparar la variabilidad entre fragmentos. Se interpreta que si los valores relativos tienden a 0 son más homogéneos en su tamaño o sólo existe un parche.

***La distancia al vecino más cercano (MNN) y el Índice de Proximidad (PI).*** Calculan la distancia relativa entre parches de la misma clase; ambas dan información de cuán conectado está el paisaje. La ***distancia al vecino más cercano*** toma valores mayores a cero sin un límite superior. Para cada parche del correspondiente tipo, dividido por la suma de los parches del mismo tipo. El ***índice de proximidad*** toma valores mayores o iguales a cero. Vale cero si un parche no tiene parches vecinos del mismo tipo dentro del radio de búsqueda especificado. El valor aumenta a medida que el vecindario ocupado por parches vecinos (en el radio de búsqueda especificado) aumenta en cantidad de parches del mismo tipo y se vuelven más contiguos (o menos fragmentados) en su distribución. El límite superior está afectado por el radio de búsqueda y la distancia mínima entre parches.

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

***Borde total de los parches (TE).*** La cantidad total de borde es relevante para el estudio de muchos fenómenos ecológicos, tal es el caso del efecto de borde en bosques, que provoca cambios en la composición y estructura de la vegetación debido principalmente alteración en el microclima. La cantidad de borde entre parches puede ser muy importante para el movimiento de organismos o materia a través de las fronteras, y es conocida la importancia del hábitat de borde para diversas especies (Turner 1989).

***La densidad de borde (ED).*** El valor de esta métrica aumenta a medida que se incrementa la fragmentación. La densidad de borde es dependiente de la proporción del área del parche por lo que paisajes con parches pequeños tendrán mayor densidad de borde que paisajes

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

El análisis de los niveles de fragmentación se realizó con la extensión Patch Analyst 5 para ArcGIS 9.3 (Rempel *et al.*, 2012) tras una clasificación previa de los elementos que conforman el paisaje.

### **3.4 Identificación de las áreas prioritarias de conservación y estimación de la deforestación de las mismas.**

Ante la necesidad de emprender acciones para detener y revertir el fuerte proceso de degradación que sufre todo el Bosque Atlántico del Alto Paraná (BAAP), diferentes instituciones desarrollan procesos de planificación para la conservación de las “Global 200” y los “*biodiversity hotspots*”. Para el BAAP, el Fondo Mundial para la Naturaleza lideró una red de instituciones de Argentina, Brasil y Paraguay con el fin de diseñar una estrategia de conservación ecorregional: la “Visión de Biodiversidad para el Bosque Atlántico del Alto Paraná (Di Bitetti *et al.*, 2003). Este trabajo fue el resultado de un proceso participativo de análisis de oportunidades y amenazas para la conservación de la ecorregión, utilizando como herramienta del proceso de planificación a especies “paraguas” (Noss *et al.*, 1996). Las especies “paraguas” son especies que necesitan de una gran superficie de hábitat en buenas condiciones para sobrevivir, como es el caso del jaguar, el tapir y los pecaríes labiados en el BAAP. El resultado de este trabajo fue la definición de un “paisaje para la conservación de la biodiversidad” para el BAAP (Figura 8), sobre el que se delinearón los objetivos y las metas de conservación para la ecorregión. De acuerdo al trabajo publicado por Di Bitetti *et al.*, (2003): “*Biodiversity Vision For The Upper Paraná Atlantic Forest Ecoregión*” en el presente trabajo se identifican y utilizan las áreas prioritarias para la conservación en el departamento Guaraní. En las zonas identificadas se estima la deforestación ocurrida para el período 1989 y 2009.

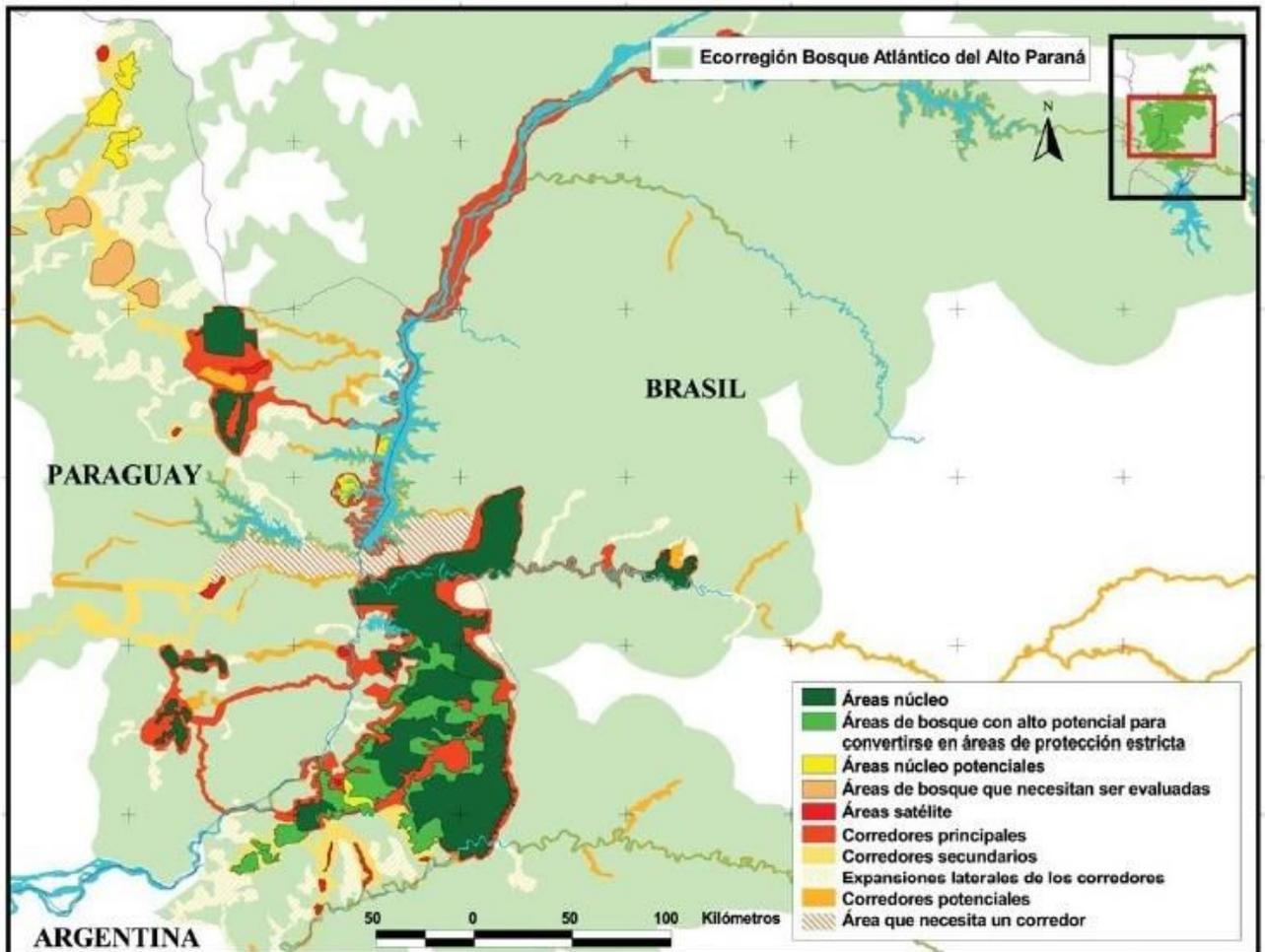


Figura 8. Paisaje para la conservación de la biodiversidad del BAAP, resultante del trabajo de la Visión de Biodiversidad (Di Bitetti *et al.*, 2003).

## **CAPÍTULO 4**

### **RESULTADO Y DISCUSIÓN**



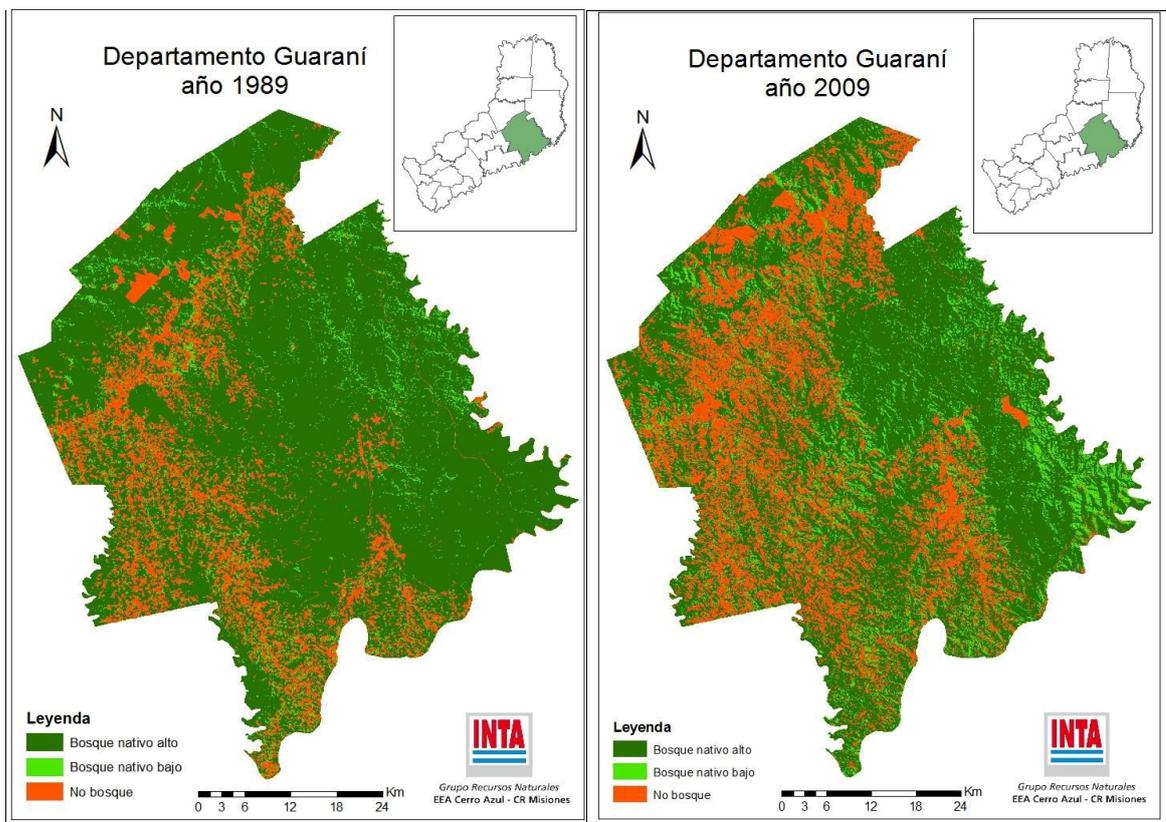
## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

*“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*

### 4.1 Análisis de las imágenes satelitales

Como resultado del procesamiento y clasificación de las imágenes Landsat se generó una nueva cobertura vegetal correspondiente a las dos fechas estudiadas para el departamento Guaraní con las siguientes clases: 1=bosque nativo alto, 2=bosque nativo bajo, 3=no bosque (Figura 9). En estas imágenes se evidencia la progresiva deforestación a lo largo del tiempo. Sobre la base del análisis de las imágenes satelitales se construyó la Tabla 5 y se calcularon las métricas de fragmentación para las distintas fechas analizadas.



**Figura 9.** Imágenes clasificadas para el análisis de deforestación y fragmentación.

En el departamento Guaraní durante el período 1989-2009 la superficie de la clase bosque nativo alto se redujo en un 21%, mientras que se incrementó en un 94,8% la superficie de

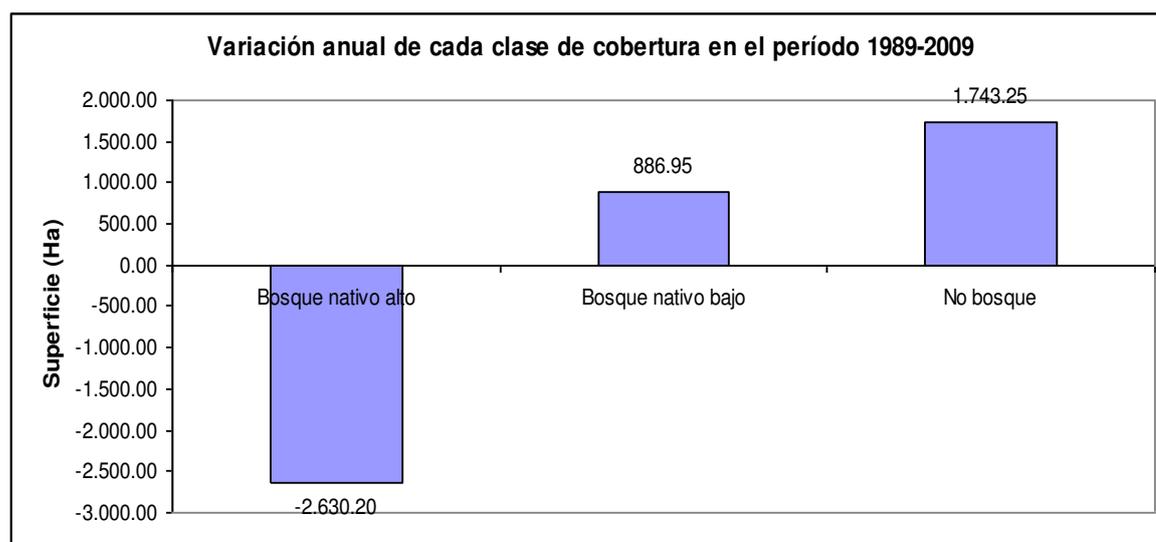
la clase bosque nativo bajo y en un 67,4% la superficie de la clase no bosque. En este lapso de tiempo declinó la superficie total de bosques en un 12,8%, dado que el incremento en bosques bajos (886,95 ha/año) no compensa la pérdida anual de bosques altos (2.630,2 ha/año) (Tabla 3).

Clase	2009 (Ha)	1989 (Ha)	Diferencia (Ha)	Variación anual	Variación anual relativa	Variación total (%)
<b>Bosque nativo alto</b>	202.948	255.552	- 52.604	-2.630,2	-1,03	-21
<b>Bosque nativo bajo</b>	36.437	18.698	17.739	886,95	4,74	94,8
<b>No bosque</b>	86.622	51.757	34.865	1.743,25	3,37	67,4
<b>Bosque total</b>	239.385	274.250	-34.865	-1.743,25	-0,64	-12,8

**Tabla 3.** Variación anual y total de cada clase de cobertura en el período 1989-2009.

Los valores negativos indican una reducción del área correspondiente a la clase en el lapso considerado.

Como señala McGarigal (2003), la disminución del área total de bosque nativo no indica por sí sólo un proceso de fragmentación. En este caso se encontró relación entre el incremento de la superficie cubierta por agricultura y la pérdida de área total de bosque nativo (Figura 10); se entiende que la tasa a la que ese proceso está ocurriendo puede ser utilizada para justificar el planteo de políticas de ordenamiento territorial y para realizar estimaciones futuras sobre los cambios en las coberturas en función de las tasas estimadas.



**Figura 10.** Variación anuales de pérdida de bosque nativo alto e incremento de bosque nativo bajo y no bosque.

La deforestación en Misiones es producto de la expansión de la frontera agrícola a partir de las sucesivas colonizaciones y el consecuente crecimiento poblacional, proceso que se dio tardíamente respecto de los países vecinos Brasil y Paraguay. Hacia el 1900 el primer asentamiento europeo coloniza principalmente la región sur y central, donde la principal actividad económica era la producción de la yerba mate; mientras en la región noreste, la mayor actividad era la extracción de madera (Schiavoni 1995; Belasteguí 2004). Hacia la década del 60, comienzan las plantaciones de té, se establecen las industrias de la celulosa, y con incentivos del gobierno se promueven las plantaciones monoespecíficas de pino, araucaria, eucalipto, entre otras; también aumentan los cultivos anuales de subsistencia y la ganadería comienza a cobrar importancia. Durante los 80's, el gobierno promueve una nueva ola de colonización en el noreste de la provincia para consolidar la ocupación territorial a lo largo del límite con Brasil (Schiavoni 1995). Con esta iniciativa, los migrantes recibieron tierras con la condición de deforestar al menos el 50% de la propiedad (Schiavoni 1995).

Todas estas actividades generaron la conversión del paisaje dominado por el bosque nativo a la actual matriz heterogénea, donde los remanentes del bosque han quedado restringidos en una gran proporción a áreas con tierras de baja productividad, de pendientes pronunciadas y suelos pedregosos. Actualmente el sistema productivo en Misiones en orden de importancia se basa en: cultivos forestales (principalmente pino y araucaria), producción de la yerba mate, té, mandioca, tabaco, maíz, poroto, cítricos y ganadería

#### **4.2 Tasa anual de deforestación. Período 1989-2009**

La tasa anual de deforestación correspondiente al departamento Guaraní es:

$$r = -1,15 \% \quad q = -1,16\%$$

La tasa anual de deforestación es un indicador de la magnitud del proceso de deforestación y es el indicador utilizado por la UMSEF dado que permite comparar los resultados obtenidos de distintos estudios, al independizarse de la superficie de bosque analizada y los períodos de tiempo considerados.

Si bien los valores utilizados en esta comparación se han calculado sobre diferentes superficies y tiempos, resultan orientativos a fin de considerar el proceso de deforestación

en diferentes regiones. El valor calculado es menor al obtenido para la provincia de Misiones que es  $r = -1,34\%$  (Manghi 2005) y es superior al de la mayoría de las provincias argentinas en el período 1998-2002, según los datos publicados en el trabajo “Monitoreo de Bosque nativo Período 1998-2002” de la UMSEF (Tabla 4). En el trabajo de Guerrero Borges et al. (2007) se obtuvo un valor de  $r = -1,13\%$  para Misiones durante el período 1989-2004.

Para otras regiones del país como el Chaco salteño Gasparri y Parmuchi, (2003), obtuvieron valores de  $q = -1,16$  y  $r = -1,17$ , en el período 1997-2001. En la Cuña Boscosa santafesina Carnevale *et al.*, (2007), encontraron valores de  $q = -2,30$  y  $r = -2,32$ . Otros países presentan índices aún mas altos, como es el caso de Bolivia ( $r = -2,81$ , Steininger *et al.*, 2001) o Haití ( $r = -5,85$ , Puyravaud, 2003) (Tabla 4).

Lugar	Período	r (% anual)
En 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 Dirso, 1999)	1974-1991	-1,57
Provincia de Catamarca (UMSEF, 2005 <sup>a</sup> )	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, 2004d)	1998-2002	-1,18
Provincia de Tucumán (UMSEF, 2004e)	1998-2002	-0,68
<b>Provincia de Misiones (UMSEF, 2005)</b>	1998-2002	<b>-1,34</b>
<b>Departamento Guaraní (valor obtenido)</b>	<b>1989-2009</b>	<b>-1,15</b>

**Tabla 4.** Valores comparativos de r (Tomado de Manghi, 2005)

### 4.3 Métricas para la cuantificación del patrón del paisaje

Año	Clase	TA (ha)	NP	MPS (ha)	MNN	MPI	MSI	COVMPS (%)	ED	TE (m)
1989	Bosq. alto	255.552	189	1352,19	204	52492,57	1,41	1.355,75	20,2	6.605.557,8
	Bosq. bajo	18.698	2.566	7,22	340,01	1,89	1,12	102,47	9,46	3.885.195,3
	No bosq.	51.757	1.364	38,13	317	283,3	1,36	919,58	16,1	5.262.676,6
2009	Bosq. alto	202.948	571	355,86	313	22.269,85	1,38	1.903,45	31,6	10.324.079,7
	Bosq. bajo	36.437	3.591	10,12	276,14	4,93	1,19	201,75	16,8	5.490.921,5
	No bosq.	86.621	1.457	59,43	278,74	1.543,01	1,35	278,74	23,9	7.808.765,6

**Tabla 5.** Caracterización de los patrones espaciales a nivel de paisaje para los años evaluados.

Referencias: TA= total de áreas de parches, NP = número de parches, MPS = tamaño promedio de parches, MNN = distancia promedio al vecino más cercano, MPI = índice de proximidad medio, MSI = índice de forma media, COVMPS= coeficiente de variación del tamaño medio de parches, ED = densidad de borde, TE = borde total.

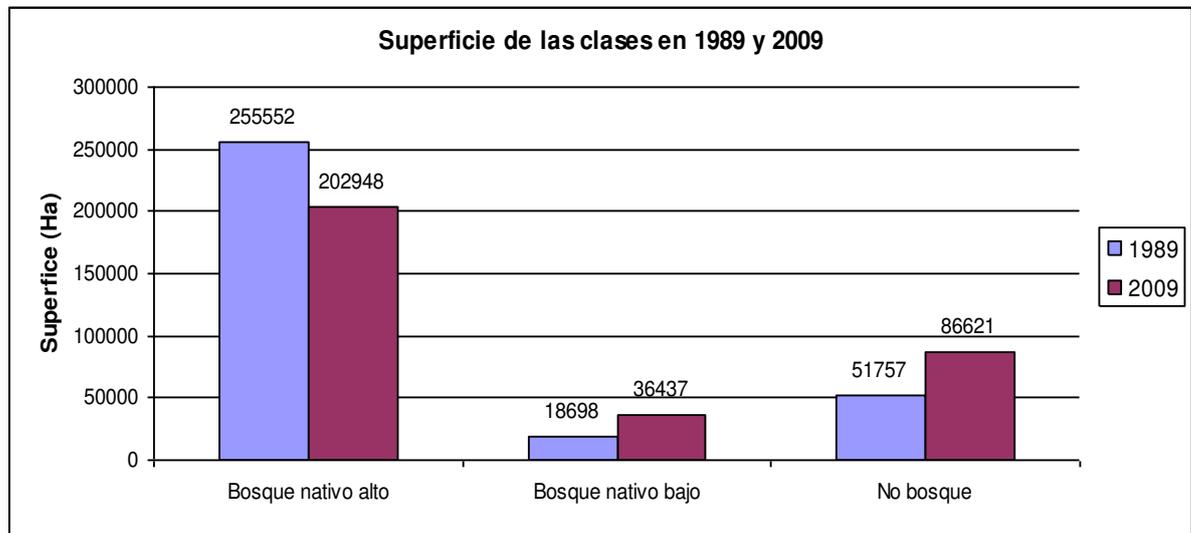
#### 4.3.1 Área total por tipo de cobertura (TA)

Una forma de cuantificar la variación en la estructura del paisaje es mediante índices o indicadores que describen sus características (Badii y Landeros 2007). Analizada el TA de parches, se observaron variaciones en el área total por clase en el período estudiado. Considerando la superficie total del departamento (326.007 ha) el área de la clase de bosque nativo alto presentó una significativa disminución en su superficie que representa un 16,1%, pasando de 255.552 ha en el año 1989 a 202.948 ha en el año 2009 (Figura 11 y Tabla 5). En cambio, la clase bosque nativo bajo incrementó su superficie un 5,4%, pasando de 18.698 ha a 36.437 ha en un período de 20 años, al igual que la clase no bosque, que incrementó su superficie un 10,7%, pasando de 51.757 ha a 86.622 ha en el mismo período (Figura 11 y Tabla 5).

Los valores obtenidos del cálculo de esta métrica permiten cuantificar, por una parte, cuánto se perdió en superficie total de bosque en el período estudiado y, por otra parte saber cuanto se incrementó en superficie la actividad agrícola y la zona urbana-rural.

Se entiende que estos datos constituyen una información de gran utilidad para el planteo de políticas de ordenamiento territorial dado que no solo registran la pérdida neta de

superficie de hábitat natural sino que también permiten estimar la tasa de pérdida anual en ese período y realizar estimaciones sobre los cambios futuros en las coberturas en función de las tasas estimadas.



**Figura 11.** Superficie total de cada clase para los distintos años.

#### 4.3.2 Número de parches (NP)

El NP del bosque nativo alto se incrementó en el período considerado, de 189 en el año 1989 a 571 en el 2009 lo que estaría indicando un incremento de la fragmentación en este período (Figura 12 y Tabla 5). También aumento el número de parches de la clase bosque nativo bajo: 2.566 en el año 1989 a 3.591 en el año 2009 y, de la clase no bosque: 1.364 en el año 1989 a 1.457 en el año 2009 respectivamente (Figura 12 y Tabla 5).

El NP podría afectar diversos procesos ecológicos y es una de las principales causas de la pérdida de diversidad biológica. Un factor crítico para la su supervivencia de una especie es disponer de un área suficiente para mantener una población mínima viable (PMV), es decir, el número más pequeño de individuos requerido por la población de una especie para tener una determinada probabilidad de persistencia en un rango de tiempo dado. Se ha mostrado que el tamaño poblacional es el mayor determinante de la persistencia de las poblaciones de muchas especies animales. A menor número de parches menor será la probabilidad de mantener una PMV de una especie en la región.

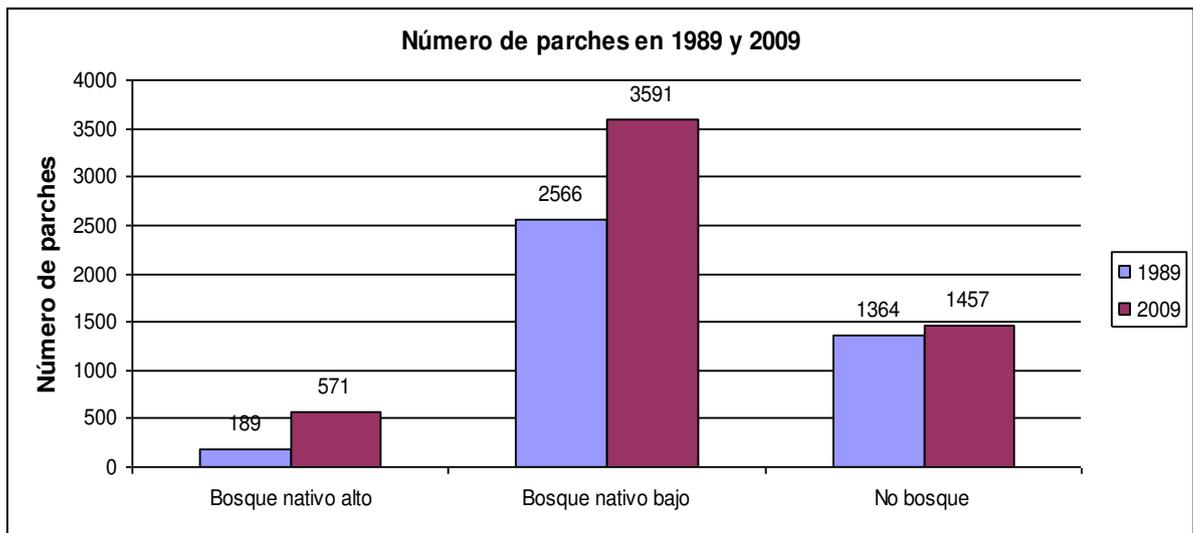
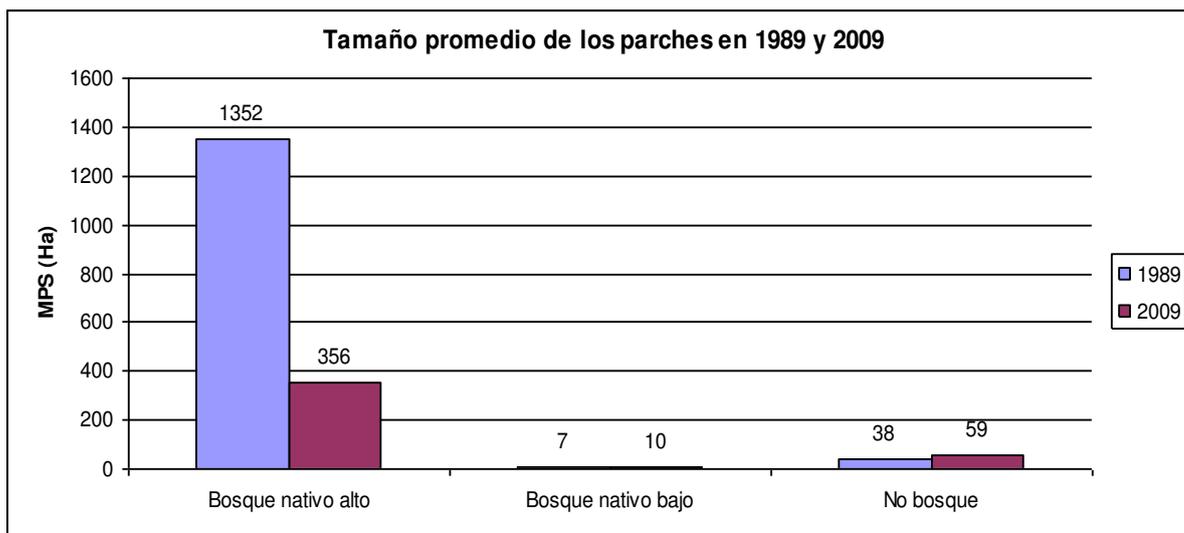


Figura 12. Número de parches de las distintas clases.

#### 4.3.3 Tamaño Promedio de Parches (MPS)

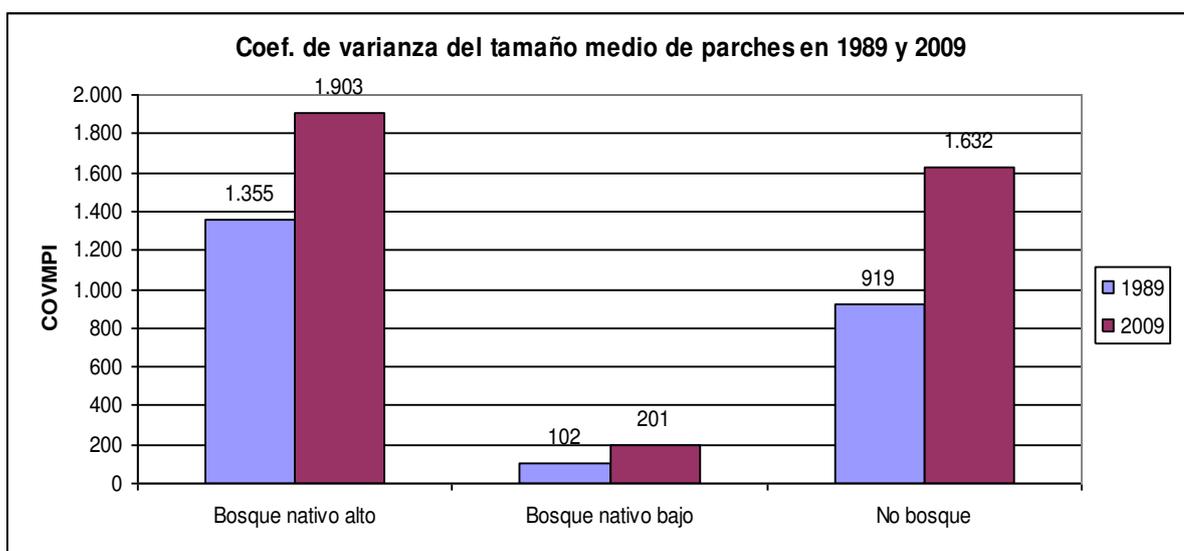
Los resultados muestran que el MPS de la clase bosque nativo alto disminuye progresivamente, pudiendo considerarse como otro indicador de la fragmentación junto con el aumento del número de parches de la cobertura no bosque (Figura 13 y Tabla 5). Muchos organismos se ven afectados por el tamaño de parche. El tamaño de los parches de hábitat puede ser crítico también para especies que necesitan grandes territorios para satisfacer sus requisitos de vida. En la actualidad uno de los problemas más importantes de la conservación es de los grandes felinos dado que en muchos sitios se observan problemas de aislamiento genético por pérdida y fragmentación de los hábitats. En este sentido, las estrategias de conservación de los mismos se establecen alrededor de dos factores: la disponibilidad de parches grandes de hábitat y la conectividad efectiva entre ellos a fin de evitar endogamia (De Ángelo 2009). Para los vegetales, por el contrario, existen dudas acerca de cómo afecta el tamaño de parche al *pool* genético de las mismas; no obstante algunos estudios indican que los vegetales con poca capacidad de dispersión tienen una mayor probabilidad de extinguirse localmente que aquellos cuyo rango de dispersión es mayor, además su probabilidad de recolonización de nuevos parches de hábitat es baja (Betts 2000).



**Figura 13.** Tamaño medio de los parches de las distintas coberturas

#### 4.3.4 Coeficiente de variación del tamaño medio de parches o fragmentos (COVMPS)

Esta métrica complementa la información de la anterior, dado que considera la variación en el tamaño de los parches. El COVMPS de la cobertura bosque nativo alto aumenta en el período analizado, 1989 y 2009, pasando de 1.355,75 a 1.903,45 (Figura 14 y Tabla 5). Esto muestra que el patrón de paisaje de hábitat natural es cada vez es más heterogéneo como consecuencia de la partición de grandes parches en otros más pequeños. Esto podría afectar particularmente a aquellas especies que necesitan de áreas continuas para persistir. Sin embargo, a nivel global, una mayor heterogeneidad ambiental también podría implicar una mayor biodiversidad.



**Figura 14.** Coeficiente de variación del tamaño medio de parches

#### 4.3.5 Distancia Promedio al vecino más cercano (MNN)

La MNN entre parches de la clase bosque nativo alto aumenta progresivamente, siendo 204 m en el año 1989 y 313 m en 2009 (Figura 15 y Tabla 5).

El análisis de configuración espacial de los parches está relacionado con la habilidad de las especies de moverse de un parche de bosque a otro parche vecino. El MNN es importante en los eventos de extinciones locales cuando una especie sólo puede perdurar si ocurre una recolonización desde parches vecinos (Bennett 2003). Cuanto más lejos estén los parches entre sí, más fácilmente podrá tener lugar una extinción local y más difícil será la recolonización. La influencia de la agricultura en la distribución de valores de esta métrica es clara. En estas circunstancias, debería preservarse la conectividad de los hábitat naturales; en caso de que esto no sea posible, se debería tratar al menos de proveer parches que actúen como sitios intermedios entre los hábitats naturales (*stepping stones*), los cuales podrían tener un papel primordial en el mantenimiento de la conectividad y, por lo tanto, sería un objetivo central en cualquier política de conservación de un área (Somma *et al.*, 2005 y Somma 2006).

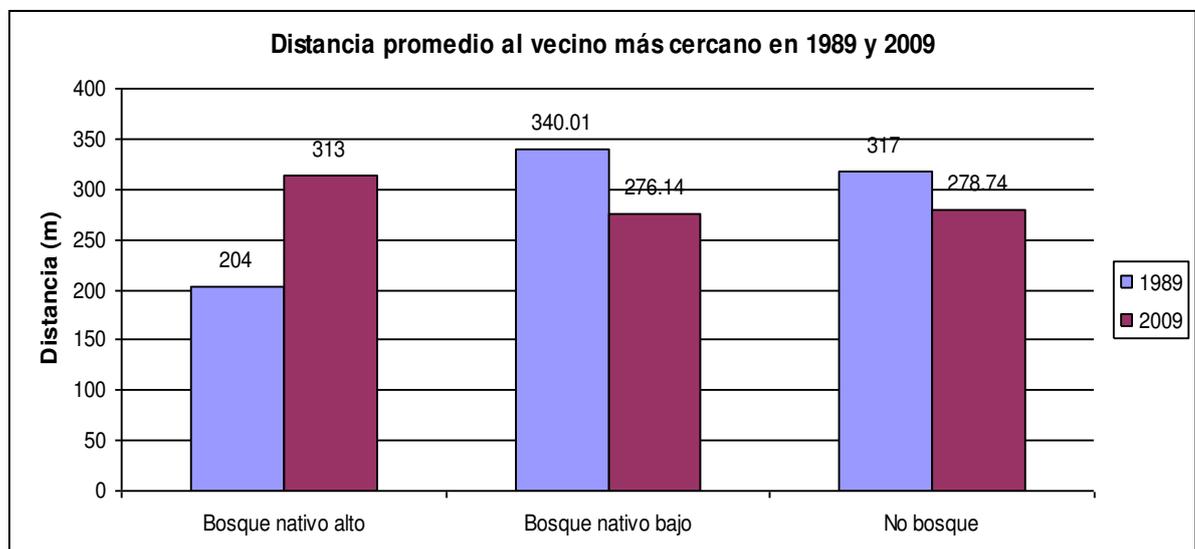
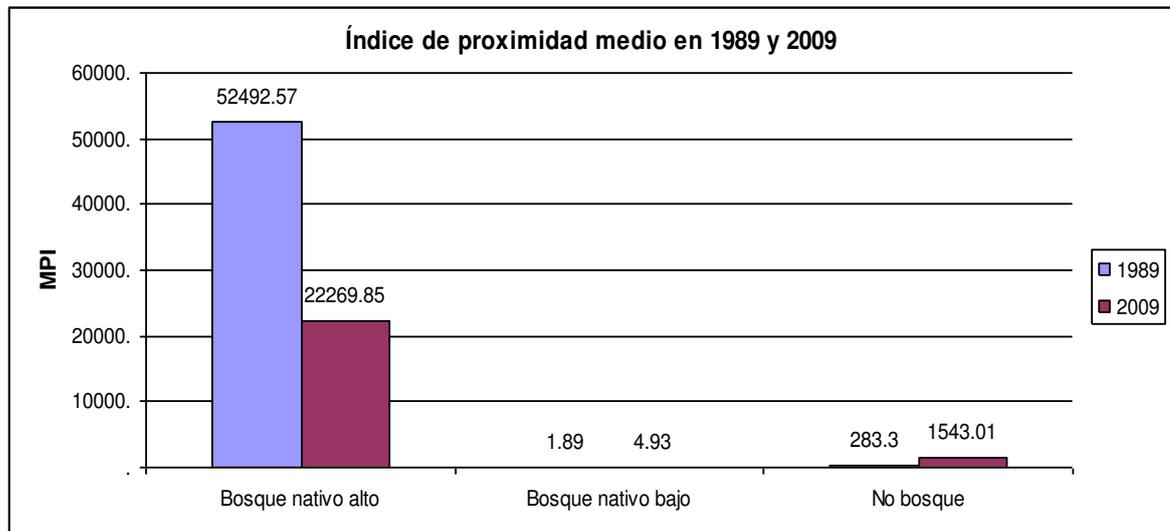


Figura 15. Distancia Promedio al vecino más cercano

#### 4.3.6 Índice de Proximidad Medio (MPI)

El hecho de que el MPI tome valores altos en la cobertura bosque nativo alto en 1989 y luego disminuya en 2009 indicaría la separación gradual de los parches de hábitat (Figura 16 y tabla 5). Esto estaría relacionado con un cambio de la matriz del paisaje dado que al

aumentar la cantidad de lotes agrícolas, éstos pasan a ser la matriz y los parches remanentes de bosque natural quedan como elementos aislados en esta nueva matriz antrópica.



**Figura 16.** Índice de proximidad medio

Según Mc Garigal (2003), la disminución del área de hábitat natural no indicaría por sí sola un proceso de fragmentación. Sin embargo, y tal como ocurre en este caso, al analizar varias métricas simultáneamente, se observa que no sólo fue disminuyendo el área de hábitat natural, sino que además ésta se va partiendo en fragmentos cada vez menores. Esto último también se ve confirmado por el aumento de los bordes de los fragmentos y por la separación cada vez mayor entre los parches de bosque nativo alto de la región.

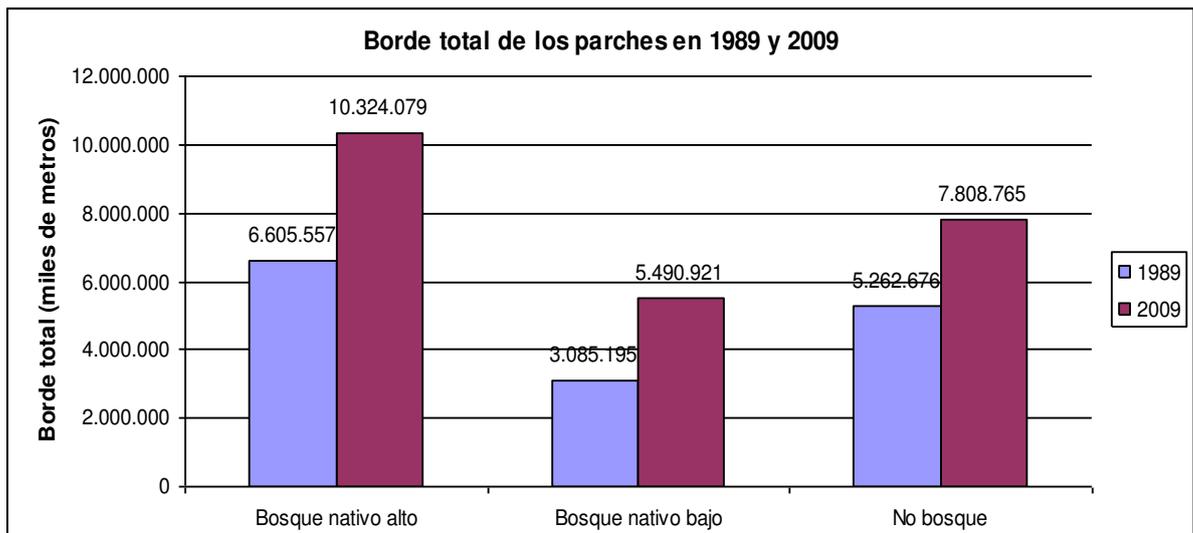
Salvo excepciones, las tendencias descritas se manifiestan conjuntamente a lo largo de los procesos de destrucción y fragmentación del hábitat, dando lugar a paisajes en los que, en fases avanzadas, faltan muchas de las especies originales (Fahrig 2003 citado en Eliano, 2010). A esta pérdida de especies, que no es sino una suma de extinciones regionales, se llega a través de dos pasos obvios: 1) una reducción progresiva de los tamaños de las poblaciones en cada uno de los fragmentos de hábitat formados y 2) una pérdida definitiva de poblaciones en los fragmentos (Eliano *et al.*, 2010). En suma, la reducción, fragmentación y deterioro del hábitat terminan por producir una atomización de las distribuciones originales en subpoblaciones cada vez más pequeñas y aisladas, sometidas a problemas crecientes de viabilidad genética y demográfica (Frankham 1995 y Hedrick 2001 en Santos *et al.*, 2006).

Dado que los fragmentos pueden considerarse como islas de hábitat inmersas en un mar de hábitat hostil (la matriz del paisaje) la *teoría de la biogeografía de islas* (Mac Arthur y Wilson 1967 en Forman 1997) puede utilizarse como un marco conceptual apropiado para explicar los efectos sobre la biodiversidad cuando ocurre la pérdida y fragmentación del hábitat. En este contexto existen dos premisas insulares básicas: 1) existencia de un continente o fuente de colonizadores (por ejemplo, un gran remanente de hábitat continuo situado en la misma región que los fragmentos de hábitat y 2) la consideración de la matriz como un hábitat uniformemente hostil que no ofrece ningún recurso a las especies aisladas en los fragmentos (Santos *et al.*, 2006).

Sin embargo, muchos paisajes fragmentados no disponen de una fuente de colonizadores; además, existen matrices de hábitat que actúan como filtros y no como barreras uniformemente hostiles, ofreciendo a numerosas especies una cierta cantidad de recursos que les permiten el tránsito entre fragmentos. De este modo, estos fenómenos han dado lugar a la formulación de dos nuevas teorías, la *teoría de metapoblaciones* y la *teoría ecológica del paisaje*, como hipótesis alternativas a la teoría insular (Hanski 1998 en Santos *et al.* 2006). La idea de metapoblación (población de poblaciones; formulada por Levins 1970 citado por Santos *et al.*, 2006) se adecua a situaciones cada vez más frecuentes en aquellas regiones donde los hábitats naturales han quedado reducidos a un archipiélago de pequeños parches. Este modelo propone la existencia de una población de poblaciones asentada en una serie de fragmentos de hábitat y sometida a una dinámica de extinciones y recolonizaciones. Mientras esta dinámica tenga un balance positivo, la persistencia de la metapoblación está asegurada. La probabilidad de recolonización de un fragmento tras un evento de extinción dependerá de su distancia media al resto de los fragmentos que configuran la metapoblación, así como del porcentaje de los mismos ocupado por la especie en cuestión.

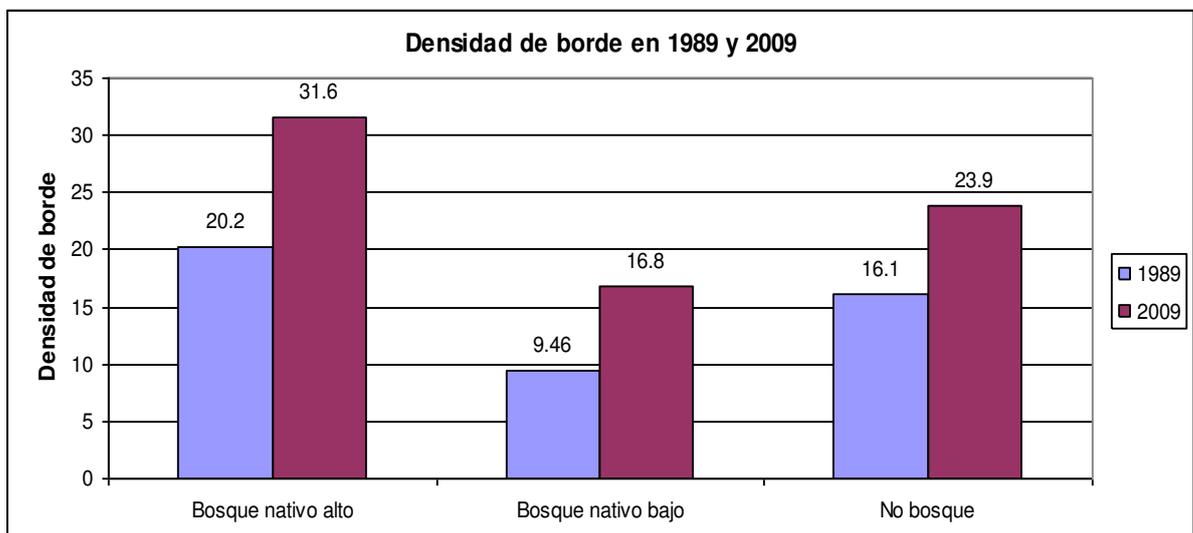
#### **4.3.7 Análisis de Borde: Borde total (TE) y Densidad de Borde (ED)**

El TE de la cobertura bosque nativo alto aumenta debido a que aumenta la cantidad de parches de esta categoría. En el área de estudio, la longitud del borde total de los parches de la cobertura bosque nativo alto aumenta en forma creciente, 6.605.557,8 m a 10.324.079,7 m (Figura 17 y Tabla 5).



**Figura 17.** Borde total de los parches.

En cuanto al análisis de ED (Figura 18 y Tabla 5), dependiendo de la perspectiva, sus características pueden ser positivas o negativas para una especie en función del criterio considerado (Forman 1995). Algunas especies pueden beneficiarse con un incremento de la superficie de borde, por ejemplo las especies de árboles heliófilos y especies frugívoras, dado que en estos bordes suele haber una mayor oferta de recursos (Forman 1995), mientras que otras son afectadas negativamente por dicho incremento, como algunas especies de insectos polinizadores, aves y mamíferos (Bennett 2003).



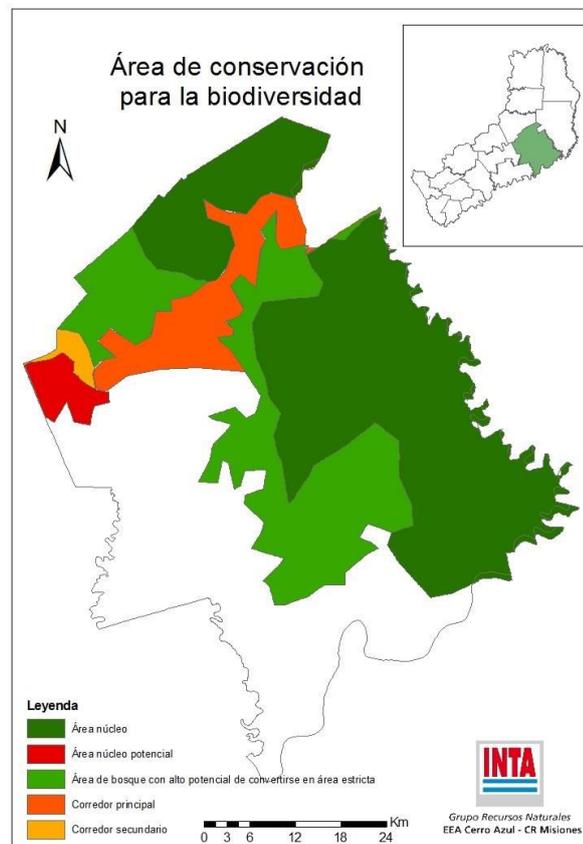
**Figura 18.** Densidad de borde

Por otra parte, un aumento en la ED puede promover un incremento total de la biodiversidad a escala local al proveer de hábitat a especies dependientes de uno o más tipos de ambiente (especies que utilizan más de un elemento del paisaje para satisfacer sus requisitos de vida). Sin embargo, la creación de condiciones de borde tienen lugar a

expensas de un cambio en las condiciones interiores de los parches, las cuales tienden a desaparecer a medida que el tamaño del parche disminuye (Forman 1997).

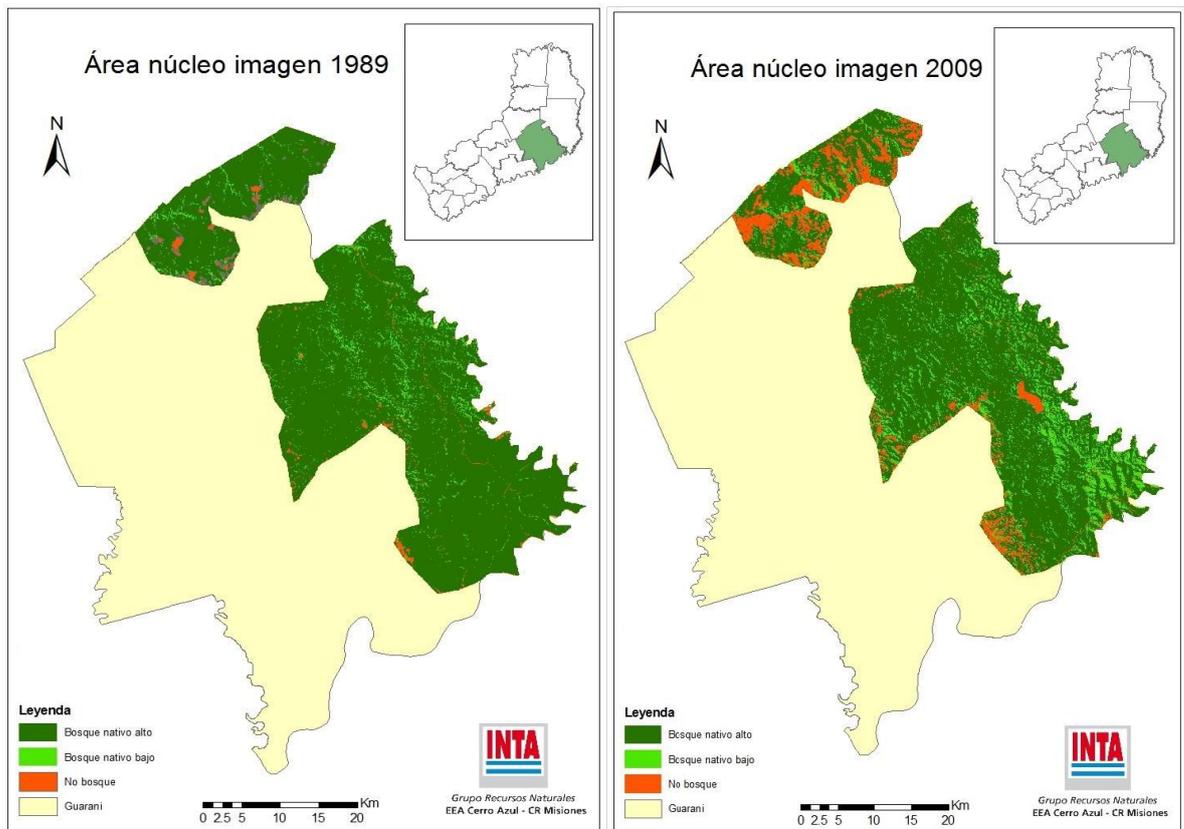
#### **4.4 Identificación de las áreas prioritarias de conservación y estimación de la deforestación de las mismas**

En el área existen bosques con alto potencial de convertirse en ecosistemas de protección estricta (Di Bitetti *et al.*, 2003). Estas son grandes áreas que funcionan como zonas de amortiguamiento e incluyen las conexiones que rodean al área núcleo, otras áreas estrictamente protegidas y corredores biológicos. En ellas se mantienen los procesos ecológicos, la prestación de servicios ambientales, y se considera posible desarrollar actividades económicas sostenibles como el ecoturismo, agro-silvicultura, la agricultura orgánica y la producción sostenible de la yerba mate, palmito, madera y productos no maderables del bosque. En este trabajo, los autores además de las áreas con alto potencial de conservación estricta, también se identificaron y definieron áreas en categorías de uso sostenible de las zonas: los corredores principales que conectan las áreas núcleo y corredores secundarios que vinculan otras áreas prioritarias para el corredor principal o para áreas núcleo (Figura 19).



**Figura 19.** Áreas de conservación para el departamento Guaraní. Modificado de Di Bitetti *et al.*, 2003.

➤ Área núcleo



**Figura 20.** Área núcleo en el departamento Guaraní con las distintas clases de cobertura.

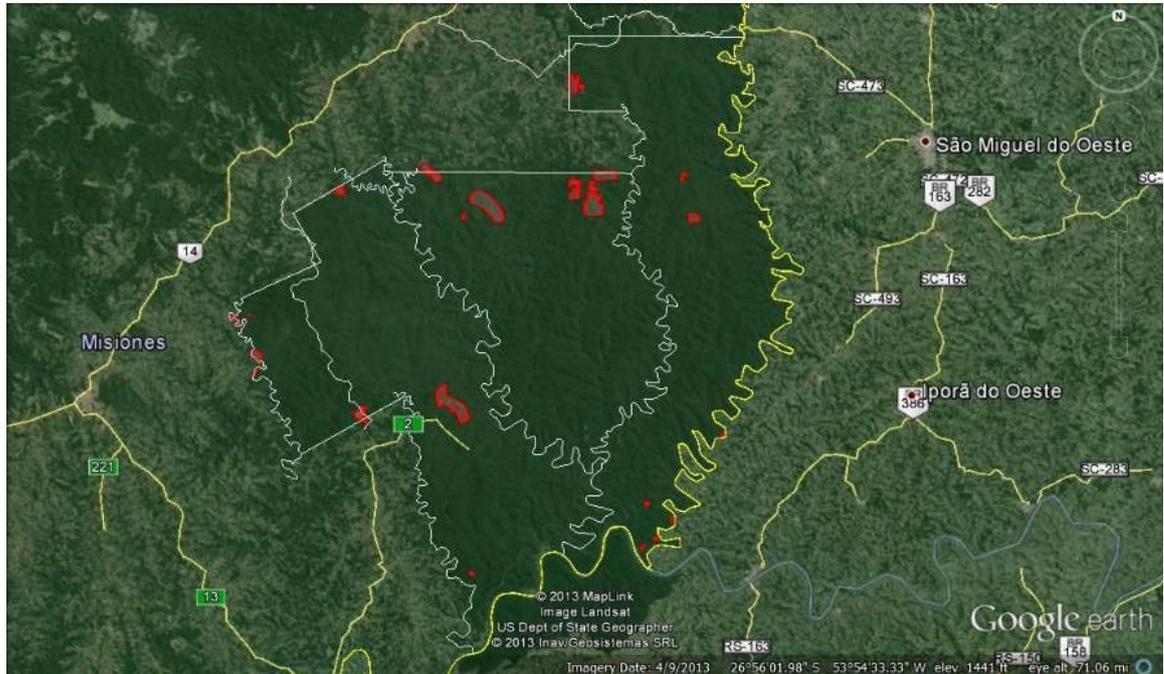
El área núcleo tiene una superficie de 121.476 ha y representa un 37% de la superficie total del departamento Guaraní (Figura 20). En esta área la categoría bosque nativo alto disminuyó un 17% pasando de 113.286 ha en el año 1989 a 93.799 ha en el año 2009. Lo contrario se observó en la clase bosque nativo bajo y no bosque que incrementaron significativamente su superficie, aumentando 9.914 ha (+ 179%) y 9574 ha (+ 358%) respectivamente durante el mismo período analizado (Tabla 6).

Año	Clases		
	Bosque nativo alto (Ha)	Bosque nativo bajo (Ha)	No bosque (Ha)
1989	113.286	5.510	2.676
2009	93.799	15.424	12.250

**Tabla 6.** Superficie de las distintas clases en el área núcleo en el período 1989-2009.

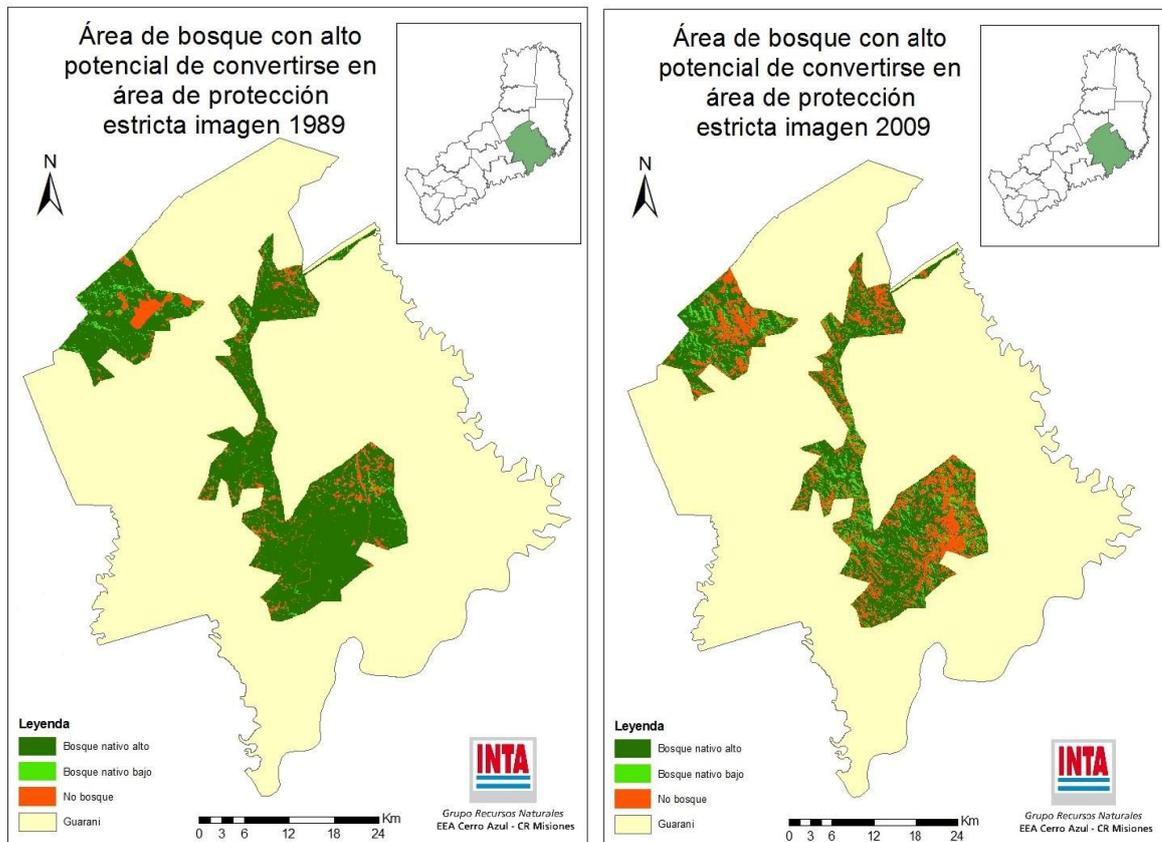
A partir del estudio de imágenes satelitales se identificaron áreas que reflejan el mal manejo de las actividades forestales con aprovechamiento irracional del recurso boscoso de la Reserva de Biósfera Yabotí (RBY) espacio particularmente relevante para la gestión

territorial de la provincia. En la figura 21 se delimitan en rojo áreas de la RBY que presentaron una pérdida significativa de la cobertura de bosque en el lapso considerado



**Figura 21.** Zona de deforestación en la Reserva de la Biósfera Yabotí. Remarcado en rojo

➤ **Área de bosque con alto potencial de convertirse en área de protección estricta**



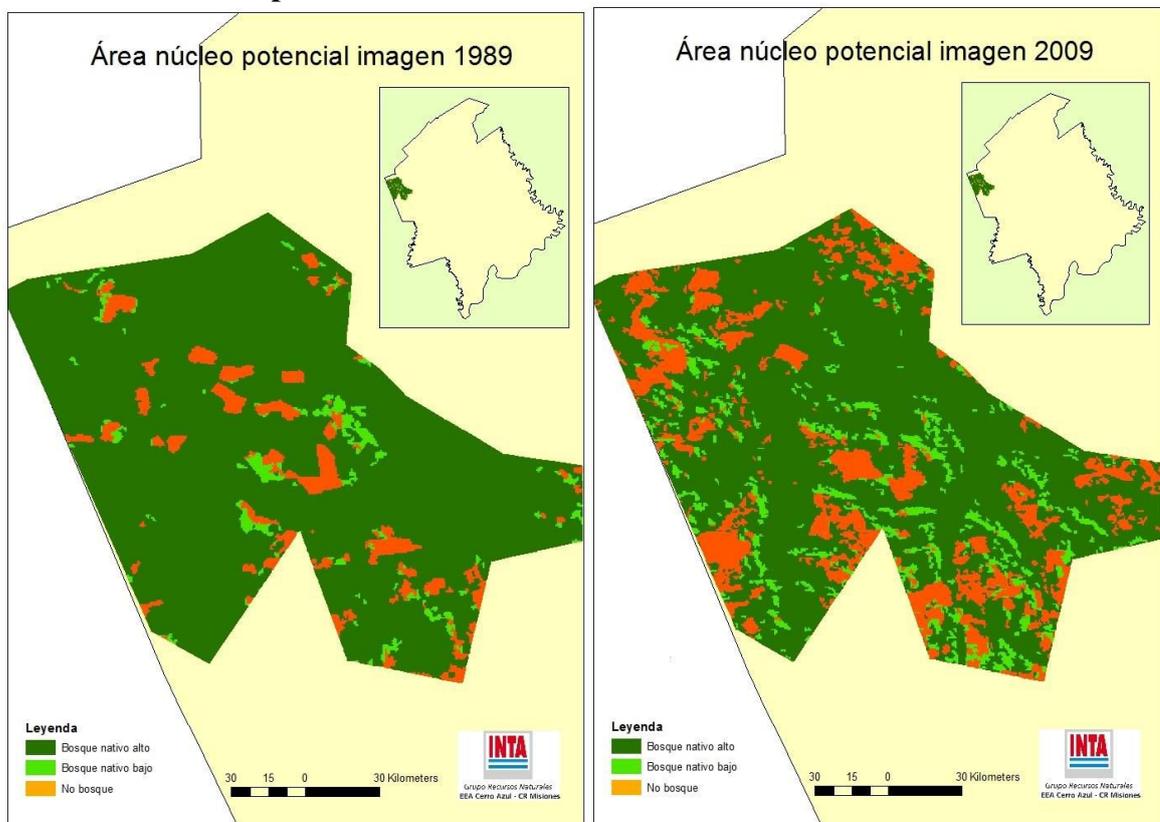
**Figura 22.** Área de bosque con alto potencial de convertirse en área de protección estricta en el departamento Guaraní con las distintas clases de cobertura.

En el departamento Guaraní el área de bosque con alto potencial de convertirse en área de protección estricta ocupa 62.056 ha que representa un 19 % del total de la superficie departamental (Figura 22). En esta área la clase bosque nativo alto disminuyó 16.714 ha, lo cual representa una reducción de un 31 % en el período 1989-2009. Al igual que lo observado en el área núcleo, las clases bosque nativo bajo y no bosque incrementaron su superficie, siendo significativamente mayor en esta última, al aumentar 4.501 ha (+ 185%) y 12.212 ha (+ 213%) respectivamente durante el lapso de 20 años (Tabla 7).

Año	Clases		
	Bosque nativo alto (Ha)	Bosque nativo bajo (Ha)	No bosque (Ha)
1989	53.904	2.431	5.721
2009	37.190	6.932	17.933

**Tabla 7.** Superficie de las distintas clases en el área de bosque con alto potencial de convertirse en área de protección estricta en el período 1989-2009.

➤ **Área núcleo potencial**



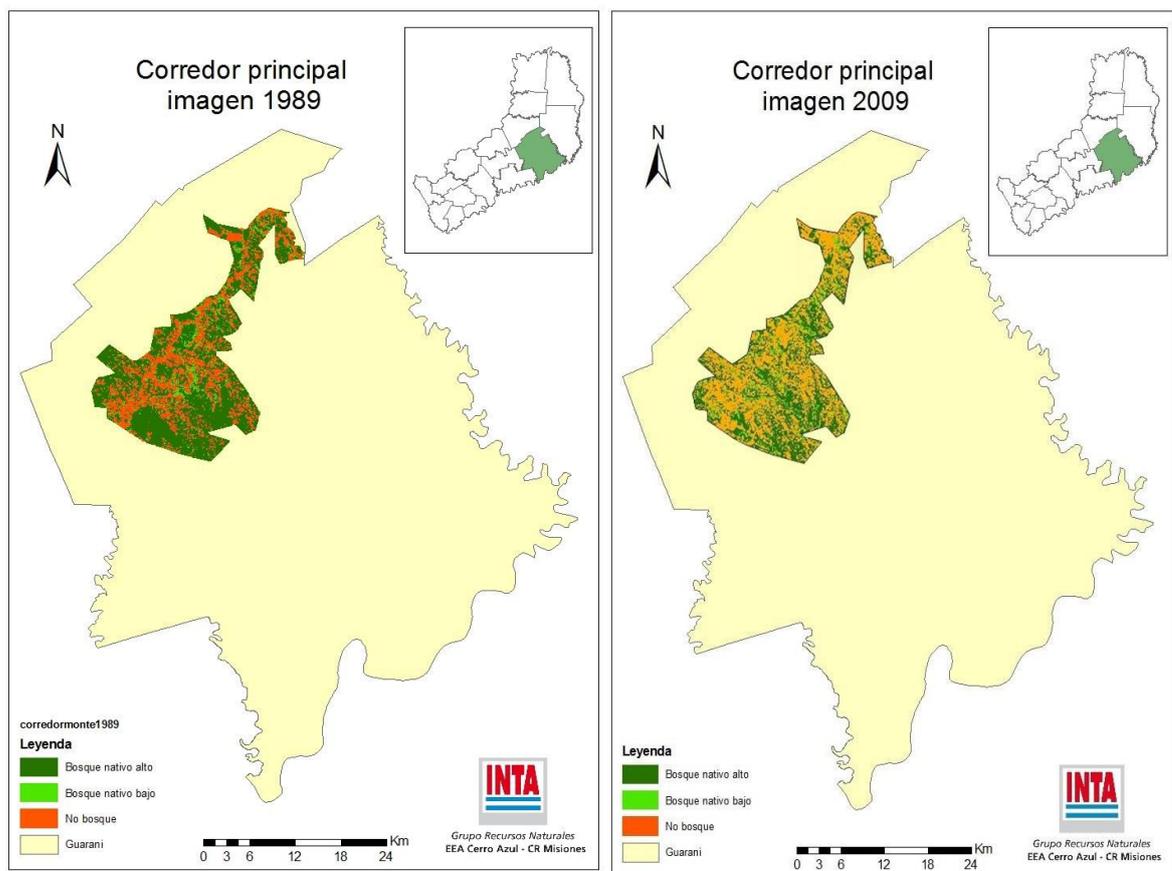
**Figura 23.** Área núcleo potencial en el departamento Guaraní con las distintas clases.

El área núcleo potencial ocupa una superficie de 5.703 ha que equivale al 1.8% de la superficie total del departamento Guaraní (Figura 23). En esta área la clase bosque nativo alto durante los años 1989- 2009 disminuyó 989 ha (- 19%). Lo contrario se observó en las clases bosque nativo bajo y no bosque, que aumentaron su superficie significativamente en 310 ha (+ 172%) y 652 ha (+ 155%) en el mismo período estudiado (Tabla 8).

Año	Clases		
	Bosque nativo alto (Ha)	Bosque nativo bajo (Ha)	No bosque (Ha)
1989	5.103	180	420
2009	4.141	490	1.072

**Tabla 8.** Superficie de las distintas clases en el área núcleo potencial en el período 1989-2009.

➤ **Corredor primario**



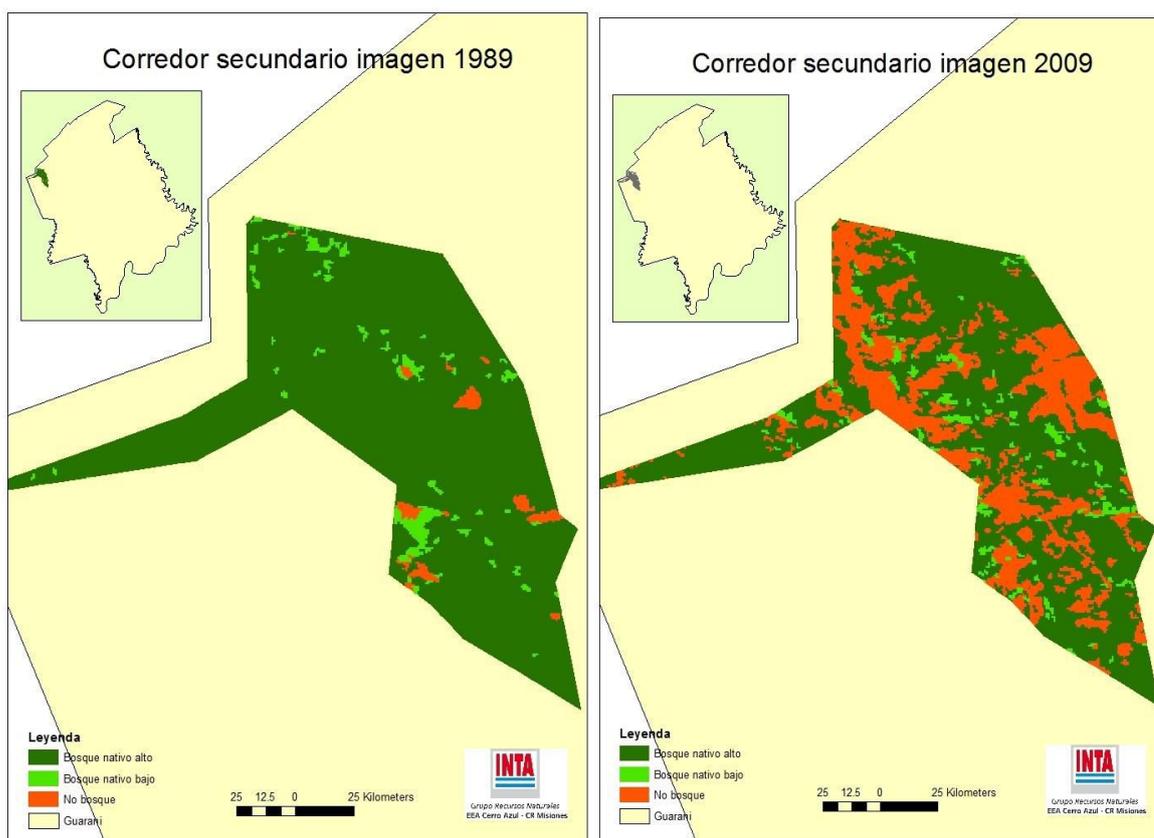
**Figura 24.** Área del corredor principal en el departamento Guaraní con las distintas categorías de cobertura.

El corredor principal ocupa una superficie de 37.909 ha que equivale el 11.41% de la superficie total del departamento Guaraní (Figura 24). En esta área la clase bosque nativo alto durante los años 1989- 2009 disminuyó 4.888 ha (- 26,2%). Lo contrario se observó en la clase no bosque que aumentó su superficie en 4.819 ha (+ 29,4 %) en la clase bosque nativo bajo que aumento 69 ha (+ 2,4 %) en el mismo período estudiado (Tabla 9).

Año	Clases		
	Bosque nativo alto (Ha)	Bosque nativo bajo (Ha)	No bosque (Ha)
1989	18.646	2.869	16.394
2009	13.758	2.938	21.213

**Tabla 9.** Superficie de las distintas clases en el área corredor principal en el período 1989-2009.

➤ **Área de corredor secundario**



**Figura 25.** Área del corredor secundario en el departamento Guaraní con las distintas categorías de cobertura.

El área del corredor secundario tiene una superficie de 2340 ha que equivale a un 1% de la superficie total del departamento Guaraní (Figura 25). En esta área el bosque nativo alto presentó una disminución de 679 ha (- 30,8 %) durante el lapso de 20 años. Lo contrario se

observó en la clase no bosque que aumentó significativamente su superficie en 663 ha (+ 1381,2 %). En cambio la clase bosque nativo bajo aumentó 16 ha (+ 18,6%) durante el período estudiado (Tabla 10).

	<b>Corredor secundario</b>		
<b>Año</b>	<b>Bosque nativo alto (Ha)</b>	<b>Bosque nativo bajo (Ha)</b>	<b>No bosque (Ha)</b>
<b>1989</b>	2.206	86	48
<b>2009</b>	1.527	102	711

**Tabla 10.** Superficies de las distintas categorías en el área del corredor secundario en el período 1989-2009.

## **CAPÍTULO 5**

### **CONCLUSIÓN**



## **5. CONCLUSIÓN**

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

La metodología aplicada en este trabajo permitió medir el proceso de cambio en la superficie cubierta con bosque nativo en un lapso de 20 años, pudiéndose precisar además la localización de las áreas desmontadas. A partir de la experiencia desarrollada, se ha comprobado que la metodología empleada es de gran utilidad para el aprovechamiento, manejo, control y gestión de los recursos naturales en áreas como el departamento Guaraní (Misiones), ya que permite lograr actualizaciones cartográficas relativamente económicas que podrían ejecutarse con cierta regularidad, lo que abre un campo accesible, seguro y rápido al seguimiento de fenómenos como el aquí señalado.

Las métricas de ecología de paisaje utilizadas en este estudio para determinar la pérdida de bosque nativo han sido muy criticadas pero siguen siendo aún muy utilizadas para evaluar cambios en la composición o configuración del paisaje. Para muchos autores éstas siguen siendo una herramienta de análisis de gran utilidad (Ritters *et al.*, 2003, Botequilla *et al.*, 2003, Betts 2002, Mateucci *et al.*, 2005). Además, algunas métricas pueden ser muy adecuadas para reflejar la percepción del paisaje que tienen distintas especies (Ritters *et al.*, 2003). Por otra parte, mientras algunas métricas pueden ser complejas y no muy útiles para su comunicación y, por ende, difíciles de utilizar tanto para los planificadores como para los responsables de elaborar políticas de planificación (Antrop 2006), otras son de gran utilidad para un diagnóstico inicial. Los resultados obtenidos, indican que el proceso de fragmentación en un sector de la Selva Paranaense, si bien no es muy avanzado, tendería a serlo a partir de la fragmentación observada en los últimos 20 años. Tal como muchos autores señalan, uno de los principales responsables de este cambio es el avance de la frontera agropecuaria.

La situación de reemplazo de coberturas naturales por coberturas antrópicas en la provincia de Misiones, se ve agravada por la falta de planificación en el manejo del territorio. Esta fragmentación creciente del paisaje produce un efecto negativo sobre el funcionamiento ecosistémico de las áreas naturales remanentes debido a que el "efecto borde" es mucho mayor en áreas pequeñas y con formas irregulares.

No obstante la importante pérdida y fragmentación de bosques registrada, se considera sumamente importante una gestión adecuada de la regeneración de los bosques remanentes (bosques secundarios). En este sentido, en la última década, varios organismos internacionales y regionales han remarcado la importancia de los bosques secundarios y se están esforzando en mejorar y profundizar las prácticas de ordenamiento. De este modo, se pone de manifiesto no sólo el valor de los bienes y servicios que aportan los bosques al bienestar humano, sino también la necesidad de legislar sobre los requerimientos de los bosques secundarios. Además, y fundamentalmente, también se pone de manifiesto la necesidad de definir y aplicar opciones de ordenamiento que consideren las prioridades básicas de la gente que depende de estos recursos. De acuerdo a la FAO (2005) se entiende que los bosques secundarios deberían ocupar un lugar destacado en la política internacional y nacional, particularmente en lo que tiene que ver con los programas forestales nacionales. De este modo, su ordenamiento debería ser parte integrante del uso de la tierra y sus contribuciones deberían ser puestas de relieve en las estrategias de reducción de la pobreza.

Por lo expuesto se concluye en la necesidad urgente de diseñar y ejecutar planes de manejo y conservación de estos recursos en el departamento Guaraní. A la luz de los resultados presentados, se considera impostergable la creación de áreas protegidas para esta región, de manera de contribuir a la conservación de la biodiversidad florística y faunística de esta porción de la Selva Paranaense.

## CAPÍTULO 6

### ANEXO

#### Definición y descripción de las métricas utilizadas

##### 1.- Área Total por Clase (TCA)

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

Donde:

$a_{ij}$  = es el área, expresada en m<sup>2</sup> de cada tipo de parche.

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

##### 2.- Número de Parches (NP)

$$NP = n_i$$

Donde:

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

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

**3.- Borde Total (TE):**

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

Donde:

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

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

**4.-Densidad de Borde (ED):**

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

Donde:

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

Este índice incluye el borde y el interior de los segmentos involucrados en el parche de tipo i. El índice toma valores mayores o igual a cero y no tiene un límite superior. Vale cero cuando no existe un borde de una clase en el paisaje, esto es, cuando el paisaje completo y el borde del paisaje, si esta presente, consiste en el tipo de parche correspondiente y el usuario especifica que ningún límite ni borde interior puede ser considerado como borde. Los valores obtenidos están dados en metros por lo cual se lo divide por 10.000 para que queden expresados en hectáreas. Si el borde de un paisaje esta presente, el índice incluye los segmentos de borde de paisaje involucrados en el tipo de parche correspondiente y representando el "verdadero" borde solamente. Si el borde está ausente, el índice incluye una proporción de borde del paisaje especificada por el usuario, correspondiente al tipo de parche especificado. El área total de paisaje incluye cualquier fondo interno presente.

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

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

Donde:

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

Este índice toma valores mayores a cero sin un límite superior. Para cada parche del correspondiente tipo, dividido por la suma de los parches del mismo tipo.

**6.- Índice de Proximidad (PI):**

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

Donde:

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

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

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

## CAPÍTULO 7

### BIBLIOGRAFÍA

- Antrop M. (2006). From holistic landscape synthesis to transdisciplinary landscape management. [online] URL <http://lx1.library.wur.nl/ojs/index.php/frontis/article/viewPDFInterstitial/1098/669>
- August, P., C. Baker, C. LaBash y C. Smith (1996). The geographic information system for storage and analysis of biodiversity data. En: *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*, editado por D.E Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols. R. Rudran y M.S Foster. Smithsonian Institution Press. Washigton. USA. Pp 235-249.
- Bennett A. (2003). *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity Wildlife Conservation*. IUCN. Gland, Switzerland. Pp. 254
- Betts M. (2000). In *Search of Ecological Relevancy: A Review of Landscape Fragmentation Metrics and Their application for the Fundy Model Forest* April, Greater Fundy Ecosystem Research Group. N.B. Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, University of New Brunswick, Fredericton. Canada. [online] URL <http://www.unbf.ca/forestry/centers/fundy/metrics.htm>
- Belastegui, H. M (2004). *Los colonos de Misiones*. Editorial Universitaria de Misiones. Universidad Nacional de Misiones. Posadas, Argentina.
- Botequilha Leitão A. y J. Ahern (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59 (2), 65-93.
- Burkart, R., N. O. Barbaro, R. O. Sanchez y D. A. Gomez (1999). *Ecoregiones de la Argentina*. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires. Pp 43.
- Buzai, G. (1998). La geotécnica en el contexto socio-cultural de finales de siglo: Interdisciplina y análisis espacial. En: *Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial*, editado por S.D. Matteucci y G. Buzai. Eudaeba, Centro de Estudios Avanzados. Buenos Aires, Argentina. Pp 437-454.
- Buzai, G y D. Sánchez (1998). Análisis regional y métodos geoestadísticos de regionalización. En: *Sistemas ambientales complejos: herramientas de análisis espacial*, editado por S.D. Matteucci y G. Buzai. Eudaeba, Centro de Estudios Avanzados. Buenos Aires, Argentina. Pp 249-270.
- Campanello P., Garibaldi J.F., Gatti MG. y G. Goldstein (2007). Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth". *Forest Ecology and Management*. 242: 250-259.
- Carnevale N. J., C. Alzugaray y N. Di Leo (2007). Estudio de la deforestación en la Cuña Boscosa santafesina mediante teledetección espacial. *Quebracho N° 14*: 47-56.
- Cartes J.L. (2003). Brief History of Conservation in the Interior Atlantic Forest. En: *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Chapter 24. Carlos Galindo-Leal & Ibsen Gusmao Camara (Ed.). Island Press. Washington.

- Colcombet L. y C. Nosedá (2000). Sector agrario de la provincia de Misiones. Informe para Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires. Argentina.
- Corry R. (2004). Characterizing fine-scale patterns of alternative agricultural landscapes with landscape pattern indices. 2005. *Landscape Ecology* 20: 591–608. Springer Kluwer Academic Publishers.
- De Angelo 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.
- Di Bitetti M.S. y C.H. Janson (2001). Reproductive socioecology of tufted capuchins (*Cebus apella nigrinus*), in northeastern Argentina, *International Journal of Primatology*, 22: 127-142.
- Di Bitetti, M. S., G. Placci y L. A. Dietz (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 Fund. Washington, D.C., USA.
- Drozd, A. (2011). 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. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata. Pp: 193.
- Eliano, G.D, Somma D y R. Quintana (2010). Análisis y evaluación del proceso de fragmentación de hábitat en un sector de Yungas argentinas. RASADEP 1- Número Especial 67. Cambios de uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación. Pp.: 67 - 76
- Echeverría C., Coomes D., Salas J., Rey-Benayas J. M., Lara A. y A. Newton (2007). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130:481-494.
- Etheridge D., MacLean D. y R. Wagner (2006). Effects of intensive forest management on stand and landscape characteristics in northern New Brunswick, Canada (1945–2027). *Landscape Ecology* 21:509–524. Kluwer Academic Publishers.
- Fahrig L. (2005). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Frangi J.L.; Arturo M.F.; Goya J.F.; Vaccaro S.; Olivieri N.J. y G.A. Píccolo (2003). Lineamientos para el manejo de capueras del centro sur de Misiones. INTA, Estación Experimental Cerro Azul. Boletín técnico N° 5.
- Forman R.T.T. 1997. *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. United Kingdom. Pp: 51-53.
- Fortin, M.J. y A.A. Agrawal (2005). Landscape ecology comes of age. *Ecology* 86(8): 1965-1966.
- Frohn, R.C. (1998). *Remote Sensing for Landscape Ecology*, Lewis Publishers, Boca Raton Pp 99.
- Galindo-Leal, C. y I. Gusmão Câmara, editors. (2003). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Island Press, Washington. D.C., USA.
- Gasparri, I. y G. Parmuchi (2003) Deforestación en la zona de transición entre Yungas y Chaco en la provincia de Salta. Dirección de Bosques y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp 15.
- Gavier, G. I y E.H. Bucher (2004). Deforestación de las Sierras Chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997. Academia Nacional de Ciencias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina. Miscelánea N° 101

- Giraudó, A. R., Krauczuk E R., Arzamendia V y H. Povedano (2003). Critical analysis of protected areas in the Atlantic Forest of Argentina". in C. Galindo-Leal and I. Gusmao Camara, editors. *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook*. Island Press, Washington, D.C., USA. Pp: 245-261.
- Guerrero Borges, V., J. Cotti Alegre y R. Sarandón (2007). Cambios en la cobertura del bosque Atlántico Argentino durante el periodo 1989-2004. *Actas del XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección*, Mar del Plata, Argentina.
- Haines-Young R., Green D.R. y S. Cousins eds. (1993). *Landscape Ecology and Geographic Information Systems*. Taylor & Francis. New York.
- 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.C. y L.G. Placci (2003). Socioeconomic Roots of Biodiversity Loss in Misiones. En: Galindo-Leal y Gusmao Camara (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.
- Hulshoff M.R. (1995). Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology* 10: 101-111.
- Hunter M. (1996). *Fundamentals of Conservation Biology*. Blackwell Science, Inc. USA.
- Izquierdo, A., C. de Angelo y T. M. Aide (2008). Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: a test of the forest transition model. *Ecology and Society* 13(2): 3. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art3/>
- 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.
- 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.
- Lord, J.M. y D.A. Norton (1990). Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conservation Biology* 4, 197-202.
- MacNally, R y A.F. Bennett (1997). Species-Specific predictions of the impact of habitat fragmentation: local extinction of birds in the Box-Ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation* 82: 147-55.
- Magrin G., Gay García C, Cruz Choque D., Jiménez J., Moreno A., Nagy G., Nobre C. y A. Villamizar, (2007). Latin America. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden and C.E. Hanson, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, UK, 581-615.
- Manghi, E., Bono, J., Montenegro, C., Parmuchi M. G., Strada M., Brouver, M. y M. Stamati (2005). Mapa forestal del Misiones. Actualización 2002. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Dirección de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Pp. 24.
- Manzi, G. A. (2000). Desarrollo industrial de Misiones. Una óptica crítica para la discusión con miras a la integración territorial. Editorial Universitaria, Universidad Nacional de Misiones. Posadas, Misiones, Argentina.
- Marchetti M, Campaiola F, Lozupone G y V Tosi. (1998). Forest Clearings, Margins and Mixed Area Survey for Diversity Assessment in the Ligurian Inventory (Northern Italy).

- Margalot J.A. (1985). Geografía de Misiones. Buenos Aires. Pp. 236
- Mas, J. F. (1998). Deforestación y fragmentación en la región de la Laguna de Términos, Campeche: un análisis del período 1974-1991.
- Matteucci, S.D. (1998a). La cuestión del patrón y la escala en la ecología del paisaje. *En*: S.D. Matteucci y G.D. Buzai (Eds.) *Sistemas Ambientales Complejos: Herramientas de Análisis Espacial*. EUDEBA, Buenos Aires. Pp. 219- 248.
- Matteucci, S.D., J. Morello, A.F. Rodríguez y N.E. Mendoza (2004). El Alto Paraná encajonado Argentino-Paraguayo. *Mosaicos de Paisaje y Conservación Regional*. Ediciones FADU- UNESCO. Buenos Aires, Argentina. Pp 160.
- McGarigal K. y B.J. Marks (1995). Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR:US.  
[online] URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats>.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C. y E. Ene, (2002). FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps, version 3.0. University of Massachusetts, Amherst Massachusetts, USA.
- McGarigal K., (2003). FRAGSTATS Workshop. Case Study Exercise #1 Quantifying habitat fragmentation under alternative land management scenarios. 6th International Association for Landscape Ecology (IALE) World Congress,,2003, Darwin,Australia.  
[online] URL <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/workshops/IALE2003/casestudy.pdf>
- Mittermeier R., Myers N., Thomsen J., Da Fonseca G. y S. Olivieri (1998). Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology*, 12:516-520.
- Montenegro C., Strada M., Parmuchi G., Bono J. y M. Stamati (2007). Informe sobre Deforestación en Argentina. Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. [online]URL:[http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/deforestacin\\_argentina\\_v2.pdf](http://www.ambiente.gov.ar/archivos/web/UMSEF/File/deforestacin_argentina_v2.pdf)
- Myers, N., C.G. Mittermeier, G.A. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca y J. Kent (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:835-858.
- Noss, R.F; H.B. Quigley, M.G. Hornocker, T. Merrill y P.C. Paquet (1996). Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 949-963.
- Olinuck, J. (2002). El clima de la localidad de San Vicente Período 1970-2000. INTA, Estación Experimental Cerro Azul, Informe técnico N° 79.
- Olinuck, J y A. Cardozo (2012). Informe agrometeorológico de la localidad de Cerro Azul y análisis de las precipitaciones en la provincia de Misiones Año 2012. INTA, Estación Experimental Cerro Azul, Miscelánea N° 61.
- Olson D. M. y E. Dinerstein (1998). *The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's distinctive ecoregions*. World Wildlife Fundation, Washington D.C
- Opdam P. (2005).Ecosystem networks: a spatial concept for integrative research and planning of landscapes Chapter 4. [online] URL [Paul.opdam@wur.nl](mailto:Paul.opdam@wur.nl).
- Opdam P., Steingrover E. y S. Van Rooij (2006). Ecological networks: A spatial concept for multiactor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 322-332.
- Pauchard A., Aguayo M. y P. Alaback (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.
- Perucca A. R. y H. D. Ligier (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. Editorial, Sociedad Latinoamericana de percepción remota (SELPER).
- Piccolo G. A. y D. A. Sosa (2002). Suelos de Misiones. Características Generales. INTA. Cerro Azul. [http://www.inta.gov.ar/cerroazul/investiga/suelos\\_anuales/suelos.htm](http://www.inta.gov.ar/cerroazul/investiga/suelos_anuales/suelos.htm)
- Placci L. G., Arditi S. I. y L. E. Cioteck (1994). Productividad de hojas, flores y frutos en el Parque Nacional Iguazú, Misiones, Yvyrareta, 5: 49-56.
- Placci G. y M. Di Bitetti (2006). Situación Ambiental en la Ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paran. (Selva Paranaense). In Situación Ambiental 2005, ed. A. Brown, U. Martinez Ortiz, M Acerbi, and J. Corcuera, 197-225. Primera. FVSA. Buenos Aires.
- Pfizer J. (2004). Using Landscape Metrics to Create an Index of Forest Fragmentation for State of Maryland. Maryland's Strategic Forest Lands Assessment. [online] URL [http://www.dnr.state.md.us/forests/download/sfla\\_report.pdf](http://www.dnr.state.md.us/forests/download/sfla_report.pdf)
- Primack R; Roíz, R; Feinsinger, P; Dirzo, R., y F. Massardo (2001). Fundamentos de la conservación biológica. México, Perspectivas Latinoamericanas. Fondo de cultura económica, primera edición. Pp: 797.
- Puyravaud J.P. (2003). Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 117:593-596
- Reed, RA; Johnson, J y WL. Benard (1996). Fragmentación de un bosque en montañas rocosas a escala de paisaje, 1950-1993. *Biological Conservation* 75:267-277.
- Rempel, R.S., D. Kaukinen y A.P. Carr (2012). Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada.
- Repetto R. (1988). The Extent and Rate of Deforestation. En: Repetto R. & Gillis M. (Eds.). *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*, 2-15. World Resources Institute. Cambridge University Press, USA.
- Rice R. E., Sugai C. A., Ratay S. M. y G. A. B. Da Fonseca (2001). Sustainable Forest Management: A Review of Conventional Wisdom, *Advances in Applied Biodiversity Science*, CABS / Conservation International, 3: 1-29. Washington DC.
- Saunders DA; RJ. Hobbs y CR. Margules (1991). Biological consequences of Ecological Fragmentations: A review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.
- Santos T. y J. Tellería (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423>
- Schiavoni, G. (1995). Colonos y ocupantes: parentesco, reciprocidad y diferenciación social en la frontera agraria de Misiones. Editorial Universitaria: Universidad Nacional de Misiones. Posadas, Argentina.
- Silva J. M. C. y C. H. M. Casteleti (2003). Biodiversity Status of the Atlantic Forest of Brasil. Chapter 5. En: *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Carlos Galindo-Leal and Ibsen Gusmao Camara (Ed.). Island Press. Washington.
- Somma D. (2006). Interrelated modeling of land use and habitat for the design of an ecological corridor A case study in the Yungas, Argentina. PhD Thesis Wageningen University, Wageningen, the Netherlands
- Steininger M.K.; C.J. Tucker; P. Ersts; T.J. Killen; Z. Villegas y S. B. Hecht (2001). Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology* 15:856-866.

- Steininger, M; Epting, J y G. Harper (2006). Forest cover mapping and change detection using moderate-resolution satellite imagery (Landsat, Aster and Modis). Washington, US, International Conservation. Pp 4.
- Stiling P. (1996). Ecology. Theories and Applications. Prentice-Hall, New Jersey, USA.
- Turner, M.G. (1989). Landscape Ecology: The Effect o Pattern on Process. Annual Review of Ecology and Systematics 20: 171-197
- Turner, M.G. (2005). Landscape ecology in North America: past, present and future. Ecology 86 (8): 1967-1974.
- Urban, D.L., O'Neill R.V. y H. Shugart (1987). Landscape Ecology: A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns, BioScience 37(2), 119-127.
- Wade T., Riitters K., Wickham J. y K. Jones (2003). Distribution and causes of global forest fragmentation. Conservation Ecology 7: 7. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss2/art7>
- Wiens, J.A. (1976). Spatial scaling in ecology. Functional Ecology 3: 385-397.
- Wilson E. (1989). La Biodiversidad, Amenazada. Investigación y Ciencia 158: 64-71.
- Wu J. y Hobbs R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology an idiosyncratic synthesis. Landscape Ecology 17: 355-365. Kluwer Academic Publishers.

Páginas de Internet consultadas:

[www.mineria.gov.ar/estudios/irn/misiones/m-3asp](http://www.mineria.gov.ar/estudios/irn/misiones/m-3asp) Fecha de acceso 1 de abril de 2014