

631.4
SAR

TESIS

Presentado por
Verónica SARLI CANEDO

MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES

UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS
MONTEVIDEO-URUGUAY

**Impacto del cambio en el uso del suelo
sobre el funcionamiento ecosistémico.
Departamentos de Paysandú y Río Negro
Uruguay**

Orientador: Dr. José Paruelo
Co-orientadora: Dra. Alice Altesor
Tribunal de Tesis: Ing. Agr. Daniel Panario
Dr. Carlos Martínez
Dr. Estéban Jobbágy

I
631.4 SAR
Impacto del cambio en el ...
Sarli Canedo, Verónica Paula
FC/10707

2004



N° 0707

UNCS
Helen

02/02/2004 Donación autor

AGRADECIMIENTOS

- A mis orientadores, Alice Altesor y José Paruelo por su dedicación en la orientación de este trabajo, su motivación y apoyo incondicional más allá de lo académico.
- A mis compañeros de Ecología Terrestre por su aliento y colaboración en todo momento: Beatriz Costa, Claudia Rodríguez, Elsa Leoni, Felipe Lezama, Alejandro Brazeiro, Marcos Texeira y Santiago Baeza.
- A Marcel Achkar y Ofelia Gutiérrez por brindarme su ayuda con sus conocimientos en el manejo del ArcView.
- Al laboratorio del IFEVA de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, especialmente a Gervasio Piñeiro por su colaboración y buena disposición en todo momento.
- A mis compañeros de la Maestría en Ciencias Ambientales, fundamentalmente a la querida generación del '97 por su aliento constante.
- A mis amigos por acompañarme durante la realización de este trabajo.
- A los miembros del tribunal por sus valiosos comentarios y observaciones.
- A mi familia por el estímulo, apoyo y cariño que siempre me han brindado.
- A todas las personas que de una u otra forma me apoyaron para que esta tesis se convierta en realidad. A todas las personas que de una u otra forma me apoyaron para que esta tesis se convierta en realidad.

INDICE

RESUMEN	<i>j</i>
CAPITULO I	
1. Introducción General	1
CAPITULO II	
1. Introducción	9
2. Materiales y Métodos	13
2.1. Area de estudio	13
2.2. Recopilación de información sobre uso del suelo	19
2.3. Clasificación de imágenes	21
3. Resultados	25
4. Discusión	35
CAPITULO III	
1. Introducción	41
2. Materiales y Métodos	44
3. Resultados	48
4. Discusión	60
CAPITULO IV	
1. Introducción	68
2. Materiales y Métodos	69
3. Resultados	72
4. Discusión	77
CAPITULO V	
1. Conclusiones generales	87
BIBLIOGRAFIA	93

RESUMEN

La transformación en el uso del suelo provocada por la actividad humana, tiene un gran efecto en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. En el litoral oeste del Uruguay, el ecosistema de pradera ha sido reemplazado por cultivos forestales, los que aumentaron su superficie alrededor de 300% desde 1990.

Los objetivos de esta tesis fueron 1) analizar la variación temporal de la superficie forestada en la región litoral oeste en los últimos 20 años y 2) describir las consecuencias del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico a partir de la dinámica anual y estacional de la radiación interceptada por el dosel.

La clasificación de las imágenes Landsat/TM produjo estimaciones de la superficie forestada altamente correlacionadas con las estimaciones de la Dirección Forestal. Esto sugiere que las clasificaciones de datos espectrales es una alternativa adecuada para el seguimiento de los cambios en la superficie forestada y la heterogeneidad ambiental que se origina (número y tamaño de parches, distribución espacial sobre diferentes suelos).

Los cambios en el funcionamiento del ecosistema se analizaron en un período de 20 años, mediante el seguimiento de la dinámica del Índice Verde Normalizado (IVN), un índice espectral linealmente relacionado con la fracción de radiación fotosintéticamente activa (fPAR) interceptada por el dosel.

La integral anual del IVN (IVN-I), una variable relacionada con la producción primaria, aumentó a lo largo del tiempo y la magnitud del aumento estuvo significativamente relacionada al porcentaje de forestación del área. La

estacionalidad de la interceptación de radiación (medida a partir del rango relativo del IVN $((\text{máx IVN} - \text{mín IVN}) / \text{IVN-I})$) disminuyó con el incremento del porcentaje forestado en la sección censal.

A una escala más fina se comparó la respuesta de atributos de la curva anual del IVN para diferentes usos del suelo (agricultura, bosque nativo, forestación y pradera natural). Las curvas anuales de las diferentes coberturas vegetales difieren no sólo en la interceptación total de la radiación sino también en su dinámica estacional. Las plantaciones comerciales mostraron la menor estacionalidad intra-anual en la fPAR. Los montes naturales y la agricultura fueron los más variables. Sólo la agricultura mostró diferencias significativas en la fecha de máxima interceptación en relación a las praderas. La forestación incrementó un 24% de radiación interceptada comparada con las praderas naturales. Se estimó la PPNA usando el modelo de Monteith. La pradera natural tuvo una productividad de 2.610 kgMS/m²/año (1996-1997) y de 2.360 kgMS/m²/año (1999-2000) y de 6.450 kgMS/m²/año y 5.820 kgMS/m²/año respectivamente, según el coeficiente de conversión de energía utilizado. En relación a la forestación, la productividad fue de 14.410 kgMS/m²/año para la primera estación de crecimiento y de 1524 KgMS/m²/año para la segunda.

Esta tesis resalta la importancia de evaluar y monitorear el flujo de carbono en el marco de diferentes escenarios de cambio de uso del suelo al nivel regional y a largo plazo.

El cambio en el uso del suelo es uno de los componentes del cambio global que ha estado ocurriendo desde hace miles de años. Entre un tercio y la mitad de la superficie terrestre es el resultado de la acción humana (Vitousek et al. 1987). Este capítulo describe el impacto del cambio global en la agricultura.

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

En el capítulo de introducción, Leach y Givnish (1980) mencionan con gran conciencia los cambios en el uso del suelo y el fuego. Estos cambios incluyen cambios locales, regionales y globales que van desde la pérdida de biodiversidad y erosión de suelo, reducción de la diversidad biológica, introducción de especies invasoras y cambios en el ciclo del carbono.

El capítulo de introducción también menciona el cambio en el uso del suelo y el fuego, y el impacto del cambio global en la agricultura. El capítulo de introducción también menciona el cambio en el uso del suelo y el fuego, y el impacto del cambio global en la agricultura. El capítulo de introducción también menciona el cambio en el uso del suelo y el fuego, y el impacto del cambio global en la agricultura.

El cambio en el uso del suelo es uno de los componentes del cambio global que ha estado ocurriendo desde hace más tiempo. Entre un tercio y la mitad de la superficie terrestre ha sido transformada por la acción humana (Vitousek et al. 1997). Los cambios en la cobertura terrestre tienen un gran impacto en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Por ejemplo, las prácticas agrícolas han reducido las reservas de carbono del suelo en un 35% en la región central de praderas de E.U.A (Burke et al. 1989). Los patrones de uso del suelo han incrementado la tasa de extinción de especies, no sólo por reemplazo de ecosistemas naturales, sino también por el cambio en el régimen de perturbaciones. Leach y Givnlish (1996) mostraron que un gran porcentaje de especies originales de praderas se ha perdido en los últimos 50 años, debido a la fragmentación del paisaje y el fuego. Estos cambios tienen consecuencias locales, regionales y globales que van desde la pérdida de fertilidad y erosión de suelo, reducción de la diversidad biológica, cambios hidrológicos, modificación en la composición atmosférica y alteración climática.

El bioma de pradera cubre una enorme superficie terrestre, aproximadamente el 25% o 35×10^6 km². Los mismos producen muchos bienes y servicios con valor de mercado para la humanidad (como por ejemplo: carne, leche, lana y cuero). También brindan otros servicios importantes pero a veces no reconocidos, como ser control de la erosión, regulación de gases y del ciclo hidrológico, mantenimiento de la diversidad biológica etc. (Sala y Paruelo 1997). Por ejemplo, estos ecosistemas almacenan grandes cantidades de carbono subterráneo, el cual aumenta con las precipitaciones, principalmente como resultado del incremento de la

producción primaria (entradas) y disminuye con el incremento de la temperatura, como resultado del aumento de la descomposición (salidas).

En el Uruguay, las praderas naturales constituyen la principal cobertura vegetal, extendiéndose sobre 117.000 km², aproximadamente el 71% del territorio nacional (MGAP 2000a). Este ecosistema tiene un uso fundamentalmente ganadero (vacuno y ovino). La introducción de herbívoros domésticos realizado por los europeos hace aproximadamente 400 años, seguramente tuvo un gran efecto sobre la estructura y composición de la vegetación (Gallinal et al. 1938). En los escasos sitios con exclusiones al pastoreo la vegetación alcanza más de 50 cm de alto y es dominada por gramíneas de crecimiento erecto que forman maciegas. El tapiz de un campo pastoreado en general no llega a los 5 cm de altura con predominancia de especies de gramíneas con hábito de crecimiento postrado (Sala et al. 1986; Millot et al. 1987; Panario 1994; Altesor et al. 1998). Según el Censo Agropecuario del 2000, en los últimos 10 años las praderas naturales han disminuido casi un 10% como consecuencia del incremento de áreas de pasturas pluri anuales mejoradas (praderas convencionales, siembras en cobertura y fertilizaciones sin agregado de semillas).

Históricamente la agricultura ha sido la causa principal de la transformación del uso del suelo, variando fundamentalmente el tipo de cultivo y el manejo realizado. Sin embargo, la promulgación de la Ley Forestal Nº 15.939 en 1987 y el lanzamiento del Plan Nacional de Forestación fueron determinantes del crecimiento de la forestación en el Uruguay en la década de los '90. Este programa de subsidios fomentó la conversión de la pradera a cultivos forestales. La superficie forestada ha tenido un crecimiento constante

pasando de 186.000 en 1991 a 661.000 ha en el 2000 (MGAP 2000a). Este rubro está concentrado en explotaciones de gran escala, con un promedio de más de 550 ha y además dichas explotaciones se caracterizan por un alto grado de especialización en la actividad forestal. De esta superficie forestada aproximadamente el 83% corresponde al género *Eucalyptus*, el 15% al género *Pinus* y el 2% a salicáceas. Los dos primeros géneros, en su mayoría, están representados por *Eucalyptus globulus*, *E. grandis*, *Pinus elliotti* y *P. taeda*. Las explotaciones se concentran especialmente en los departamentos de Lavalleja, Paysandú, Río Negro, Rivera y Tacuarembó, esta distribución territorial se debe en gran medida a la ubicación de las áreas de "prioridad forestal", aproximadamente el 20 % del territorio nacional ha sido caracterizado como tal (Tabla 1).

Tabla 1: Distribución del porcentaje de suelos declarados de "prioridad forestal" en el Uruguay.

Zona	%prioridad forestal	Departamento
Litoral	42%	Paysandú, Río Negro y Soriano
Este	28%	Maldonado, Rocha, Lavalleja, Treinta y Tres y Cerro Largo
Norte	16%	Rivera y Tacuarembó
Centro	9%	Durazno
Resto	5%	

El manejo forestal está orientado por el mercado destinatario (celulosa, madera aserrada u otros). El uso final determina la duración de los turnos de corte, los cuales varían entre 10 y 20 años, para pulpa y aserrio respectivamente. Según la Dirección Forestal, aproximadamente el 100% de

las plantaciones de *E. globulus* son destinados para pulpa, mientras que *E. grandis* se reparte un 50% para pulpa y 50% para aserrío.

Particularmente en el NW del Uruguay, la superficie cultivada, aumentó alrededor del 300% en la última década según datos de la División Forestal del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca (M.G.A.P.). Stolovich (1995) y Pérez Arrarte (1993) han reportado evaluaciones sociales y económicas de esta actividad productiva. Los impactos ecológicos que produce el reemplazo de pradera por cultivos forestales con especies exóticas incluyen efectos fundamentalmente a nivel del ciclo hidrológico y de la biodiversidad (Panario et al., 1991). Existen trabajos relacionados a la influencia de especies arbóreas, en especial *Eucalyptus*, sobre las características de los suelos donde se han introducido especies exóticas de rápido crecimiento y explotadas en rotaciones cortas. Se ha corroborado que éstas pueden originar una elevada inmovilización de nutrientes (fundamentalmente bases) en la biomasa y en los horizontes orgánicos (Monteiro y Santos 1990) y también es posible que ocurran pérdidas de nutrientes en la preparación del suelo para la plantación y durante la cosecha de biomasa (Poore y Fries 1987).

La mayor parte de la experiencia en el cambio de uso del suelo está relacionada a sistemas donde los bosques son reemplazados por praderas o cultivos, o la pradera es reemplazada por cultivos (Burke et al. 1989; Paruelo et al. 2001a). El cambio en la cobertura que se está produciendo en Uruguay genera un sistema muy interesante, ya que éste se da en una dirección opuesta a la mayoría de las áreas del mundo. En Sudáfrica, en las provincias de Kwazulu-Natal y Mpumalanga, también se produce este fenómeno de

reemplazo de praderas naturales por cultivos forestales, se observa una disminución importante de la diversidad vegetal y animal. Otro impacto ambiental de las forestaciones incluye a las llamadas "junglas de eucaliptos y de acacias": formaciones vegetales conformadas por especies exóticas que invaden las praderas y los bosques nativos (Boletín N° 35 del WRM, 2000). Richardson (1998) señala que especies de árboles introducidos por actividades forestales y agroforestales (fundamentalmente aquellas que han sido ampliamente sembradas y por más tiempo), causan serios problemas como invasoras en ecosistemas naturales y semi-naturales.

Los dos objetivos centrales de esta tesis fueron: 1) la descripción del desarrollo de la actividad forestal en el área de estudio y 2) el análisis del impacto del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. Para lograr estos objetivos, las preguntas generales que orientaron esta investigación fueron las siguientes:

- 1) ¿Cuál ha sido la variación temporal en la proporción de superficie bajo uso forestal en los últimos 20 años?
- 2) ¿Cómo afecta la forestación a la dinámica de las ganancias de carbono?
- 3) ¿Cómo afecta el reemplazo del tipo funcional de plantas dominante (gramíneas de la pradera natural) los patrones de intercambio de materia y energía?

Para responder estas interrogantes se trabajó a diferentes escalas espaciales y temporales. Primeramente y para describir la evolución de la actividad forestal, se recopiló información de áreas forestadas a nivel de sección censal en los departamentos de Paysandú y Río Negro, desde 1980

hasta el año 2000. El análisis se complementó con la clasificación de imágenes satelitales (Landsat/TM) (Capítulo II). El efecto de la implantación de especies forestales sobre la dinámica de las ganancias de carbono se evaluó a partir del uso de un índice espectral derivado de datos satelitales, el Índice Verde de Diferencia Normalizada (IVN). Para ello se observaron los cambios espaciales y temporales del IVN a nivel regional durante 20 años (Capítulo III). El impacto del cambio del uso del suelo sobre el intercambio de materia y energía se realizó a una escala espacial más fina mediante la comparación de la dinámica estacional de la radiación interceptada entre las principales coberturas vegetales del litoral uruguayo (Capítulo IV). En el Capítulo V se resumen los principales resultados del trabajo.

CAPITULO II

EVOLUCIÓN DEL USO FORESTAL EN LA REGIÓN LITORAL: 20 AÑOS DE ESTUDIO

II.1. INTRODUCCION

Uruguay se caracteriza por el predominio de praderas naturales, aproximadamente el 71% del territorio nacional está ocupado por este bioma (MGAP 2000a). Desde la introducción de herbívoros domésticos hace 400 años, las praderas naturales presentan un uso fundamentalmente ganadero (vacuno y ovino), siendo la base de la estructura económica y social de nuestro país.

Los bosques nativos cubren una extensión del 3% del país (alrededor de 600.000 ha) según el Censo del 2000, restringiéndose a las riberas de los cursos de agua y en las sierras fundamentalmente. El interés de los productores por la forestación estuvo tradicionalmente limitado a la instalación de montes de abrigo y cortinas rompevientos, con una función complementaria respecto del aprovechamiento ganadero. Estos montes aunque formados por *Eucalyptus spp.*, no constituyen un antecedente para la producción forestal a gran escala debido a su escasa superficie, dispersión y falta de manejo. Sin embargo, en las últimas décadas se ha implementado una serie de incentivos para desarrollar plantaciones forestales comerciales. En los años noventa esta actividad presentó un cambio significativo en su nivel de plantación, debido fundamentalmente a la ley forestal (Nº 15.939) que establece el marco jurídico para el desarrollo de la misma e incluye una serie de mecanismos de promoción que benefician a productores que implanten bosques protectores o de rendimiento (mayores a 10 ha), en suelos

declarados de prioridad forestal, siguiendo los lineamientos establecidos por la ley (MGAP 2000b). Entre las principales medidas de fomento se pueden citar: exoneraciones impositivas, subsidios, líneas de crédito a largo plazo y a baja tasa de interés, importación libre de gravámenes de materias primas, equipos, maquinaria e implementos para la instalación y funcionamiento de determinadas empresas.

Los suelos de prioridad forestal son suelos considerados de baja productividad agrícola-ganadera, reconociéndose actualmente con esta aptitud a tres millones y medio de hectáreas (Carrere 1993). De acuerdo a las cualidades productivas y forestales se puede dividir al país en 4 regiones: la región Sur y Sur Este que comprende a los departamentos de Flores, Florida, Colonia, San José, Canelones, Lavalleja, Maldonado y Rocha; la región Centro Este que se ubica en los deptos. de Cerro Largo, Treinta y Tres y Durazno; la región Litoral Oeste que abarca a los deptos. de Paysandú, Río Negro y Soriano y por último la región Norte que comprende a los deptos. de Rivera y Tacuarembó.

La situación geográfica de las diferentes regiones, la disponibilidad de recursos naturales, la infraestructura vial y la distancia a puertos de embarque son factores que han determinado los objetivos de producción, especies utilizadas y manejos aplicados. Las especies de prioridad forestal son principalmente *Eucalyptus globulus* y *grandis*, *Pinus spp.* y en menor medida salicáceas. El género *Eucalyptus* se utiliza fundamentalmente para pulpa de celulosa y aserrado con cortes de 7 a 10 años y 20 años respectivamente. Mientras que el género *Pinus* se maneja en turnos de 20 a 25 años para la

producción de trozos aserrables. La región Litoral Oeste es la región de mayor desarrollo actualmente, gracias a su infraestructura vial, la disponibilidad de puertos fluviales como Fray Bentos y a la capacidad industrial instalada. En la última década, la superficie forestal ha aumentado casi 300% en los departamentos de Paysandú y Río Negro. Incluso ya se ha puesto en marcha un puerto privado (de la empresa forestal Eufores) y una planta de "chips" e industria de primera y segunda transformación.

Las plantaciones forestales implican la sustitución de la pradera por una vegetación arbórea exótica monoespecífica, coetánea, con densidades de 1000- 1200 árboles/ha y donde no existe una vegetación asociada (sotobosque) (Pérez Arrarte 2000). Es decir que estos cultivos se están implantando sobre ecosistemas de pradera, por lo tanto no es un caso de reforestación sino que se realiza en áreas donde no habrían existido bosques en los últimos milenios. Las plantaciones comerciales con especies exóticas provocan cambios a nivel socio-económico (Pérez Arrarte 1993; Stolovich 1995) así como también ecológico (Poore y Fries 1985; Panario et al. 1991; Lima 1993; Pérez Arrarte 2000; Richardson 1998; Garbulsky et al. 2002). Dentro de los cambios ecológicos a nivel ecosistémico se pueden citar como ejemplo cambios de la biodiversidad, del ciclo hidrológico, erosión y degradación del suelo. Una de las mayores críticas sobre el uso forestal es que, por utilizar especies exóticas, no proporciona protección ni alimentos a la fauna nativa (Evans 1992) y además propicia condiciones para el desarrollo de especies consideradas plagas como ser cotorras, palomas y jabalíes. El desarrollo y establecimiento de plantas nativas en el sotobosque de las

plantaciones depende de la presencia de un banco de semillas, de los efectos alelopáticos del mantillo, de la cantidad y calidad de luz disponible y de la competencia por agua y nutrientes (Uhl et al. 1988). El manejo de las plantaciones forestales para evitar la competencia intraespecífica, emplea el uso de herbicidas pre-emergentes con efecto residual para lograr un área libre de vegetación en torno al árbol y asegurar el control de malezas los primeros meses de vida de la plantación. Otro impacto destacable de la forestación a nivel de la biodiversidad es la capacidad que presentan estas especies exóticas de invadir ecosistemas naturales y semi-naturales (Richardson 1998). Un efecto hidrológico importante causado por las plantaciones forestales es el aumento en la intercepción de la lluvia, la cual puede considerarse como una fracción del agua de lluvia que retorna a la atmósfera sin alcanzar la napa freática (Lima 1993). Garbulsky et al. (2002) determinaron a partir del análisis de la evapotranspiración, que la forestación usa mayor cantidad de agua que las praderas. En relación al componente suelo, esta actividad produce cambios a nivel de sus condiciones químicas, físicas y morfológicas, variando la distribución de la materia orgánica en el perfil (Poore y Fries 1985), provocando procesos de pérdida e inmovilización de bases (Monteiro y Santos 1990) así como también induciendo procesos de podzolización (Pérez Arrarte 2000). Estudios comparativos en suelo bajo cultivo forestal y pradera natural sugieren que la masiva forestación tendría importantes consecuencias para la fertilidad del suelo y los ciclos de las bases catiónicas (Jobbágy y Jackson 2003), mientras que ciertos efectos derivados del proceso de acidificación y neoformación de arcillas pueden ser considerados irreversibles (Céspedes 2003).

La magnitud del cambio en la cobertura vegetal en Uruguay resalta la importancia de estudiar la evolución temporal de dicho cambio y sus principales consecuencias. En este capítulo se abordó la pregunta: ¿cuál ha sido la variación temporal en la proporción de superficie bajo uso forestal en la región litoral oeste en los últimos 20 años? Para ello se analizó la dinámica temporal de la superficie forestada en Paysandú y Río Negro, departamentos donde la forestación ha aumentado 300% en la última década. Primeramente para describir la evolución de la actividad forestal, se recopiló información de áreas forestadas a nivel de sección censal (unidad administrativa base para el registro de los emprendimientos forestales). El análisis se complementó con el procesamiento de imágenes satelitales (Landsat/TM), fundamentalmente mediante la clasificación del uso del suelo.

II.2. MATERIALES Y METODOS

II.2.1. Área de estudio

La zona de estudio abarca los departamentos de Paysandú y Río Negro, ubicados al NW del territorio nacional. Dicha área comprende aproximadamente 2.320.000 ha (Figura 1).



Figura 1. Area de estudio, departamentos de Paysandú y Río Negro

El clima es templado, con una precipitación media anual de 1100 mm/año y una temperatura media anual de 18°C (Dirección Nacional de Meteorología). Los registros meteorológicos de precipitación y temperatura fueron recabados de la estación meteorológica de la ciudad de Young, considerando el período 1981- 2000 (Figura 2). Como podemos observar, desde fines del invierno hasta el verano, la curva de la temperatura es mayor que la de precipitación, esto es importante ya que estaría indicando durante

ese periodo una escasez de agua para la vegetación. En la figura 3 se ilustra la variabilidad interanual de la precipitación en la región durante el mismo periodo .

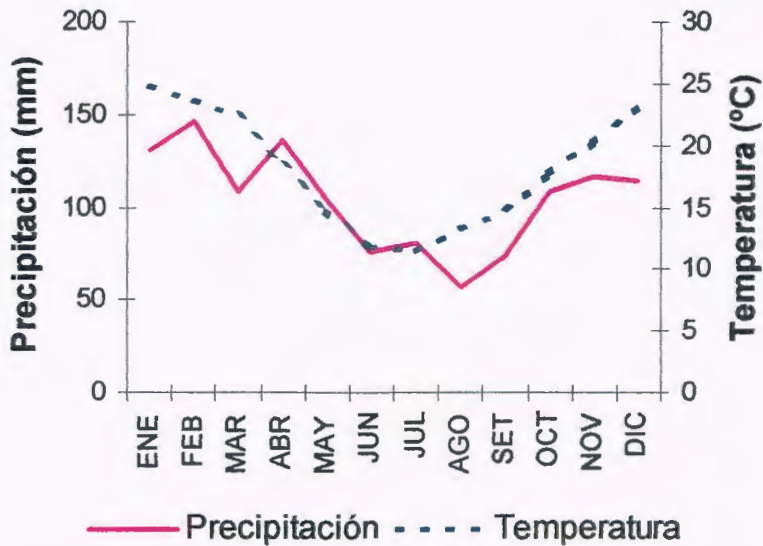


Figura 2. Climatograma realizado a partir de datos de precipitación y temperatura de la estación meteorológica de la ciudad de Young, latitud: 32° 41' S, longitud: 57° 38' W y altitud: 81m SNMM)

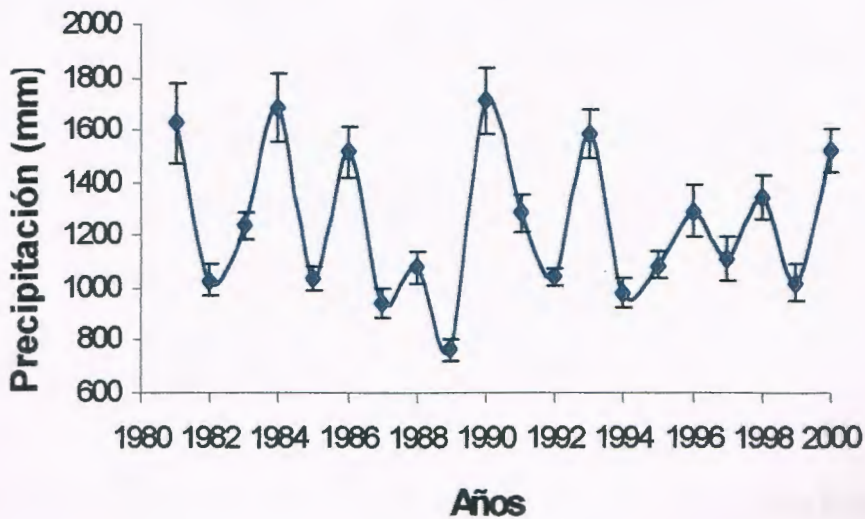


Figura 3. Variabilidad interanual de la precipitación (datos de la estación meteorológica de la ciudad de Young)

El área está comprendida en la Región Basáltica que se extiende desde el río Cuareim al río Negro. El relieve desciende de la Cuchilla de Haedo hasta las proximidades del río Uruguay, con un paisaje de sierras en el contacto con las areniscas de Tacuarembó (pendientes entre 10-12%), seguido de una zona de colinas y lomadas fuertes (pendientes entre 6-12%) (Millot 1987). Las principales unidades de suelo comprenden aproximadamente 65% de suelos superficiales y 35% de suelos profundos. La vegetación dominante en la región es herbácea, compuesta por una mayoría de especies de gramíneas perennes, mientras que las leguminosas nativas son muy poco frecuentes, se encuentran también en hábitats particulares un gran número de especies de otras familias botánicas como compuestas, umbelíferas, ciperáceas y juncáceas. La pradera natural está caracterizada por especies estivales (entre 60 y 80% de cobertura) con crecimiento primavera, verano y otoño y especies invernales con crecimiento en otoño, invierno (según la temperatura) y primavera (Berretta 1998).

La determinación de los suelos de prioridad forestal se basa en los grupos CO.N.E.A.T. (Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de la Tierra), los que no son estrictamente unidades cartográficas básicas de suelos, sino que constituyen áreas homogéneas, definidas por su capacidad productiva en términos de lana y carne bovina y ovina en pie (MGAP 1979). Dentro del área de estudio, los grupos de suelos de esta condición son los siguientes (Figura 4):

Grupo 9.1: ocurre en paisajes escarpados o en paisajes de disección, asociados a las principales vías de drenaje. Los suelos son Brunosoles y Argisoles de textura franco arenosa a franco arcillo arenosa, fertilidad de

media a baja y con drenaje imperfecto (hidromórfico). El uso es pastoril y la vegetación es en general de pradera estival (unidades Bacacué (Ba) y Paso Palmar (PP)).

Grupo 9.2: se localiza al noroeste del depto. de Paysandú, ocupando las posiciones altimétricas superiores o intermedia del paisaje. Los suelos predominantes son Brunosoles, de textura franco arenosa a franco arcillo arenosa, fertilidad de alta a media, moderadamente bien drenados y Argisoles de textura franca gruesa, fertilidad media y con frecuencia, imperfectamente drenados. El uso es pastoril, presentando al oeste cultivos (unidad Chapicuy (Ch)).

Grupo 9.3: se encuentra principalmente en el depto. de Paysandú (localidades Porvenir, Piedras Coloradas, Algorta y Quebracho) y en el depto. de Río Negro ocurre en los alrededores de Greco. El relieve es en general suavemente ondulado. Los suelos predominantes corresponden a Planosoles y Argisoles, de textura arenosa franca, fertilidad baja e imperfectamente drenados. También se observan como suelos asociados Brunosoles, de textura franco arenosa, fertilidad media y drenaje bueno a imperfecto. El uso es preferentemente pastoril y la vegetación es de praderas (unidad Algorta (Al)).

Grupo 9.6: ocupa una gran extensión al noreste del depto. de Paysandú. El relieve es ondulado al oeste y ondulado fuerte al este. Los suelos dominantes son Brunosoles, de textura franco arenosa, fertilidad media, generalmente bien drenados. Asociados existen Argisoles, de textura franco arenosa, fertilidad media y baja y drenaje variable según la posición topografía. Al oeste predomina el uso agrícola pastoril con destacables áreas de citricultura

y al este el uso es pastoril estival (unidad Chapicuy (Ch)).

Grupo 09.3: fundamentalmente se halla en el depto. de Río Negro. El relieve está constituido por lomas de laderas asimétricas. Los suelos dominantes (en laderas fuertes) son Argisoles (a veces Planosoles), textura franco arenosa a arenosa franca, de fertilidad baja y drenaje imperfecto (hidromórficos). En las laderas suaves se hallan Brunosoles, de textura franco arenosa, fertilidad media y drenaje bueno a imperfecto. La vegetación es de pradera estival y predomina el uso pastoril estival aunque también se pueden encontrar cultivos estivales (unidad Tres Bocas (TB)).

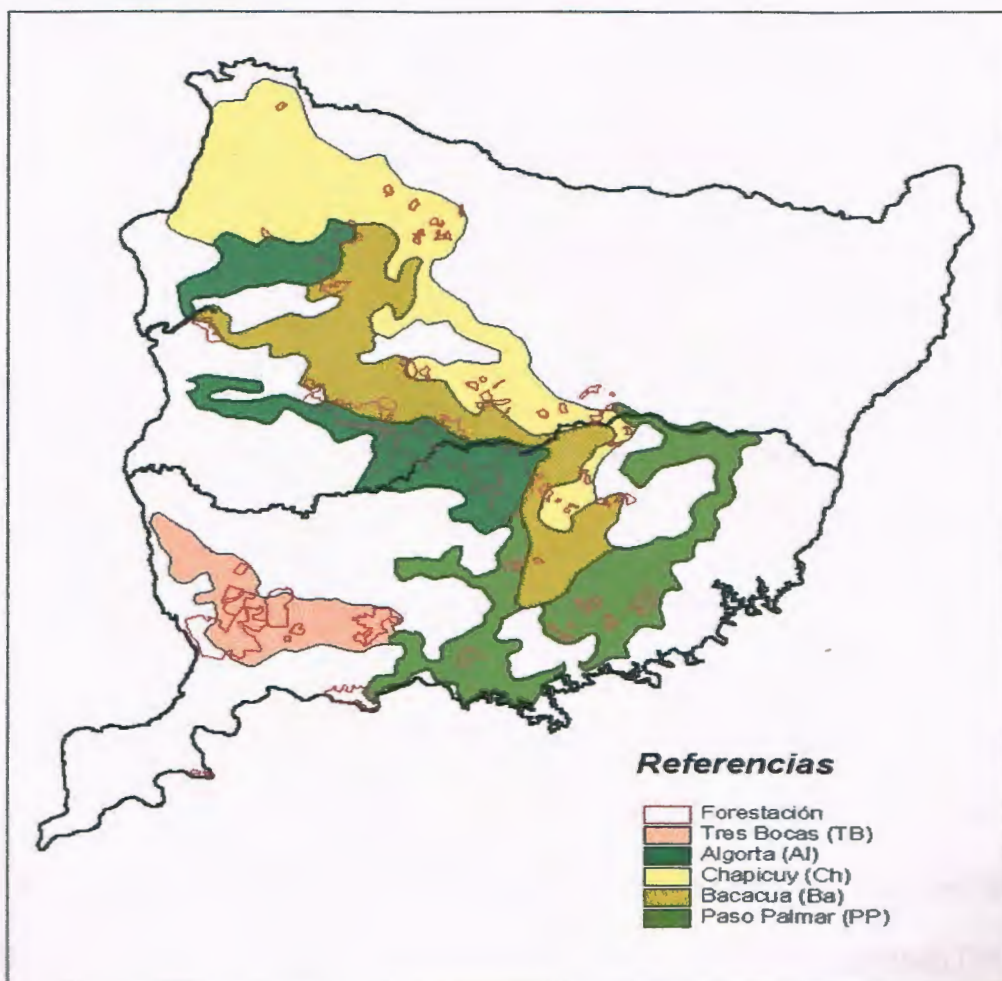


Figura 4. Mapa de la superficie forestada en base a los suelos de prioridad forestal basados en la categorías C.O.N.E.A.T. para ambos departamentos.

El uso del suelo en esta región está caracterizado por una mezcla de cultivos anuales (principalmente girasol, trigo y maíz), cultivos permanentes (citrus), forestación (*Eucalyptus spp.* y *Pinus spp.*), praderas artificiales y praderas naturales.

En la última década se ha producido un cambio en el uso del suelo, fundamentalmente determinado por el aumento de la superficie explotada por ciertos usos como ser la forestación, los cultivos forrajeros anuales y las praderas artificiales (Tabla 2). En el caso del área ocupada por cultivos cerealeros e industriales y campo natural se observa una disminución (MGAP 2000a).

Tabla 2. Superficie explotada por uso del suelo, según departamento. Censo General Agropecuario 2000.

	Forestación		Cultivos Permanentes	Tierras de Labranza		Pastos Permanentes		
	Naturales	Artificiales		Cultivos Cerealeros e industriales	Cultivos forrajeros anuales	Praderas artificiales	Campo natural fertilizado	Campo natural
Paysandú	54073	91448	9437	56069	35406	79085	10191	957971
Río Negro	33807	70523	411	79868	42192	110367	11075	552242

II.2.2. Recopilación de información sobre el uso del suelo

Se efectuó a partir de entrevistas con técnicos de las empresas forestales, productores rurales y técnicos de organismos públicos. La información recabada a través de estas entrevistas se utilizó como fuente de áreas de entrenamiento para la clasificación de las imágenes Landsat/TM así como también para evaluar dicha clasificación. Los datos estadísticos de la

producción agropecuaria fueron aportados por los censos agropecuarios de 1980 y 1990 (Dirección de Investigaciones Económicas Agropecuarias-MGAP). En relación específicamente a la producción forestal, los datos estadísticos fueron aportados por la Dirección Forestal (MGAP) y corresponden al período 1980-2000. La información se analizó a nivel de la unidad administrativa usada por la Dirección Forestal del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca, es decir las secciones censales (Figura 5).

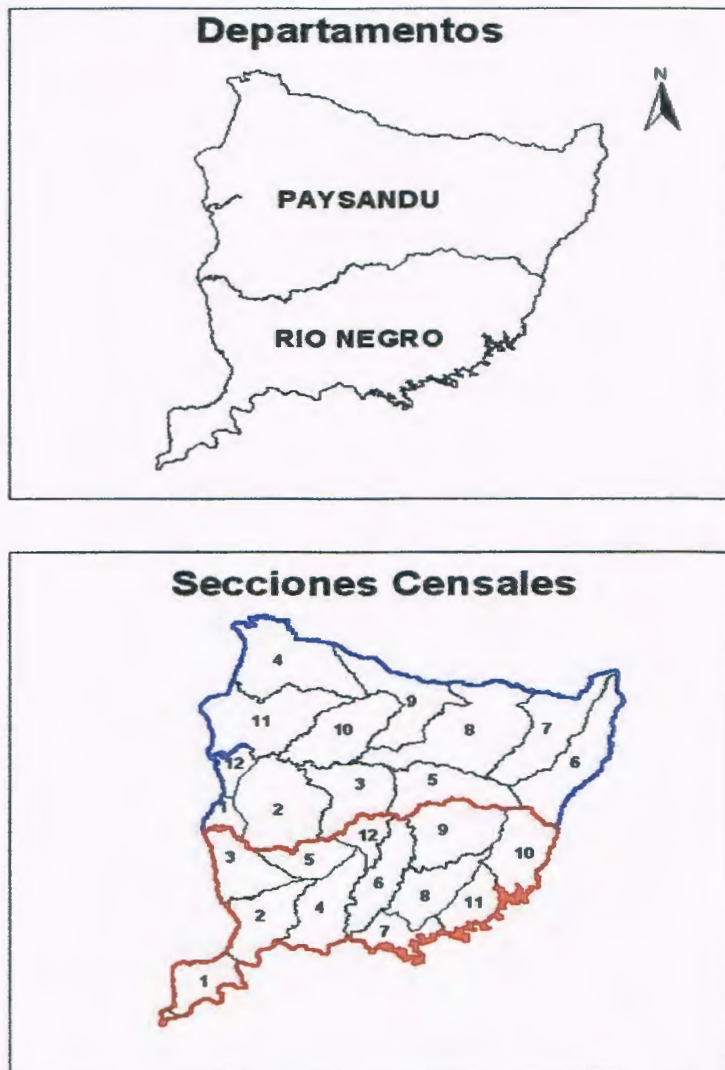


Figura 5. Mapas de las unidades administrativas utilizadas por la Dirección Forestal. Secciones Censales con su correspondiente numeración.

II.2.3. Clasificación de imágenes

Se definieron tipos de coberturas del suelo mediante la clasificación de imágenes Landsat/TM. Se utilizaron 4 escenas, con una resolución de 30 metros en las bandas 3,4 y 5 del espectro electromagnético, que abarcan la totalidad del área de estudio (Tabla 3).

Tabla 3. Escenas Landsat TM, fecha y área de estudio

Path-Row	Fecha	Departamento
225-082	21/11/98	Paysandú (W) Río Negro (W)
224-082	30/11/99	Paysandú (E)
225-083	21/11/98	Río Negro (W)
224-083	29/10/98	Río Negro (E)

Para la georeferenciación se adoptó el sistema de coordenadas planas local llamado Sistema Yacaré, el cual constituye la base de referencia de la cartografía desarrollada por el Servicio Geográfico Militar. El elipsoide asociado es Hayford 1909 y la proyección usada es Gauss con distancia en metros. Este es el sistema geodésico empleado en toda la cartografía terrestre uruguaya. El tratamiento de las imágenes satelitales se llevó a cabo mediante el uso del programa ArcView (versión 3.2), con las extensiones Image Analysis y Spatial Analyst.

Las imágenes Landsat/TM fueron corregistradas con diferentes coberturas vectoriales: límites departamentales, secciones censales, rutas, hidrografía, localidades (DIEA/ MGAP). Posteriormente se realizó el mosaico de las 4 imágenes Landsat TM y el corte de éstas según los límites departamentales. El resultado fue una escena georeferenciada para cada departamento (figuras 6 y7).

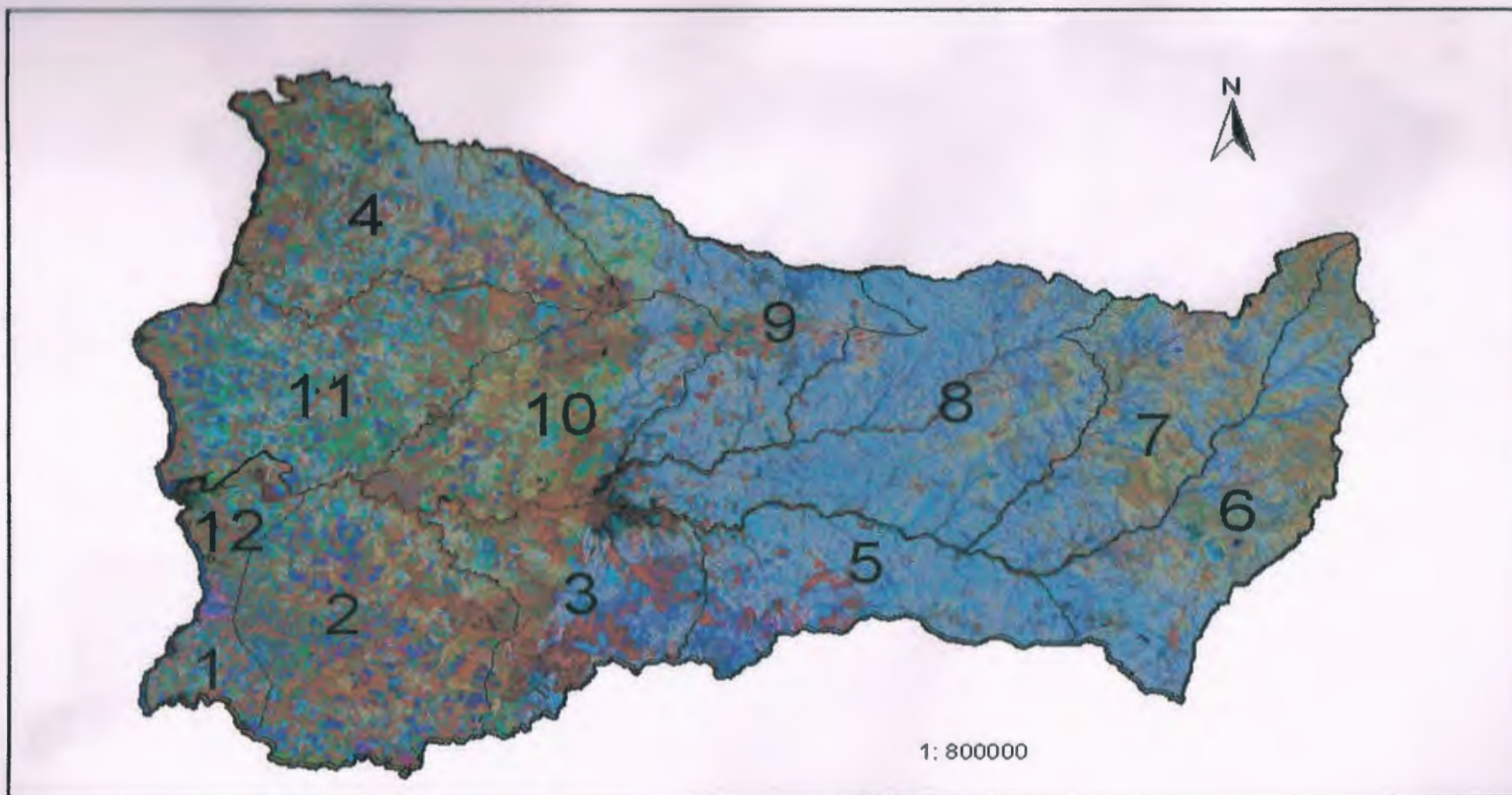


Figura 6. Mapa del departamento del Paysandú con las secciones censales Mosaico de las imágenes Landsat/Tm georeferenciadas.

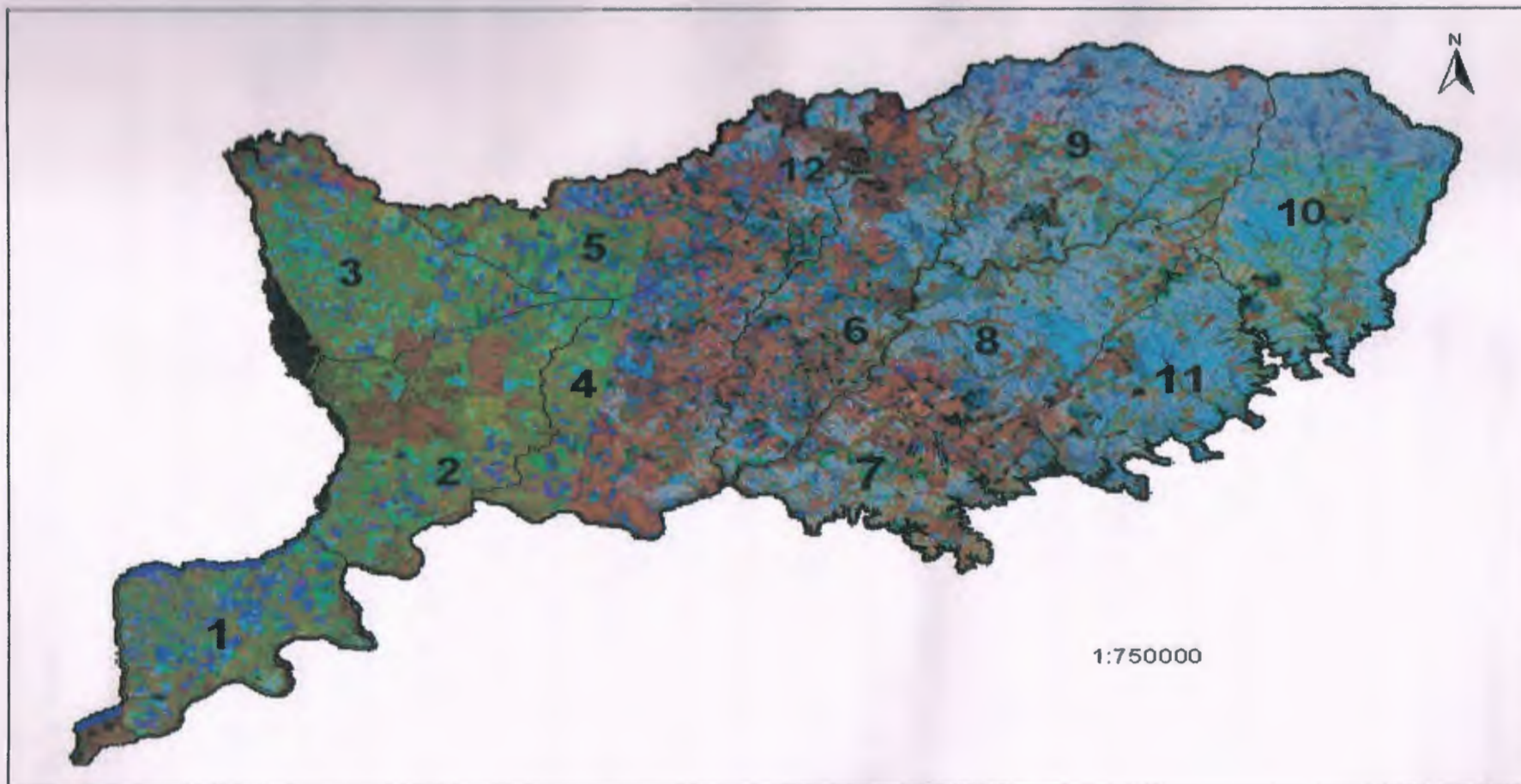


Figura 7. Mapa del departamento de Río Negro con las secciones censales
Mosaico de las imágenes Landsat/TM georeferenciadas.

La determinación del uso del suelo se realizó mediante la combinación de dos técnicas de clasificación: supervisada y no supervisada. Para la clasificación supervisada se tomaron áreas de entrenamiento seleccionadas en salidas de terreno e información aportada por productores forestales y las Cajas Notarial y Bancaria. Las clases que se determinaron fueron las siguientes: forestación, bosque nativo (en general de tipo de bosque ripario) y plantación de citrus. Se consideró conveniente la inclusión de la clase citrus ya que en la clasificación se produce una confusión de estas 3 clases debido principalmente a la similitud de la respuesta espectral de los ecosistemas arbóreos. Por esta razón se realizó una reclasificación con análisis de máscara para poder diferenciar mejor la respuesta espectral de las tres clases mencionadas. A su vez, los resultados obtenidos en la clasificación se compararon con los datos estadísticos disponibles proporcionados por la Dirección Forestal a nivel sección censal. Estos datos estadísticos fueron analizados desde 1975 hasta el año 1998 inclusive, considerando un supuesto de corte promedio de 15 años. A través de la clasificación de las imágenes Landsat/TM se obtuvo la descripción del uso del suelo para Paysandú y Río Negro. A partir de la cobertura con la clasificación de las unidades del suelo brindada por la Dirección de Suelos y Fertilizantes, se evaluó la relación entre los suelos y el uso forestal en el área de estudio. Las áreas no forestadas (cultivos anuales, praderas, pasturas implantadas) no fueron discriminadas en la clasificación realizada.

Es importante destacar que el mosaico incluyó imágenes de diferentes fechas, tres imágenes de 1998 y una imagen de 1999. Como el objetivo fue

realizar un mapa de uso forestal en el área de estudio y dado que la cobertura arbórea no varía demasiado en la primavera (de octubre a noviembre), se utilizaron dichas imágenes a pesar de la diferencia de fechas. La imagen de 1999 abarca principalmente la zona de Basalto por lo tanto el uso predominante en el área es de pradera natural.

II.3. RESULTADOS

La clasificación de las imágenes Landsat/TM mostró que las forestaciones se distribuyen fundamentalmente en la zona centro-oeste de cada departamento, coincidiendo con la cercanía a los centros poblados y sobretodo a las rutas nacionales N°3 y N°90 así como también el acceso a puertos fluviales como Fray Bentos, lo que facilita el comercio del producto. En las figuras 8 y 9 se observa el resultado de la clasificación de uso del suelo considerando las clases de interés (forestación, bosque nativo y citrus) para ambos departamentos.

El análisis de la heterogeneidad ambiental muestra que la superficie forestada (94.527 ha) en el área de estudio obtenida a partir de la clasificación de las imágenes, se distribuye en 95 parches. El tamaño promedio de estos parches es de 995 ha. El 33% (30.665 ha) de la superficie total forestada correspondió a parches de tamaño entre 2.000-5.000 ha, mientras que el 31% (29.588 ha) comprende parches de más de 10.000 ha (Figura 10). 44% de los parches de forestación corresponde a superficies menores a 300 ha (Figura 11).

70707



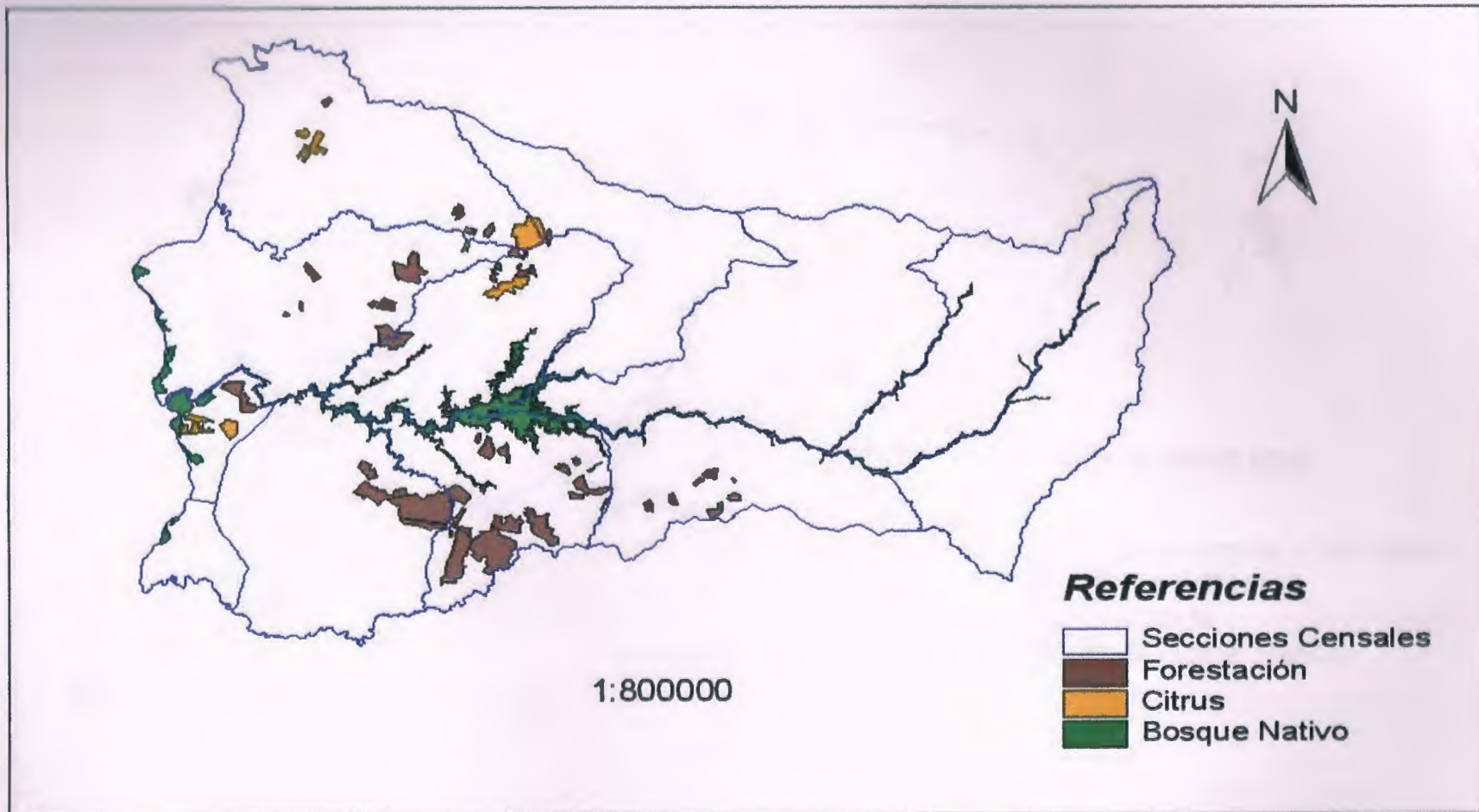


Figura 8. Mapa del departamento de Paysandú con las secciones censales.
Usos del suelo obtenidos a partir de la clasificación de imágenes Landsat/TM.
Usos del suelo de interés: forestación, citrus y bosque nativo.

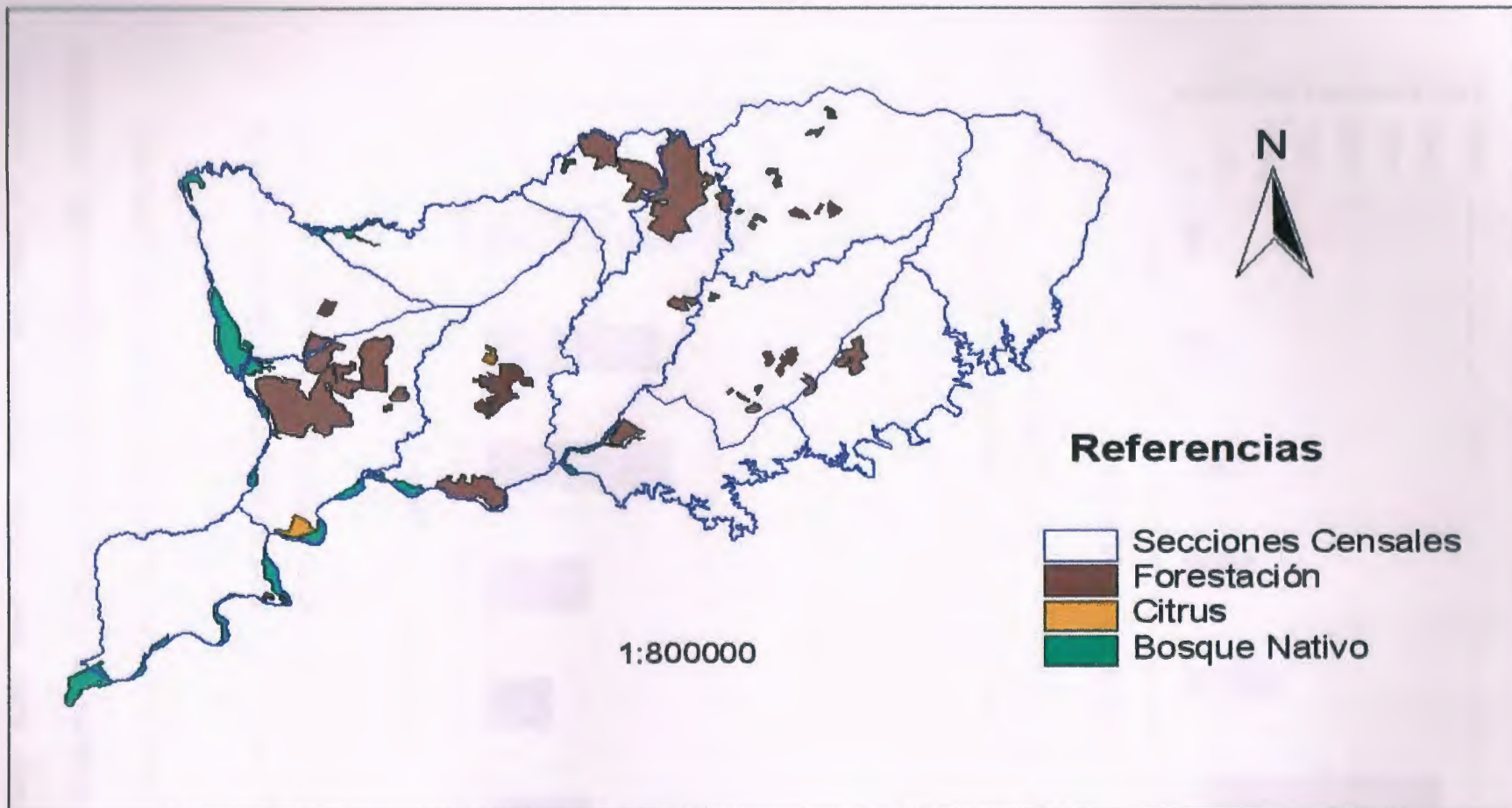


Figura 9. Mapa del departamento de Río Negro con las secciones censales.
Usos del suelo obtenidos a partir de la clasificación de imágenes Landsat/TM.
Usos del suelo de interés: forestación, citrus y bosque nativo.

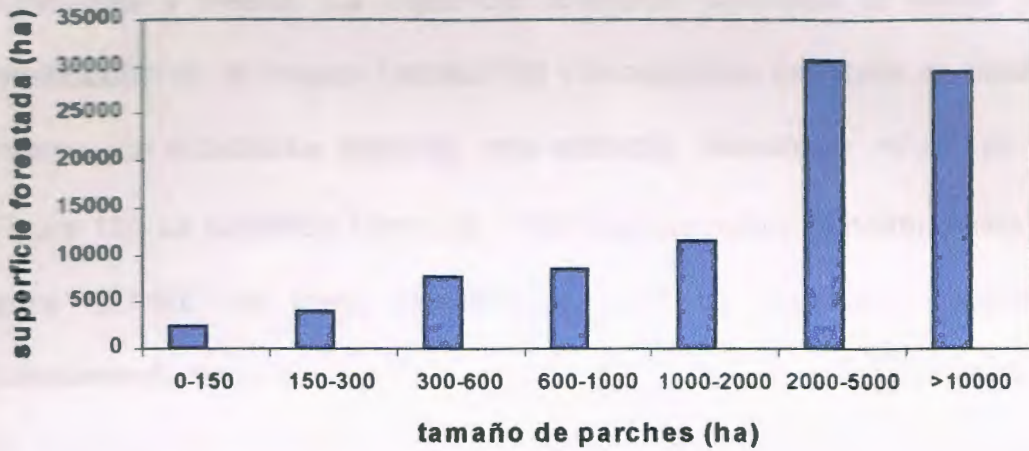


Figura 10. Distribución de la superficie forestada (ha) según el rango de tamaño de los parches en los departamentos de Paysandú y Río Negro.

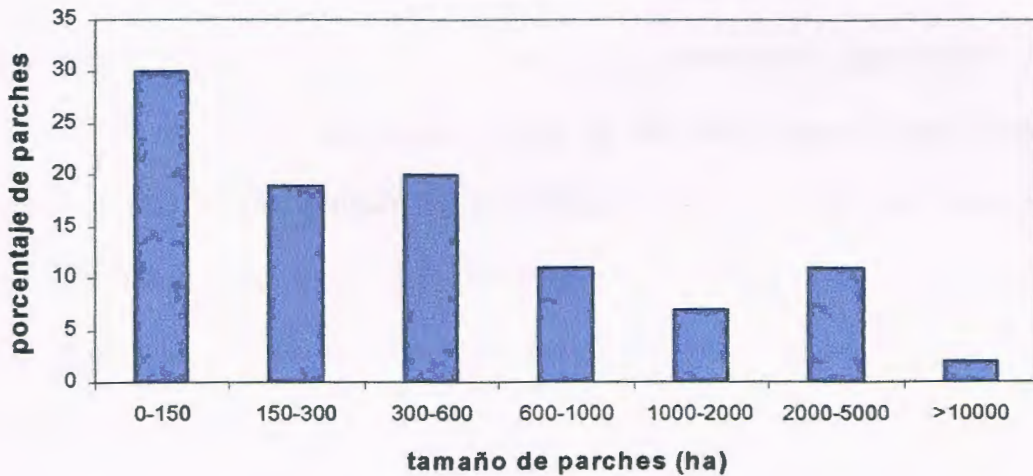


Figura 11. Porcentaje del número de parches forestados de acuerdo al rango de tamaños en los departamentos de Paysandú y Río Negro.

Los resultados obtenidos en las clasificaciones de las imágenes fueron evaluados comparándolos con la información estadística de la superficie forestada a nivel de sección censal para cada departamento. Esta

información disponible para el año 1998 es la base de datos de los proyectos forestales registrados en la Dirección Forestal del Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. La superficie forestada calculada a través de la clasificación de la imagen Landsat/TM y la superficie forestada en base a la información estadística presenta una estrecha relación ($r^2 = 0,87$, $p < 0,05$, Figura 12). La superficie forestada considerando ambos departamentos varió entre 127.600 ha (área calculada a partir de los datos estadísticos considerando turno de corte de 15 años) a 95.527 ha (superficie obtenida de la clasificación de las imágenes). En la Figura 13 se puede visualizar espacialmente la diferencia porcentual entre la superficie forestada a partir de ambas fuentes para cada una de las secciones censales/departamento. En Paysandú las secciones censales que mostraron diferencias fueron la N° 2 y 3, en la primera sección se observó un 1% más de forestación en la clasificación de la imagen, por el contrario en la sección 3 se determinó un 7% más de superficie forestada a partir de los datos estadísticos. Para el depto. de Río Negro también se observaron dos secciones que mostraron mayores diferencias, la sección N° 6 que presenta un aumento del área forestada de un 7% según la imagen satelital mientras que la sección N° 12 muestra un 7% más de forestación pero según las estimaciones estadísticas.

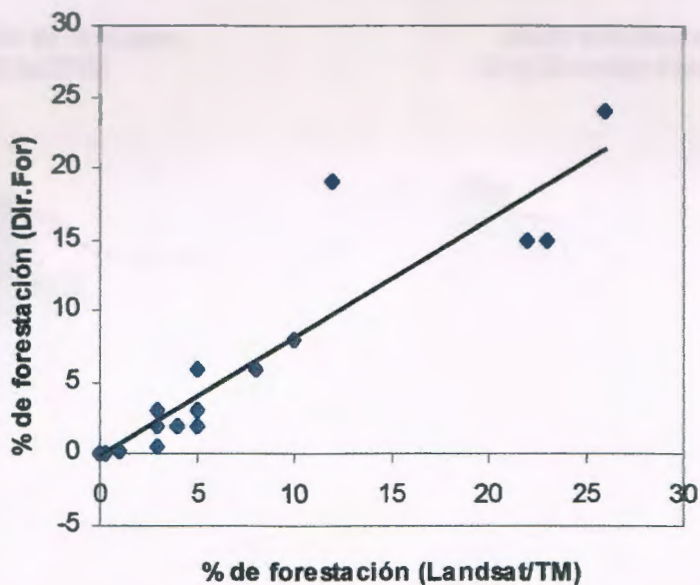
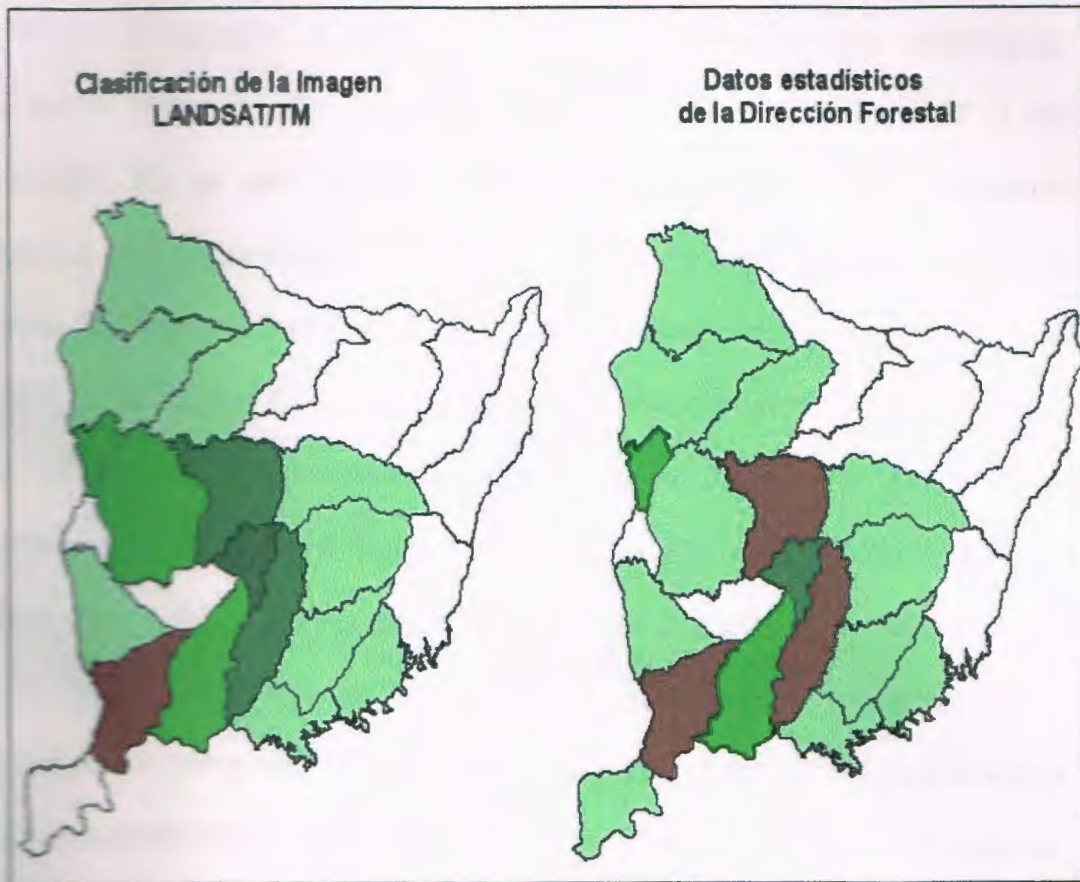


Figura 12. Relación entre el % de forestación calculado por la clasificación de la imagen Landsat (TM) y el % de forestación según datos estadísticos de la Dirección Forestal. Los puntos corresponden a las secciones censales de los deptos. de Paysandú y Río Negro para el año 1998 ($r^2 = 0,87$, $p < 0,05$)



Referencias

% superficie forestada (1998)

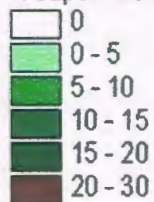


Figura 13. Mapa del área de estudio con las secciones censales, donde se observa la diferencia entre el % de forestación calculado por la clasificación de la imagen Landsat/TM y el % de forestación según datos estadísticos de la Dirección Forestal.

A comienzo de la década del '80 según la Dirección Forestal, tanto en Paysandú como Río Negro, todas las secciones censales presentaban menos de 1% de forestación. A partir de 1990 se observó un leve incremento alcanzando hasta un 5% (como por ejemplo la sección censal N° 3 de Paysandú). En el año 2000, en ambos departamentos se identificaron secciones que presentaban entre el 15 y 30 % de área forestada. El área máxima de forestación en Paysandú se ubicó en las secciones censales N° 3 con 25% y N° 12 con 8%, mientras que en el departamento de Río Negro se encuentran superficies forestadas aún mayores como por ejemplo las secciones N°2, N°6 y N°12 que presentan 28%, 23% y 15% respectivamente (Figura 14). Las secciones con mayor cambio corresponden claramente a suelos de "prioridad forestal" mientras que aquellas que presentan bajos porcentajes de forestación (fundamentalmente para Paysandú) corresponden a suelos superficiales de Basalto con un uso netamente ganadero (Figura 4). El 86% de la superficie forestal se encuentra sobre suelos con aptitud forestal, estos suelos consideran a las categorías de suelos clasificados por la Comisión Nacional de Estudios Agro-económicos de la Tierra (CONEAT-grupos: 9.1, 9.2, 9.3, 9.6 y 09.3). Existen dos unidades de suelo (Algorta y Tres Bocas) que presentan 25 y 27% de superficie forestada respectivamente (Figura 4). El 36% (34.516 ha) de la superficie forestada se distribuye sobre la unidad Algorta, mientras que el 23% (21.918 ha) sobre la unidad de Tres Bocas. Estas unidades corresponden a argisoles arenosos como suelos dominantes, con baja a muy baja fertilidad, con riesgo de erosión y degradación de la estructura.

En el año 2000, según las estimaciones estadísticas de la Dirección Forestal, el porcentaje de forestación alcanzaba 4,5 (63.165 ha) y 9% (80.999 ha) en Paysandú y Río Negro respectivamente (Figura 15).

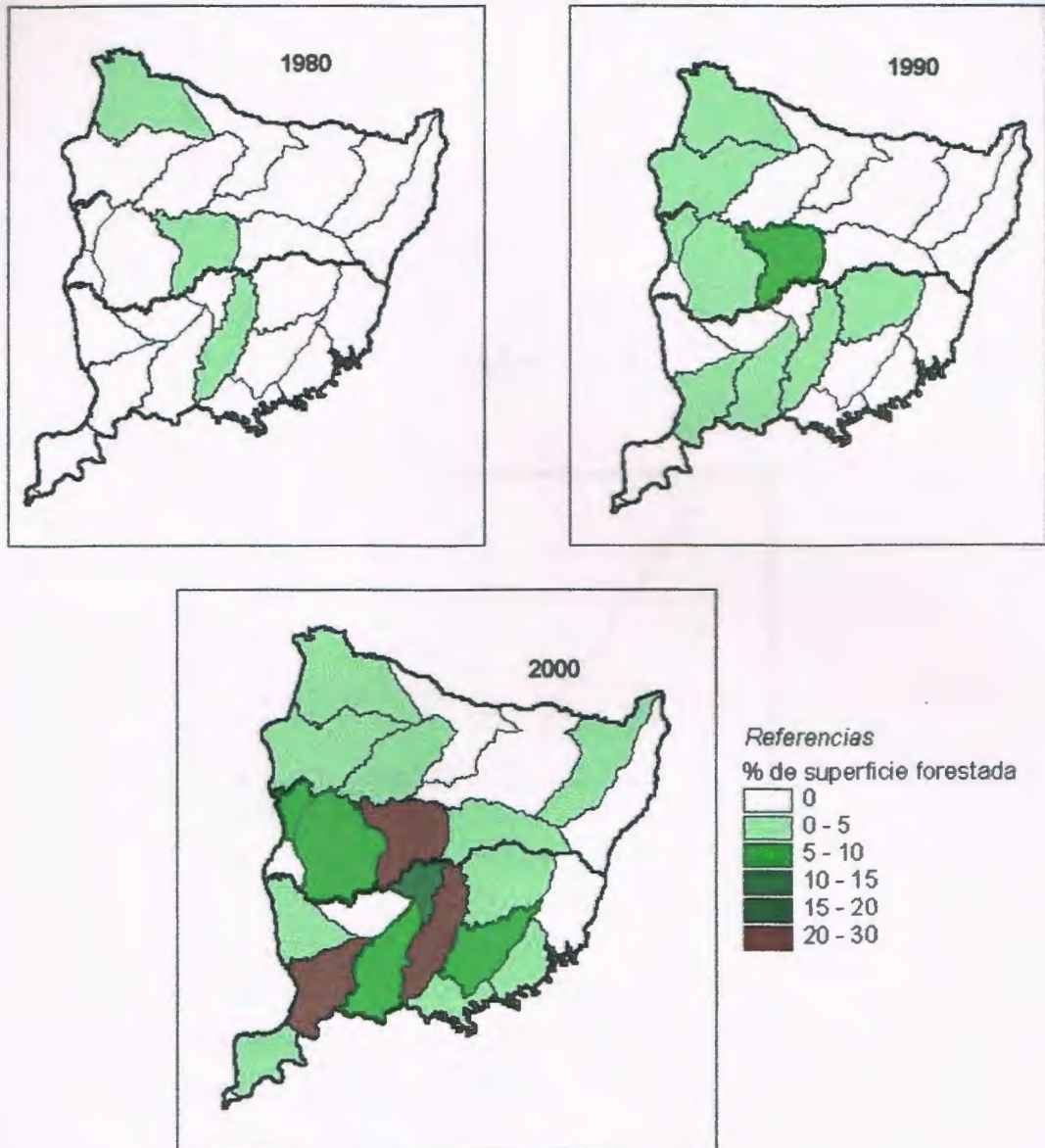
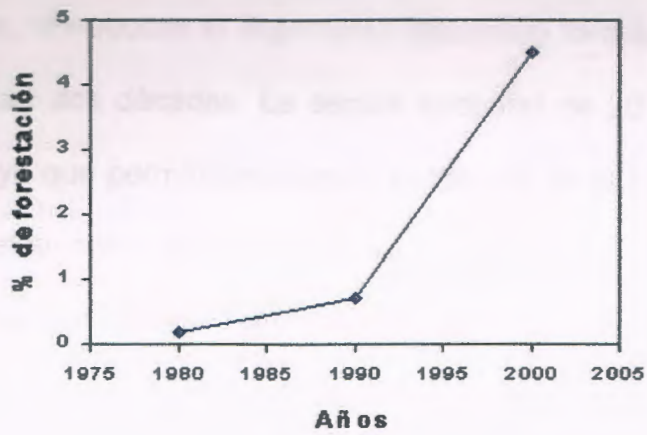


Figura 14. Mapa del área de estudio con las secciones censales, donde se observa la dinámica temporal del % de forestación según datos estadísticos de la Dirección Forestal (1980-2000)

a)



b)

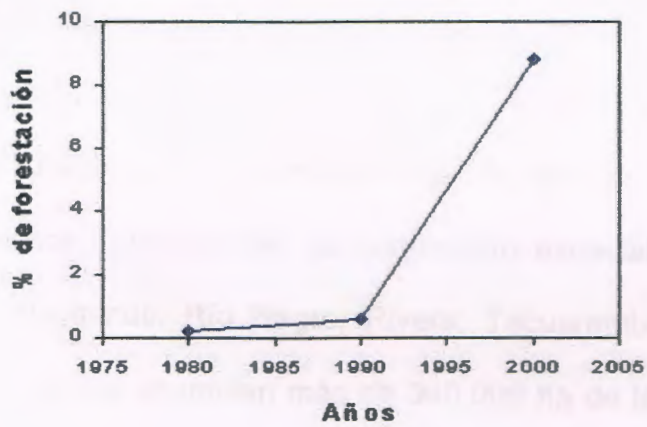


Figura 15. Dinámica en el tiempo del % total de forestación:
a) en el Depto. de Paysandú; b) en el Depto. de Río Negro.

II.4. DISCUSION

Tanto el análisis de datos estadísticos obtenidos de instituciones competentes en el rubro forestal, como los resultados de las técnicas de percepción remota, corroboran el importante desarrollo forestal de la región litoral en las últimas dos décadas. La escala temporal de 20 años utilizada facilitó el análisis ya que permitió evaluar la incidencia de la Ley Forestal N° 15.939 (1987) en el aumento de esta actividad.

Para el departamento de Paysandú la superficie forestada pasó del 0,7% en 1990 al 4,5% para el año 2000, mientras que para Río Negro el porcentaje en 1990 era de 0,6 y aumentó hasta el 9%. Este comportamiento se refleja también a nivel nacional ya que la superficie actual de forestación es tres veces y media la de 1990, más de 473.000 ha de plantaciones forestales han sido establecidas en el marco de la Ley de Promoción Forestal (MGAP 2000a). Dichas plantaciones se concentran especialmente en los departamentos de Paysandú, Río Negro, Rivera, Tacuarembó y Lavalleja. Estos cinco departamentos acumulan más de 340.000 ha de las 473.000 ha plantadas al amparo de la Ley (MGAP 2000a).

Aunque existen ciertas diferencias entre los resultados y los datos estadísticos de la Dirección Forestal, se observa claramente el aumento de la superficie forestada tanto a nivel departamental como de las secciones censales. Las diferencias que existen entre los datos obtenidos a partir de ambas fuentes son de aproximadamente 30.000 ha, lo que equivale alrededor del 23% del área declarada en la Dirección Forestal. Las principales fuentes de discrepancia derivan de imprecisiones en los datos estadísticos así como también de la confiabilidad en la clasificación del uso forestal en la imagen

satelital. La metodología de obtención de la información estadística fue a través de los proyectos forestales, los cuales son registrados por los productores rurales ante el organismo competente (Dirección Forestal) para la obtención de los subsidios contemplados por la Ley Forestal. Esto proporciona de por sí cierta incertidumbre, ya que las estadísticas dependen de las declaraciones confiables de los actores involucrados. Esto en parte podría estar explicando la diferencia entre las áreas declaradas frente a la Dirección y aquellas que están en realidad implantadas. Cabe destacar que estas discrepancias en la superficie forestada también pueden deberse al supuesto de turno de corte que se asumió para analizar los datos de la Dirección Forestal. El mismo fue de 15 años ya que se promedió los dos turnos de cortes frecuentes: 10 y 20 años.

Para entender las discrepancias se debe considerar además las características propias de los proyectos forestales. A pesar que la mayoría de dichos emprendimientos son implantados en el marco de la Ley de Promoción Forestal, existen emprendimientos que no reciben apoyo estatal pero que sin embargo el rubro forestal constituye una opción para los productores agropecuarios o industriales. Esto se puede corroborar observando la información aportada por el Censo Agropecuario del 2000, donde se muestra las explotaciones que tienen superficie forestada con apoyo de la ley y sin apoyo. Considerando toda el área de estudio existen alrededor de 27.000 ha de plantaciones forestales sin apoyo estatal (MGAP 2000a).

Por otro lado es importante resaltar la situación particular del cultivo forestal al momento de la observación. Al considerar todas las especies y edades forestales se podría generar ruido en la clasificación ya que se

estarían incluyendo grandes diferencias en las longitudes de onda reflejadas dependiendo del desarrollo del cultivo (Chuvienco 1990).

La clasificación de imágenes Landsat/TM permitió sin embargo, obtener estimaciones de la superficie forestada altamente correlacionada con los datos de la Dirección Forestal. Estos resultados sugieren que las técnicas de sensores remotos son apropiados para monitorear cambios en la forestación y analizar los patrones espaciales de la superficie cultivada.

La aproximación basada en imágenes Landsat/TM permite además una descripción detallada de otros aspectos no considerados en las estadísticas como por ejemplo distribución y tamaños de los parches y la ubicación de las forestaciones en las diferentes unidades de suelo. La fragmentación de los paisajes naturales puede ser descrita a partir de los atributos de los parches tales como número, tamaño, forma y grado de aislamiento de los mismos (Forman y Godron 1986). En este caso en particular la matriz que rodea a la forestación principalmente se compone de ecosistemas de pradera y en menor medida de áreas agrícolas. El 31% de la superficie forestada se concentra en parches de más de 10.000 ha mientras que el 33% comprende parches entre un rango de 2.000 a 5.000 ha. El área promedio fue de 995 ha. La relación perímetro/área de los parches de plantaciones permite determinar la influencia de la matriz circundante (Forman y Godron 1986). Los parches pequeños tienen una relación perímetro/área mayor que los parches grandes, lo cual significa una mayor influencia, llamándose al conjunto de los efectos de la matriz sobre un parche como "efecto borde". Este efecto puede llegar a ser importante si los fragmentos son alargados o de formas irregulares. Esto se debe a que,

independientemente de su tamaño, los parches irregulares también poseen una relación perímetro/área mayor que parches más regulares (Bustamante y Grez 1995). El caso del área de estudio la forestación se desarrolla fundamentalmente en grandes parches con bordes relativamente homogéneos.

A las ventajas de las técnicas de teledetección antes mencionadas, se debe sumar la economía del esfuerzo de recolección de datos y la independencia de declaraciones de los actores involucrados. Según Skole y Tucker (1993) tanto la escala espacial como temporal que brindan las imágenes satelitales Landsat/TM facilitan la evaluación de los ecosistemas forestales y el monitoreo de procesos como la deforestación y fragmentación del hábitat. A partir de esta metodología se podría determinar el arreglo espacial y temporal de los diferentes usos del suelo en un área determinada, que maximice simultáneamente objetivos productivos y de conservación, manteniendo la diversidad de hábitats y las conexiones entre parches, preservando así la estabilidad del sistema (Forman 1995).

Un impacto negativo que provocarían las plantaciones forestales extensivas es a nivel del paisaje mediante la modificación de la "percepción ambiental" ya que se pasa de un ambiente de vegetación de pradera a un paisaje de bosques artificiales monoespecíficos (Pérez Arrarte 2000).

Además de las posibles consecuencias ecológicas de la distribución espacial, la característica del uso forestal (estableciendo grandes extensiones de tierra con un mismo fin) implica un impacto socio-económico ya que produce una modificación en el campo uruguayo en materia de tenencia de la tierra y tipo de manejo. Actualmente se observan grandes plantaciones

comerciales que se distribuyen en pocas manos y en muchos casos extranjeras, en su mayoría empresas transnacionales (Carrere 1993; Pérez Arrarte 2000). Estos emprendimientos se caracterizan por tener un alto grado de especialización en la actividad forestal (MGAP 2000a).

La distribución de los emprendimientos forestales en el área estudiada está claramente concentrada en los suelos de prioridad forestal, el 86% de la superficie implantada se encuentra sobre estos suelos.

En el área de estudio, las dos unidades de suelo que presentan más forestación son Algorta y Tres Bocas, con 24% y 27% de su superficie bajo uso forestal respectivamente. Las características que presentan los suelos de estas unidades (fertilidad media a baja- muy baja y drenaje imperfecto) aumentan el riesgo de erosión y degradación de la estructura. Sumado a las características intrínsecas de los suelos, el tipo de manejo forestal implica de por sí compactación del suelo debido al uso de maquinaria pesada, un exceso de labores de preparación (Costa 1990; Ceccon y Martínez-Ramos 1999), y a la exposición del suelo desnudo durante los primeros años de la plantación.

III.1. INTRODUCCION

La evaluación de los posibles impactos del cambio global sobre los ecosistemas terrestres debe basarse en el conocimiento de la estructura (patrones) y el funcionamiento (procesos) de estos ecosistemas. Los datos satelitales han sido utilizados desde hace algunos años para evaluar aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas. Los sensores remotos constituyen un valioso auxiliar en el estudio de los patrones de uso del suelo, en la evaluación de su dinámica y en el estudio de su impacto sobre el funcionamiento ecosistémico (Tucker et al. 1985, Gamon et al. 1995; Paruelo y Golluscio 1994; Paruelo et al. 2001a). Además proveen la base de una caracterización de la cobertura global terrestre internamente consistente, repetible en el tiempo y más confiable que los datos de campo (Defries y Townshend 1999).

Entre las numerosas plataformas disponibles, los satélites de la serie NOAA/AVHRR (National Oceanic and Atmospheric Administration/ Advanced Very High Resolution Radiometer) tienen la ventaja de permitir una cobertura simultánea de todo el planeta. En las últimas décadas, las imágenes NOAA han sido usadas para distinguir diferentes tipos de ecosistemas y su funcionamiento y generar clasificaciones globales y regionales de la cobertura terrestre (Tucker et al. 1985; Fischer et al. 1996). Esto se logra mediante el uso de índices espectrales que representan la actividad fotosintética de la vegetación. El índice usado más frecuentemente es el Índice Verde Normalizado (IVN), el cual es una combinación de la reflectancia en el rojo e infrarrojo cercano mediante la siguiente ecuación: $(IR - R) / (IR + R)$. Esto se basa en la reflectancia diferencial de los tejidos fotosintéticos en estas

bandas. Las hojas verdes reflejan una pequeña proporción de la radiación incidente en las bandas del rojo (debido a la absorción de la clorofila) y una alta proporción en las bandas del infrarrojo cercano (debido fundamentalmente a la ausencia de pigmentos altamente absorbentes y a la estructura esponjosa del mesófilo) (Guyot 1990).

Varios estudios han sugerido la existencia de una relación positiva entre el IVN, la biomasa y la Producción Primaria Neta Aérea (PPNA) para diferentes áreas geográficas y ecosistemas (Goward et al. 1985; Tucker et al. 1985; Box et al. 1989; Paruelo et al. 1997). Mc Naughton et al. (1989) sugieren que la Producción Primaria Neta Aérea (PPNA) es un estimador integrador de la función del ecosistema ya que tiene una relación con el flujo de energía a los herbívoros y además regula el flujo de minerales y gases entre la atmósfera y la biosfera (Mooney 1991). Desde el punto de vista del uso de las praderas, la cantidad y estacionalidad de la producción primaria determinan la disponibilidad de forraje, limitan la capacidad de carga de herbívoros y condicionan las estrategias de manejo.

El uso de las mediciones radiométricas presentan ventajas frente a otras metodologías utilizadas comúnmente en las estimaciones de la PPNA. Por ejemplo la cosecha de biomasa en praderas (Laurenroth et al. 1986) tiene mayor costo en tiempo y esfuerzo y la escala espacio-temporal es más restringida. En cambio el uso de datos espectrales es una opción más rápida y no destructiva cubriendo grandes áreas con una alta resolución temporal.

En el Uruguay, el ecosistema más representativo, con alto valor ecológico y económico es la pradera natural. Históricamente, ésta ha sido considerablemente transformada en particular por la introducción del ganado

y en menor proporción por el reemplazo por cultivos. La estructura de la pradera presenta dos estratos: una matriz herbácea (altura < 5 cm) y un grupo de especies menos abundantes formado por maciegas de pastos más duros y pequeños arbustos o subarbustos leñosos (Altesor 2002). La riqueza de especies se ha estimado en alrededor de 2000 (Del Puerto 1967) y para el grupo de las gramíneas aproximadamente 400. De acuerdo a su ciclo de vida las especies perennes son las más abundantes en las praderas naturales, mientras que las anuales son escasas, aunque en condiciones de alta degradación o sobre suelos muy superficiales se vuelven abundantes (Rosengurtt 1944). Desde 1990 a partir de incentivos gubernamentales, el incremento de cultivos forestales fue dramático. Estas plantaciones (principalmente de *Pinus sp.* y *Eucalyptus sp.*) reemplazaron la pradera natural co-dominada por gramíneas C₃ y C₄, situación bastante inusual en el resto del mundo.

En este capítulo se buscó responder: ¿cómo afecta la forestación a la dinámica de las ganancias de carbono? Para ello se analizaron los patrones temporales y espaciales de la PPNA, principal vía de ingreso de carbono y energía (Odum 1971). La zona estudiada fue el litoral oeste, región donde la forestación ha aumentado 300% en la última década. El IVN derivado de los satélites NOAA/AVHRR se utilizó como indicador de la PPNA. La escala espacial básica fue la sección censal de los departamentos de Paysandú y Río Negro durante un período de 20 años.

III.2. MATERIALES Y METODOS

Se utilizó el índice verde normalizado (IVN) determinado a partir de las imágenes del satélite meteorológico NOAA/AVHRR para caracterizar la función del ecosistema. El IVN fue calculado a partir de la combinación de datos espectrales del canal 1 (rojo: 580-680 nm) y canal 2 (infrarrojo cercano: 725-1100 nm) mediante la siguiente ecuación: $(\text{canal 2} - \text{canal 1}) / (\text{canal 1} + \text{canal 2})$. La vegetación verde muestra una reflectancia diferencial en estas dos bandas. Las superficies fotosintéticamente activas reflejan una gran proporción de la radiación incidente en la banda del infrarrojo y una baja proporción en la banda del rojo. Se utilizó un banco de imágenes desarrollado por el programa Pathfinder de la NASA. Las escenas tienen una resolución espacial (tamaño del pixel) de 8 x 8 km. La cobertura temporal del banco de imágenes abarca el período comprendido entre 1981 y 2000. Se utilizaron imágenes decádicas es decir un compuesto del máximo valor de IVN para 10 días de la serie temporal, obteniéndose así 36 imágenes por año. Este compuesto minimiza distorsiones atmosféricas y geométricas sobre los valores de reflectancia. El tratamiento de las imágenes satelitales se llevó a cabo mediante el uso del programa ArcView (versión 3.2), fundamentalmente con las extensiones Image Analysis y Spatial Analyst.

De la curva estacional del IVN se derivaron tres atributos: la integral anual del IVN (IVN-I)), el rango relativo (RREL) y la fecha de máximo IVN (FMAX) (Figura 16). Estos tres atributos caracterizan en gran parte la heterogeneidad espacial de la curva del IVN (Tucker et al 1985; Paruelo y

Lauenroth 1995) y además captan importantes características del funcionamiento ecosistémico (Nemani y Running 1997; Paruelo y Lauenroth 1998).

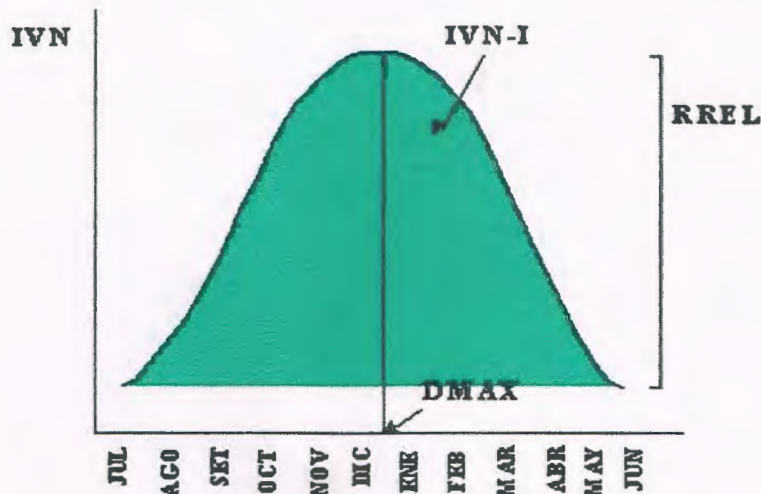


Figura 16. Tendencia estacional idealizada del IVN mostrando los atributos derivados para el análisis: la integral anual del IVN (IVN-I), el rango relativo ((máximo del IVN- mínimo de IVN)/ IVN-I) (RREL) y la fecha de máximo IVN (FMAX).

La recopilación y análisis de los datos, se efectuó a nivel de secciones censales para ambos departamentos (Figura 17). La integral anual fue calculada resumiendo el producto del promedio del IVN para cada año para el período 1981-1999. La integral anual del IVN es un buen estimador de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel (Sellers et al. 1992) y por lo tanto de la producción primaria (Prince 1991; Paruelo et al. 1997). El rango relativo de IVN corresponde a la diferencia entre el máximo y el mínimo IVN registrado en el año, dividido por la integral anual del

IVN. La fecha de máximo IVN corresponde al mes que muestra la mayor frecuencia en el pico de IVN para el período analizado. El rango relativo y la fecha de máximo IVN captan aspectos esenciales de la estacionalidad en la ganancia de carbono (Paruelo y Lauenroth 1998; Paruelo et al. 2001b).

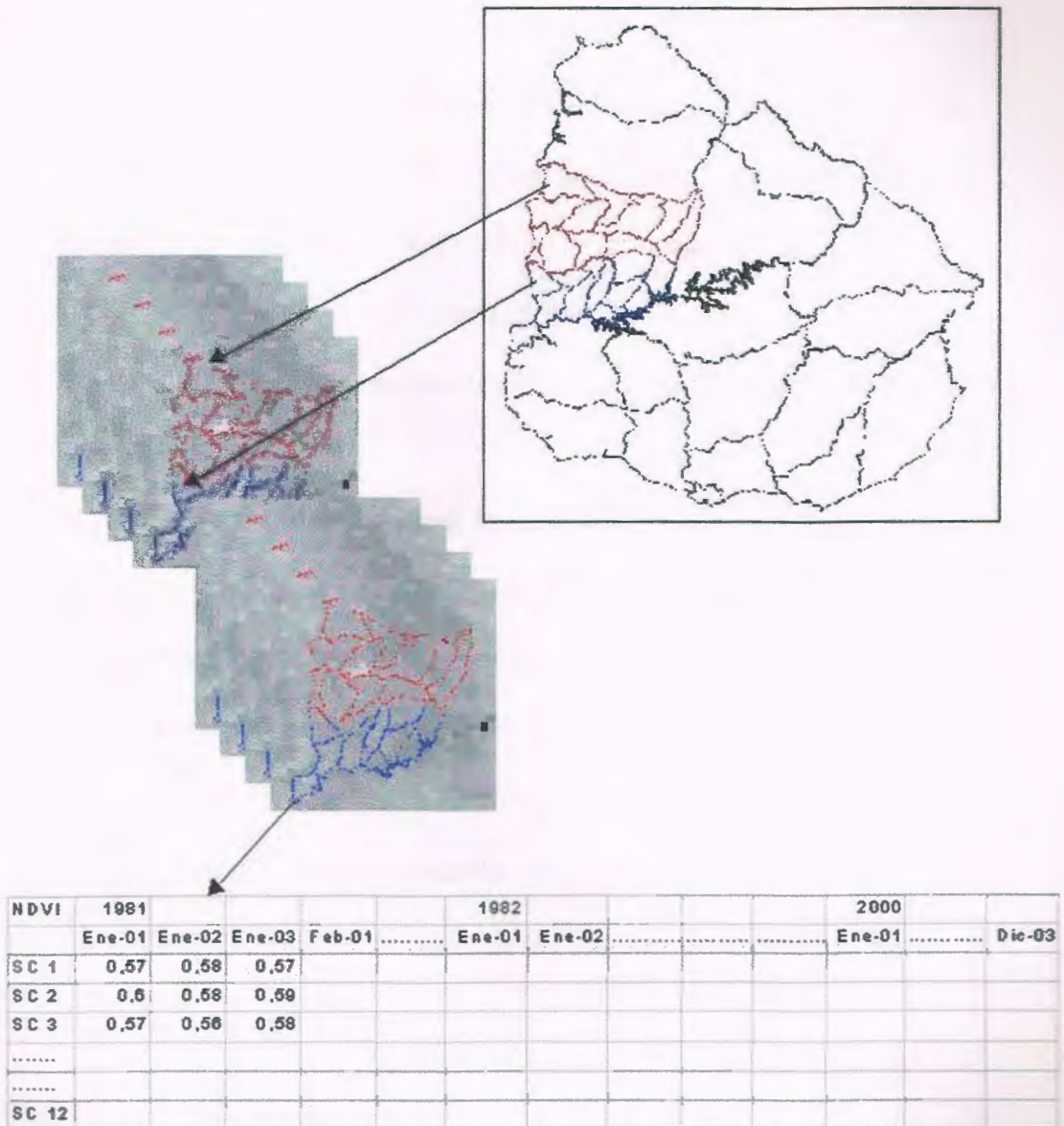


Figura 17. Análisis de las imágenes NOAA/AVHRR, obtención de los compuestos decádicos a partir de las imágenes diarias y finalmente el cálculo de los tres atributos de la curva estacional del IVN: integral anual, rango relativo y fecha de máximo IVN.

Para cada atributo, se promediaron los valores de los pixeles incluidos en cada sección censal a lo largo de todo el periodo, así como también agrupando los datos en dos periodos: 1981-1983 y 1997-1999.

Las pendientes de las regresiones entre los atributos y los porcentajes de forestación representan las tasas de cambio correspondientes a cada uno de los atributos (IVN-I, RREL y FMAX).

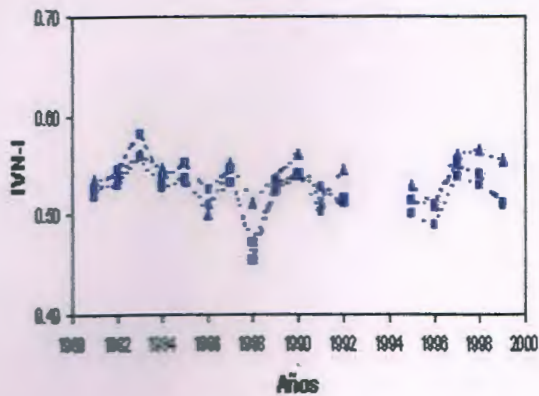
Finalmente, se caracterizó la variabilidad interanual de la integral del IVN. Para ello se calculó el coeficiente de variación de IVN-I (desvío standard/promedio) para los 19 años analizados y se exploró su relación con la tasa de cambio de la superficie forestada. Los coeficientes de variación proveen una medida de cuán variable a nivel espacio-temporal es la curva de la integral anual del IVN entre los años.

Los cálculos se realizaron a escala anual para cada año considerando el período entre julio-junio. Cabe destacar que por errores en las imágenes no se usó el período comprendido entre julio 1993 y junio 1995.

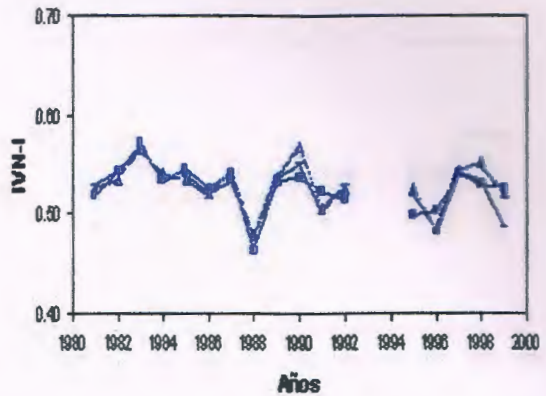
Los análisis estadísticos se realizaron mediante el uso del programa Microcal Origin (versión 3.5), usando la IVN-I como la variable dependiente y el porcentaje de forestación como variable independiente. El intervalo de confianza para evaluar el nivel de relación entre ambas variables fue de $p=0,95$.

III.3. RESULTADOS

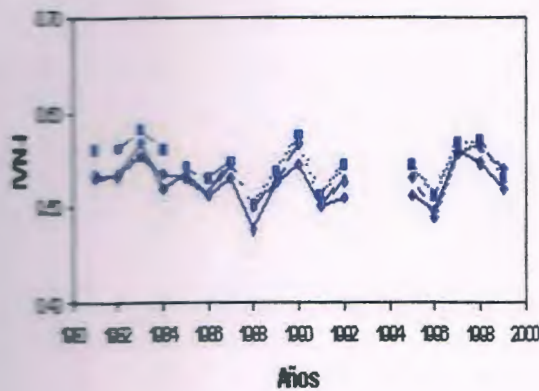
La integral del IVN de las secciones censales para ambos departamentos varía entre valores de 0,47 y 0,68 a lo largo del período estudiado. Las secciones que poseen más actividad forestal son aquellas que presentan valores más altos de IVN (Figuras 18 y 19). Los resultados del análisis de los atributos de la curva estacional del IVN (la integral anual (IVN-I) y el rango relativo (RREL)) considerando los períodos 1981-1983 y 1997-1999, muestran que el IVN-I a escala departamental para Río Negro presenta valores promedios de 0,55 para el primer período y aumenta a 0,58 para el segundo período mientras que el promedio del RREL manifiesta un descenso de 0,47 a 0,39 respectivamente. Sin embargo no ocurre lo mismo para el depto. de Paysandú donde los valores promedio de IVN-I se mantienen constantes en 0,55 para ambos períodos y el RREL presenta un aumento de 0,50 a 0,55. A escala de las secciones censales, aquellas que presentan mayores porcentajes de superficie forestada, muestran un gran incremento en los valores promedios de la IVN-I y una disminución del RREL (Figuras 20 y 21). Por ejemplo para Paysandú, la sección censal N°3 (con 25% de forestación) para el primer período presenta un valor promedio de IVN-I de 0,54 y aumenta en el segundo período a 0,59 mientras que el promedio del RREL decrece de 0,61 a 0,47 (Figura 20 a) y b)). En el caso de Río Negro se observa el mismo comportamiento. Por ejemplo la sección N°2 la cual presenta el mayor porcentaje de superficie forestada (28%), el promedio de la IVN-I pasó de 0,56 a 0,63 y el RREL de 0,40 a 0,37 (Figura 21 a) y b)).



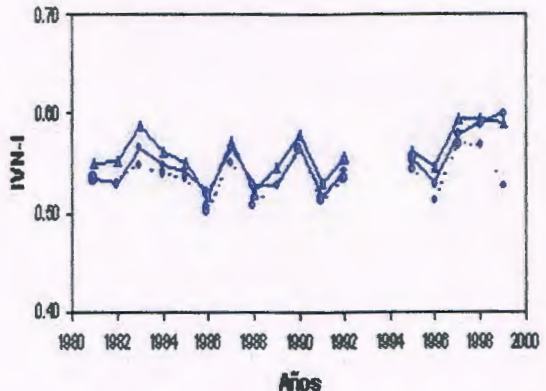
▲ 1 • 6 ■ 8



—●— 9 —■— 7 ▲ 4



—■— 10 —●— 11 —▲— 5



—■— 2 • 12 —▲— 3

Figura 18. Integral del NDVI en el período 1981-1999 por secciones censales Depto. de Paysandú: a) SC 1 (0% de forestación), SC 6 (0,05% de forestación), SC 8 (0,4% de forestación); b) SC 9 (0,4% de forestación), SC 7 (2% de forestación), SC 4 (4% de forestación); c) SC 10 (4% de forestación), SC 11 (4% de forestación), SC 5 (5% de forestación); d) SC 2 (6% de forestación), SC 12 (8% de forestación), SC 3 (25% de forestación).

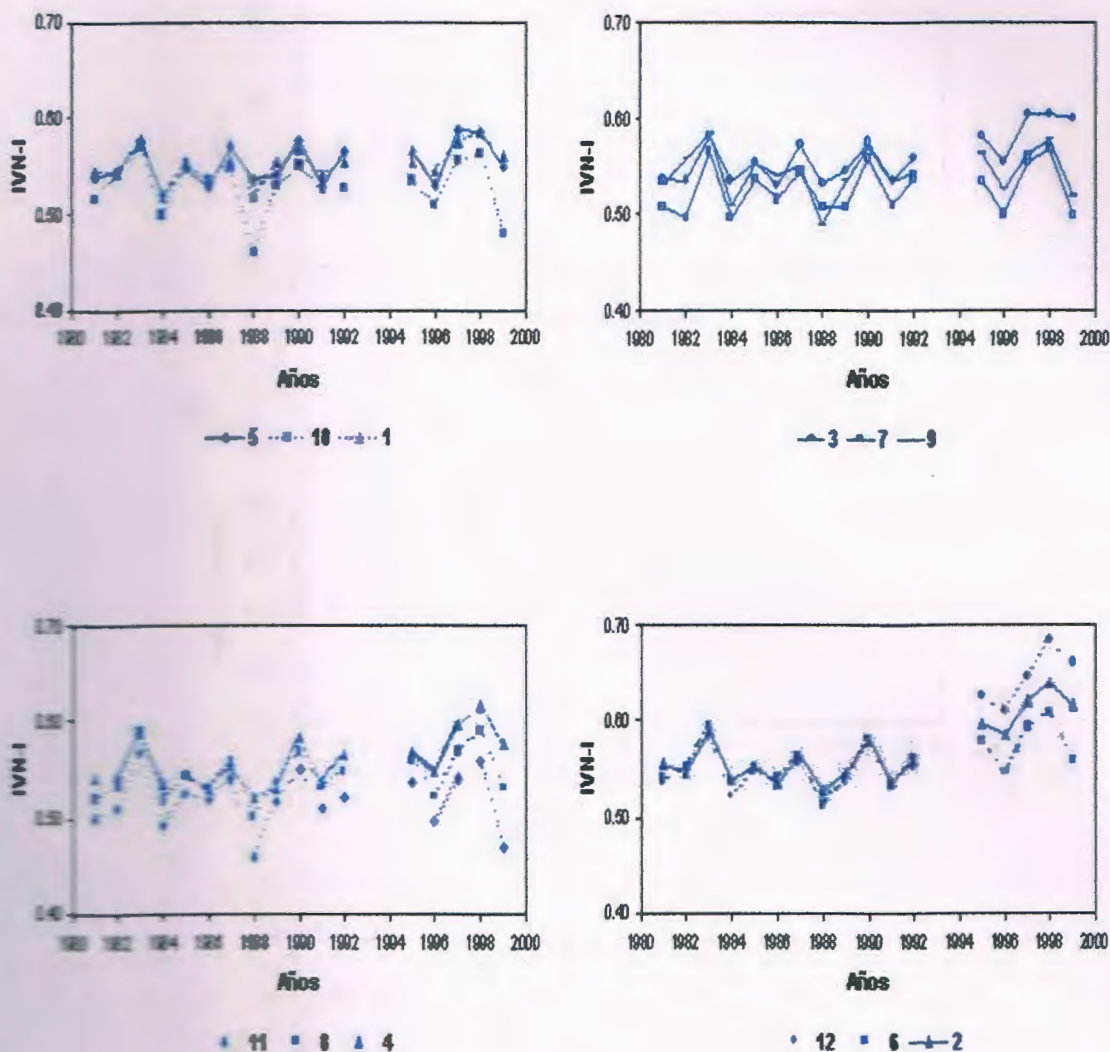


Figura 19. Integral del NDVI en el período 1981-1999 por secciones censales Depto. de Río Negro: a) SC 5 (0% de forestación), SC 10 (0,1% de forestación), SC 1 (2% de forestación); b) SC 3 (3% de forestación), SC 7 (4% de forestación), SC 9 (5% de forestación); c) SC 11 (5% de forestación), SC 8 (6% de forestación), SC 4 (10% de forestación); d) SC 12 (15% de forestación), SC 6 (23% de forestación), SC 2 (28% de forestación).

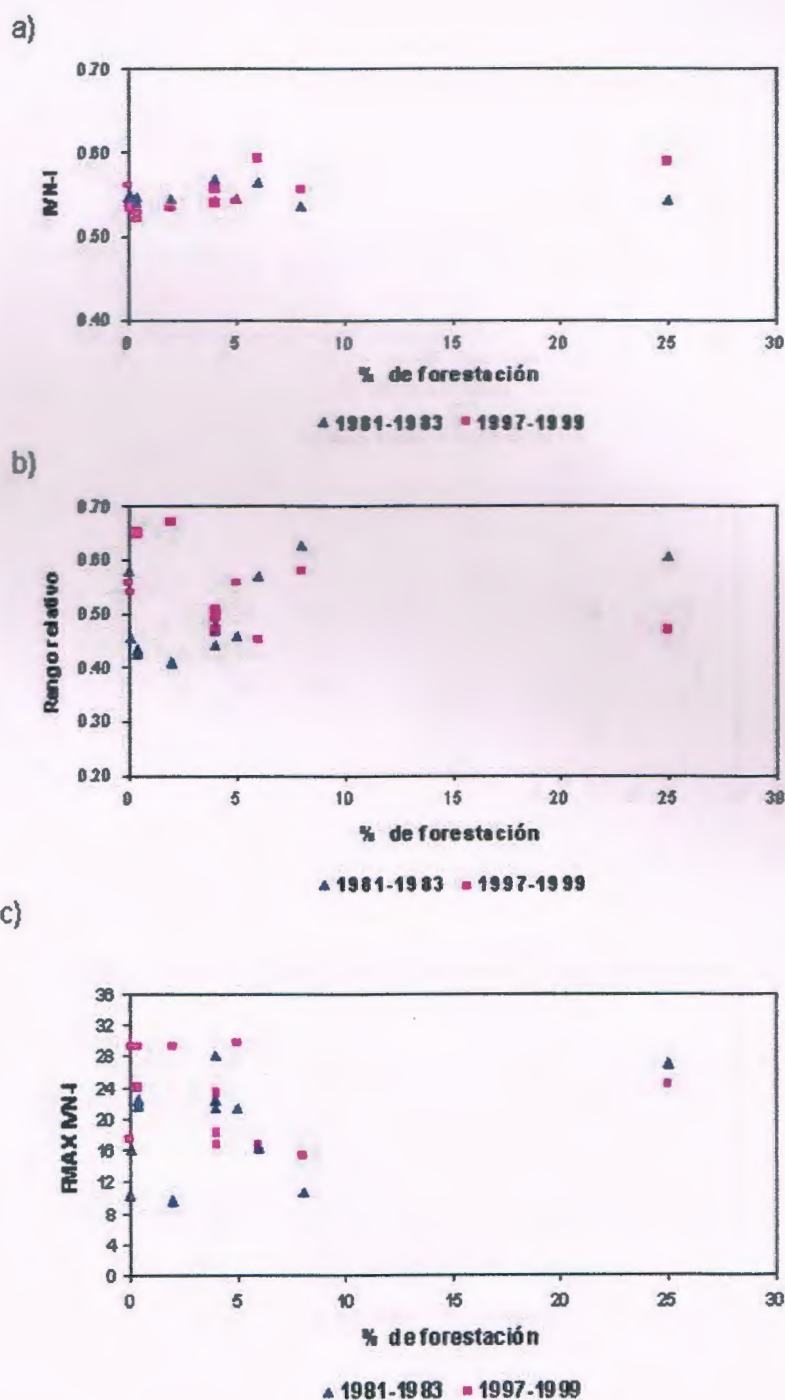


Figura 20. Relación entre los atributos de la curva anual del IVN y el % de la sección censal forestada en el depto. de Paysandú, para los periodos 1981-1983 y 1997-1999: a) integral anual del IVN (IVN-I); b) rango relativo ((máximo de IVN- mínimo IVN)/IVN-I) (RREL); c) fecha de máximo IVN (FMAX).

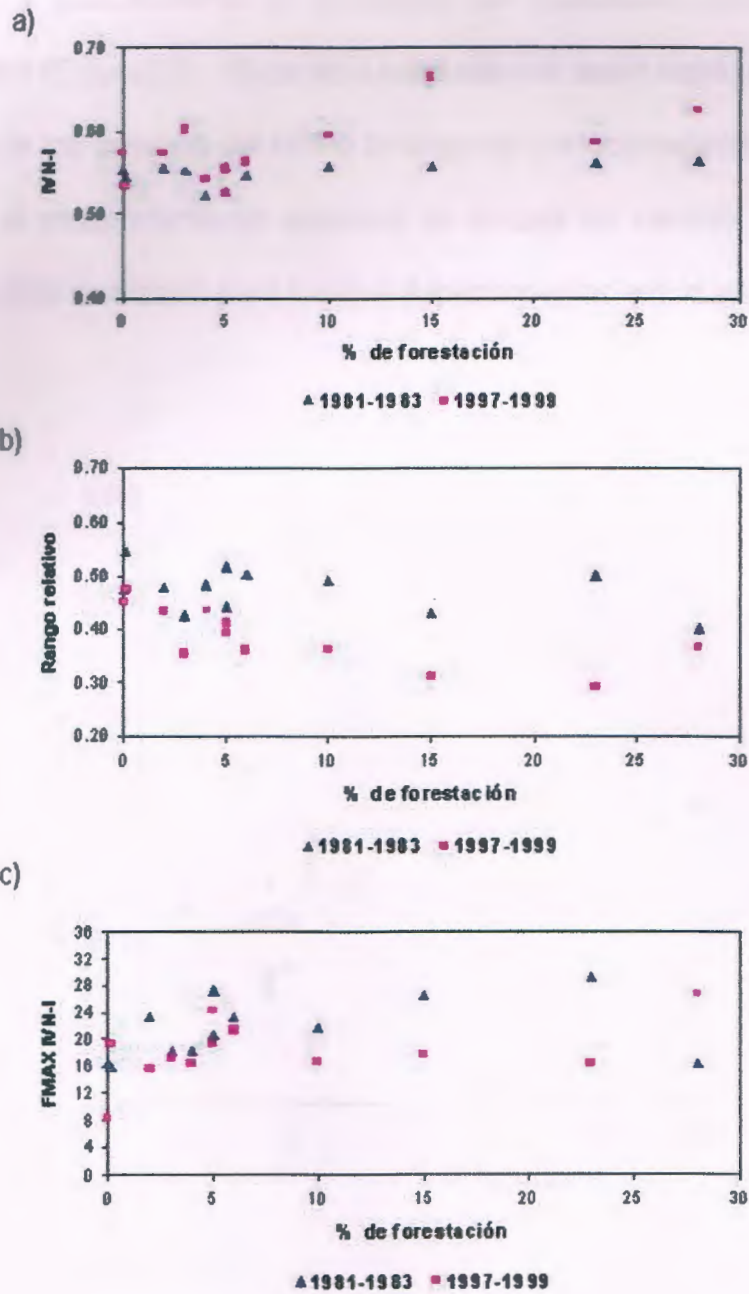


Figura 21. Relación entre los atributos de la curva anual del IVN y el % de la sección censal forestada en el depto. de Río Negro, para los periodos 1981-1983 y 1997-1999: a) integral anual del IVN (IVN-I); b) rango relativo ((máximo de IVN- mínimo IVN)/IVN-I) (RREL); c) fecha de máximo IVN (FMAX).

Para el área de estudio, la tasa de cambio de la integral del IVN se asoció lineal y positivamente al porcentaje de forestación que presenta la sección censal (Figura 22). El cambio en el uso del suelo explica una porción significativa de los cambios del IVN a lo largo del período estudiado. La figura 23 muestra el comportamiento espacial de la tasa de cambio del IVN a lo largo del período analizado para los dos departamentos estudiados.

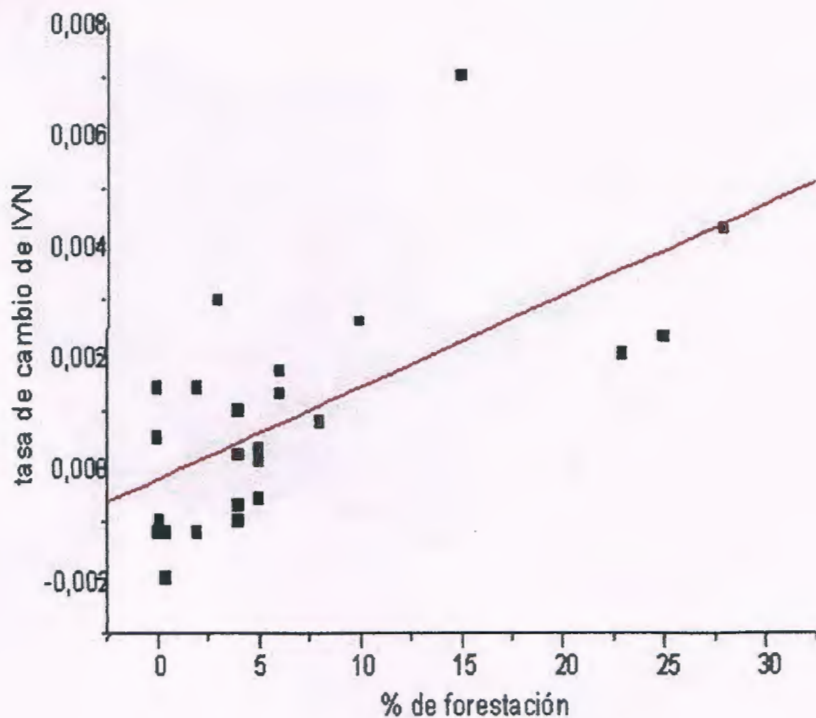


Figura 22. Relación entre la pendiente de la tendencia temporal del IVN, (año^{-1}) para las 24 secciones censales (departamentos de Paysandú y Río Negro) como función del porcentaje de forestación a nivel censal ($r^2 = 0,42$, $p < 0,05$).

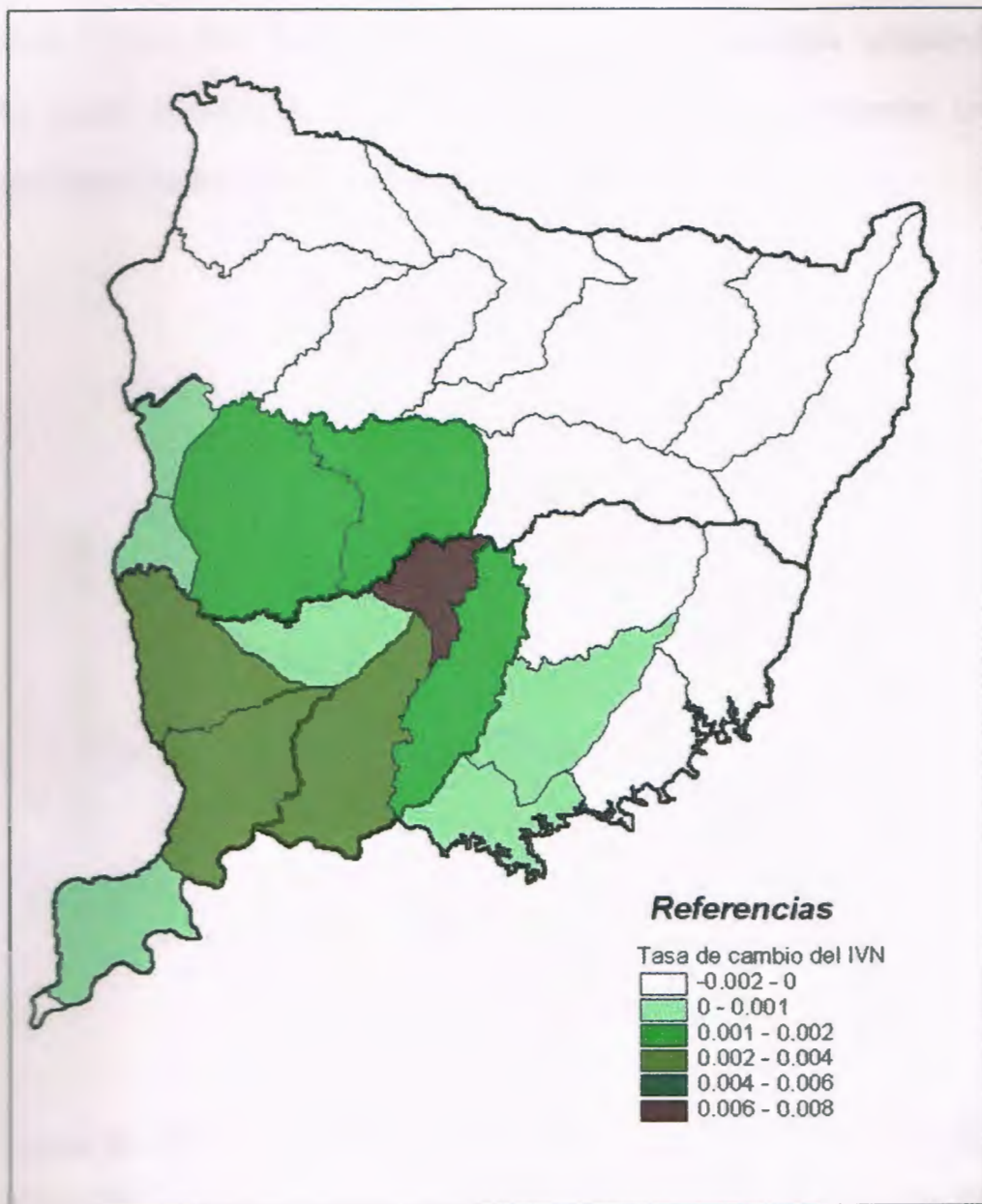


Figura 23. Mapa del área de estudio con las secciones censales, donde se observa la tasa de cambio del IVN en el periodo 1981- 1999. Se muestran los rangos de valores de las pendientes.

La tasa de cambio correspondiente al rango relativo (RREL) decrece en las secciones censales que tienen mayor superficie forestada, se obtuvo una relación negativa y lineal entre el rango relativo del IVN y el porcentaje de forestación (Figura 24). Este resultado evidencia que aquellas unidades censales donde la actividad forestal tuvo mayor desarrollo, presentan un comportamiento menos estacional en su vegetación.

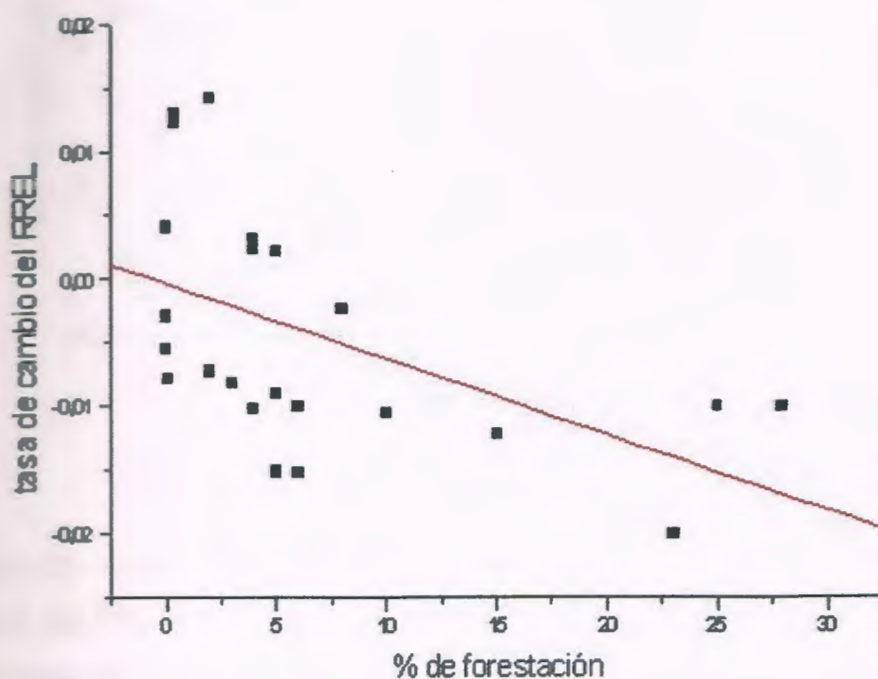


Figura 24. Relación entre la pendiente de la tendencia temporal del IVN, (año^{-1}) para las 24 secciones censales (departamentos de Paysandú y Río Negro) como función del porcentaje de forestación a nivel censal ($r^2 = 0,27$, $p < 0,05$).

La tasa de cambio de la fecha de máximo IVN a lo largo del período considerado no mostró una asociación significativa con el porcentaje de forestación (Figura 25).

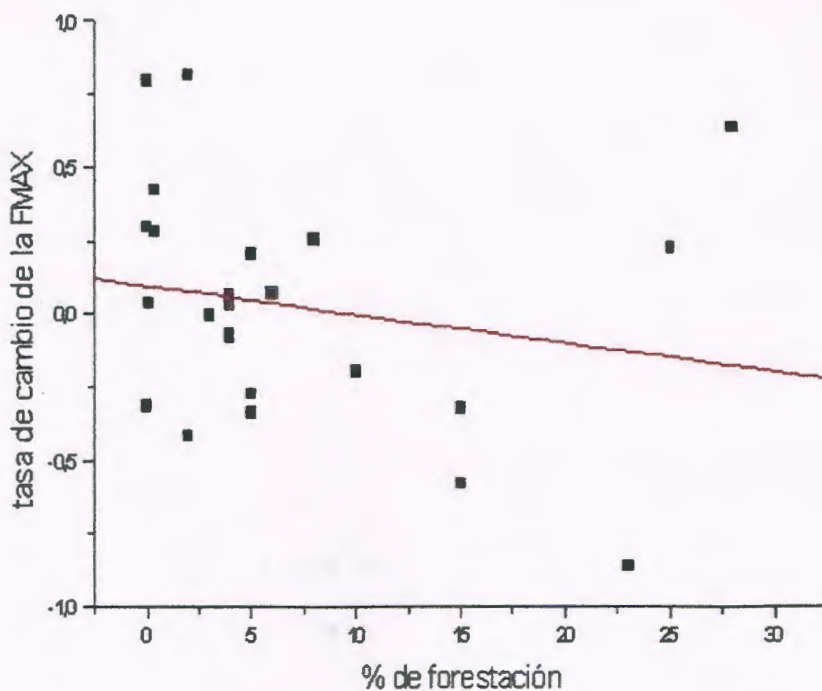


Figura 25. Relación entre la pendiente de la tendencia temporal de la FMAX del IVN, (año^{-1}) para las 24 secciones censales (departamentos de Paysandú y Río Negro) como función del porcentaje de forestación a nivel censal ($r^2 = 0,04$, $p < 0,05$).

La variabilidad espacial de la integral del IVN para ambos departamentos, medida como su coeficiente de variación (desvío standard/ promedio) aumentó positivamente a lo largo del período considerado (Figura 26). A comienzos del período el coeficiente de variación presentó valores próximos al 2%, mientras que a partir de mediados de la década del '90 este

coeficiente varió entre el 6% y el 10%. Este aumento de la variabilidad IVN-I es consistente con el incremento del porcentaje de forestación en la última década.

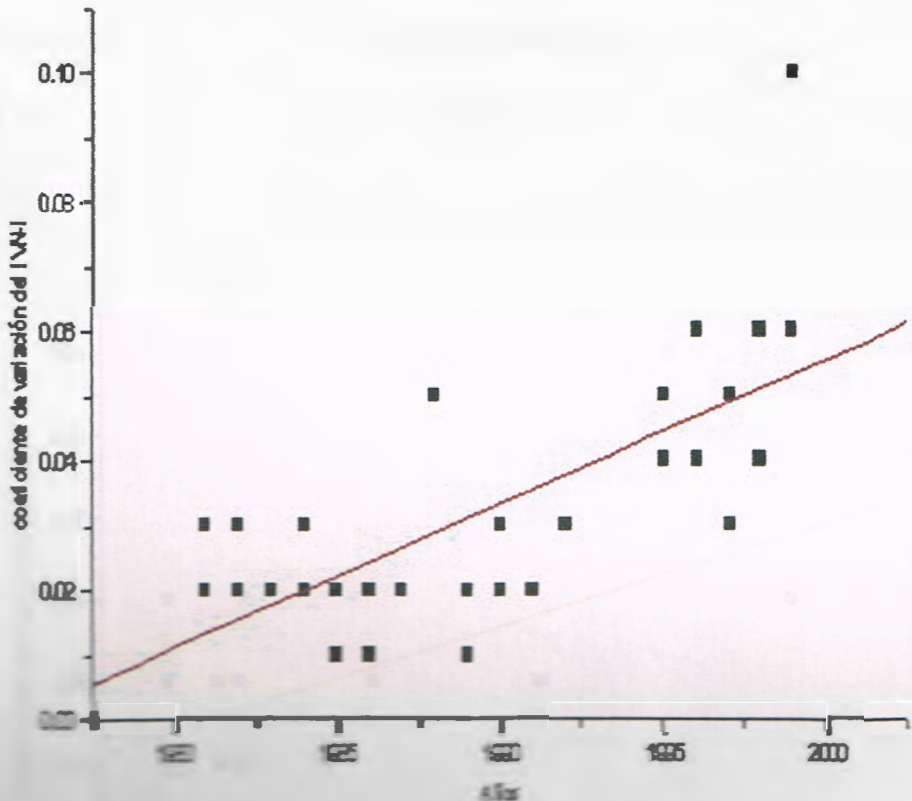


Figura 26. Coeficiente de variación de la integral del IVN para ambos depts. en función de los años (periodo 1981- 2000) ($r^2= 0,50$, $p > 0,05$).

En la figura 27, se puede observar como aumentó significativamente el coeficiente de variación de la integral del IVN a través de los años en base a la tasa de cambio de la superficie forestada en cada sección censal. En el Río Negro, las secciones que cuentan con un mayor porcentaje de forestación presentaron un coeficiente de variación del IVN entre años más alto que

aquellas que no fueron forestadas (por ejemplo la sección censal nº12 (15% de superficie forestada, con casi 10% de variación y la sección nº2 (28% de superficie forestada, con 6%). Sin embargo esta relación no se observa tan claramente en el depto. de Paysandú ya que las unidades que manifestaron la mayor variabilidad con un 5% fueron la secciones N°2 (25% de superficie forestada) y N°6 (0,05% de superficie forestada). Otros factores pueden estar detrás del aumento de la variabilidad en secciones poco forestadas.

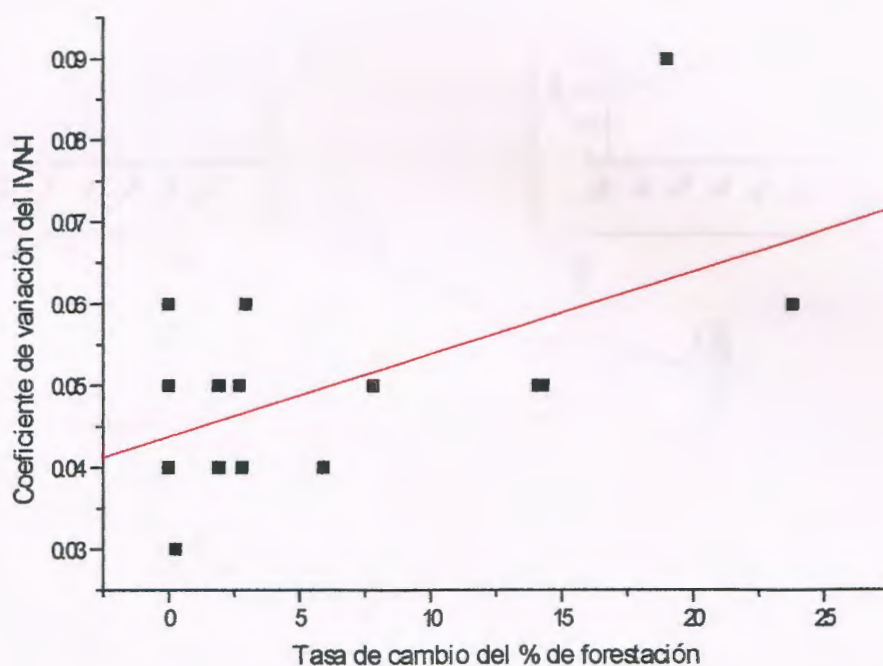


Figura 27. Coeficiente de variación del IVN-I (desvío standard/promedio) en función de la tasa de cambio del porcentaje de forestación en las 24 secciones censales de la región (período 1981-2000) ($r^2= 0,36$, $p> 0,05$).

La figura 28 muestra el comportamiento estacional promedio en dos secciones con alto porcentaje de forestación (25 y 28%) y dos secciones con predominio de pradera natural (0 y 0,4 % de forestación) para el periodo

1990- 1999. La marcha estacional del IVN es más regular durante el año en las áreas con más superficie forestada, variando entre 0,46 y 0,61. Sin embargo, en las áreas donde predomina el uso ganadero se puede identificar más claramente momentos de máximo IVN (primavera y otoño) y momentos de mínimo IVN (verano e invierno) y valores más bajos de IVN que oscilan entre 0,44 y 0,58.

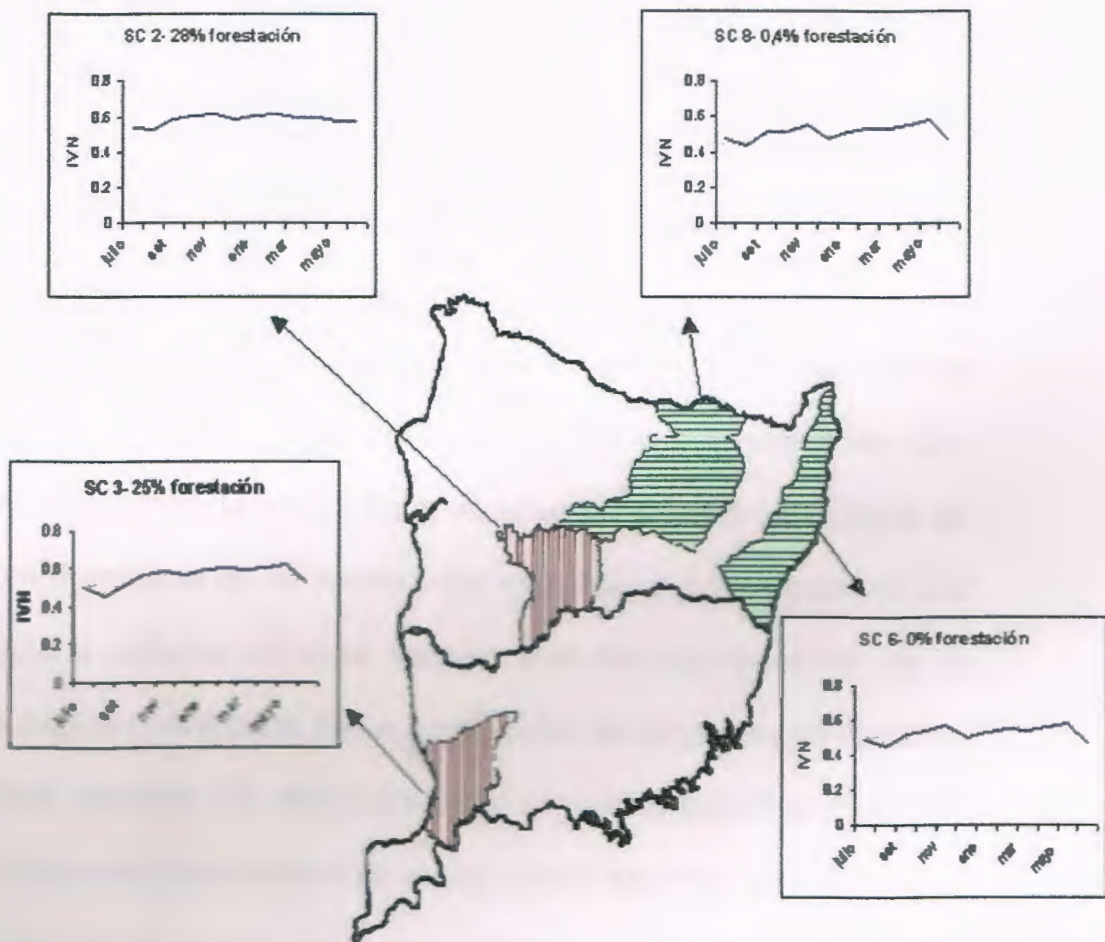


Figura 28. Dinámica estacional del IVN para 4 secciones censales de la región de estudio con diferentes porcentajes de forestación. En los gráficos para cada área, se muestra la media 1990- 1999.

III.4. DISCUSION

El cambio de uso del suelo modifica el funcionamiento del ecosistema a escala regional en el litoral oeste, es decir que la forestación tiene un efecto **significativo** sobre la dinámica del carbono. Estos resultados concuerdan con Paruelo et al. (2001a), Paruelo et al. (2001b) y Guershman et al. (2002), quienes indican que el cambio en el uso del suelo produce impacto en el momento y la magnitud del intercambio de materia y energía y las ganancias de carbono. Estos autores fundamentalmente exploran el papel de la agricultura y la ganadería sobre el funcionamiento ecosistémico, sin embargo, el efecto del reemplazo de las praderas naturales por cultivos forestales está pobremente estudiado (Garbulsky et al. 2002).

Es sabido que múltiples causas pueden actuar a diferentes escalas pudiendo ser responsables de los cambios en fRFA: incremento del CO₂ atmosférico, aumento de la temperatura, invasiones biológicas, expansión de la agricultura (Paruelo et al. en prensa). Sin embargo, el patrón espacial y la escala temporal utilizada en este trabajo sugieren que el efecto de la forestación explica buena parte de los cambios en las ganancias de carbono. Las secciones censales con diferentes proporciones de superficie forestada muestran diferentes comportamientos en las curvas del IVN a lo largo de los 20 años. Esto permite ilustrar cómo se ve afectada la cantidad de radiación **interceptada** por el dosel, la cual alcanza valores altos en aquellas unidades con mayor uso forestal. La fotosíntesis que realizan las plantas es **proporcional** a la cantidad de radiación fotosintéticamente activa que absorben y al índice de área foliar (IAF- m² de hoja por m² de suelo) (Gamon et al. 1995). El área foliar depende de la morfología de la especie,

aumentando a mayor cobertura y en consecuencia incrementándose la producción. Es por ello que las plantaciones forestales al mantener la mayor parte de su dosel durante todo el año presentan un índice de área foliar bastante alto. Goya et al (1997) determinaron el IAF para las plantaciones de *Eucalyptus grandis* entre 3 y 4,5, variando el mismo sobre diferentes tipos de suelos. Las praderas en cambio presentan un IAF menor, presentando un rango que varía entre 0 y 2,9 (Law et al. 2002).

Nuestros resultados sugieren que el mayor impacto de la conversión de pradera en cultivos forestales es en la dinámica estacional del IVN y su integral anual. En otras palabras, el uso forestal modificó significativamente tanto la forma de la curva del IVN como el área debajo de la misma. Esto se debería fundamentalmente a que las praderas y los cultivos forestales difieren en las adaptaciones fisiomorfológicas que regulan las propiedades de intercambio de energía (Nemani y Running 1997). Las praderas corresponden a comunidades vegetales limitadas por el recurso agua, mostrando generalmente estaciones de crecimiento cortas, con baja cobertura vegetal y baja absorción de energía (bajo IVN y fRFA). A pesar que los cultivos forestales presentan altas densidades de plantas y alta absorción de energía (alto IVN y fRFA) no se podrían considerar un tipo de bosques ya que éstos estarían "acoplados atmosféricamente" es decir que están adaptados a las condiciones climáticas y edáficas. Sin embargo, los cultivos forestales serían más parecidos a un cultivo agrícola que corresponde a un tipo vegetal que maneja la interceptación de energía solar a través de la irrigación y la fertilización (Nemani y Running 1997). Esta comparación sería viable ya que el uso forestal implica miles de árboles coetáneos de la misma especie,

seleccionados genéticamente, requiere una preparación intensiva del suelo, fertilización, uso de pesticidas, raleo y podas (Carrere y Loghan 1996).

Las diferencias en los promedios del IVN-I y el RREL a nivel departamental durante los períodos 1981-1983 y 1997-1999 se podrían explicar en primera instancia por la heterogeneidad en el uso del suelo en cada departamento. Por ejemplo en Río Negro, la cantidad de radiación interceptada aumentó de un período a otro conforme se incrementó el área forestada. El RREL disminuyó en casi todas las secciones censales, tanto con altos como con bajos porcentajes de forestación. Esto se podría deber a que existe una mayor área de cultivos perennes, los que presentan una menor variación en el índice de área foliar a lo largo del año, produciendo por lo tanto una menor diferencia entre el máximo y el mínimo del IVN. Estos cultivos perennes son pasturas con mayores proporciones de C_3 que las praderas naturales, lo cual tiende a incrementar el mínimo del IVN. En el caso del depto. de Paysandú, éste no presentaría un gran número de secciones censales con mejoramientos forrajeros, sobretodo la zona del Basalto superficial (MGAP 2000a). Otra explicación que podría estar actuando conjuntamente con la heterogeneidad en el uso del suelo, sería la relación entre el RREL con la variabilidad climática. Paruelo et al. (2001b) encontraron que la variabilidad del RREL disminuye cuando aumenta la precipitación media anual (MAP) y la temperatura media anual (MAT). Esto podría explicar el incremento de este atributo del IVN durante el 2do período en aquellas secciones censales con baja proporción de cultivos forestales.

El porcentaje de forestación estaría explicando el 42% del aumento en la tasa de cambio del IVN a nivel regional. Mientras que la tasa de cambio del

RREL también estaría significativamente asociada a la superficie forestada pero de forma negativa. Esto implicaría que a lo largo del tiempo la forestación estaría afectando tanto la cantidad de radiación interceptada por el dosel así como también la estacionalidad.

Sin embargo, la tasa de cambio del otro atributo relacionado con la estacionalidad de la intercepción de radiación, la fecha de máximo IVN, no fue afectada por la proporción de cultivos forestales. En este caso, otros factores podrían estar implicados en la variación de la FMAX como la evapotranspiración media anual, la profundidad y el contenido de limo, estas dos últimas variables conectadas con la capacidad de retención de agua del suelo (Guershman et al. 2002). Esto se podría explicar relacionando la disponibilidad de agua con la temperatura ya que ambas variables jugarían un papel importante en la estacionalidad de la producción. La estación de crecimiento comenzaría cuando la temperatura deja de ser limitante y la FMAX se alcanzaría cuando todavía hay agua en el suelo, una vez que ésta se agota, se marca el fin de la estación de crecimiento.

La variabilidad espacial del IVN-I entre las secciones censales aumentó significativamente ($p < 0,05$) a lo largo del período estudiado. El incremento del coeficiente de variación se da más rápidamente a partir de mediados de los '90 lo que coincide con el auge de la Ley Forestal en la región. Si se considera la dinámica temporal, en Río Negro se observa claramente que el mayor aporte a la variabilidad temporal del IVN se da en aquellas secciones que presentan mayores superficies forestadas. Sin embargo en Paysandú, las dos unidades que aportan mayor variación del IVN en el tiempo difieren en el uso del suelo, una presenta 25% de forestación

mientras que la otra corresponde preferentemente a praderas naturales sobre basalto superficial. Esta coincidencia se podría deber a la unión de varios factores. Por ejemplo, la zona de Basalto superficial presenta mayores pendientes que pueden determinar un mayor escurrimiento de agua y por lo tanto la vegetación tiene una menor eficiencia en el uso de la precipitación. Además, la vegetación sobre suelo superficial depende estrechamente de las lluvias y la capacidad de almacenamiento de agua (Berretta 1997). El período de tiempo analizado abarca variaciones temporales en la precipitación, por lo tanto sugiero que la IVN-I estaría captando éstas fluctuaciones (Figura 3).

El análisis de la dinámica estacional promedio del IVN en secciones censales con diferentes proporciones forestadas permitió identificar el momento de máxima y mínima interceptación. La integral debajo de la curva equivale al total de radiación interceptada por el dosel mientras que la dinámica estacional de la curva indica el patrón promedio de la fRFA en cada sitio. En el caso de las unidades con mayor porcentaje de forestación se puede observar integrales anuales mayores y además un comportamiento más regular a lo largo del año es decir con menos diferencia entre el valor máximo y mínimo del IVN. El cambio en el RREL es decir en la estacionalidad de la vegetación, se atribuye a la longevidad de la hoja ya que se trata de un cultivo perenne que mantiene parte de su cobertura a lo largo del año. Sin embargo, se ha observado que en varias especies de *Eucalyptus* la caída del folaje seguiría un patrón estacional con máximos de octubre a marzo (Frederick et al. 1985).

En el caso contrario, para las áreas donde predominan las praderas naturales, la dinámica estacional presenta un patrón bimodal, con máximos

en primavera y otoño y mínimos en verano e invierno. Este patrón se debe fundamentalmente a la coexistencia de especies C_3 (invernales) y C_4 (estivales) en las praderas. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Berretta (1997), quien estimó la producción de forraje sobre suelos de Basalto de profundidad variable, encontrando que las estaciones de mayor importancia productiva eran la primavera y el otoño.

La aproximación utilizada en esta tesis mediante la clasificación funcional de las secciones censales a partir del comportamiento estacional del IVN, permitió observar el efecto de la forestación sobre la dinámica del carbono. Esta metodología está ampliamente documentada y se basa en la captura de las características esenciales de la dinámica del carbono (Tucker et al. 1985; Nemani y Running 1997 y Paruelo et al. 2001b). A pesar de que estas unidades se caracterizaron independientemente de la estructura de la vegetación, la resolución espacio-temporal de las imágenes NOAA/AVHRR y el análisis de los atributos del IVN, permitió evaluar la variabilidad espacio-temporal de la función ecosistémica a medida que se monitoriaba el cambio en el uso del suelo.

Es interesante señalar que actualmente se considerarían a los bosques maduros, como los que se hallan en fase de crecimiento, como sumideros de carbono, probablemente porque hay un efecto fertilizante de CO_2 y de N procedentes de las emisiones contaminantes (Terradas 2001). Sin embargo, no se sabe con certeza si el papel de la vegetación terrestre como sumidero se verá afectada por la saturación de tipo fisiológico de la capacidad fotosintética y por cambios en la temperatura. Por lo tanto sería difícil garantizar que los cultivos forestales y la política forestal puedan contrarrestar

los efectos de las emisiones antropogénicas. Es importante destacar también el importante papel que cumple el componente suelo en el secuestro de carbono. La materia orgánica de los suelos forestales consiste de varios almacenamientos de diferentes tasas de renovación. Existen evidencias que tanto el uso como el manejo forestal produce cambios a nivel de la cantidad y calidad de la materia orgánica en el perfil (Poore y Fries 1985; Céspedes 2003).

Si bien los resultados presentados en esta tesis no aportan datos predictivos, indican la conveniencia de profundizar en el tema y de abordar el desarrollo de sistemas de evaluación y monitoreo del flujo de carbono en el marco de diferentes escenarios de cambio de uso del suelo.

CAPITULO IV

ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LOS PRINCIPALES USOS DEL SUELO DE LA DINÁMICA DE LA PRODUCTIVIDAD PRIMARIA NETA AÉREA

IV.1. INTRODUCCION

La percepción remota puede ser un método rápido y no destructivo para inferir diferencias espacio-temporales de biomasa, índice de área foliar (LAI), cobertura vegetal y productividad (Running 1990; Gamon et al. 1995; Paruelo et al. 1997). El índice verde normalizado (IVN) es un buen estimador de la cantidad de radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel y así del flujo de carbono a través de los ecosistemas (Sellers et. al. 1992; Gamon et al. 1995). Sellers (1987) encontró que este índice tiene relación lineal con la radiación fotosintéticamente activa absorbida (RFAA). La Producción Primaria Neta (PPN) esta directamente relacionada con la RFAA a través del modelo propuesto por Monteith (1981):

$$PPN = \epsilon \times \left[\int RFAA \right]$$

donde ϵ es la eficiencia de conversión de energía (gramos/megajoule) y \int es la integral en el año. RFAA es dado a su vez por la radiación fotosintéticamente activa (RFA) multiplicada por la fracción de la RFA interceptada por la vegetación. Paruelo y Lauenroth (1995) determinaron que la integral anual del IVN y la diferencia del máximo y mínimo del IVN están asociadas con la PPNA y su estacionalidad.

En este capítulo se buscó responder la siguiente pregunta: ¿cómo afecta el reemplazo del tipo funcional dominante (pradera natural) los patrones de intercambio de materia y energía?. Para ello exploré el impacto del cambio del uso del suelo sobre aspectos claves del funcionamiento ecosistémico a una escala espacial más detallada mediante la comparación de la dinámica estacional de la radiación interceptada entre las principales

coberturas vegetales del litoral uruguayo. Además de enfocar la investigación en la variación anual y estacional del IVN, se estimó la PPNA a partir de la aplicación del modelo de Monteith para cultivos forestales y para la pradera natural.

IV.2. MATERIALES Y METODOS

Se estimó la dinámica anual y estacional del IVN a partir de las mediciones de los sensores AVHRR montados en la serie de satélites NOAA. Para este análisis, las escenas tienen una resolución espacial de 1 x 1 km (NOAA-LAC Large Area Coverage). El IVN fue calculado a partir de la reflectancia del canal 1 (rojo: 580-680 nm) y canal 2 (infrarrojo cercano: 725-1100 nm) mediante la siguiente ecuación: $(\text{canal 2} - \text{canal 1}) / (\text{canal 1} + \text{canal 2})$. El tratamiento de las imágenes satelitales se llevó a cabo mediante el uso del programa ArcView (versión 3.2), fundamentalmente con las extensiones Image Analysis y Spatial Analyst. El análisis se realizó para dos estaciones de crecimiento: 1996-1997 y 1999-2000 ya que para los años intermedios no se contaban con suficientes escenas que representaran todas las estaciones.

La identificación y selección de las áreas específicas de los diferentes usos de interés (agricultura, pradera natural, bosque nativo y forestación) se realizó sobre los resultados del Proyecto: "Estudio de la prefactibilidad del desarrollo apícola de los departamentos de Paysandú, Río Negro, Soriano y Flores", realizado por el Centro Cooperativo del Uruguay y UNCIEP (Facultad de Ciencias) (Achkar 2000). Estas coberturas obtenidas mediante la clasificación de imágenes LANDSAT/TM, se superpusieron sobre las

imágenes NOAA-LAC y así se seleccionaron 25 muestras para cada uso, de por lo menos 4 píxeles cada una (400ha) (Figura 29).

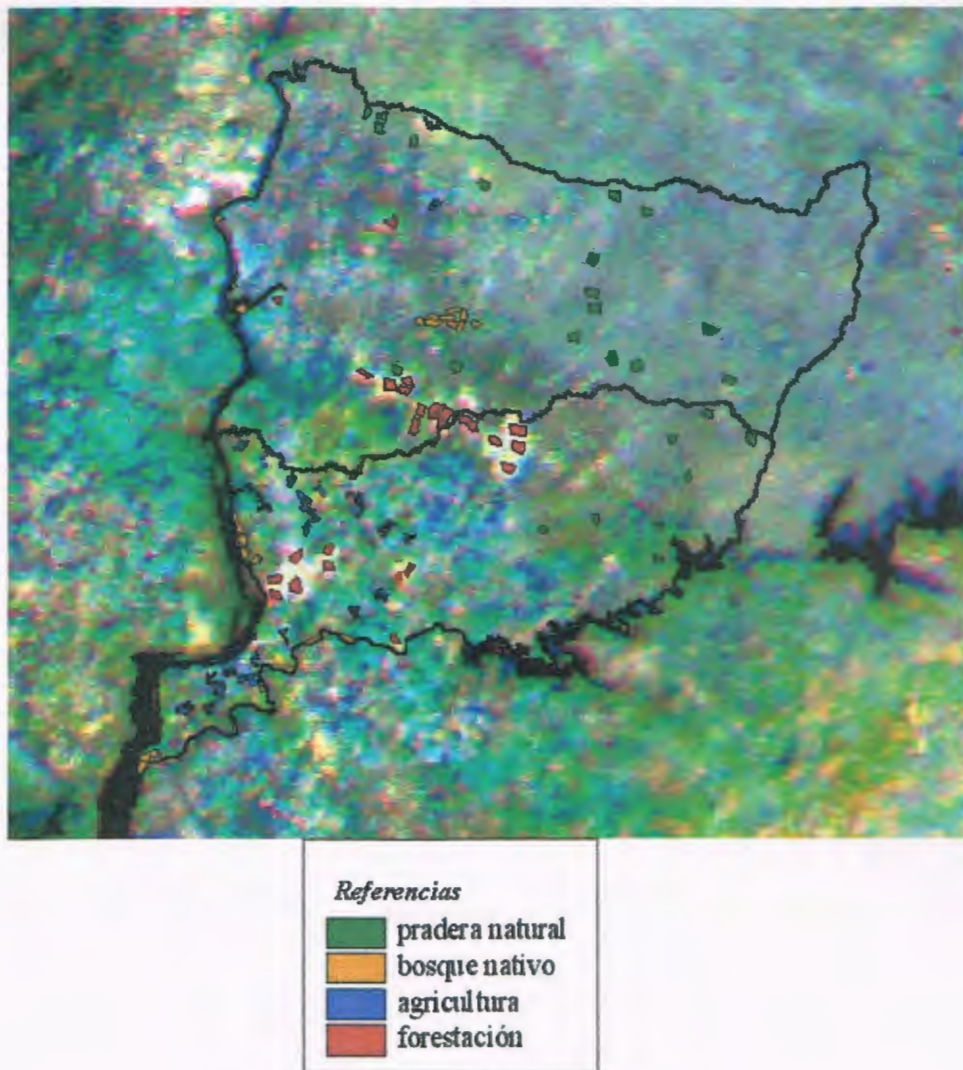


Figura 29. Clasificación de la cobertura vegetal en el área de estudio, derivada a partir de imágenes Landsat/TM. Superposición de las 25 muestras seleccionadas para cada uso de interés.

Para comparar la dinámica estacional del IVN de estas coberturas vegetales se derivaron tres atributos a partir de la curva anual: la fracción de radiación fotosintéticamente activa ((la integral anual del IVN (IVN-I)), el rango

relativo ((máximo de IVN- mínimo de IVN)/IVN-I) (RREL) y la fecha de máximo IVN (FMAX). Se recopilaron además datos de radiación de la estación del Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA) en el departamento de Salto, para los dos años de estudio. De esta manera se estimó RFAA como:

$$RFAA \text{ (MJ/ha /año)} = RFA \times fRFA$$

RFA es la radiación fotosintética activa y fue calculada a partir de los datos de radiación ($RFA = RAD/2$). FRFA fue calculado a partir del IVN ($fRFA = -0,025 + 1,25 \times IVN$) (Ruimy et al. 1994).

La comparación de los atributos calculados entre los diferentes usos del suelo se realizó mediante análisis de varianza (ANOVA).

Se estimó además la PPNA de la pradera y de la forestación a partir de la transformación de los datos de RFAA usando el modelo de Monteith (1981) que establece la siguiente relación entre la Producción Primaria Neta (NPP) y la RFAA:

$$PPN = \epsilon \times \left[\int RFAA \right]$$

donde ϵ es la eficiencia de conversión de energía (g/MJ), es decir cuánto de la radiación se convierte en materia seca y \int es la integral en el año. RFAA es dado a su vez por la radiación fotosintéticamente activa (RFA) multiplicada por la fracción de la RFA interceptada por la vegetación. Los valores del índice de conversión de energía (ϵ) se obtuvieron a partir de la bibliografía: 1,37 para la forestación y 0,74 para las praderas (Ruimy et al. 1994). Cabe destacar, que para las praderas naturales también se consideró el coeficiente estimado por Piñeiro et al. (enviado a Remote Sensing of Environment).

IV.3. RESULTADOS

Las curvas anuales de IVN de los diferentes usos analizados agricultura, bosque nativo, forestación y praderas durante las dos estaciones de crecimiento (1996-1997 y 1999-2000) mostraron cambios no sólo en la intercepción total de radiación sino también en la dinámica estacional (Figura 30). El uso forestal presentó los valores máximos de IVN para los dos años, alcanzando el pico de crecimiento durante el verano con valores de 0,55 para el primer año y 0,49 para el segundo. El bosque nativo presentó un comportamiento similar a la forestación aunque tuvo valores máximos menores (0,41 y 0,52 respectivamente) (Figura 30). La agricultura fue el único uso que mostró mayor crecimiento durante la primavera para los dos períodos analizados (Figura 30). La pradera mostró diferencias entre las curvas para ambos años, reflejando un pico de IVN en verano para 1996-1997 mientras que para la estación de crecimiento 1999-2000, se produjo un importante descenso en la intercepción de radiación.

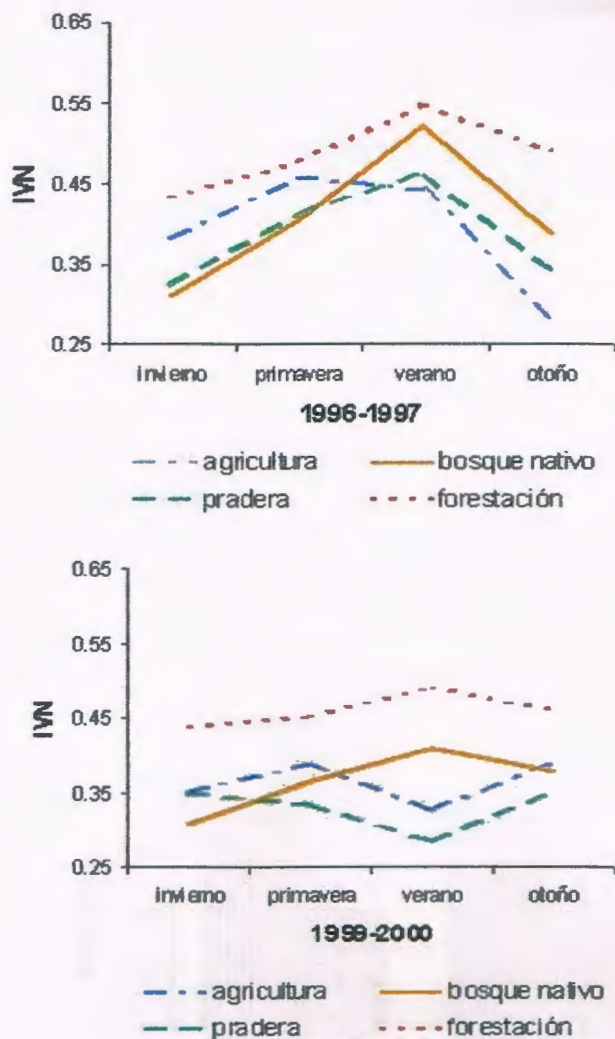


Figura 30. Curva anual del IVN mostrando la dinámica estacional de este índice en los cuatro usos del suelo (agricultura, pradera, forestación y bosque nativo) para los dos años de estudio (n= 20).

El análisis de varianza (ANOVA, $p < 0,05$) de los tres atributos de la curva anual del IVN (integral del IVN (IVN-I), rango relativo (RREL) y fecha de máximo IVN (FMAX)), mostraron diferencias significativas entre los cuatro tipos de coberturas vegetales. Las categorías de usos del suelo difieren en la integral y en el rango relativo del IVN (Figura 31. A y B). El uso forestal

mostró la menor estacionalidad intra-anual en la intercepción de radiación. El bosque nativo y la agricultura fueron los usos más variables en relación a la estacionalidad. Mientras que para el atributo de la fecha de máximo IVN, sólo los cultivos mostraron una diferencia significativa en relación a la cobertura de pradera (Figura 31 C).

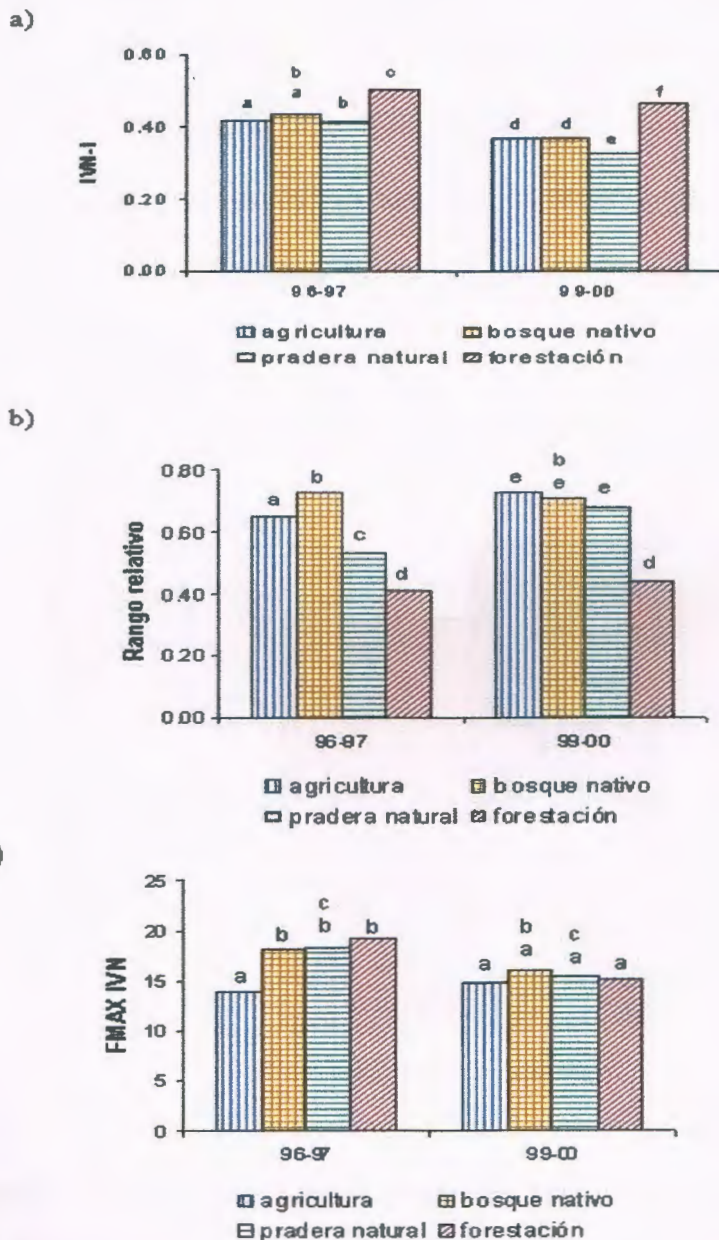


Figura 31. Valores promedio de los tres atributos del IVN para los 4 tipos de cobertura vegetal para las dos estaciones de crecimiento.

El promedio anual de la integral del IVN para los dos años analizados fue 24% más alto en la forestación que en las praderas naturales (Figura 32).

Los resultados de la estimación de la PPNA para la pradera a partir del coeficiente obtenido de Ruimy et al. (1994), fueron de 6.450 kg/m²/año para 1996-1997 y de 5.820 kg/m²/año para 1999-2000 (Figura 33A). Mientras que los resultados calculados partir de los datos de Piñeiro et al. (enviado a Remote Sensing of Environment), fueron los siguientes: 2.610 kg/m²/año para 1996-1997 y de 2.360 kg/m²/año para 1999-2000 (Figura 33B). En relación al uso forestal, las estimaciones de PPNA fueron más altas, 14.410 kg/m²/año y 16.060 kg/m²/año para las dos estaciones de crecimiento respectivamente (Figura 33).

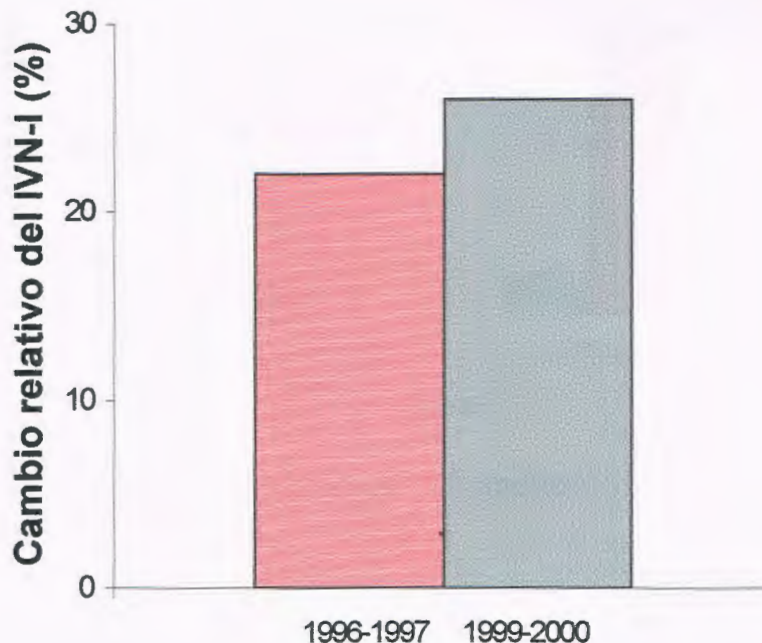
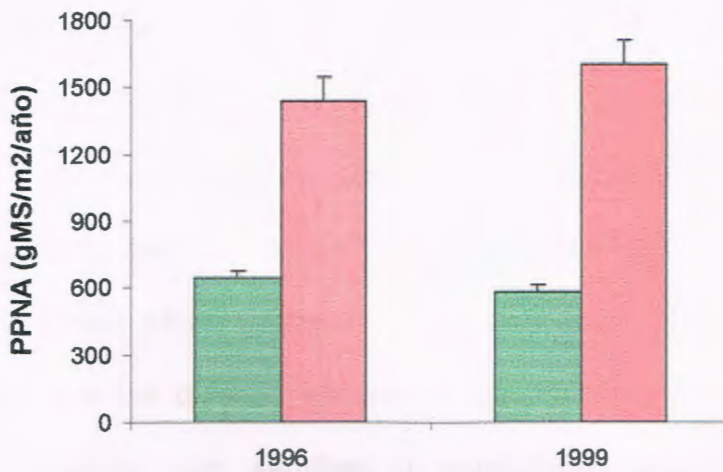


Figura 32. Cambio relativo del promedio anual del IVN-I entre la forestación y la pradera. El cambio fue calculado como $(\text{IVN-I forestación} - \text{IVN-I pradera}) \times 100 / \text{IVN-I pradera}$. Entre las dos estaciones de crecimiento: 1996-1997 y 1999-2000.

A)



B)

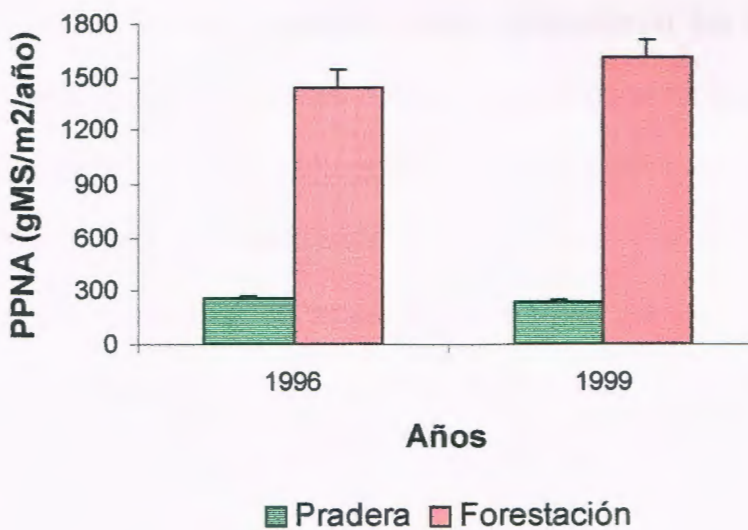


Figura 33. Productividad primaria neta aérea (g/m²/año) de la pradera natural y de la forestación, considerando las dos estaciones de crecimiento. Estimaciones en base del Modelo de Monteith. Valores de ϵ para pradera natural: A) a partir de Ruimy et al. (1994), y B) a partir de Piñeiro et al. (enviado a Remote Sensing of Environment),

IV.4. DISCUSION

Los resultados obtenidos sugieren que el cambio de uso del suelo modifica los patrones de intercambio de materia y energía. Los atributos de la curva del IVN analizados mostraron comportamientos contrastantes entre las diferentes coberturas vegetales. Esto se debe fundamentalmente a que se trata de categorías con distintos tipos biológicos identificables por la permanencia de la biomasa aérea (bosques y arbustos presentan biomasa permanente mientras que los cultivos anuales y las herbáceas tienen un período de no crecimiento con semillas o estructuras subterráneas), longevidad de la hoja (deciduos vs. perennes), tipo y forma de la hoja (hoja ancha, acicular y herbácea) (Running 1990, Nemani y Running 1997).

Tanto la forestación como el bosque nativo presentaron los valores más altos de IVN. Los factores específicos del ecosistema como la estructura del dosel y el área foliar influyen en la absorción de la luz y por lo tanto en la composición y productividad. La forestación al ser un conjunto de árboles coetáneos presenta una estructura del dosel (capa simple) menos compleja que el bosque nativo (multiestratificado). Además al ser menos denso que los bosques naturales tienen una menor extinción de la luz (Barnes et al. 1998). Las plantaciones comerciales si bien son monoespecíficas aumentan la capacidad de absorción de las hojas debido al tipo de manejo a través de raleos y podas. Además se debe considerar que el tipo de manejo forestal también colabora con el aumento de la radiación fotosintéticamente interceptada por la vegetación y por lo tanto del IVN fundamentalmente debido a la remoción del material senescente. En el caso del bosque nativo al presentar una dispersión estratificada, la luz se vuelve un factor limitante de la

fotosíntesis y promueve la competencia entre las especies por ella. Sin embargo, esto se puede compensar debido a que es una asociación heterogénea de árboles y arbustos, con una composición florística variable y con diferencias fenológicas aunque predominan los de hoja semi-decíduas (Carrere 1990).

Las diferencias en la dinámica estacional del IVN entre los diferentes usos en ambos años analizados, puede deberse a la disminución en la precipitación (PP). Según los datos de la Dirección Nacional de Meteorología, la PP en el período primavera-verano de 1996-1997 fue de 1.078 mm mientras que durante el mismo período de 1999-2000 precipitaron aproximadamente 715 mm, con lo que se produjo un período de sequía.

Existen evidencias de que la producción primaria es proporcional a la disponibilidad de agua cuando ésta actúa como factor limitante (Sala et al. 1988, Paruelo et al. 1998b). La disponibilidad de agua depende de la PP total, del balance entre PP y evapotranspiración (ETP) y de la distribución temporal de la lluvias (Terradas 2001) así como también de la estructura y la textura del suelo que limita la capacidad de agua útil (Barnes et al. 1998). Si se tiene en cuenta el almacenamiento de agua en el suelo, el comienzo de una sequía estará relacionado con las fechas de las últimas PP y estará condicionado por el tipo de vegetación o cultivo de la zona, ya que pueden darse condiciones de sequía para cultivos herbáceos y pastos y no para árboles, más resistentes por su sistema radicular más profundo (Castillos y Castellvi Sentis 1996). Es por ello que aparentemente las plantaciones y el bosque nativo presentan una capacidad mayor de amortiguar los efectos de la sequía, dependiendo en menor medida del agua proveniente de la lluvia. Los árboles

poseen un sistema radicular más profundo que las herbáceas y por lo tanto exploran un volumen de suelo mayor (Pritchett 1986; Barnes et al. 1998), aumentando así su capacidad de acceso a la napa freática. Aunque existen más de 500 especies de eucaliptus y la capacidad de absorción de agua puede variar entre las especies (Ceccon y Martínez-Ramos 1999), se han observado plantaciones de *Eucalyptus* donde algunas raíces pueden alcanzar hasta 30 m de profundidad y extraer agua de 6 a 15 m de profundidad (Peck y Willianson 1987). El caso del bosque nativo es además particular ya que se trata de un bosque de tipo ribereño que se distribuye sobre las márgenes de los cursos de agua estando adaptados a las crecidas de los ríos (Carrere 2001). Por lo general la napa freática es superficial y además debido a su posición en la cuenca, recibirían mayor aporte por escorrentía y flujo hipodérmico.

En la pradera natural y los cultivos se observó una mayor dependencia del agua de lluvia. Su sistema radicular es más superficial y concentran la distribución de raíces y la absorción de recursos en los primeros 30 cm del suelo. La baja de PP durante primavera-verano sumado a la reducida capacidad de almacenamiento de agua de los suelos de Basalto afecta la PPNA de la pradera. Hay que considerar también que durante estas estaciones aumenta la temperatura lo que implicaría un aumento de la ETP potencial. Esto puede resultar en mayores pérdidas de agua por evaporación directa del suelo y consecuentemente en una menor disponibilidad de agua para las plantas (Epstein et al. 1997).

En relación al RREL, la forestación presentó los menores valores, es decir que este uso no muestra una marcada estacionalidad. Las plantaciones

forestales reflejan una disminución importante de este atributo, siendo una manera de aumentar las entradas de carbono a través del alargamiento del período vegetativo. Aparentemente las perennifolias pueden tener capacidades fotosintéticas bajas pero trabajan por más tiempo (Terradas 2001). El bosque nativo presentó una variación en este atributo lo que estaría dada principalmente por la composición específica ya que se trata de un ecosistema natural heterogéneo que presenta una mayor diversidad biológica, con diferentes abundancias, edades, hábitos de crecimiento y fenologías (Carrere 1990; Carrere 2001).

La agricultura y la pradera mostraron claros signos de estacionalidad. Los cultivos anuales tienden a aumentar el rango relativo y las características fenológicas explican este patrón. Estos cultivos tienen una bien definida estación de crecimiento, más corta que las praderas, seguido de un período de bajo o nulo índice de área foliar. Esto produce un máximo mayor y un mínimo menor que en las praderas. Mientras que en la agricultura, el valor máximo se alcanza en la primavera, el pico de mayor crecimiento de la pradera se observa en el verano. Esto concuerda con los datos aportados por el Censo Agropecuario del 2000 que muestra para la región de estudio un predominio de los cultivos de invierno (trigo, cebada), los cuales tienen un pico de productividad en la primavera.

Para la pradera, la curva anual de IVN muestra que este ecosistema presenta un aumento del crecimiento en la primavera y alcanza su pico de máximo de producción en el verano. Esto implica que las comunidades vegetales predominantes son de ciclo estival, además de ser el verano la estación de mayor temperatura y longitud del día lo que prolongaría la

actividad metabólica de las gramíneas estivales (Berretta 1997). Sin embargo la coexistencia de especies invernales y estivales determinaría el alto ritmo de crecimiento primaveral temprano de la pradera, mientras que las estivales prolongarían el lapso de alta productividad hasta comienzos del verano.

Estos datos concuerdan con el trabajo de Berretta y Bemhaja (1997), quienes evaluaron la producción de pasturas naturales sobre suelos profundos, medios y superficiales de Basalto y señalan que las estaciones de mayor importancia productiva son primavera y verano, donde se produce más del 60% del forraje anual. Sin embargo, esto no concuerda con el patrón bimodal de las praderas, encontrado en el análisis realizado a diferente escala espacio-temporal (Capítulo III). La discrepancia entre los datos obtenidos podrían deberse a la alta heterogeneidad en el suelo sumado a que la estación con mayor variabilidad productiva es el verano (Berretta 1997; Berretta y Bemhaja 1997), por lo tanto la baja escala temporal del análisis de las imágenes NOAA-Lac (dos estaciones de crecimiento) podría estar captando esta variación.

La fecha de máximo IVN en el año, otro importante descriptor de la estacionalidad, estuvo afectado significativamente por el uso agrícola en relación a la pradera natural. Guershman et al. (2002) también encontraron que los cultivos modifican la FMAX, atrasando el pico de IVN los cultivos de verano y adelantando dicho pico los cultivos de invierno. Un patrón similar **mostró** Paruelo et al. (2001a) en el este de Colorado en Estados Unidos.

Otro efecto importante a resaltar de la forestación es el aumento del **24% del promedio** anual del IVN-I en relación a las praderas naturales. **Garbulsky et al. (2002)** analizando plantaciones en Argentina y Uruguay a

través de un gradiente de precipitación, encontraron que se producía también un incremento del promedio anual del IVN entre 4 y 41% con respecto al ecosistema de pradera.

Las diferencias presentadas en la radiación fotosintéticamente activa absorbida por el dosel (RFAA) se transformaron en PPNA mediante el modelo propuesto por Monteith usando valores del índice de conversión de energía (ϵ), tomados de la literatura (Ruimy et al. 1994; Piñeiro et al., enviado a Remote Sensing Environment). Este modelo considera a la PPN como la fracción de energía solar almacenada en materia orgánica seca. De acuerdo con Monteith (1977) la eficiencia de conversión es un valor relativamente conservativo entre las formaciones vegetales del mismo tipo metabólico. Los resultados de las estimaciones de PPNA para la pradera natural, mostraron diferencias según el coeficiente de conversión utilizado. El ϵ obtenido a partir de Ruimy et al. (1994) es mayor al de la otra fuente, por lo tanto las estimaciones mostraron una mayor producción en la pradera natural. Esta diferencia se puede deber a que este coeficiente varía según el estado fenológico y las condiciones climáticas como la radiación incidente, temperatura y estrés hídrico (Jarvis y Leverenz 1983). También es importante considerar el mecanismo fotosintético de la vegetación, ya que se ha observado que las C_4 presentan una mayor eficiencia que las C_3 (Ruimy et al. 1994). A pesar de estas diferencias, las evaluaciones obtenidas concuerdan con las estimaciones de PPNA derivadas de otros métodos (M.G.A.P. 1976, Sala et al. 1988; Berretta y Bemhaja 1997). Los valores obtenidos de productividad de 6.450 kg/ ha/año de materia seca en 1996-1997 y 5.820 kg/m²/año en 1999-2000 se podrían considerar relativamente altos ya que

comparándolo con la productividad estimada por Berretta y Bemhaja (1997) se encuentran entre los valores máximos de producción registrado por estos autores (5.443 kgMS/ha en 1985 para suelos negros (litosoles) y 6.646 kgMS/ha en 1991 para suelos profundos (brunosoles). En esta tesis no se diferenciaron las productividades en relación al tipo de suelo, sin embargo las muestras de pradera comprendieron suelos profundos, superficiales negros y superficiales pardo rojizo. La producción de la vegetación sobre estos suelos varía fundamentalmente debido a su profundidad, textura y estructura, características que determinan entre otras variables la capacidad de retención de agua del suelo (Berretta 1998). Además de la relación entre la PPNA y la PP, al analizar la productividad a una escala más fina, surgen otras variables a considerar como por ejemplo la capacidad edáfica de retener agua, la composición vegetal e historia de pastoreo (Sala et al. 1988). Por otro lado, si consideramos los resultados obtenidos de productividad de 2.610 kg/ha/año de materia seca en 1996-1997 y 2.360 kg/m²/año en 1999-2000 se ajustarían en mayor grado comparándolos con los resultados de productividad estimada por el M.G.A.P. (1976) para praderas sobre Basalto superficial y profundo.

En relación a la forestación, ésta produjo niveles más importantes de materia seca 14.410 kgMS/ha/año y 16.060 kgMS/ha/año respectivamente. La PPNA estimada para el uso forestal (15.420 kg/ha/año) coincidió con estimaciones efectuadas en Brasil, donde se observó que el crecimiento de plantaciones de *Eucalyptus spp.* en diferentes sitios estaba determinado por las condiciones climáticas (Santana et al. 2000). La región del litoral oeste de nuestro país se ubicaría entre sitios de productividad intermedia (desde 18 a 24.000 kg/ha/año) y sitios de baja productividad (12.000 kg/ha/año).

La absorción de carbono como función ambiental en relación al cambio de uso del suelo, ha adquirido relevancia en el marco del cambio climático. Ante esta preocupación, se acordó el Protocolo de Kioto (1997), en el cual los países industrializados se comprometían a reducir las fuentes de emisión o proteger o incrementar los sumideros de los gases de efecto invernadero. Una de las medidas recomendadas para compensar el uso de combustibles en las sociedades industrializadas o la quema de vegetación, consiste en la plantación masiva de árboles (FAO 2001). Sin embargo, si la producción forestal se usa a un ritmo muy rápido, con la finalidad de dar productos de corta vida, como el papel o la leña, entonces el carbono es reintroducido con rapidez en la atmósfera (Terradas 2001). Es por ello que para definir a las plantaciones como sumideros de carbono se debe considerar el final de la cadena productiva de la que forman parte. En nuestro país, la fase industrial del complejo forestal comprende la cadena del papel, cadena energética y la cadena de elaboración y semitransformación (MGAP 2000b). La cadena del papel, que comprende la transformación de la madera para obtener pasta de fibra o de celulosa, consume el 7% de la madera producida. La cadena de elaboración y semitransformación (procesos de aserradero) utiliza un 18%. La mayor extracción de la producción de las plantaciones la constituye la madera con fines energéticos, aproximadamente el 59%. El restante porcentaje de la madera producida en el Uruguay se subdivide en el mercado de columnas y postes (2%) y la exportación de madera rolliza pulpable (14%).

En contraste con esta situación, es importante resaltar los beneficios o servicios ecosistémicos que las praderas naturales aportan a la población

humana. En relación al flujo del carbono, las praderas secuestran en el suelo grandes cantidades de carbono en forma de materia orgánica. Por ejemplo en los primeros 20 cm del suelo de pradera pueden acumularse más de 50 toneladas de carbono orgánico por hectárea. Además este ecosistema brinda otros servicios importantes como la regulación del clima y de la composición atmosférica, mantenimiento de la diversidad biológica y control de la erosión (Sala y Paruelo 1997). En síntesis, los ecosistemas de praderas naturales se pueden considerar como verdaderos reservorios de carbono, mientras que el modelo de plantaciones forestales como sumideros de carbono ofrece ciertas incertidumbres debido fundamentalmente a que sus productos finales no son productos durables, capaces de retener el carbono por cientos de años y además generalmente se elimina gas metano a la atmósfera como producto de la descomposición de la madera en ambientes anaeróbicos.

Los resultados obtenidos en esta tesis aportan bases iniciales para el análisis de la dinámica del carbono a través de la PPNA en el marco del uso del suelo en nuestro país. Sin embargo, es importante resaltar ciertas consideraciones para avanzar en el tema como por ejemplo la necesidad de cuantificar el índice de conversión de energía en base a condiciones reales de campo para los diferentes usos y así disminuir la variabilidad biofísica (Le Roux et al. 1997, Running et al. 2000).

CAPITULO V

CONCLUSIONES GENERALES

Los dos objetivos centrales de esta tesis fueron: 1) la descripción del desarrollo de la actividad forestal en el área de estudio y 2) el análisis del impacto del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. Para lograr estos objetivos, las preguntas generales que orientaron esta investigación fueron las siguientes:

- 4) ¿Cuál ha sido la variación temporal en la proporción de superficie bajo uso forestal en los últimos 20 años?
- 5) ¿Cómo afecta la forestación a la dinámica de las ganancias de carbono?
- 6) ¿Cómo afecta el reemplazo del tipo funcional de plantas dominante (gramíneas de la pradera natural) los patrones de intercambio de materia y energía?

En el Capítulo II se da respuesta a la primer pregunta planteada en la tesis. El trabajo a distintas escalas espaciales y temporales, combinando los sensores remotos y los sistemas de información geográfica, facilitó el logro del objetivo 1. El análisis de los datos estadísticos y los resultados de la clasificación de imágenes de alta resolución (Landsat/TM), corroboró el importante desarrollo forestal en la región litoral en las últimas dos décadas. La superficie forestada en Paysandú pasó de 0,7% en 1990 al 4,5% en el año 2000, mientras que en Río Negro, el porcentaje en 1990 era de 0,6 y aumentó hasta el 9%. A una resolución más fina como las secciones censales, la superficie forestada presentó un rango mayor, entre 0 y 30%. Una característica particular de la actividad forestal en nuestro país es su arreglo espacial. Las plantaciones forestales conforman grandes parches, 31% del área forestada se concentra en parches de más de 10.000 ha. La matriz que

rodea a la forestación principalmente se compone por praderas naturales y en menor medida por áreas agrícolas. Existen antecedentes de los efectos ecológicos y socio-económicos que producen las plantaciones en gran escala y en régimen de monocultivo. En el caso en particular de los impactos ecológicos, una importante modificación es la fragmentación del ecosistema de pradera con la consecuente disminución de la abundancia y riqueza de especies, efectos a nivel edáfico a través de la alteración en el tipo y distribución de la materia orgánica en el perfil, procesos de pérdida de bases, acidificación, así como también en el ciclo hidrológico mediante la disminución de la escorrentía y el aumento de la interceptación. Otra consecuencia relevante es el favorecimiento de especies plagas como la cotorra y la paloma, lo que perjudica fundamentalmente a la producción de los cultivos agrícolas vecinos a la forestación.

Los resultados de la distribución de las áreas forestadas en relación a los suelos mostró que el 86% de éstas se desarrolla sobre suelos de prioridad forestal. Las unidades de suelo que presentaron más forestación fueron Algorta y Tres Bocas, con 24% y 27% de su superficie bajo uso forestal respectivamente.

La aproximación utilizada en esta tesis a través del IVN y de los modelos espectrales permitió responder las preguntas 2 y 3, evaluando así el impacto del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico (objetivo 2). Estos resultados se expresan en el Capítulo III. La cobertura espacial y temporal de los datos satelitales utilizada permitió detectar el efecto de la forestación a nivel regional y a largo plazo, ya que se encontró que la variabilidad interanual de la radiación interceptada por la vegetación a

nivel regional aumentó significativamente con el área forestada. Este comportamiento se repitió a la resolución más fina de las secciones censales y allí también el coeficiente de variación del IVN presentó un incremento máximo del 10% a través de los 20 años analizados. El efecto de la forestación sobre la función del ecosistema fue reforzada a través del análisis de otros atributos de la curva anual del IVN como es el rango relativo (RREL) y la fecha de máximo (FMAX). El RREL disminuyó significativamente en la trayectoria estacional detectando así el cambio en la fenología de la cobertura vegetal debido fundamentalmente a que los cultivos forestales son perennifolios. Mientras que la FMAX no presentó asociación con el porcentaje de forestación.

En el Capítulo IV se evaluó cómo el reemplazo de la pradera natural afecta los patrones de intercambio de materia y energía. Los diferentes usos representados en la región como la agricultura, la forestación, el bosque nativo y la pradera natural, reflejaron distintos comportamientos en lo que se refiere a cuánto y cuándo se producen dichos intercambios. La forestación y el bosque nativo modificaron no sólo la cantidad de radiación interceptada sino también su dinámica a lo largo del año, es decir que presentaron altos valores de IVN y bajo rango relativo. La agricultura y la pradera natural mostraron los signos más claros de estacionalidad. Además la agricultura modificó la distribución del IVN en relación a la pradera, debido al predominio de los cultivos de invierno en la región. Los ambientes dominados por árboles presentaron mayor capacidad para amortiguar las consecuencias de la variabilidad temporal de la precipitación en relación a la pradera natural, debido fundamentalmente a las diferencias en los sistemas radiculares y a las

características de los suelos donde se encuentran las praderas. La respuesta de estos tipos funcionales de plantas a un mismo elemento ambiental como la PP debe considerarse al evaluar el efecto del cambio de uso del suelo sobre la dinámica de la PPNA de las praderas así como también para posibles decisiones de manejo y ordenamiento ambiental del territorio. Los resultados también señalan que la forestación produjo un aumento del 24% del promedio anual de la cantidad de radiación interceptada por la vegetación en relación a las praderas naturales.

Uno de los aportes de esta tesis es una descripción cuantitativa y espacialmente explícita de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación, una variable clave en el control del ingreso de carbono en los diferentes ecosistemas, lo que en un futuro puede ser una referencia para desarrollar un sistema de pronóstico y el desarrollo de estrategias de secuestro de carbono a nivel nacional. Este trabajo genera un antecedente en el análisis del impacto que produce el reemplazo de las praderas naturales por forestación, situación que como mencionamos anteriormente no es muy común en el mundo. Además, se contrastó indirectamente la viabilidad del uso de los sensores remotos y modelos espectrales para estimar la PPNA, con otros métodos como los cortes de biomasa y las relaciones alométricas. Esta tecnología además de aumentar el número de las observaciones en el espacio y en el tiempo es una herramienta válida para evaluar a escala anual y estacional la productividad del ecosistema y su estacionalidad. Esto ofrece importantes derivaciones prácticas ya que entre otras cosas permite estimaciones rápidas y a bajos costos, sobre el principal recurso natural de

nuestro país así como también comparaciones de la PPNA en diferentes usos del suelo.

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis se desprende la necesidad de abordar el proceso de fragmentación de la pradera natural mediante el enfoque de la ecología del paisaje. Sería interesante analizar el mosaico originado por el modelo de desarrollo forestal a gran escala y dar respuesta a una serie de preguntas que aún carecen de respuestas: ¿cuál es el grado de fragmentación y de conectancia entre los parches de pradera?, ¿cómo se ven afectados los procesos demográficos de las especies de pradera?, ¿cuáles son los posibles escenarios dinámicos a corto y largo plazo del mosaico?

El trabajo deja planteadas además nuevas interrogantes para estimar el impacto del cambio de uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico. En el marco del cambio global, es necesario discutir el secuestro real de carbono de los diferentes ecosistemas y fundamentalmente de las plantaciones forestales consideradas como sumideros. Uno de los problemas consiste en qué aspectos son los más importantes para monitorear el secuestro de carbono y cómo hacerlo para llegar a un valor más certero. La metodología del monitoreo consiste en estimar la diferencia en carbono almacenado para sitios con y sin proyecto sobre un periodo de tiempo específico. Esto es muy importante, ya que es necesario saber si la plantación equivale o compensa la cantidad de carbono fijado por el ecosistema que está reemplazando. El carbono en los ecosistemas usualmente está fraccionado en cuatro componentes principales: biomasa aérea, hojarasca, sistemas radiculares y carbono orgánico del suelo. Como

cada pool de carbono tiene una diferente tasa de cambio, la frecuencia del monitoreo y la evaluación dependerá también del componente de carbono que esté siendo afectado por el proyecto. Las reflexiones anteriores son sólo algunas consideraciones a tomar en cuenta para abordar esta problemática. Es por ello y en base a los resultados obtenidos de la tesis, que es interesante continuar avanzando en el tema respondiendo: ¿cuál es el coeficiente de conversión de energía de las principales coberturas vegetales?, ¿cuál es la productividad neta de los ecosistemas bajo diferentes usos del suelo con respecto a la pradera natural? y ¿cuál es el efecto sobre la productividad del ecosistema al variar los requerimientos de agua de los diferentes tipos funcionales de plantas?

BIBLIOGRAFIA

Adriani, M. 2000. Ordenamiento ambiental del territorio para la actividad agrícola en los departamentos de Tacuarembó, Rivera, Maldonado y Soriano. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad de la República.

Alvarez, A. E. 1997. El uso del suelo en Uruguay. Una perspectiva regional. *Boletín de Geografía*, 175-176.

Alvarez, A. E. 2001. El uso del suelo en Uruguay. Una perspectiva regional. *Boletín de Geografía*, 175-176.

Barrows, G. L., Zack, S.H., Denton y B. Spurr, 1980. *Forest Ecology*, John Wiley & Sons, U.S.A. 774 pp.

Berger, G. 1997. El uso del suelo en comunidades nativas sobre suelos de *Andisol*. *Boletín de Geografía*, 175-176.

Berger, G. 1997. El uso del suelo en comunidades nativas sobre suelos de *Andisol*. *Boletín de Geografía*, 175-176.

Berger, G. 1997. El uso del suelo en comunidades nativas sobre suelos de *Andisol*. *Boletín de Geografía*, 175-176.

- Achkar, M.. 2000. Ordenamiento ambiental del territorio para la actividad apícola en los departamentos de: Flores, Paysandú, Río Negro y Soriano. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Montevideo, Uruguay.
- Altesor, A., E. Di Landro, H. May y E. Ezcurra. 1998. Long-term species change in a Uruguayan grassland. *Journal of Vegetation Science* 9: 173-180.
- Altesor, A. 2002. ¿ Cuánto y cómo modificamos nuestras praderas naturales? Una perspectiva ecológica. En: Perfil Ambiental del Uruguay /2002. Ed. Nordan-Comunidad. Montevideo, Uruguay.
- Barnes, B., D. Zack, Sh. Denton y S. Spurr. 1998. Forest Ecology. 4th Edition. Ed. John Wiley & Sons. U.S.A. 774 pp.
- Berretta, E. J. 1997. Producción de comunidades nativas sobre suelos de Basalto de la unidad Itapebí- Tres Arboles. En: Pasturas y producción animal en áreas de ganadería extensiva. Serie Técnica N°13 INIA, Montevideo, Uruguay.
- Berretta, E. J. y M. Bemhaja. 1997. Producción de pasturas naturales en el Basalto. En: Pasturas y producción animal en áreas de ganadería extensiva. Serie Técnica N°13 INIA, Montevideo, Uruguay.
- Berretta, E. J..1998. Principales características climáticas y edáficas de la Región de Basalto en Uruguay. En: Seminario de Actualización en Tecnologías para Basalto. Serie Técnica N°102 INIA, Montevideo, Uruguay.

- Box, E. O., B. N. Holben y V. Kalb. 1989. Accuracy of the AVHRR vegetation index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO flux. *Vegatatio* 80: 71- 89.
- Burke, I.C., C.M. Yonker, W. J. Parton, C.V. Cole, K. Flach, y D.S. Schimel. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in U.S. grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 53: 800-805
- Bustamante, R. y A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo*. Vol. XI N° 2: 58- 63.
- Carrere, R.. 1990. El bosque natural uruguayo: Caracterización general y estudios de caso. Serie Investigaciones N°72, CIEDUR, Montevideo, Uruguay. 105 pp.
- Carrere, R.. 1993. Desarrollo forestal: todo depende del donde, cuánto y cómo. *Tierra Amiga*. N°12.
- Carrere, R. y L. Loghan. 1996. El papel del Sur. Plantaciones forestales en la estrategia papelera internacional
- Carrere, R.. 2001. Monte Indígena: mucho más que un conjunto de árboles. Ed. Nordan-Comunidad. Montevideo, Uruguay. 101 pp.
- Castillo, F. y F. Castellvi Sentis. 1996. Agrometeorología. Ed. Mundi-Prensa, Madrid. España. 517 pp.
- Ceccon, E. y M. Martínez- Ramos. 1999. Aspectos ambientales referentes al establecimiento de Eucalipto de gran escala en áreas tropicales: Aplicación al caso de México. *Interciencia*. 24: 352- 359.

- Céspedes, C. 2003. Cultivos forestales. Efectos de *Eucalyptus sp.* En suelo de pradera. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias. Montevideo, Uruguay.
- Chuviaco, E.. 1990. *Fundamentos de la teledetección espacial*. Ediciones Rialp, S.A. Madrid, España. 448 pp.
- Costa, L.. 1990. Manejo de solos em áreas reflorestadas. En: Relacao solo-Eucalipto. Ed. Barros- Novais, UFV. Minas Gerais.
- Del Puerto, O.. 1967. Hierbas del Uruguay. Nuestra Tierra. Montevideo. Nº19. 69pp.
- Defries, R. y R. Towshend. 1999. Global land cover characterization from satellite: from research to operational implementation? *Global Ecology and Biogeography* 8: 267- 379.
- Epstein, H., W. Lauenroth, I. Burke y D. Coffin. 1997. Productivity patterns of C₃ y C₄ functional types in the U.S. Great Plains. *Ecology*. 78: 722-731.
- Evans, J.. 1992. Plantation forestry in the tropics. 2º Ed. Clarendon Press, Oxford, England.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. El cambio climático y los bosques. En: *Situación de los bosques del mundo*. Roma. 176 pp.
- Fischer, A., S. Louahala, P. Maisongrande, L. Kergoat y G. Dedieu. 1996. Satellite data for monitoring understanding and modelling of ecosystem functioning. En: *Global Change and terrestrial ecosystems*. Edited: B. Walker y W. Steffen. Cambridge 619 pp.
- Forman, R. y M. Gordon. 1986. *Landscape Ecology*. Eds. John Wiley y Sons. U.S.A. 621 pp.

- Forman, R.. 1995. Land Mosaics. The Ecology of landscapes and regiones. Cambridge University Press.
- Frederick, D.; H. Madgwick; M. Jurgensen y G. Oliver. 1985. Dry matter content and nutrient distribution in an age series of *Eucalyptus regnans* plantations in New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science*. 15: 158-179.
- Gallinal, J., L. Bergalli, E. Campal, L. Aragone and B. Rosengurtt. 1938. Estudios sobre Praderas Naturales del Uruguay. Primera Contribución. Imprenta Germano Uruguay, Montevideo.
- Gamon, K., C. Field, M. Goulden, K. Griffin, A. Hartley, G. Joel. J. Peñuelas y R. Valentini. 1995. Relationships between IVN, canopy structure and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological Applications* 5: 28- 41.
- Garbusky, M., E. Jobbágy, J. Paruelo, V. Sarli y R. Jackson. 2002. The impact of afforestation on ecosystem functioning on grassland areas of temperate South America. 29th International Symposium on Remote Sensing of Environment. Buenos Aires.
- Goward, S., S. Tucker y D. Dye. 1985. North American vegetation patterns observed with the NOAA-7 Advanced Very High Resolution Radiometer. *Vegetatio* 64: 3- 14.
- Goya, J., J. Frangi y F. Tea. 1997. Relación entre biomasa, área foliar y tipos de suelos de *Eucalyptus grandis* del NE de Entre Ríos, Argentina. *Rev. Fac. de Agronomía de La Plata*. 102: 11-21.

- Guershman, J. P.; J. M. Paruelo e I. Burke. 2002. Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological Applications*.
- Guyot, G.. 1990. Optical properties of vegetation canopies. In: *Applications of remote sensing in agriculture*. (Eds.): M. Steven and J. Clark. 19- 43 pp.
- Jarvis, M. y P Leverenz. 1983. Productivity of temperate, deciduous and evergreen forests. In: *Physiological Plant Ecology IV. Ecosystem Processes: Mineral Cycling, Productivity and Man's Influence*. Ed. Springer-Verlag. New York, United States.
- Jobbágy, E. y R. Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biochemistry*. 60: 1-25.
- Lauenroth, W., H. Hunt, D. Swift y J. Singh. 1986. Estimating aboveground net primary production in grasslands: a simulation approach. *Ecological Modelling*. 33: 297- 314.
- Law, B., E. Falge, L. Gu, D. Baldocchi, P. Berbigier, K. Davis, A. Dolman, M. Falk, J. Fuentes, A. Goldstein, A. Granier, A. Greele, D. Holinger, I. Janssens, P. Jarvis, N. Jensen, G. Katul, Y. Mahli, G. Matteucci, T. Meyers, R. Monson, W. Munger, W. Oechel, R. Olson, K Pilegaard, K. Paw, H. Thorgeirsson, R Valentini, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson y S. Wofsy. 2002. Environmental controls over carbon dioxide and water vapor exchange of terrestrial vegetation. *Agricultural and Forests Meteorology*. 113: 97-120.

- Le Roux, X. , H. Gauthier, A. Bégué and H. Sinoquet. 1997. Radiation adsorption and use by humid savanna grassland: assessment using sensing and modelling. *Agriculture and Forest Meteorology*. 85: 117-132.
- Leach, M. K. y T. J. Givnish. 1996. Ecological determinants of species loss in remnant prairies. *Science* 273: 1555- 1558.
- Lima, W.. 1993. Impacto ambiental do Eucalipto. 2ºed. (Ed): Universidade do São Pablo. São Pablo, Brasil.
- Nemani, R. y S. Running. 1997. Land cover characterization using multitemporal red, near-IR and thermal-Ir data from NOAA/AVHRR. *Ecological Applications*. 7: 79- 90.
- McNaughton, S. J., M. Oesterheld, D. Frank y K. Williams. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341: 142- 144.
- Millot, J.C., D. Risso, and R. Methol. 1987. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Informe técnico para la Comisión Honoraria del Plan Agropecuario. MGAP, Montevideo.
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 1976. Avances en pasturas IV. Centro de Investigaciones Agrícolas. Tomo I.
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 1979. Grupos de suelos índices de productividad. Comisión Nacional de Estudio Agroeconómico de la tierra. Montevideo, Uruguay. 167pp

- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 2000a. Censo General Agropecuario 2000. Dirección de Censos y Encuestas (Ex D.I.E.A.). Montevideo, Uruguay.
- Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. 2000b. Uruguay Forestal. Antecedentes, Legislación y Política, Desarrollo actual y perspectivas. Montevideo.
- Monteith, J.. 1977. Climatic and the efficiency of crops production in Britain. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* B281: 227- 294.
- Monteith, J.. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Quaterly Journal of the Royal Meteorological Sociaty.* 107: 749- 774.
- Monteiro, A. y J. Santos. 1990. Impactos ambientais e socio-económicos de eucaliptal em Portugal. Lisboa, Ed. Instituto Superior de Agronomía.
- Mooney, H. A. 1991. Emergence of the study of global ecology: is terrestrial ecology an impedimenet to progress? *Ecological Applications* 1: 2- 5.
- Odum, E.. 1971. Fundamentals of ecology. Saunders Philadelphia. U.S.A.
- Panario, D. (comp) 1991. Hacia una evaluación de efectos ambientales de la forestación en Uruguay con especies introducidas. Serie Investigaciones Nº 85. CIEDUR/Hemisferio Sur. Montevideo. 102 pp.
- Panario, D. 1994. Evolución de la vegetación nativa uruguaya I: la pradera. Boletín técnico nº 13, Dirección de suelos y aguas, MGAP.
- Paruelo, J. M. and R. A. Golluscio. 1994. Range assesment using remote sensing in Northwest Patagonia (Argentina). *Journal Range Management* 47: 498 – 502.
- Paruelo, J. M. y W. K. Lauenroth. 1995. Regional patterns of NDVI in North American shrulands and grasslands. *Ecology* 76: 1888- 1898.

- Paruelo, J. M., H. E. Epstein, W. K. Lauenroth e I. C. Burke. 1997. ANPP estimates from NDVI for Central Grassland region of the US. *Ecology* 78: 953- 958.
- Paruelo, J. y W. Lauenroth. 1998a. Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grassland. *Journal of Biogeography*. 25: 721- 733.
- Paruelo, J., E. Jobbágy, O. Sala, W. Lauenroth y I. Burke. 1998b. Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland. *Ecosystems Ecological Applications*. 8: 194- 206.
- Paruelo, J. M., I. C. Burke y W. K. Lauenroth. 2001a. Land-use impact on ecosystem in eastern Colorado. *Global Change Biology*. 7: 631- 639.
- Paruelo, J. M., E. Jobbágy y O. Sala. 2001b. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. *Ecosystems*. 4: 683- 698.
- Paruelo, J., M. Garbulsky, J. Guerschman y E. Jobbágy. En prensa. Changes in carbon uptake over South America. Enviado a *International Journal of Remote Sensing*.
- Peck, A. y D. Williams. 1987. Effects of forests clearing on groundwater. *Journal Hydrology*. 94: 47- 65.
- Pérez Arrarte, C.(comp) 1993. Desarrollo forestal y medio ambiente, CIEDUR/Hemisferio Sur. Montevideo.
- Pérez Arrarte, C..2000. Plantaciones forestales en la pradera uruguaya. Hemisferio Sur. Montevideo.
- Piñeiro, G., M. Oesterheld y J. Paruelo. Aboveground production and radiation use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. Enviado a *Remote Sensing of Environment*.

- Poore, M. y C Fries. 1985. Efectos ecológicos de los Eucaliptus. N°59 FAO, Roma. Italia.
- Prince, S. D. 1991. A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing*. 12: 1313- 1330.
- Pritchett, M. 1986. Suelos Forestales. Propiedades, conservación y mejoramiento. Ed. Limusa. México. 634 pp.
- Richardson, D.. 1998. Forestry Trees as Invasive Aliens. *Conservation Biology*. 12: 18- 26.
- Rosengurtt, B..1944. Estudios sobre las praderas naturales del Uruguay. 4^{ta} Contribución. Las Formaciones campestres y herbáceas del Uruguay. *Agros*. N°134. Montevideo.
- Ruimy, A., B. Saugier y G. Dedieu. 1994. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. *Journal of Geophysical Research* 99: 5263-5283.
- Running; S.. 1990. Estimating terrestrial primary productivity by combining remote sensing and ecosystem simulation. *Remote sensing of biosphere functioning*. Springer- Verlog. New York. 65- 86 pp.
- Sala, O. E., M. Oesterheld, R. J. C. Leon, and A. Soriano. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. *Vegetatio* 67: 27-32.
- Sala, O., W. Parton, L. Joyce and W. Lauenroth. 1988. Primary Production of the Central Grassland Region of the United States. *Ecology*. 69: 40- 45

- Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems* (ed. G.C. Daily), pp. 237-252. Island Press, Washington, D.C.
- Santana, R. y N. Barros. 2000. Above-ground biomass, nutrient content, and nutrient efficiency of Eucalyptus plantations growing in different sites in Brazil. *New Zealand Journal of Forestry Science*. 30: 225- 236.
- Sellers, P.. 1987. Canopy reflectance, Photosynthesis and Transpiration. II. The role of biophysics in the linearity of their interdependence. *Remote Sens. Environ.* 21: 143- 183.
- Sellers, P., J. Berry, G. Collatz, C. Field y F. Hall. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sens. Environ.* 42: 187- 216.
- Skole, D. y C. Tucker. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*. 260: 1905- 1910.
- Stolovich, L. 1995. Forestación: ¿ un negocio para quién? Montevideo: Instituto del Tercer Mundo/CIEDUR.
- Terradas, J. 2001. Ecología de la Vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes. Ed. Omega. Barcelona, España. 673 pp.
- Tucker, C. y J. R. Towshend y T. Goff. 1985. African land- cover classification using satellite data. *Science*. 227: 369- 375.
- Uhl, C., N. Clark Dazzeo y P. Maquirino. 1988. Vegetation dynamics in amazon treefall gaps. *Ecology*. 69: 751- 763.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco and J.M. Melillo. 1997. Human
Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277: 494-499.

World Rainforest Movement (WRM).2000. Las plantaciones forestales. Boletín
Informativo N°35.



10707