



Tesis para la Maestría en Ciencias Ambientales
Facultad de Ciencias
Universidad de la República

**SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL PASTIZAL: EL
SEGUIMIENTO DE UN ÁREA PROTEGIDA COMO
SISTEMA DE REFERENCIA**

Lic. Federico Gallego

Julio 2013

Tesis de Maestría: “Servicios ecosistémicos del pastizal: el seguimiento de un área protegida como sistema de referencia”

Maestría en Ciencias Ambientales

Autor: Lic. Federico Gallego

Dirección de e-mail: federicogallego06@gmail.com

Grupo de Ecología de Pastizales, Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR (<http://pastizales.fcien.edu.uy/>)

Orientador: Dra. Alice Altesor

Tribunal: Prof. Daniel Panario, Dr. Álvaro Soutullo y MSc. Santiago Baeza

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS.....	5
ÍNDICE DE TABLAS.....	7
ÍNDICE DE FIGURAS.....	8
LISTA DE ABREVIATURAS.....	10
RESUMEN.....	11
ABSTRACT.....	12
PRÓLOGO.....	13
CAPÍTULO 1: Introducción general.....	14
Introducción.....	15
<i>Objetivos generales y específicos</i>	20
<i>Área de estudio</i>	21
CAPÍTULO 2: Descripción estructural y funcional de la dinámica temporal del funcionamiento ecosistémico de las distintas coberturas/ usos del suelo presentes en el PPQC y zona adyacente.....	24
Introducción.....	25
Materiales y Métodos.....	29
<i>Cartografía de usos y coberturas del suelo</i>	29
<i>Caracterización funcional de los usos y coberturas del suelo</i>	31
<i>Análisis estadísticos</i>	34
Resultados.....	34
<i>Descripción de las unidades cartografiadas</i>	34
<i>Cartografía de usos y coberturas del suelo</i>	35
<i>Caracterización funcional de los usos y coberturas del suelo</i>	37
Discusión.....	41
Conclusiones.....	44
CAPITULO 3: Sistema de seguimiento y alerta del funcionamiento ecosistémico en áreas protegidas.....	46
Introducción.....	47
Materiales y Métodos.....	50
<i>Tendencias Temporales</i>	50
<i>Anomalías Espaciales</i>	51
<i>Matriz de Decisión</i>	51
Resultados.....	52
<i>Tendencias Temporales</i>	52
<i>Anomalías Espaciales</i>	53
<i>Matriz de Decisión</i>	54
Discusión.....	55

Conclusiones.....	59
CAPITULO 4: Efecto de la forestación sobre el rendimiento hidrológico: un análisis en micro-cuencas.....	60
Introducción.....	61
Materiales y métodos.....	65
<i>Estimación de la evapotranspiración</i>	67
<i>Análisis estadísticos</i>	69
Resultados.....	69
Discusión	71
Conclusiones.....	74
CAPITULO 5: Discusión general, conclusiones y perspectivas	75
Discusión general	76
Conclusiones.....	77
Perspectivas	78
BIBLIOGRAFÍA	80
ANEXOS	88
Anexo 2.I	88
Anexo 4.I	91

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer en primer lugar a mi orientadora Alice Altesor por toda la confianza, apoyo, e incentivo en cada una de las etapas de este trabajo. Gracias por entender y respetar mis ideas, por tantos consejos, por aportar día a día a mi desarrollo en distintos ámbitos de la vida.

A José Paruelo por su tiempo y apoyo constante; por las grandes ideas que hicieron posible esta tesis y por las discusiones que enriquecieron mucho el manuscrito final. Gracias por abrirme las puertas del LART.

A Daniel Panario, Álvaro Soutullo y Santiago Baeza por aceptar leer el manuscrito y por sus acertados comentarios y sugerencias.

A la Facultad de Ciencias y al programa de Maestría en Ciencias Ambientales (MACA), por darme las herramientas necesarias para afrontar mi carrera académica y profesional.

A Valeria y Manuel por el día a día y el apoyo logístico.

A mis compañeros de la MACA, por tantas palabras de aliento, discusiones, bromas y los grandes asados que hicimos y seguiremos haciendo.

Al equipo del LART, particularmente a Dolores, Mariano, Pablo, Camilo y María que me ayudaron a lo largo del desarrollo de esta tesis, siempre con la mejor disposición. Gracias por los gratos momentos compartidos.

A la Cooperativa Agraria Quebrada de los Cuervos por abrirnos las puertas y hacer posible el desarrollo de muchos de nuestros proyectos. Gracias por permitirnos ingresar a sus predios, por la información brindada y por el apoyo recibido.

A los productores vecinos al PPQC, especialmente a la familia Iguini y Pintos por la información proporcionada acerca de la zona, por su amabilidad y por las tardes de ricos mates y tortas fritas.

A la Intendencia de Treinta y Tres por el alojamiento en las cabañas de la Quebrada de los Cuervos.

Al SNAP-DINAMA, MAPFRE y CSIC por el apoyo financiero.

A Daniel Erman, director del PPQC, y a Patricia Duarte, ex-Directora del PPQC, por la disposición, interés y apoyo brindado.

Al Grupo de Ecología de Pastizales por hacer más ameno el día a día, por la buena onda, por las sugerencias y discusiones que mucho le aportaron a este trabajo y por la colaboración en las salidas de campo.

A mis amigos, Lú, Nacho, Guille, Malau y Javi, por estar siempre, algunos ya desde hace más de 25 años.

A todos los muchachos de la “misa de los jueves”, por el gran grupo que hemos formado, por las charlas compartidas, experiencias, los buenos asados y los partidos de truco!

A mi familia que es el sostén de mi vida, sin ellos esto no hubiera sido posible. Gracias por haberme dado todo de ustedes y por los valores que me transmitieron.

A Gise, mi compañera de la vida. Por ser mí soporte físico, mental y emocional, por su sinceridad, consejos y apoyo. Por estar todos los días, en las buenas y en las malas. Por las idas al campo y las tardes de discusiones. Gracias por todos los momentos felices que me has hecho pasar.

A todos, muchas gracias!

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1: Características espectrales de las bandas del sensor TM a bordo de la plataforma satelital Landsat 5

Tabla 2.2: Matriz de contingencia de la clasificación correspondiente al PPQC y Área Adyacente. Los valores indicados en la diagonal de la matriz corresponden a: a) porcentaje y b) cantidad de píxeles clasificados correctamente. Los valores marginales a la diagonal corresponden a los píxeles erróneamente clasificados. P. Sup.: Pastizal Superficial; P. Prof.: Pastizal Profundo; Paj-Arb: Pajonal y Arbustal; Cultivo: Cultivo de invierno y Monte: Monte nativo.

Tabla 2.3: Precisión del productor (P Prod.) y del usuario (P. Usu.), expresados en porcentajes. Las abreviaturas de las clases cartografiadas son las mismas que en la Tabla 2.2.

Tabla 3.1: Matrices de Decisión para los usos y coberturas del suelo presentes en el PPQC. En las columnas se muestra la anomalía espacial y en las filas las tendencias temporales para Pastizal Superficial, Pajonal-Arbustal y Monte Nativo. Las celdas corresponden a los porcentajes de coincidencia entre las combinaciones de anomalías y tendencias.

Tabla 4.1: Características espectrales de las bandas del sensor LDCM a bordo de la plataforma satelital Landsat 8.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Relación entre servicios intermedios y finales, y beneficios asociados (tomado de Fisher et al., 2009). Las elipses indican que más de un servicio intermedio interviene en la provisión de un servicio final y que un servicio final depende de varios servicios intermedios.

Figura 1.2: Comportamiento hipotético de las funciones de producción y afectación de servicios ecosistémicos, para diferente superficie agrícola o forestal. El funcionamiento ecosistémico refiere a servicios intermedios o finales según Fisher et al., 2009. (Tomado de Paruelo, 2010)

Figura 1.3: Área de estudio, Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y su área adyacente oficial y propuesta, Treinta y Tres, Uruguay. Imagen falso color compuesto Landsat 5TM, de 17 enero de 2010.

Figura 1.4: Climograma del Departamento de Treinta y Tres con datos correspondientes a la estación experimental INIA Treinta y Tres para el período 2000-2013

Figura 2.1: Curva anual del IVN y atributos derivados descriptores del funcionamiento ecosistémico. (Adaptado de Baldi et al., 2008)

Figura 2.2: Mapa de usos y coberturas del suelo para el PPQC y Área Adyacente, y su ubicación en el territorio uruguayo. P. Prof.: Pastizal Profundo; P. Sup.: Pastizal Superficial; Paj. y Arb.: Pajonal y Arbustal; Monte: Monte nativo; Cultivos: Cultivos de invierno y Forestación.

Figura 2.3: Dinámica mensual promedio del IVN durante el período 2001-2012 para los cuatro tipos de cobertura presentes en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y área adyacente, Treinta y Tres, Uruguay.

Figura 2.4: Comparación entre los valores promedio anuales para el período 2001-2012 de la Integral anual del IVN y el Rango relativo para el monte nativo ($n=4 \pm ee$) y el Pajonal y Arbustal ($n=12 \pm ee$) presente en el área clausurada (■) y área adyacente (□) al Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos. Los asteriscos indican diferencias significativas ($p<0.05$).

Figura 2.5: Comparación entre los valores promedio anuales para el período 2001-2012 de la Integral anual del IVN y el Rango relativo para el monte nativo ($n=26 \pm ee$), Pajonal y Arbustal ($n=106 \pm ee$) y Pastizal Superficial ($n=33 \pm ee$) del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (■) y el área adyacente (□). Asteriscos indican diferencias significativas con $p<0.05$.

Figura 3.1: Mapas de cambio (tendencias temporales) de los atributos funcionales del ecosistema del PPQC y área adyacente para el período 2001-2012. En a) tendencias significativas ($p<0.05$) en la IVN-I; b) Pendiente del test de Sen (1968) para el IVN-I; c) Rrel: estacionalidad; d) Mín: Valor mínimo del IVN y e) Máx: Valor máximo del IVN.

Figura 3.2: Mapa de anomalías espaciales en la Integral Anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVN-I) para los usos y coberturas del Paisaje Protegido

Quebrada de los Cuervos (PPQC): a) Pastizales Superficiales, b) Pajonal y Arbustal y c) Monte nativo. Anomalía neutra (gris), los valores se encuentran dentro del rango usual; Anomalía inferior (verde), los valores se encuentran por debajo del rango usual; y Anomalía superior (rojo), los valores se encuentran por encima del rango usual.

Figura 4.1: Ubicación en el territorio nacional de la Cuenca de la Laguna Merín, Cuenca del Río Olimar Grande y del área adyacente al PPQC; las micro-cuencas digitalizadas en el PPQC y área adyacente; y micro-cuenca sobre el modelo digital de elevación.

Figura 4.2: Evapotranspiración estimada para las distintas coberturas vegetales presentes en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y área adyacente. Se muestran los valores de las medianas, máximos y mínimos para el monte nativo (n=335), el pastizal (n=1225), el pajonal y arbustal (n=392), y la forestación (n=395), correspondientes al mes de abril de 2013. Las letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Corregido por Test de Bonferroni.

Figura 4.3: Modelo de regresión lineal entre el porcentaje de forestación y el rendimiento hidrológico de 133 micro-cuencas presentes en el PPQC y área adyacente, para abril de 2013.

Figura 4.4: Modelo de regresión lineal entre los valores de $EvT_{Observados}$ y $EvT_{Esperados}$ (n=133) de las micro-cuencas presentes en el PPQC y área adyacente, para abril de 2013. En línea punteada la recta identidad (1:1)

Figura 4.5: Modelos de regresión lineal entre el porcentaje de: a) Pastizal, b) Pajonal-Arbustal, c) Monte nativo, d) Forestación, y la diferencia entre la $EvT_{Observada}$ y la $EvT_{Esperada}$ de 133 micro-cuencas ubicadas en el PPQC y área adyacente, para abril de 2013.

Figura 5.1: Esquema conceptual de compromisos (trade-off) entre servicios ecosistémicos asociado al cambio en el uso/cobertura del suelo. Se muestran tres escenarios: A: ecosistema no agrícola/forestal, B: ecosistema agrícola/forestal, y C: ecosistema sustentable (Adaptado de Foley et al., 2005).

LISTA DE ABREVIATURAS

DINAMA: Dirección Nacional de Medio Ambiente

EvT: Evapotranspiración

IVN: Índice de Vegetación Normalizado

IVN-I: Integral Anual del Índice de Vegetación Normalizado

Landsat TM: Landsat Thematic Mapper

Landsat LDCM: Landsat Data Continuity Mission

MAX: Valor máximo del IVN

MIN: Valor mínimo del IVN

MMAX: Mes del máximo IVN

MMIN: Mes del mínimo IVN

MODIS: Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer

PPNA: Productividad Primaria Neta Aérea

PPQC: Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos

RH: Rendimiento Hidrológico

RREL: Rango Relativo (estacionalidad)

SE: Servicios Ecosistémicos

SNAP: Sistema Nacional de Áreas Protegidas

RESUMEN

Las actividades humanas han modificado intensamente la superficie terrestre, siendo el cambio en el uso de la tierra la alteración más importante. Una de las consecuencias directas de ello es que se compromete la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios a la sociedad. En este sentido las áreas protegidas representan sistemas de referencia para comparar los efectos del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas. El objetivo general de esta tesis fue analizar el efecto del cambio en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas y el nivel de provisión de algunos servicios ecosistémicos. Para ello, se utilizó como sistema de referencia el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (PPQC) para comparar tendencias temporales y el estado actual del funcionamiento ecosistémico de los distintos usos/coberturas del suelo protegidos y no protegidos a partir de datos satelitales. Se generó una cartografía de usos y coberturas del suelo para el PPQC y área adyacente a partir de imágenes satelitales de alta resolución espacial. Se analizó la evolución temporal, en un período de 12 años (2001-2012), de 6 atributos funcionales de los ecosistemas (derivados del IVN), considerando la situación protegido/no protegida y el tipo de uso/cobertura del suelo. Por otro lado, se generó un sistema de alerta para la detección temprana de cambios en el funcionamiento ecosistémico. El sistema se basó en la detección de tendencias temporales y anomalías espaciales de los atributos funcionales del ecosistema. Finalmente, se estimó la evapotranspiración de las diferentes coberturas y usos del suelo (pastizales naturales, pajonales-arbustales, monte nativo y forestación). Se estableció la función de afectación del uso forestal sobre el servicio ecosistémico rendimiento hidrológico en micro-cuencas con un gradiente de forestación y se analizó la interacción entre las diferentes coberturas vegetales y el recurso agua. La cartografía de usos y coberturas del suelo para el PPQC y área adyacente mostró que las principales coberturas presentes en el área fueron los pastizales naturales y pajonales-arbustales, ocupando el 50 y 32 %, respectivamente. El análisis de los atributos funcionales para los sitios protegidos y no protegidos, mostró diferencias según la cobertura/uso del suelo analizada. Se implementó el sistema de seguimiento y alerta el cual permitió, a partir de matrices de decisión, identificar de manera espacialmente explícita aquellos sitios y usos/coberturas del suelo donde es necesario tomar acciones de gestión prioritarias. Finalmente la estimación de la EvT de los usos y coberturas mostró que la forestación fue la cobertura que presentó mayores pérdidas de agua, evapotranspirando 21.5 % más que los pastizales naturales (2.99 y 2.45 mm.día⁻¹ respectivamente). El uso forestal de alto rendimiento generó una reducción del 5.4 % en el rendimiento hídrico de las micro-cuencas analizadas. Por su parte se aportó evidencia de un efecto competitivo, particularmente sobre el recurso agua, de las forestaciones sobre las demás coberturas vegetales. La presente tesis proporciona información sobre la situación actual y evolución temporal del funcionamiento ecosistémico para el PPQC. Dicha información permitió analizar y cuantificar los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre varios atributos del funcionamiento de los ecosistemas y los servicios que proveen. Asimismo, constituye una herramienta de apoyo para la toma de decisiones para la gestión de áreas protegidas.

Palabras clave: sensores remotos, funcionamiento ecosistémico, rendimiento hidrológico, funciones de producción de SE, funciones de afectación de SE.

ABSTRACT

Human activities have greatly altered the earth's surface, being the land cover and land use changes the major alteration. A direct consequence of these changes is that the ability of ecosystems to provide services undertakes. In this sense protected areas represent reference systems to compare the effects of changing land use on ecosystem functioning. The main objective of this thesis was to analyze the effect of land cover and land use changes on the ecosystem functioning and on the level of provision of some ecosystem services. We use the Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (PPQC) as a reference system to compare temporal trends and the current state of the ecosystem functioning of the different land cover types. A land cover map was generated for the PPQC and adjacent area using satellite images with a high spatial resolution. Temporal trends were analyzed over a period of 12 years (2001-2012) of 6 functional attributes of the ecosystems (derived from IVN), considering the protected / unprotected status and the type of use / land cover. An alert system for early detection of changes in ecosystem functioning was generated. The system was based on detection of temporal trends and spatial anomalies of the functional attributes in the ecosystem. Finally, we estimate the evapotranspiration (EvT) of different land cover and land uses (grasslands, shrublands, native forest and forestry). We established the affectation function of afforestation on the hydrological ecosystem service in micro - watersheds with a gradient of forestry and analyze the interaction between the different vegetation cover and water resource. The map of land cover and land uses generated for PPQC and adjacent area showed that the main covers in the area were grasslands and shrublands, occupying 50 and 32 %, respectively. The analysis of the functional attributes for protected and unprotected sites showed significant differences depending on the land use analyzed. The monitoring and alert systems allowed identify spatially the land uses and land covers where management actions are priority. Finally, estimation of the EvT for the different land cover and land uses showed that afforestation was the coverage that has higher water. The EvT was 21.5 % more than natural grasslands (2.99 and 2.45 mm.day⁻¹ respectively). Afforestation generated a 5.4 % reduction in water yield in the micro-watershed analyzed. At the same time, this study provides evidence of a competitive effect, particularly on water resources, of afforestation on the other land cover. This thesis provides information on the current status and temporal evolution of ecosystem functioning for the PPQC. This information was used to analyze and quantify the effects of changes in land cover and land use on several attributes of the functioning of ecosystems and the services that they provide. It also serves as a support tool for decision making for the management of protected areas.

Key words: remote sensing, ecosystem functioning, water yield, production function of ES, affectation function of ES.

PRÓLOGO

La presente tesis está conformada por 5 capítulos.

En el Capítulo 1 se expone la introducción general al tema de estudio, se presenta el marco conceptual de los Servicios Ecosistémicos, se describen los antecedentes, la ubicación y características del área de estudio y finalmente los objetivos generales y específicos de la tesis.

En el Capítulo 2 se presenta la cartografía de usos y coberturas del suelo para el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (PPQC) y área adyacente. Además se analizan un conjunto de atributos del funcionamiento ecosistémico correspondiente a diferentes usos/coberturas del suelo protegidos dentro del área y no protegidos en la zona adyacente.

En el Capítulo 3 se exponen los resultados del sistema de seguimiento y alerta para la detección temprana de alteraciones en los atributos funcionales de los ecosistemas correspondientes al PPQC y área adyacente. Se analizan las tendencias temporales y las anomalías espaciales en el funcionamiento ecosistémico. A partir de los resultados se presenta una matriz de decisión para cada uso y cobertura del suelo presente en el PPQC como herramienta para la gestión del área.

En el Capítulo 4 se evalúan los efectos de diferentes coberturas y usos del suelo sobre una función ecosistémica (la evapotranspiración) fuertemente vinculada al servicio de provisión de agua. A su vez se analizan las funciones de afectación del rendimiento hidrológico resultante de la sustitución del pastizal natural por plantaciones forestales de alto rendimiento en micro-cuencas.

En el Capítulo 5 se discuten los principales resultados obtenidos en la tesis y se exponen las principales conclusiones y perspectivas.

CAPÍTULO 1

Introducción general

Introducción

Las actividades humanas han modificado intensamente la superficie terrestre (Vitousek et al., 1997). Sanderson et al. (2002) estiman que el 83% de la superficie está directa o indirectamente influenciada por la acción del hombre. El uso de la tierra para producir bienes y servicios representa la alteración humana más importante (Vitousek et al., 1986; 1997). En este sentido, los cultivos y pasturas artificiales, en conjunto, se han convertido en uno de los sistemas más extensos con aproximadamente el 40% de la superficie terrestre (Ramankuty et al., 2002). Las principales modificaciones que se generan en los sistemas naturales, debido a los cambios en el uso del suelo son, por ejemplo, la pérdida de diversidad biológica (Sala et al, 2000; Pimm y Raven, 2000), los cambios en los ciclos biogeoquímicos (Chapin et al., 2002; Foley et al., 2005), la alteración del clima regional a través de cambios en el balance hídrico y radiativo de la superficie (Pielke et al., 2002; Kalnay y Cai, 2003), y la alteración del clima global a partir de la liberación de dióxido de carbono a la atmósfera y de gases “invernaderos” como el metano y óxido nitroso (Houghton y Hackler, 2001; IPCC, 2007; Houghton, 2010). Es por ello que el cambio en el uso del suelo constituye actualmente el principal componente del cambio global (Paruelo et al., 2006; Foley et al., 2005).

Los pastizales naturales son uno de los ecosistemas más alterados y amenazados por la acción del hombre a nivel global (Henwood, 1998; Ellis y Ramankutty, 2008). El 54.5 % de su superficie ha sido convertida a uso agrícola, forestal, urbano, entre otros (White et al., 2000). A este aspecto se le suma que sólo el 5.5% de los pastizales a escala global se encuentran bajo algún tipo de protección (UICN, 2008). Los pastizales del Río de la Plata no fueron la excepción a estas transformaciones. Esta región constituye una de las mayores extensiones de pastizales naturales del mundo y la más importante de Sudamérica (Soriano, 1991; Paruelo et al., 2007). Comprenden aproximadamente 700 mil km² entre Argentina, Uruguay y el Sur de Brasil, y están constituidos por vegetación herbácea, predominantemente gramíneas, con presencia o ausencia de plantas leñosas (Sala et al., 1996).

Una de las consecuencias directas del cambio en el uso del suelo es que se compromete la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios a la sociedad (Costanza et al., 1997; MEA, 2005). Los servicios ecosistémicos son todos aquellos aspectos del ecosistema que de manera activa o pasiva y ya sea directa o indirectamente contribuyen al bienestar humano (Boyd y Banzhaf, 2007; Fisher et al., 2009). Definidos de esta forma, los servicios ecosistémicos incluyen tanto la estructura (organización)

como los procesos (funciones) ecosistémicos que proveen beneficios a la población humana. Las funciones y/o estructura constituyen servicios en la medida que existan humanos que se beneficien de los mismos. Sin beneficiarios humanos, no hay servicios (visión antropocéntrica) (Goulden y Kennedy, 1997). Fisher et al. (2009), diferencian entre servicios intermedios y finales dependiendo de su relación directa o indirecta con los beneficios a la población (Figura 1.1). Por ejemplo, la productividad primaria es un servicio intermedio que determina la producción de forraje (servicio final) y finalmente beneficios como la carne y la leche que los humanos consumen. Otro ejemplo de servicios intermedios son los componentes del ciclo hidrológico, como la evapotranspiración, que determina varios servicios finales como la calidad y cantidad de agua o el balance de energía que redundaría en beneficios a la población humana como el agua para beber, agua para riego, control climático, etc.

Este esquema de clasificación de los servicios ecosistémicos permite no sólo reconocerlos, sino también identificar sus correspondientes funciones de producción (Daily et al., 2000; 2009) y las interacciones entre servicios. Una función ecosistémica podría determinar varios servicios ó un servicio determinado ser producto de varias funciones. Una vez definidos los servicios ecosistémicos y conociendo las principales perturbaciones se pueden caracterizar las funciones de afectación, por ejemplo, cómo afectan los cambios en el uso del suelo la producción de un servicio dado (Paruelo, 2010; Altesor, 2011).

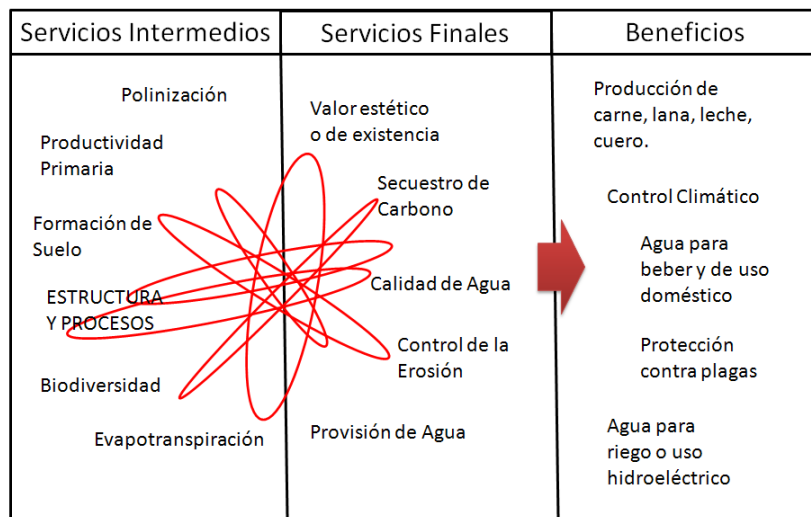


Figura 1.1: Relación entre servicios intermedios y finales, y beneficios asociados (tomado de Fisher et al., 2009). Las elipses indican que más de un servicio intermedio interviene en la provisión de un servicio final y que un servicio final depende de varios servicios intermedios.

Las *funciones de producción* relacionan cuantitativamente la estructura y/o el funcionamiento de los ecosistemas con el nivel de provisión de servicios ecosistémicos que se proveen (Heal, 2000). Las funciones de producción mejor descritas son aquellas relacionadas a la producción de “commodities” (Daily et al., 2009), como por ejemplo la relación entre la producción de forraje y la producción de carne (Oesterheld, et al., 1992), o la relación entre profundidad, textura y fertilidad del suelo y la productividad forestal (Fox, 2000), o la polinización de cultivos por abejas (Kremen et al., 2002). Por su parte, las *funciones de afectación* relacionan cuantitativamente en qué medida un cambio estructural o funcional de un ecosistema dado por una perturbación de origen natural o artificial, afectará el bienestar humano a través de la alteración en la provisión de servicios (Paruelo, 2010). La caracterización de estas funciones es crucial para identificar umbrales a partir de los cuales los ecosistemas pueden cambiar y alcanzar estados indeseables en los cuales la provisión de servicios disminuye drásticamente. El cambio puede o no ser reversible dependiendo de la resiliencia de los sistemas (Scheffer et al., 2001). La Figura 1.2 muestra el comportamiento hipotético del funcionamiento ecosistémico y los volúmenes de producción en relación al área agrícola (ó forestal). Se observa que al aumentar la superficie sembrada, los niveles de producción aumentan de la misma forma (funciones de producción), sin embargo la afectación en el funcionamiento ecosistémico (servicios intermedios y finales) puede tomar diferentes formas; caer linealmente (Figura 1.2A) ó con una tasa variable (Figura 1.2B y C) ó presentar umbrales que condicionan la reversibilidad (Figura 1.2D).

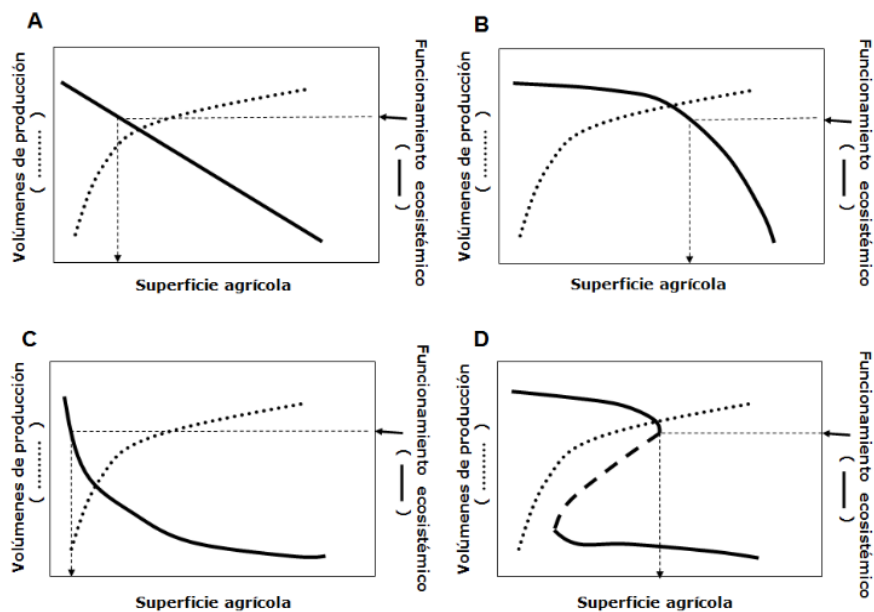


Figura 1.2: Comportamiento hipotético de las funciones de producción y afectación de servicios ecosistémicos, para diferente superficie agrícola o forestal. El funcionamiento ecosistémico refiere a servicios intermedios o finales según Fisher et al., 2009. Tomado de Paruelo, 2010.

En los últimos años, la puesta en órbita de satélites ha permitido generar una gran cantidad de datos utilizados para el estudio del planeta Tierra. En este sentido, la teledetección, en conjunto con los Sistemas de Información Geográficos (SIG), se han vuelto importantes herramientas para el estudio de la distribución y estado de la vegetación. Los sensores a bordo de satélites registran la energía electromagnética que es emitida y/o reflejada por las distintas superficies del planeta. Cada cobertura tiene una respuesta diferencial en diferentes porciones del espectro, permitiendo discriminar entre las coberturas (Curran, 1985). Esta capacidad se ha utilizado para generar mapas de usos y coberturas del suelo (DeFries et al., 1998; Baldi y Paruelo, 2008; Baeza et al., 2011), así como también para estimar la actividad fotosintética de la vegetación (Sellers, 1985; Prince, 1991; Paruelo et al., 1997;). La reflectancia diferencial en las longitudes de onda correspondientes al rojo (R) y al infrarrojo (IR) muestra una relación estrecha con la actividad fotosintética de la vegetación. Esta reflectancia diferencial ha permitido la construcción de índices espectrales, siendo el Índice de Vegetación Normalizado (IVN) uno de los más utilizados (Tucker & Sellers, 1986). El IVN muestra una relación positiva y lineal con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa (Sellers et al., 1992) y por lo tanto con la productividad primaria (Prince, 1991; Running et al., 2000). Monteith (1972) propone un modelo para estimar la productividad primaria (PPNA) basado en la cantidad total de radiación incidente (RFA), en la fracción de la radiación absorbida por la vegetación (fRFA) y en la eficiencia en el uso de la radiación (ϵ):

$$PPNA \text{ (KgMS/Ha*Mes)} = RFA \text{ (MJ/Ha*Mes)} \times fRFA \times \epsilon \text{ (KgMS/MJ)}$$

La RFA es obtenida a partir de información de estaciones meteorológicas terrestres y la fRFA es estimada a partir de la relación existente con el IVN. Por su parte, la ϵ puede ser estimada a partir de cortes de biomasa o a partir de índices espectrales, como por ejemplo, el Índice de Reflectancia Fotoquímico (IRF).

El estudio de los ecosistemas basado en atributos funcionales (Ej. productividad primaria, evapotranspiración, entre otros) presenta una serie de ventajas frente a las clásicas aproximaciones estructurales (composición de especies o de tipos funcionales de plantas), especialmente a escala regional. Por un lado, el intercambio de materia y energía entre la biota y el ambiente tiene una respuesta más rápida a las perturbaciones que la estructura de la vegetación, lo que evita que la inercia estructural retrase la percepción de la respuesta de los ecosistemas ante los cambios (Milchunas y Lauenroth,

1995). A su vez, están íntimamente relacionados con los servicios ecosistémicos finales e intermedios, y por otro lado, los atributos funcionales facilitan su seguimiento a través de imágenes de satélite. La teledetección permite, bajo un mismo protocolo de observación, disponer de una cobertura completa del territorio y no es necesario, por lo tanto, definir protocolos de intra o extrapolación de observaciones puntuales (Chuvienco, 2002). Diversos índices espectrales derivados de las imágenes de satélite (principalmente los índices de vegetación) están vinculados a variables funcionales de los ecosistemas (servicios intermedios), tales como la productividad primaria (Running et al., 2000; Paruelo et al., 2004), la evapotranspiración (Nosetto et al., 2012), la temperatura superficial (Di Bella et al., 2000), el albedo superficial (Fernández y Piñeiro, 2008), entre otros.

Varios estudios a nivel internacional y regional utilizan atributos funcionales de los ecosistemas para evaluar cuantitativamente los impactos de los cambios en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Storms y Hargrove, 2000; Paruelo et al., 2001; Nosetto et al., 2005; Paruelo et al., 2005; Alcaraz-Segura et al., 2008 a y b, 2009 a y b; Fernández et al., 2010). Estos trabajos analizan funciones de afectación de servicios ecosistémicos, aunque este marco conceptual no sea explícito. En la región puede citarse como antecedente el trabajo de Garbulsky y Paruelo (2004), quienes evaluaron el impacto del uso del suelo sobre el funcionamiento ecosistémico a lo largo de gradientes ambientales en Argentina, a partir de la comparación con las áreas protegidas (sistemas de referencia). Guerschman y Paruelo (2005) analizaron los impactos del uso del suelo agrícola sobre el funcionamiento del ecosistema (intercepción de radiación y absorción de carbono) en las zonas templadas de América del Norte y del Sur.

A nivel nacional son pocos los trabajos que utilizan información satelital para estudios ecosistémicos. Baeza et al. (2006), caracterizaron el funcionamiento ecosistémico para todo el territorio nacional y clasificaron los Tipos Funcionales de Ecosistemas de acuerdo a diferencias en las ganancias de carbono y su estacionalidad. Baeza et al. (2010) realizaron la cartografía de las comunidades de pastizales naturales presentes en el Basalto superficial y caracterizaron su funcionamiento en términos de productividad primaria neta aérea. En el marco de un convenio entre Facultad de Ciencias y DINAMA se inició un trabajo de análisis de las tendencias temporales y anomalías espaciales de algunos atributos del funcionamiento ecosistémico en dos áreas

protegidas de Uruguay (Laureles-Cañas y Quebrada de los Cuervos) (Gallego et al., 2011; Alcaraz-Segura et al., 2011).

El marco conceptual de los servicios ecosistémicos puede contribuir a la articulación entre los componentes biofísicos (procesos y estructura ecosistémica) y los sistemas humanos (sociales, económicos y culturales). La descripción biofísica de los servicios y cómo éstos son afectados por los distintos usos/coberturas del suelo constituye información básica para la toma de decisiones. Uruguay ha implementado recientemente el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP), que tiene como objetivo principal garantizar la protección y mantenimiento de la biodiversidad y del patrimonio natural de país. En este marco, las áreas protegidas representan sistemas de referencia para evaluar y cuantificar el impacto de las actividades antrópicas sobre el funcionamiento de los ecosistemas, a partir del registro de las diferencias en el funcionamiento entre áreas alteradas y sin alterar. A su vez, describir y analizar los servicios que los ecosistemas protegidos proporcionan a los seres humanos y conocer el riesgo que corren, aumentaría la aceptación social de las medidas conducentes a su conservación.

Objetivos generales y específicos

El objetivo general de este trabajo fue analizar el efecto del cambio en el uso del suelo sobre el nivel de provisión de algunos servicios ecosistémicos. Se utilizó como sistema de referencia el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos para comparar tendencias temporales y el estado actual del funcionamiento ecosistémico de los distintos usos/coberturas del suelo.

Los objetivos específicos fueron:

1. Cartografiar el uso y la cobertura del suelo del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Área adyacente.
2. Analizar la evolución temporal, en un período de 12 años (2001-2012), de atributos funcionales (Integral del IVN, valor de máximo y mínimo IVN, y meses de los valores máximo y mínimo en el IVN) de los ecosistemas, considerando la situación dentro/fuera del área protegida y el tipo de uso/cobertura del suelo presente.

3. Implementar un sistema de seguimiento y alerta que permita monitorear tendencias temporales y anomalías espaciales de atributos funcionales, en el área protegida y sus entornos inmediatos, para el período 2001-2012.
4. Estimar la evapotranspiración de los distintos usos y coberturas del suelo (pastizales naturales, pajonales-arbustales, monte nativo y forestación).
5. Establecer la función de afectación del uso forestal sobre el servicio ecosistémico rendimiento hidrológico.
6. Estimar y analizar la relación entre la EvT total de la cuenca (observada) y la suma de las EvT parciales (esperada) de cada uso/cobertura del suelo presente en las micro-cuencas.
7. Analizar la relación entre la diferencia ($EvT_{observada}$ y $EvT_{esperada}$) y el porcentaje de cada cobertura vegetal en las micro-cuencas.

Área de estudio

El Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (PPQC) se ubica en la región Noreste del Uruguay, en la 4ª Sección Judicial del departamento de Treinta y Tres, a 35 Km. de la capital departamental (32°46´-33°03´ Sur y 54°36´-54°20´ Oeste). Ocupa una superficie aproximada de 4412 hectáreas distribuida en cinco propietarios; Intendencia de Treinta y Tres (área excluida del ganado doméstico desde 1996), Ministerio de Defensa Nacional, Instituto Nacional de Colonización, empresa Weyerhaeuser y Familia Demichelli (Figura 1.3).

El área está comprendida dentro de la cuenca del A° Yermal Grande (afluente del Río Olimar), abarcando la divisoria de aguas de las cuencas de los A° Yermal Chico y Yermalito. La precipitación media anual es de 1450 mm. y la temperatura media anual es de 17 °C (INIA Treinta y Tres). Las precipitaciones ocurren durante todo el año pero son mayores en verano-otoño (Figura 1.4). El área está incluida en la unidad de suelo “Sierra de Aiguá”, la cual presenta como suelos dominantes litosoles subéutricos melánicos, muy superficiales y/o superficiales, pedregosos. Como suelos asociados se menciona brunosoles subéutricos típicos, moderadamente profundos y afloramientos rocosos.

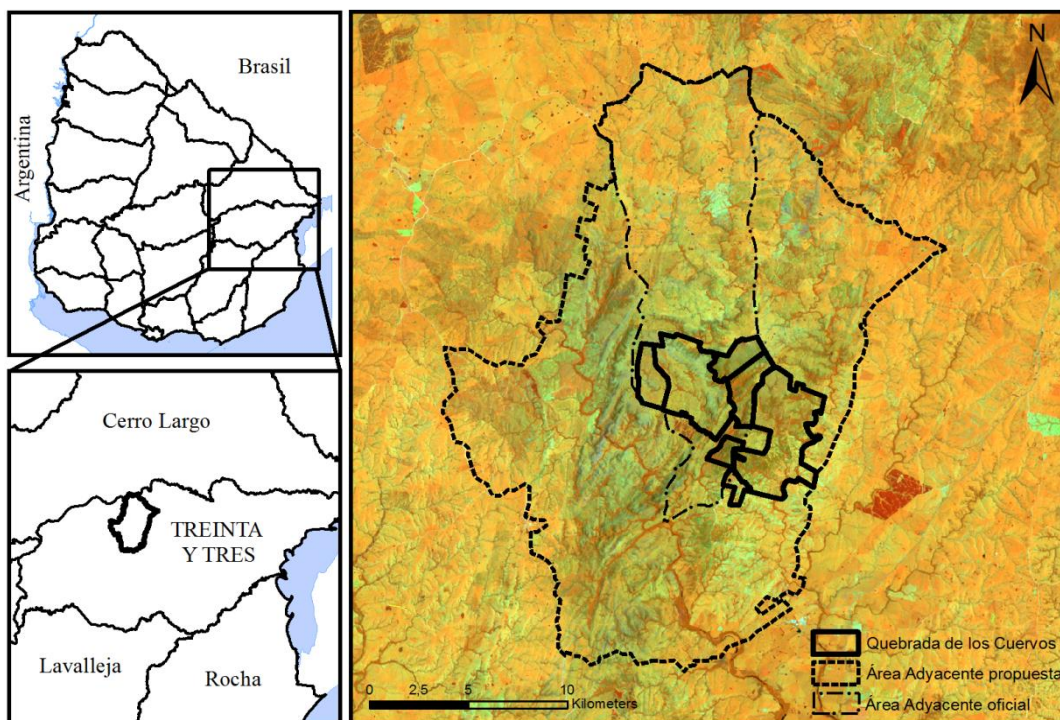


Figura 1.3: Área de estudio, Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y su área adyacente oficial y propuesta, Treinta y Tres, Uruguay. Imagen falso color compuesto Landsat 5TM, de 17 enero de 2010.

El área adyacente oficial ocupa una superficie de aproximadamente 11.500 hectáreas y comprende la cuenca del A° Yermal Chico (Decreto 462/08, 29 de setiembre de 2008). Actualmente existe una nueva propuesta de área adyacente la cual incorpora la subcuenca del A° Yermalito, incrementando la superficie, bajo limitaciones de uso, a 36.711 hectáreas aproximadamente (Figura 1.3).

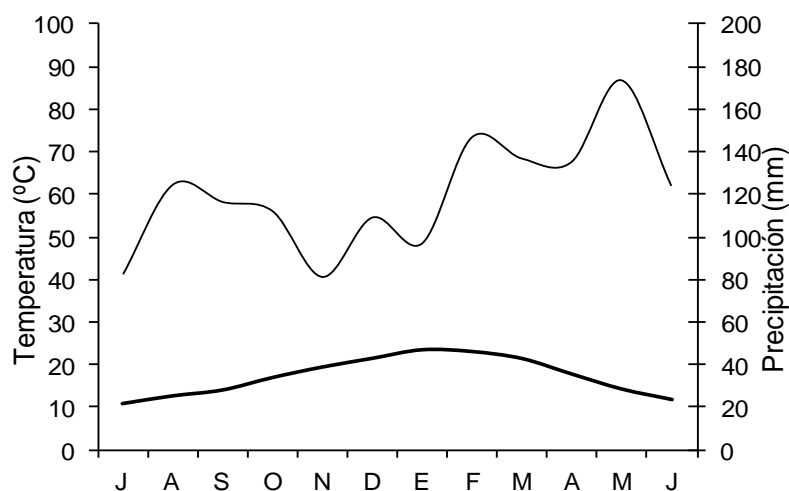


Figura 1.4: Climograma del Departamento de Treinta y Tres con datos correspondientes a la estación experimental INIA Treinta y Tres para el período 2000-2013

El PPQC es la primera área protegida de Uruguay que ingresó al SNAP, “*por estar asociada al sistema de la Cuchilla Grande y poseer singularidad paisajística, representatividad de ecosistemas autóctonos y diversidad de especies, cuya conservación permitirá proteger una muestra representativa del ecosistema de serranía del Este del país*” (Decreto 462/08, 29 de setiembre de 2008). Dentro de los ecosistemas destacados en este paisaje protegido se encuentran el bosque de quebrada y galería junto al sistema fluvial y los pastizales naturales. Estos últimos, cubren aproximadamente el 50% del área protegida y presentan especies de flora y fauna prioritarias para el SNAP (Plan de manejo Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos, 2011).

En la actualidad, la zona adyacente (no oficializada) al área protegida se encuentra sometida a un intenso proceso de cambio en el uso del suelo, fundamentalmente a través del desarrollo de plantaciones forestales de pinos y eucaliptos. En el entorno del área protegida se han forestado no menos de 6000 hectáreas. Si bien esto es un hecho negativo para el área adyacente, brinda la posibilidad de evaluar uno de los principales cambios en el uso del suelo que ocurre actualmente en Uruguay. Por ello, el área de estudio del presente trabajo abarcó al PPQC y su área adyacente no oficializada.

CAPÍTULO 2

Descripción estructural y análisis de la dinámica temporal del funcionamiento ecosistémico de las distintas coberturas/ usos del suelo presentes en el PPQC y zona adyacente

Introducción

Más del 75% del planeta tierra presenta algún grado de alteración como resultado de la presencia humana y del uso del suelo (Ellis y Ramankunty, 2008; Sanderson et al., 2002). Los cultivos y pasturas artificiales, en conjunto, se han convertido en uno de los sistemas más extensos con aproximadamente el 40% de la superficie terrestre (Ramankuty et al., 2002). Esto forma parte de un fenómeno conocido como “agriculturización” de los sistemas productivos extensivos, el cual, a su vez, constituye la principal dimensión del Cambio Global (Vitousek et al., 1997; Foley et al., 2005; Paruelo et al., 2006).

Identificar y cuantificar los efectos del cambio en el uso del suelo sobre los sistemas naturales y los servicios que proveen, es una tarea difícil. Para ello es necesario contar con caracterizaciones funcionales y estructurales de los ecosistemas “originales” (sin modificaciones). En este sentido, las áreas protegidas proveen de una excelente oportunidad para describir el comportamiento de los ecosistemas naturales, actuando como sistemas de referencia (Schonewaldcox, 1988; Garbulsky y Paruelo, 2004). Si bien las áreas protegidas no representan necesariamente la vegetación original, su estudio resulta la mejor aproximación al funcionamiento potencial en muchos ecosistemas.

En general, las descripciones de los ecosistemas terrestres se basan únicamente en atributos estructurales de la vegetación, como por ejemplo, la fisionomía, las especies dominantes, los tipos funcionales de plantas o la cobertura total. Por otro lado, los atributos funcionales (poco utilizados en el estudio de los ecosistemas) se refieren al intercambio de materia y energía dentro de un ecosistema, como por ejemplo, la productividad primaria, el balance de energía, la evapotranspiración, la mineralización del nitrógeno o la pérdida de nutrientes (Chapin et al., 2002). Cabello et al. (2012) plantean que existen tres posibles explicaciones (no mutuamente excluyentes) de por qué existen pocos estudios en la biología de la conservación que toman en cuenta el funcionamiento ecosistémico. En primer lugar, consideran que el carácter intangible de los flujos de materia y energía que caracterizan el funcionamiento ecosistémico implican un mayor grado de dificultad que el análisis de aspectos estructurales tangibles, principalmente para políticos y tomadores de decisiones. En segundo lugar, plantean que los investigadores/conservacionistas probablemente no tienen la suficiente formación teórica y entrenamiento en las ciencias geofísicas. Finalmente, los autores

hacen referencia a que el esfuerzo hacia este tipo de estudios es escaso y además es específico a situaciones puntuales, particularmente en ecosistemas terrestres.

El estudio de los ecosistemas basado en atributos funcionales presenta una serie de ventajas frente a las clásicas aproximaciones estructurales, especialmente a escala regional. Por un lado, el intercambio de materia y energía entre la biota y el ambiente tiene una respuesta más rápida a las perturbaciones que la estructura de la vegetación, lo que evita que la inercia estructural retrase la percepción de la respuesta de los ecosistemas ante los cambios (Milchunas y Lauenroth, 1995). Por otro lado, los atributos funcionales se encuentran íntimamente relacionados con los servicios ecosistémicos que los sistemas naturales proveen a la sociedad, en particular los servicios intermedios (Fisher et al., 2009). Finalmente, los atributos funcionales pueden ser estimados a través de imágenes de satélite. La teledetección permite, bajo un mismo protocolo de observación, disponer de una cobertura completa del territorio y no es necesario, por lo tanto, definir protocolos de intra o extrapolación de observaciones puntuales (Chuvienco, 2002).

Diversos índices espectrales derivados de las imágenes de satélite están vinculados a variables funcionales de los ecosistemas, tales como la productividad primaria (Prince, 1991; Running et al., 2000), la evapotranspiración (Jackson, 1985; Noretto et al., 2005), la temperatura superficial (Di Bella et al., 2000), el albedo superficial (Fernández y Piñeiro, 2008), entre otros. El Índice de Vegetación Normalizado (IVN) es el índice más ampliamente utilizado para estudios de conservación y biodiversidad (Turner et al., 2001), así como también para el estudio del cambio global (Pettorelli et al., 2005). El IVN se encuentra estrechamente correlacionado con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación (fPAR; Sellers et al., 1992), y con la productividad primaria neta (PPN; Prince, 1991). La PPN se define como la tasa de producción de biomasa por unidad de área y tiempo, y está directamente relacionada con la cantidad de carbono almacenada en los órganos de las plantas (McNaughton, 1989). Esta es una variable integradora del funcionamiento del ecosistema y determina la cantidad de energía disponible para los niveles tróficos superiores (McNaughton et al., 1989).

Muchos estudios han utilizado atributos funcionales de los ecosistemas para evaluar cuantitativamente los impactos de los cambios en el uso del suelo sobre el funcionamiento de los mismos (Storms y Hargrove, 2000; Paruelo et al., 2001; Alcaraz-Segura et al., 2008a, b; Fernández y Piñeiro, 2008; Alcaraz-Segura et al., 2009a, b;

Fernández et al., 2010; Cabello et al., 2012). Garbulsky y Paruelo (2004) caracterizaron, a partir de sensores remotos, el comportamiento funcional de las áreas protegidas de Argentina a lo largo de un gradiente ambiental. Estos autores presentan las condiciones de base para evaluar los impactos del cambio global a lo largo de diferentes gradientes y tomando como sistema de referencia a las áreas protegidas. Paruelo et al. (2005) caracterizaron la variabilidad y dinámica temporal de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (RFAA) en el Parque Nacional Cabo de Gata (Sudeste de España). A su vez, identificaron diferencias en la memoria y sensibilidad a los cambios en la precipitación y RFAA para diferentes usos y coberturas del suelo. Los autores muestran que los atributos asociados a la RFAA en áreas con modificación humana (fuera de las áreas protegidas) presentaron una menor sensibilidad a cambios en la precipitación en relación a las áreas bajo protección. Alcaraz-Segura et al. (2008a) evaluaron el comportamiento espectral del IVN en dos parques nacionales de Andalucía (España), contiguos entre sí y con diferente régimen de manejo, encontrando efectos del pastoreo sobre la estabilidad de la dinámica temporal de la actividad fotosintética de la vegetación.

A nivel nacional son escasos los trabajos que relacionen el cambio en el uso del suelo y los atributos funcionales de los ecosistemas. Alcaraz et al. (2011) y Gallego et al. (2011) aplicaron en 6 áreas protegidas de España (Cabo de Gata y Doñana), Argentina (Iguazú y Palmar) y Uruguay (PPQC y Laureles-Cañas), un sistema para la detección temprana de alteraciones en el funcionamiento de los ecosistemas. El sistema se basó en datos aportados por sensores remotos a partir de los cuales se estimaron atributos funcionales de los ecosistemas, derivados del IVN. El sistema tuvo como objetivo brindar una herramienta para que los gestores de las áreas protegidas pudiesen monitorear de manera directa la “salud ecosistémica” y detectar de manera temprana y espacialmente explícita cambios funcionales antes que se produzcan alteraciones estructurales de menor probabilidad de reversión.

Uruguay cuenta con un Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP, Ley 17.234, 22 de febrero de 2000), que tiene como objetivo principal garantizar la protección y el mantenimiento de la biodiversidad y del patrimonio natural de país. El SNAP está conformado por un conjunto de áreas naturales del territorio nacional, (continentales, insulares o marinas) representativas de los ecosistemas del país, que por sus valores ambientales, históricos, culturales o paisajísticos singulares, merecen ser preservados como patrimonio de la nación. Desde su creación, se han incorporado 10

áreas protegidas, las cuales cubren el 0.4 % del territorio uruguayo (SNAP, 2011). Si bien el SNAP fue creado en el año 2000 y reglamentado en el 2005 (Decreto 52/05), recién en el 2008 se incorporó la primer área protegida, siendo ésta el PPQC. El estado de conservación de las áreas es muy variable debido a la fecha de ingreso al SNAP, a la historia de usos pasados y por la categoría de manejo asignada (Parque Nacional, Monumento Natural, Paisaje Protegido o Sitios de Protección) (Ley 17.234; UICN).

El PPQC es quizás el área protegida de Uruguay con mayores avances en los temas de conservación, dado que es la primer área que ingresó al SNAP, y por lo tanto pionera en todos los aspectos. Sin embargo no cuenta con un mapa de usos y coberturas del suelo actualizado. Este tipo de mapas son de suma importancia a la hora de definir prácticas de uso y manejo de los recursos naturales, planificar desarrollos agropecuarios y/o medidas destinadas a la conservación (Townshend, 1992). Son escasas las caracterizaciones de usos y cobertura del suelo para el PPQC y área adyacente. Baeza et al., (2011) cartografiaron el uso y la cobertura del suelo de la unidad geomorfológica Sierras del Este, con énfasis en la distribución de las diferentes comunidades de pastizales naturales. Altesor et al, (2004) cartografiaron los usos y coberturas para el predio de la Intendencia de Treinta y Tres encontrando que el 73 % del área cartografiada corresponde a pajonales de *Eryanthus angustifolium*, matorrales de *Heterothalamus alienus* y pastizales de *Axonopus affinis*. Por su parte, la ONG Vida Silvestre generó un mapa para el PPQC, identificando 9 ambientes (6 terrestres y 3 acuáticos). De acuerdo a este estudio los pastizales cubren el 62%, los pajonales y matorrales el 19.8% y el bosque nativo el 8.6% del área de estudio (Vida Silvestre- Informe técnico 2, 2008).

Por lo expuesto anteriormente, el área protegida representa un sistema de referencia para evaluar y cuantificar los efectos del cambio en el uso/cobertura del suelo (agricultura, ganadería, silvicultura) sobre el funcionamiento de los ecosistemas en Uruguay, a partir del registro de las diferencias en el funcionamiento entre áreas alteradas y sin alterar. Cabe destacar que el PPQC cuenta con una área restringida de las acciones antrópicas desde el año 1987, y excluida del ganado doméstico y del uso del fuego desde el año 1996 (predio de la Intendencia de Treinta y Tres) (Gautreau, 2003). Este tipo de situaciones permiten describir y analizar los servicios que los ecosistemas protegidos proporcionan a los seres humanos.

Los objetivos que se plantean en este capítulo son: 1) Cartografiar el uso y la cobertura del suelo del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y Área adyacente; y

2) Analizar la evolución temporal, en un período de 12 años (2001-2012), de atributos funcionales (Integral del IVN, valor de máximo y mínimo IVN, y meses de los valores máximo y mínimo en el IVN) de los ecosistemas, considerando la situación dentro/fuera del área protegida y el tipo de uso/cobertura del suelo presente.

Materiales y Métodos

Cartografía de usos y coberturas del suelo

Para cartografiar los diferentes usos y coberturas presentes en el PPQC y área adyacente (no oficializada), se realizó una clasificación mixta (supervisada y no supervisada) a partir de muestreos a campo e imágenes provistas por el sensor Thematic Mapper a bordo del satélite Landsat 5 (resolución espacial de 30 x 30 metros). Las imágenes que este satélite provee están conformadas por siete bandas, en donde cada una de ellas registra la intensidad de la energía reflejada y/o emitida por los objetos de la superficie terrestre en diferentes porciones del espectro electromagnético (Tabla 2.1).

Tabla 2.1: Características espectrales de las bandas del sensor TM a bordo de la plataforma satelital Landsat 5

Banda	Longitud de onda (μm)
1	0,45-0,52 (azul)
2	0,52-0,60 (verde)
3	0,63-0,69 (rojo)
4	0,76-0,90 (infrarrojo cercano)
5	1,55-1,75 (infrarrojo medio)
7	2,08-2,35 (infrarrojo medio)
6	10,4-12,5 (Infrarrojo térmico)

Se utilizó una escena (Path: 223; Row: 83) y tres fechas (30/04/10, 05/09/10 y 26/12/10), de forma de captar diferencias fenológicas en la vegetación (Guerschman et al., 2003). La imagen correspondiente a abril de 2010 fue georeferenciada a la proyección Transverse Mercator/WGS-84/UTM 21 S, y las otras corregistradas a la primera, de forma de compatibilizar la información espectral con el resto de la información digital disponible en el país (Suelos Coneat, hidrografía, caminería, parcelario rural, etc.). A su vez, las imágenes fueron corregidas radiométrica y atmosféricamente para lograr que la información espectral sea comparable en tiempo y espacio (Chuvieco, 2002). La corrección radiométrica se realizó a partir de la

información provista en las imágenes y la corrección atmosférica se realizó separando el efecto producido por dispersión Rayleigh de acuerdo a lo propuesto por Chander y Markham (2003) y Chander et al. (2007). Las imágenes se recortaron de manera de caracterizar exclusivamente el PPQC y su área adyacente. Se generó un compuesto multitemporal (superposición de imágenes de las diferentes fechas) a partir de todas las bandas (reflectivas) de todas las fechas involucradas.

La cartografía de usos y coberturas del suelo para el PPQC y área adyacente, se generó siguiendo un método de clasificación mixto, el cual integra el método supervisado y el no supervisado. En una primera etapa se utilizó el método no supervisado mediante la técnica ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis; Duda y Hart, 1973). ISODATA es un método de clasificación por conglomerados (clusters) e iterativo en el cual la cantidad de clases es definida a priori. Para asignar un píxel a una clase el método mide la distancia espectral mínima entre cada píxel y la media de cada clase, redefiniendo una nueva media para cada clase en cada nueva iteración. El método finaliza cuando el porcentaje de píxeles inalterados llega al umbral de convergencia definido por el usuario, en este caso el 95%. Para este proceso de clasificación se definieron 8 clases.

Con la clasificación previamente generada, (obtenida por el método no supervisado) se realizaron 35 observaciones a campo en parches (stands) homogéneos de las diferentes unidades de pastizal. Para cada parche muestreado se determinó, mediante una estimación cualitativa, la posición en el paisaje, la macrotopografía, el porcentaje de rocosidad y pedregosidad, la fisonomía de la vegetación (número de estratos, altura y cobertura de cada estrato) y las especies vegetales más comunes. A su vez, se registraron visualmente 99 stands adicionales para las unidades de pastizal, los cuales no cuentan con una descripción. Asimismo se registraron 50 observaciones para los demás usos y coberturas presentes en el área (monte nativo y cultivos), sin generar la descripción correspondiente. Cada punto de muestreo fue georeferenciado mediante GPS de forma de asociarlo a la categoría correspondiente en la clasificación.

Una vez colectados todos los puntos de muestreo se procedió a generar una clasificación supervisada, la cual implica un cierto conocimiento del área de estudio (Chuvieco, 2002). Para ello se tomaron en cuenta las categorías obtenidas en la clasificación no supervisada y los puntos GPS colectados a campo. Las clases identificadas en la cartografía final fueron: Pastizales profundos y superficiales, pajonales y arbustales, monte nativo, cultivos de invierno y forestaciones. Para cada

clase definida se digitalizaron, a partir de los puntos de GPS colectados en el campo, polígonos de entrenamiento para realizar la clasificación, y polígonos de control para evaluarla. Para cada uno de los pastizales (superficiales y profundos) se digitalizaron 25 polígonos de entrenamiento y 17 de control, mientras que para los pajonales y arbustales, se digitalizaron 30 de entrenamiento y 20 de control. Por su parte, para el monte nativo se digitalizaron 21 polígonos de entrenamiento y 14 de control y para la clase cultivos de invierno fueron 9 y 6, de entrenamiento y control respectivamente. Las forestaciones fueron identificadas a partir de la fotointerpretación de imágenes satelitales actuales (2012-2013) y del conocimiento de pobladores locales, y fueron superpuestas a la cartografía final. Se utilizó la información espectral de 18 bandas reflectivas (6 bandas en cada fecha) de todos los píxeles incluidos en los polígonos de entrenamiento y máxima verosimilitud como regla de decisión para clasificar todos los píxeles del área de estudio (Lillesand & Kiefer, 1994). Se aplicó a la cartografía final un filtro modal móvil de 3 x 3 píxeles para suavizar la apariencia de “sal y pimienta” que aparece en este tipo de clasificaciones. El procesamiento digital de las imágenes y la posterior clasificación (supervisada y no supervisada) se llevó a cabo mediante los programas ENVI + IDL 4.7.

La precisión de la clasificación fue evaluada comparándola con la información de la cobertura real obtenida a campo. Se construyó una matriz de contingencia entre el resultado de la clasificación (filas) y la información de los píxeles correspondientes a los polígonos de control digitalizados (información de referencia o “verdad de campo”, representada en las columnas) (Congalton, 1991). Esto permitió calcular el acierto global (píxeles correctamente clasificados / total de píxeles), el coeficiente Kappa (diferencia entre la clasificación realizada y la esperada simplemente por azar) y la precisión del productor y del usuario.

Caracterización funcional de los usos y coberturas del suelo

Para caracterizar funcionalmente el comportamiento de los ecosistemas se utilizaron datos espectrales aportados por sensores a bordo de satélites. Las imágenes utilizadas fueron provistas por el sensor MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo del satélite TERRA de la NASA (producto MOD13Q1 de la escena h13v12, colección 5). Dicho sensor produce una imagen de IVN cada 16 días (23 imágenes por año) con una resolución espacial de 250 x 250 m. Para este trabajo, se

utilizó la serie temporal IVN-MODIS para el periodo 2001-2012. Las imágenes fueron filtradas en función de sus bandas de calidad otorgando una mayor calidad en el dato.

El IVN está basado en la propiedad espectral de la vegetación verde de absorber diferencialmente la radiación fotosintéticamente activa. La clorofila presente en las células vegetales absorbe fuertemente la longitud de onda del rojo (R), mientras que los tejidos vegetales reflejan el infrarrojo (IR). El IVN capta este contraste espectral y calcula la diferencia normalizada de las reflectancias (Tucker & Sellers, 1986).

$$IVN = \frac{\lambda IR - \lambda R}{\lambda IR + \lambda R}$$

Este índice muestra una estrecha relación con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación verde (Sellers et al., 1992) y por tanto con la productividad primaria (Prince, 1991; Running et al., 2000).

A partir del IVN se calcularon los siguientes 6 atributos descriptores e integradores del funcionamiento de los ecosistemas: 1) la integral anual del IVN (IVN-I), calculada como el producto del promedio anual del IVN por el número de imágenes compuestas que hay en un año (23 en este caso); 2) El rango relativo anual (ó estacionalidad, (Max - Min / IVN-I); 3) los valores de máximo (Max) y 4) mínimo (Min) IVN del año, como indicadores de la máxima y mínima actividad fotosintética de los ecosistemas; y, por último, los momentos del año de 5) máximo (MMax) y 6) mínimo (MMin) IVN (Figura 2.1). Estos seis atributos informan sobre la productividad, estacionalidad y fenología de los ecosistemas.

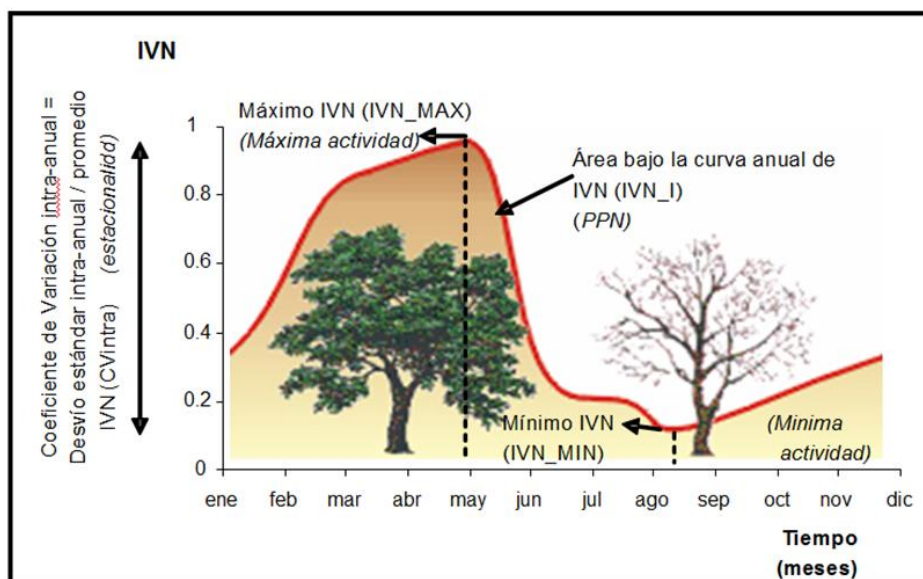


Figura 2.1: Curva anual del IVN y atributos derivados descriptores del funcionamiento ecosistémico. Adaptado de Baldi et al., 2008.

Para cada uno de los usos y coberturas cartografiados, se analizó la respuesta del funcionamiento ecosistémico comparando sitios protegidos dentro del área y no protegidos fuera de la misma. Se realizaron 2 comparaciones, en la primera, se compararon los usos y coberturas del suelo presentes dentro del predio correspondiente a la Intendencia de Treinta y Tres (excluido del pastoreo hace más de 15 años) con los presentes en el área adyacente al PPQC (CL-AA). Los usos y coberturas del suelo considerados fueron el monte nativo y los pajonales y arbustales. En la segunda comparación, se analizaron todos los usos y coberturas del suelo presentes en el PPQC y se contrastaron con los mismos presentes en el área adyacente (PPQC-AA). En este caso, los usos y coberturas del suelo tomados en cuenta fueron el monte nativo, pajonales y arbustales, y pastizales superficiales.

Para cada uno de los análisis (CL-AA y PPQC-AA), se seleccionaron píxeles (250 x 250 metros) que cumplieran con la condición de pertenecer en un 95 % a una misma clase de uso/cobertura del suelo. Por lo tanto, en la comparación CL-AA se seleccionaron, para cada situación, 4 y 12 píxeles para el monte y pajonales-arbustales, respectivamente. Cabe destacar que ninguno de los dos pastizales cartografiados fueron comparados en este análisis, ya que en el caso de los superficiales, el área presente en la zona clausurada es prácticamente nula, condicionando la selección de píxeles con el criterio establecido anteriormente. Para los pastizales profundos el motivo fue que no se encuentra presente dentro del área clausurada. En el caso del análisis PPQC-AA se seleccionaron 26 píxeles para el monte, 106 para los pajonales y arbustales, y 33 para

los pastizales superficiales. En esta comparación no se tomaron en cuenta los pastizales profundos ya que en el PPQC la superficie de este uso/cobertura es muy poca, dificultando la selección de píxeles con un 95% del mismo uso/cobertura del suelo.

Análisis estadísticos

Para detectar diferencias en los atributos funcionales, considerando las situaciones de los ecosistemas protegidos y no protegidos, se realizaron análisis de varianza de medidas repetidas en el tiempo (modelo de un factor). El factor repetido en el tiempo fueron los 12 años en estudio. Se utilizó el test *post hoc* de Tukey para realizar las comparaciones. Para las variables que no cumplieron con los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad, se realizó el análisis no paramétrico de Mann-Whitney.

Resultados

Descripción de las unidades cartografiadas

- Pastizal superficial (P. Sup.)

Se ubica preferentemente en laderas altas y medias, con pendientes pronunciadas a muy leves, generalmente convexas. Predomina en suelos CONEAT 2.11A, 2.11B y 2.12, con bueno a moderado drenaje y agua neta potencialmente disponible media a baja. Presenta dos estratos; uno herbáceo de 5 cm de altura y otro arbustivo dominado por *Baccharis ochracea* de 30 cm de altura con una cobertura baja, cercana a 5 %. Los stands relevados presentaron rocosidad y pedregosidad (10-20%). Las especies más comunes del estrato herbáceo son las gramíneas *Paspalum notatum*, *Axonopus argentinus*, *Piptochaetium montevidense*, *Trachypogon montufari*. Además están presentes hierbas como *Richardia humistrata* y *Eryngium horridum*. Esta unidad coincide con la unidad de Pastizales de Sierras 1 cartografiada por Baeza et al. (2011), que a su vez comprende las unidades S-II y S-IV caracterizadas fitosociológicamente por Lezama et al. (2011).

- Pastizal profundo (P. Prof.)

Se ubica preferentemente en laderas medias y altas, con pendientes moderadas. Predomina en suelos CONEAT 2.12, 2.20 y 2.11A, con drenajes buenos a moderados y con agua neta potencialmente disponible moderada a alta. Presenta dos estratos; uno

herbáceo de 5 cm de altura y otro de 30 cm aproximadamente que cubre entre el 10-20%. Generalmente no se encuentra pedregosidad ni rocosidad. Las especies más comunes del estrato herbáceo son las gramíneas *Axonopus affinis* y *Paspalum notatum*, y las hierbas *Chevraulia sarmentosa* y *Richardia humistrata*. En el segundo estrato están presentes *Baccharis ochracea*, *Baccharis trimera* y *Senecio sp.* Esta unidad coincide con la unidad de Pastizal de Sierras 2 cartografiada por Baeza et al. (2011) y que a su vez comprende las unidades S-I y SV caracterizadas fitosociológicamente por Lezama et al. (2011).

- Pajonal y Arbustal (Paj-Arb)

Se ubica en laderas altas, medias y bajas, con pendientes pronunciadas, moderadas y leves, asociada a concavidades. Predomina en suelos CONEAT 2.11B, 2.14, 2.11A y 2.12, con drenajes buenos y moderados, y agua neta potencialmente disponible moderadamente alta y baja. Puede o no presentar pedregosidad y/o rocosidad. Presenta tres estratos; el primero herbáceo con 5 cm de altura compuesto por *Axonopus affinis*, *Paspalum notatum*, *Eragrostis nesi* y *Richardia humistrata*; el segundo y dominante con más de 60% de cobertura, de 1.5 metros de altura, compuesto por *Baccharis ochracea*, *Baccharis trimera*, *Radlkoferostoma cistifolium*, *Erianthus angustifolius* y *Paspalum quadrifarium*; y el tercer estrato con una altura que supera los 1.5 metros y una cobertura de 20%, está compuesto fundamentalmente por *Dodonaea viscosa*, *Daphnopsis racemosa* y *Heterothalamus alienus*.

Cartografía de usos y coberturas del suelo

El mapa de usos y coberturas del suelo para el PPQC y área adyacente, muestra que, de las aproximadamente 100 mil hectáreas analizadas, el 49 % correspondió a pastizales naturales. La unidad de pastizal profundo (P.Prof.) y la unidad de pastizal superficial (P.Sup.) ocuparon el 16.4 y 32.7 % respectivamente, del área clasificada. Por su parte el monte nativo ocupó el 4.4 %, mientras que los pajonales y arbustales, el 31.6 % del área. Los cultivos de invierno representaron el 0.5 % del territorio, mientras que la forestación el 14.5 % (Figura 2.2).

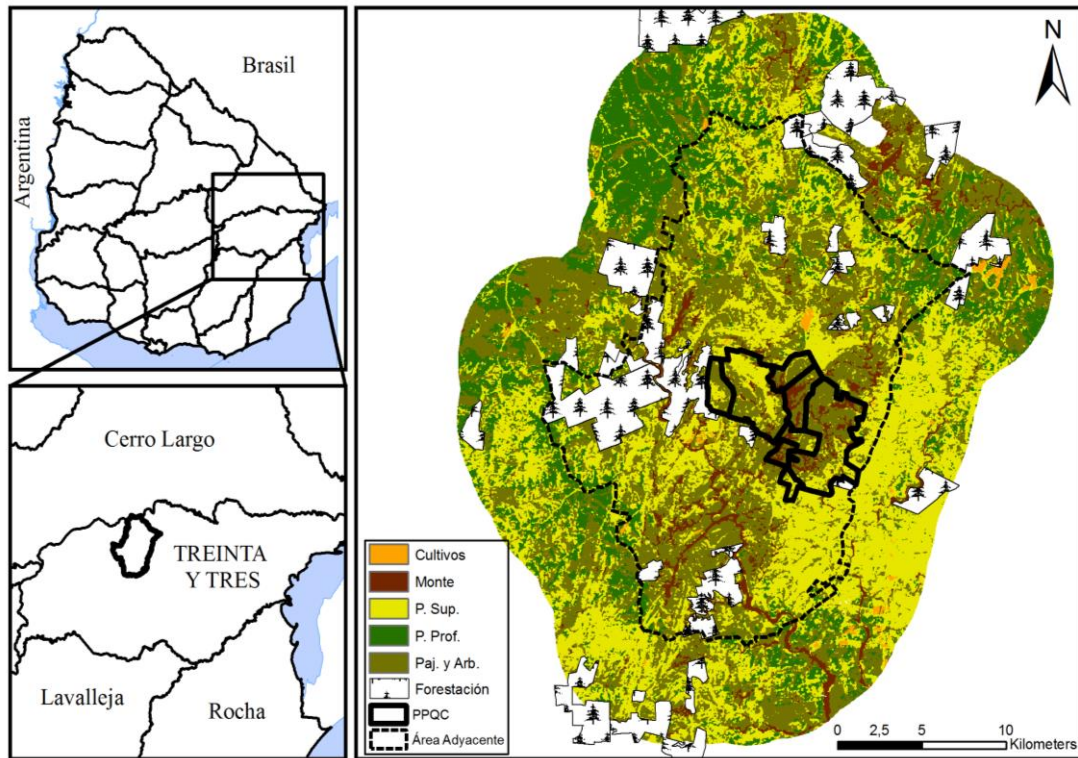


Figura 2.2: Mapa de usos y coberturas del suelo para el PPQC y Área Adyacente, y su ubicación en el territorio uruguayo. P. Prof.: Pastizal Profundo; P. Sup.: Pastizal Superficial; Paj. y Arb.: Pajonal y Arbustal; Monte: Monte nativo; Cultivos: Cultivos de invierno y Forestación.

La evaluación de la clasificación mostró muy buenos resultados, la exactitud global fue de 99.4% y el coeficiente Kappa fue de 0.9921. La matriz de contingencia para esta región se muestra en la Tabla 2.2. En cuanto a la precisión del productor y usuario, todas las clases presentaron niveles de aciertos similares y muy altos, lo que sugiere una gran similitud entre la realidad y la clasificación realizada (Tabla 2.3).

Tabla 2.2: Matriz de contingencia de la clasificación correspondiente al PPQC y Área Adyacente. Los valores indicados en la diagonal de la matriz corresponden a: a) porcentaje y b) cantidad de píxeles clasificados correctamente. Los valores marginales a la diagonal corresponden a los píxeles erróneamente clasificados. P. Sup.: Pastizal Superficial; P. Prof.: Pastizal Profundo; Paj-Arb: Pajonal y Arbustal; Cultivo: Cultivo de invierno y Monte: Monte nativo.

CLASE		Verdad Terrestre				
		P. Sup.	P. Prof.	Paj-Arb.	Monte	Cultivo
Clasificación	a)					
	P. Sup.	98,52	0	1,23	0	0
	P. Prof.	1,48	99,38	0	0	0
	Paj-Arb.	0	0,62	98,77	0	0
	Monte	0	0	0	100	0
	Cultivo	0	0	0	0	100
	Total	100	100	100	100	100
	b)					
	P. Sup.	133	0	2	0	0
	P. Prof.	2	160	0	0	0
	Paj-Arb.	0	1	160	0	0
	Monte	0	0	0	292	0
Cultivo	0	0	0	0	81	
Total	135	161	162	292	81	

Tabla 2.3: Precisión del productor (P Prod.) y del usuario (P. Usu.), expresados en porcentajes. Las abreviaturas de las clases cartografiadas son las mismas que en la Tabla 2.2.

Clase	P. Prod.	P. Usu.
P. Sup.	98,52	98,52
P. Prof.	99,38	98,77
Paj-Arb	98,77	99,38
Monte	100	100
Cultivo	100	100

Caracterización funcional de los usos y coberturas del suelo

El análisis de la serie temporal (2001-2012) de imágenes IVN permitió diferenciar las clases de usos y coberturas del suelo cartografiadas en el PPQC y área adyacente. La Figura 2.3 muestra que el monte nativo es quien presentó mayores valores de IVN a lo largo de todos los meses del año (promedio del período 2001-2012), seguido por los pastizales profundos, los pajonales y arbustales, y los pastizales

superficiales con los valores más bajos. El monte nativo mostró su mayor actividad fotosintética en el mes de abril, y la mínima se dio en el mes de setiembre. En lo que respecta a los pastizales y pajonales-arbustales, todos presentaron un patrón bimodal en su actividad fotosintética, con picos de crecimiento en los meses de marzo-abril y octubre-noviembre. El mes de menor actividad para los pastizales profundos y pajonales-arbustales fue agosto. Los pastizales superficiales, por su parte, presentan sus valores mínimos de actividad fotosintética durante la estación de invierno y verano.

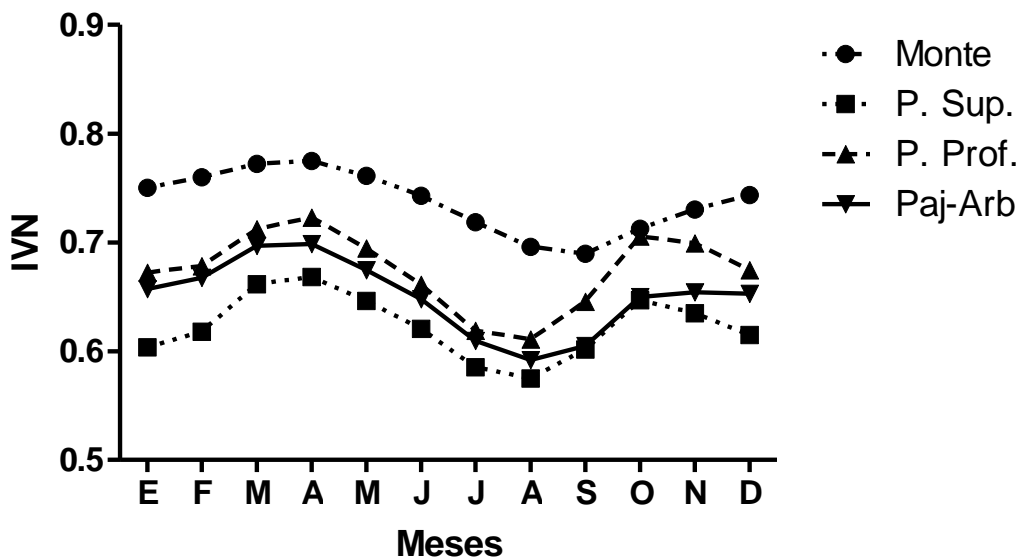


Figura 2.3: Dinámica mensual promedio del IVN durante el período 2001-2012 para los cuatro tipos de cobertura presentes en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y área adyacente, Treinta y Tres, Uruguay.

I. Comparación entre Clausura y Área adyacente

El análisis comparativo, para cada uso y cobertura del suelo, de la integral anual del IVN (IVN-I) y el rango relativo (Rrel, estacionalidad) para el área clausurada y el área adyacente (CL-AA) se muestra en la Figura 2.4. El monte nativo no mostró diferencias significativas en el IVN-I ($F=6.182$; g.l.=6; $p=0.298$) ni en la estacionalidad ($F=4.225$; g.l.=6; $p=0.356$) a lo largo de los 12 años. Los valores máximos y mínimos del IVN para esta cobertura, tampoco mostraron diferencias significativas entre el área clausurada y el área adyacente ($F_{Máx}=34.81$; g.l.=6; $p=0.129$; $F_{Mín}=0.22$; g.l.=6; $p=0.921$) (Figura 2.1 Anexo 2.I). En lo que respecta a los meses de actividad fotosintética, los máximos ocurrieron con mayor frecuencia en marzo-abril y los mínimos en setiembre-octubre para el sitio clausurado y agosto-setiembre para el área

adyacente (Figura 2.2 Anexo 2.I). Por su parte, los pajonales y arbustales, presentaron diferencias significativas en el IVN-I ($F=19.422$; $g.l.=12$; $p=0.001$) y en la estacionalidad ($F=39.630$; $g.l.=12$; $p=0.001$), siendo 9 y 29% mayores los valores correspondientes al IVN-I y Rrel, respectivamente, para el área adyacente. Los valores de máxima y mínima actividad mostraron diferencias significativas entre el área clausurada y el área adyacente ($F_{Máx}=16.751$; $g.l.=12$; $p<0.001$; $F_{Mín}=34.92$; $g.l.=12$; $p<0.001$) (Figura 2.1 Anexo 2.I). Asimismo, los meses con mayor y menor actividad fotosintética ocurrieron en marzo-abril y agosto-setiembre, respectivamente, para ambas situaciones (Figura 2.2 Anexo 2.I).

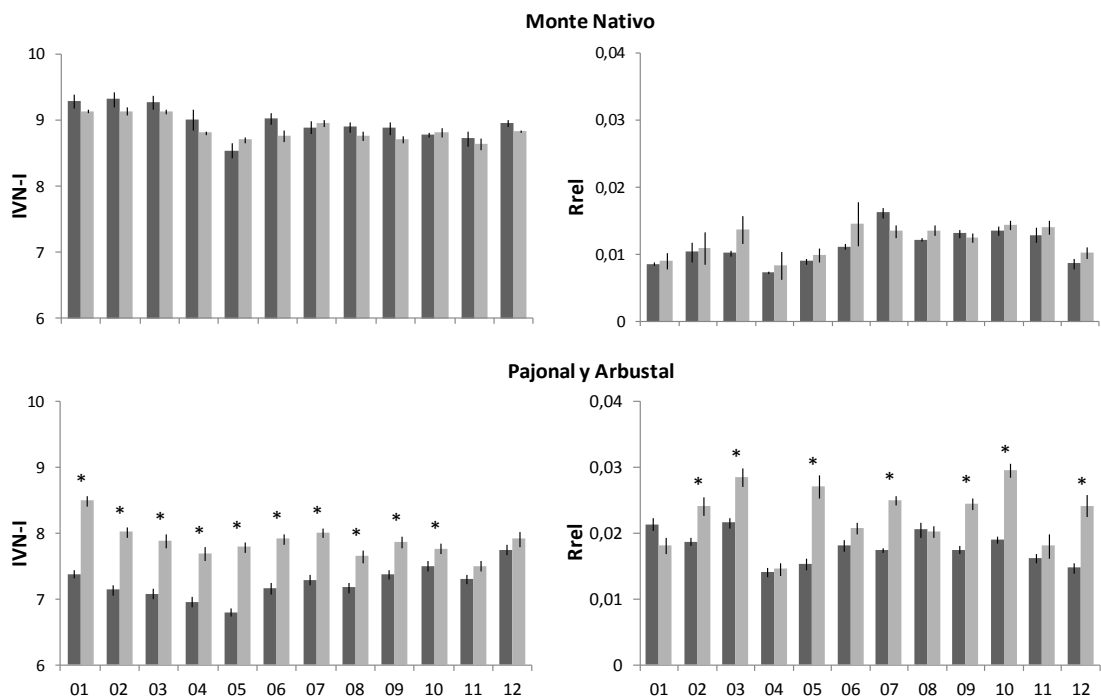


Figura 2.4: Comparación entre los valores promedio anuales para el período 2001-2012 de la Integral anual del IVN y el Rango relativo para el Monte nativo ($n=4 \pm ee$) y el Pajonal y Arbustal ($n=12 \pm ee$) presente en el área clausurada (■) y área adyacente (□) al Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos. Los asteriscos indican diferencias significativas ($p<0.05$).

II. Comparación entre PPQC y Área adyacente

El análisis, para cada uso y cobertura del suelo, de la integral anual del IVN (IVN-I) y el rango relativo (Rrel, estacionalidad) para el PPQC y su zona adyacente se muestra en la Figura 2.5. El monte nativo fue significativamente más productivo dentro del área protegida que fuera de ella ($F=7.808$; $g.l.=12$; $p<0.001$), mientras que la estacionalidad fue 8% mayor fuera de la misma ($F=3.392$; $g.l.=12$; $p<0.01$). Los valores

máximos y mínimos del IVN para esta cobertura mostraron diferencias significativas entre el sitio protegido y el no protegido ($F_{Máx}=2.227$; g.l.=12; $p<0.01$; $F_{Mín}=4.585$; g.l.=12; $p<0.001$) (Figura 2.3, Anexo 2.I). Los meses con mayor y menor actividad fotosintética fueron marzo-abril y agosto-setiembre, respectivamente (Figura 2.4 Anexo 2.I). Por su parte los pajonales-arbustales mostraron diferencias significativas, tanto en la IVN-I ($U=2066$; $p<0.001$) como en el rango relativo ($U=3237.5$; $p<0.001$), siendo la situación no protegida la de mayor actividad fotosintética y estacionalidad (4 y 10%, respectivamente). Los valores máximos y mínimos del IVN para esta cobertura, mostraron diferencias significativas entre los sitios protegidos y no protegidos ($U_{Máx}=1785$; $p<0.001$; $U_{Mín}=4153$; $p<0.001$) (Figura 2.3 Anexo 2.I). Los meses de máxima y mínima actividad no difirieron según la situación y ocurrieron en marzo-abril y agosto-setiembre, respectivamente (Figura 2.4 Anexo 2.I). Finalmente, los pastizales superficiales mostraron diferencias significativas, tanto en la IVN-I ($F=8.778$; g.l.=12; $p<0.001$) como en el rango relativo ($U=161.5$; $p<0.001$), siendo la situación no protegida con mayor actividad fotosintética y estacionalidad (10 y 13%, respectivamente). Los valores máximos y mínimos del IVN para esta cobertura mostraron diferencias significativas entre el área protegida y el área adyacente ($U_{Máx}=88$; $p<0.001$; $U_{Mín}=193$; $p<0.001$) (Figura 2.3 Anexo 2.I). Los meses de mínima actividad presentaron una distribución bimodal ocurriendo en los meses de enero-febrero y agosto-setiembre. La máxima actividad se dio en los meses de marzo-abril independientemente de la situación (Figura 2.4 Anexo 2.I).

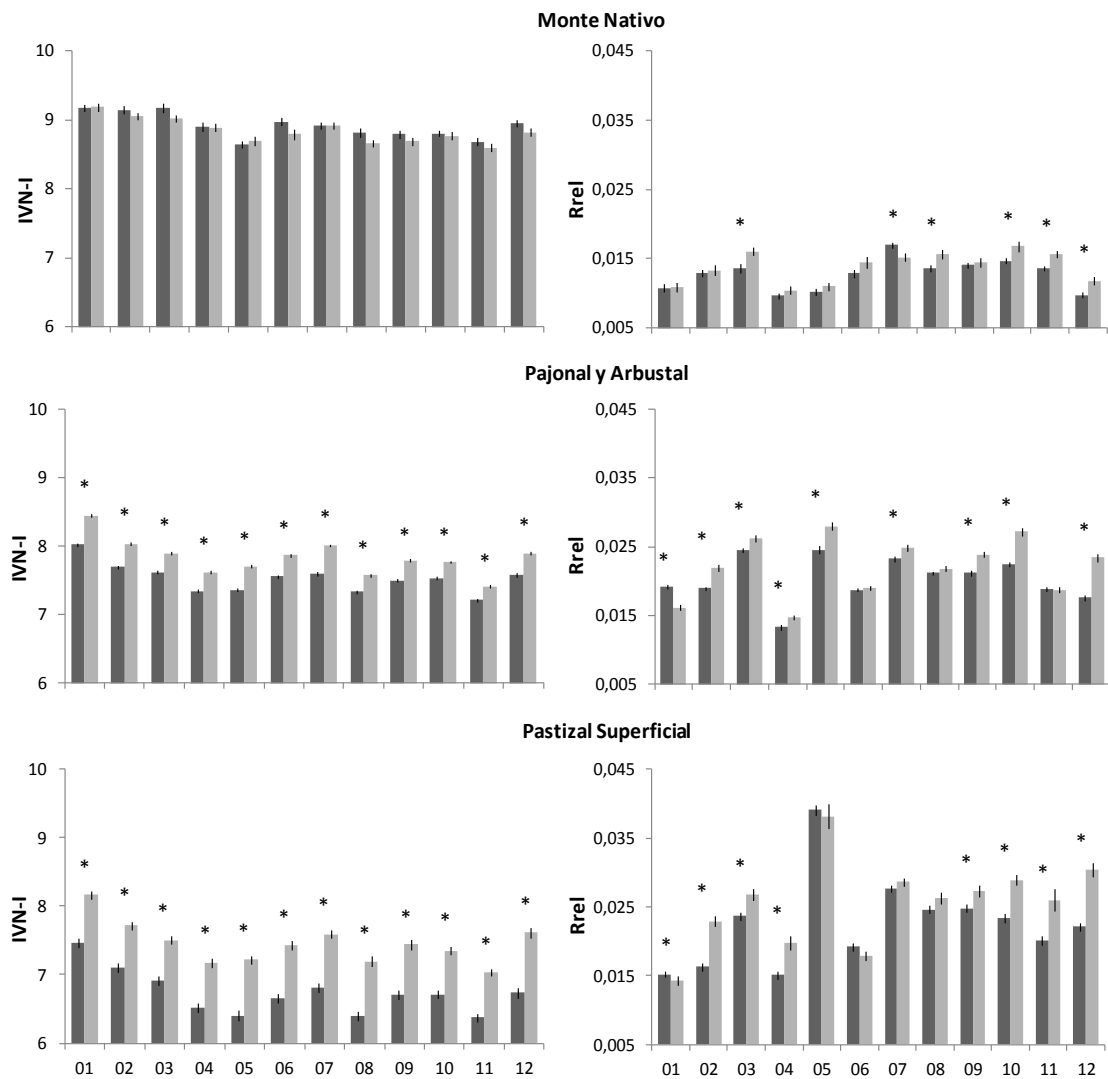


Figura 2.5: Comparación entre los valores promedio anual para el período 2001-2012 de la Integral anual del IVN y el Rango relativo para el monte nativo ($n=26 \pm ee$), Pajonal y Arbustal ($n=106 \pm ee$) y Pastizal Superficial ($n=33 \pm ee$) del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (■) y el área adyacente (□). Asteriscos indican diferencias significativas con $p < 0.05$.

Discusión

El presente trabajo combina descripciones estructurales de la vegetación con el análisis del funcionamiento de los ecosistemas protegidos dentro del PPQC y no protegidos en el área adyacente. El uso de imágenes satelitales de baja resolución espacial (Landsat TM) permitió cartografiar, y con gran precisión, los usos y coberturas del suelo del PPQC y área adyacente. A su vez, las imágenes de alta resolución temporal, correspondientes al IVN (MODIS), permitieron analizar los efectos de los cambios en el uso del suelo sobre diferentes atributos del funcionamiento de los ecosistemas. En este sentido, las áreas protegidas pueden concebirse como sistemas de referencia del funcionamiento de los ecosistemas en condiciones naturales (Garbulsky y

Paruelo, 2004; Paruelo et al., 2005), pese a que la mayor parte de las áreas protegidas no representan necesariamente la vegetación original, dados los diferentes grados y efectividad de protección.

Los resultados de la cartografía de usos y coberturas de suelo muestra que el PPQC y área adyacente se encuentra cubierta mayormente por dos tipos de usos/coberturas del suelo; los pastizales naturales, ocupando prácticamente el 50 %, y los pajonales y arbustales, con 31.6 %. Estos resultados coinciden, en términos generales, con los obtenidos por Altesor et al. (2004) y la ONG Vida Silvestre (Informe técnico 2, 2008). Sin embargo, cabe destacar que la cartografía generada en este trabajo mejora sustancialmente a las antes descritas, ya que por un lado, se cubre una mayor extensión, y por el otro, se utiliza un método de clasificación robusto y preciso. Otro aspecto relevante es la superficie ocupada por plantaciones forestales de alto rendimiento (14.5 %). Dicho resultado pone de manifiesto una de las principales presiones que ocurre actualmente en el área adyacente al PPQC. El avance de la forestación está asociado a políticas de estado que benefician aquellos emprendimientos sobre suelos de prioridad forestal (Panario y Gutiérrez, 2007), los cuales, ocupan el 100% del área en estudio. La evaluación de la cartografía mostró resultados muy satisfactorios, la exactitud global y el coeficiente kappa generado por la matriz de contingencia alcanzaron elevados valores de acierto. Por su parte, la precisión del productor y del usuario presentaron niveles muy altos para las clases consideradas, otorgándole una gran confiabilidad a los resultados.

La comparación entre el área clausurada y el área adyacente (CL-AA) al PPQC mostró resultados contrastantes para los pajonales y arbustales, y no tan importantes para el monte nativo, en los atributos funcionales estudiados. Por un lado, el monte nativo no presentó diferencias significativas para ninguno de los atributos funcionales en las diferentes situaciones. Una posible explicación es que el monte nativo presente en el área adyacente no ha sufrido modificaciones o alteraciones de origen antrópico o natural, y por lo tanto su funcionamiento no difiere de aquellos bajo protección. Posiblemente este resultado esté relacionado con que los montes de quebrada son de difícil acceso, tanto para el humano como para el ganado doméstico, impidiendo la extracción de madera o el pastoreo. Otra posible explicación es que el monte nativo presente en el área clausurada esté siendo alterado por el turismo masivo y/o especies exóticas invasoras que generan erosión del suelo y de las laderas (Vida Silvestre- Informe técnico 2, 2008; UICN, 2008).

Los pajonales y arbustales presentaron mayor IVN-I y Rrel en el área adyacente, asociado fundamentalmente al manejo de los mismos. Resultados similares fueron descritos por Paruelo et al. (2001) y Alcaraz-Segura et al. (2008a) que encontraron que el aumento en la estacionalidad y en la productividad de los ecosistemas es consecuencia del uso ganadero. Los pajonales y arbustales presentes dentro del área clausurada no han sido pastoreados por el ganado doméstico hace más de 15 años. Estos pajonales están dominados por *Erianthus angustifolius*, una gramínea que forma grandes maciegas, que al no desprender sus hojas muertas éstas se acumulan en pie cuando no son removidas por el pastoreo ni el fuego (Mingo y Oesterheld, 2009). Esta acumulación de biomasa seca reduce la productividad y también la estacionalidad a través de la disminución en la disponibilidad de luz (Altesor et al., 2005; Leoni et al., 2009). Esto estaría explicando la menor productividad y estacionalidad dentro del área clausurada. Por otra parte, el pastoreo incrementa la riqueza de especies vegetales, generando en consecuencia una mayor productividad en el sistema (Altesor et al., 2005; López y Altesor, 2011) tal como se observa en el área adyacente. En lo que respecta a los meses de máxima y mínima actividad fotosintética, no se detectaron diferencias entre sitios, lo que estaría indicando que la fenología de los pajonales-arbustales no difiere según la situación.

La comparación de atributos funcionales de los ecosistemas protegidos en el PPQC y no protegidos en el área adyacente (PPQC-AA), mostró que existen efectos de los distintos manejos sobre el intercambio de materia y energía. Por un lado, el monte nativo presente dentro del PPQC, mostró una mayor productividad y menor estacionalidad que el monte en el área adyacente. Estos resultados podrían explicarse por el manejo extractivo que se realiza en la zona adyacente, es decir, la tala de árboles con distintos fines (madera, leña, etc.). Esto estaría, por un lado, afectando la biomasa vegetal fotosintéticamente activa, y por otro lado, generando cambios en la composición específica del monte. A su vez, la presencia de jabalíes y cabras (especies exóticas invasoras) podría también incidir en este resultado a partir de la degradación parcial de la cobertura del suelo (plantas, plántulas y frutos removidos) a través del pisoteo y el ramoneo (Vida Silvestre-Informe técnico 2, 2008). Pese a esto, no se encontraron diferencias en los meses de mayor y menor actividad fotosintética, lo que estaría indicando que la fenología es un atributo del funcionamiento ecosistémico que no es sensible a cambios en el manejo.

Los pajonales y arbustales del PPQC presentaron menor IVN-I y Rrel que en el área adyacente, estando este resultado muy probablemente asociado nuevamente al manejo. La mayor parte del PPQC se encuentra con bajos niveles de pastoreo, generando un comportamiento similar al de un sitio clausurado. Es decir, existe un aumento considerable en la biomasa seca y una disminución en la riqueza de especies vegetales (Altesor et al., 2005; Rodríguez y Cayssials, 2011). Cabe destacar que una de las principales acciones de manejo tomadas por los productores en la zona adyacente es el uso del fuego para controlar ciertas especies, como por ejemplo el *Eryanthus angustifolius* (paja estrelladora) (Gautreau y Lezama, 2009). Esta especie se caracteriza por presentar grandes cantidades de material senescente, y en consecuencia una baja palatabilidad. La remoción del material seco mediante el uso de fuego permite el rebrote verde de la paja (incremento en la productividad del sistema) para el consumo del ganado (Berretta, 1993; Overbeck et al., 2007).

Por su parte los pastizales superficiales, también presentaron menor productividad y estacionalidad dentro del PPQC. Este resultado coincide con lo encontrado en otros trabajos (Paruelo et al., 2001; Altesor et al., 2005; Alcaraz-Segura et al., 2008a), en donde el uso ganadero incrementa la estacionalidad y productividad de los ecosistemas de pastizal. Otro factor que podría incidir en este resultado es la presencia de mejoramientos extensivos en el área adyacente. En lo que respecta a los meses de mayor y menor actividad fotosintética, se pudo observar que tanto en los sitios protegidos como en los no protegidos, los pastizales mostraron un comportamiento bimodal. Los meses con menor absorción de radiación fueron enero-febrero y agosto-setiembre, no habiendo diferencias entre sitios. Los mínimos registrados para agosto y setiembre son los mismos que se registraron para el resto de las coberturas vegetales, es decir, es su comportamiento normal, donde la menor cantidad de horas de sol, la temperatura y precipitación generan esta baja en la PPNA. Sin embargo, los mínimos registrados en enero-febrero son ocasionados por el déficit hídrico y las altas temperaturas, que afectan mayormente a este tipo de cobertura, dada la superficialidad de sus suelos.

Conclusiones

El presente trabajo muestra que el cambio en el uso y la cobertura del suelo afecta el funcionamiento de los ecosistemas, y por lo tanto los servicios que se proveen

a la sociedad. El principal impacto, en términos de magnitud, se dio sobre la estacionalidad de los ecosistemas. El incremento de la estacionalidad estaría asociado a una reducción en la actividad fotosintética durante una porción del año, lo cual generaría consecuencias sobre algunos servicios ecosistémicos, tales como el control de la erosión o la regulación del agua. Los resultados de este trabajo confirman que las áreas protegidas pueden actuar como sistemas de referencia para evaluar uno de los principales componentes del cambio global, el cambio en el uso del suelo. En el caso de las comparaciones entre área clausurada por más de 15 años y área adyacente las diferencias eran esperables debido a los cambios acumulados en la estructura de la vegetación. Sin embargo, en el caso de la comparación entre el PPQC y el área adyacente no era tan previsible detectar cambios en los atributos funcionales, debido a que el grado y efectividad de protección es relativamente bajo. Los resultados indican la alta sensibilidad de las variables analizadas frente a cambios de manejo no particularmente drásticos.

CAPITULO 3

Sistema de seguimiento y alerta del funcionamiento ecosistémico en áreas protegidas

Introducción

El Cambio Global puede definirse como el impacto que tienen las actividades humanas sobre el funcionamiento del planeta Tierra (Vitousek et al., 1997). Este término incluye todas aquellas actividades que trascienden el ámbito local o regional para afectar el funcionamiento global. El cambio climático y el cambio en el uso del suelo son componentes principales del cambio global (Foley et al., 2005; Duarte et al., 2006). El primero, se refiere al efecto de la actividad humana sobre el sistema climático global y el segundo, a la intervención humana sobre la ocupación del suelo. Ambos aspectos generan cambios en los ecosistemas, que dependiendo de la resiliencia de los mismos, podrán ser o no reversibles (Scheffer et al., 2001). Existen dos características del cambio global que hacen que los cambios asociados sean únicos a lo largo de la historia del planeta: 1) los cambios son muy rápidos y en pequeños períodos de tiempo, como por ejemplo, el incremento de la concentración de CO₂ atmosférico (IPCC, 2007); y 2) una sola especie es responsable de prácticamente todos los cambios (*Homo sapiens*) (Vitousek et al., 1986). En este sentido Crutzen y Stoermer, (2000) definieron al “Antropoceno” como una era geológica en que la humanidad ha tomado relevancia y ha alterado los procesos naturales.

A nivel mundial se ha demostrado que el cambio climático y el cambio en el uso del suelo están modificando la duración y fenología de la estación de crecimiento de la vegetación (Paruelo et al., 2001), el régimen de fuegos (Mori y Johnson, 2013) y las cadenas tróficas (Van Der Putten et al., 2004). Asimismo, varios estudios han encontrado a nivel global un incremento en la Productividad Primaria Neta (PPN) (Nemani et al., 2003; Cao et al., 2004). Myneni et al. (1997) han sugerido, para el período 1981-1992, un incremento en la absorción de luz, y por consecuencia un incremento en la PPN, sobre áreas extensas en el hemisferio Norte, asociado al calentamiento global. Asimismo, Paruelo et al. (2004) han demostrado que la productividad de los ecosistemas sudamericanos se ha incrementado significativamente a lo largo de 2 décadas (1981-2000). Dentro de las causas potenciales que plantean estos autores se encuentra el incremento de CO₂ atmosférico, el incremento de la temperatura del aire, las invasiones biológicas, y la sustitución de coberturas naturales por plantaciones forestales y agricultura.

Muchos de estos cambios afectan a las áreas protegidas, donde se centran los esfuerzos de conservación de la biodiversidad (Hannah et al., 2002). El 14% del planeta Tierra y el 20% de Latinoamérica cuenta con áreas protegidas, cuyo fin es preservar la

biodiversidad y mantener servicios ecosistémicos (WDPA, 2012). Esto constituye un reto para la conservación y por lo tanto resulta esencial monitorear las áreas protegidas para determinar su estado y evaluar hacia dónde y cómo están cambiando (Barber, 2004). Para hacer efectivo el monitoreo de las áreas protegidas es importante proveer a los gestores de herramientas que contemplen ciertos requisitos: 1) deben cubrir grandes áreas; 2) bajo un mismo protocolo de observación, sistemático y repetible; 3) deben ser sensibles a los cambios; 4) presentar simplicidad y practicidad para ser comprendidos y utilizados por los actores involucrados y 5) deben ser poco costosos y rápidos. En este sentido, los datos aportados por sensores remotos son particularmente apropiados dado su cobertura espacial (desde local a global) y temporal (desde 2000 en el caso del sensor MODIS). A su vez, estos datos satelitales permiten caracterizar el funcionamiento de los ecosistemas a partir de diversos índices de vegetación, como por ejemplo el IVN (índice de vegetación normalizado) (Paruelo, 2008).

La combinación de áreas protegidas con datos aportados por los sensores remotos permite realizar observaciones a escalas temporales grandes (por ejemplo décadas) y por lo tanto detectar efectos asociados al cambio global. A su vez, utilizar observaciones locales finas y a escalas temporales pequeñas (por ejemplo años o meses) permite detectar de manera temprana alteraciones puntuales que ocurran a nivel de los ecosistemas, y en consecuencia tomar decisiones acorde y sobre datos objetivos (Clark et al., 2001)

Existen algunas evaluaciones, basadas en datos aportados por sensores remotos acerca del funcionamiento ecosistémico en áreas protegidas (Garbulsky y Paruelo, 2004; Paruelo et al., 2005; Alcaraz-Asegura et al., 2009a, b). Alcaraz-Segura. (2008a) evaluaron las áreas protegidas de Sudamérica y España a partir de datos satelitales y a diferentes escalas espaciales. Los autores registraron tendencias en aumento en el IVN, asociado al incremento de la precipitación, temperatura, dióxido de carbono y nitrógeno atmosférico. Alcaraz-Segura et al. (2008b) evaluaron el estado de conservación de la red de parques protegidos en España a partir del análisis de tendencias temporales en el IVN, para el período 1981-2003. Los resultados mostraron que 4 de los 7 parques estudiados presentaron tendencias positivas, mientras que 2 presentaron tendencias negativas y positivas, y 1 con tendencias negativas en el IVN. En función de esto, los autores concluyen que los parques nacionales están cambiando en el corto plazo pero de manera no uniforme. Oyarzabal et al. (2008) y Oyonarte et al. (2010) desarrollaron para el Parque Nacional Cabo de Gata un sistema de apoyo a la gestión basado en la

productividad primaria. Los resultados de este trabajo mostraron un incremento en la PPN de los ecosistemas protegidos.

Alcaraz et al. (2011) y Gallego et al. (2011) aplicaron en 6 áreas protegidas de España (Cabo de Gata y Doñana), Argentina (Iguazú y Palmar) y Uruguay (PPQC y Laureles-Cañas), un sistema para la detección temprana de alteraciones en el funcionamiento de los ecosistemas. El sistema se basó en el análisis de series temporales de imágenes de satélite, a partir de las cuales se calcularon tendencias temporales y anomalías espaciales de atributos ecosistémicos derivados del IVN. El sistema permitió a los gestores de las áreas protegidas monitorear de manera directa la salud ecosistémica y detectar de manera temprana y espacialmente explícita cambios funcionales antes que se produzcan alteraciones estructurales de menor probabilidad de reversión. En particular, los resultados para el PPQC mostraron que, en términos generales, la PPN se mantuvo constante a lo largo de los 9 años de estudio (2001-2009). Sin embargo estos autores detectaron zonas con tendencias negativas dentro del área protegida asociadas al sobrepastoreo y quemas intencionales. Cabe destacar que en el predio correspondiente a la Intendencia de Treinta y Tres (área clausurada), las tendencias fueron neutras para el período en estudio. A su vez estos autores encontraron un incremento en la estacionalidad de los ecosistemas asociado a tendencias negativas en los valores mínimos y neutras en los valores máximos. En el área adyacente primaron las tendencias negativas en el IVN asociadas a la sustitución de pastizal por forestación (preparación de tierras para forestar) y cultivos (Gallego et al., 2011).

El objetivo que se plantea en este capítulo es continuar con la implementación de un sistema de seguimiento y alerta que permita monitorear tendencias temporales y anomalías espaciales de atributos funcionales de los ecosistemas, en el área protegida y sus entornos inmediatos, para el período 2001-2012. Para algunas áreas particulares fueron analizadas las tendencias y se buscó identificar posibles causas de las mismas. La hipótesis que guió este trabajo es que los cambios temporales en el funcionamiento ecosistémico están influenciados por múltiples factores, algunos externos (temperatura, precipitación, tipo de suelo, etc.) y otros internos (perturbación, protección, manejo). En consecuencia, es esperable que las áreas que tengan alguna medida de protección adicional (por ejemplo el área clausurada), donde han disminuido las perturbaciones y permitido la recuperación de la vegetación, mostrarán mayor estabilidad en relación con sus zonas adyacentes donde continúa el cambio en el uso del suelo.

Materiales y Métodos

Para continuar con la implementación del sistema de seguimiento y alerta, se identificaron y analizaron tendencias temporales y anomalías espaciales en los atributos funcionales de los ecosistemas, para el período 2001-2012. Para ello se utilizaron datos satelitales aportados por el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo del satélite TERRA de la NASA (producto MOD13Q1 de la escena h13v12, colección 5). Este sensor provee imágenes con una resolución espacial de 250 x 250 metros y una resolución temporal de 16 días. Se utilizaron imágenes correspondientes al IVN, calculado a partir de la diferencia normalizada de las reflectancias en las longitudes de onda correspondientes al rojo y el infrarrojo. Las imágenes fueron filtradas por calidad utilizando el ENVI 4.7 + IDL.

A partir de las imágenes se calcularon, para cada píxel, 4 atributos funcionales del ecosistema derivados del IVN; 1) la IVN-I, estimador de la cantidad de radiación fotosintéticamente activa que es absorbida por la vegetación y por lo tanto está correlacionado con la PPNA (tasa de acumulación de biomasa vegetal en un ecosistema), 2) El Rrel, indicador de la estacionalidad en la actividad fotosintética de los ecosistemas. Es decir, es un estimador de cuánto carbono se está captando entre las estaciones de crecimiento y en las de no crecimiento (Paruelo y Lauenroth, 1995); Los valores del 3) máxima (Max) y 4) mínima (Min) actividad fotosintética.

Tendencias Temporales

Se buscaron tendencias en la magnitud, estacionalidad y fenología de atributos funcionales (IVN-I, Rrel, valor Max y Min), para el PPQC y su área adyacente, mediante el test estacional de Mann-Kendall (Hirsch y Slack, 1982). Este test calcula la existencia de una tendencia monótona en el tiempo basándose en el estadístico τ (tau) de Kendall. Si bien se podría utilizar otro tipo de test, como una regresión lineal entre los valores medios anuales y el año, el test de Mann-Kendall es un test no-paramétrico, basado en rangos, y que resulta robusto frente a valores perdidos, la no normalidad, la heterocedasticidad de los datos, y la autocorrelación temporal. Es decir, este test permite conocer las trayectorias temporales de cada píxel para los diferentes indicadores del funcionamiento ecosistémico en seguimiento. A su vez, a partir del método desarrollado por Sen (1968) se calculó el valor de la pendiente de la trayectoria y su significancia estadística ($p < 0.05$). De esta forma se identificaron píxeles con tendencias positivas

(pendientes > 0), negativas (pendientes < 0) y neutras (pendientes no significativamente diferentes de 0), con sus respectivos valores de significancia. Los resultados de este análisis son visualizados como “mapas del cambio” del área protegida y su zona adyacente.

Anomalías Espaciales

La identificación de las anomalías espaciales se realizó únicamente en el atributo funcional IVN-I, dado que es un estimador de la PPNA de los ecosistemas (Prince, 1991; Running et al., 2000). Para ello, se recurrió a la cartografía de usos y coberturas del suelo para el PPQC desarrollada en el capítulo 2. Para cada uso y cobertura del suelo se seleccionó una muestra al azar de píxeles que cumplieran con dos condiciones: inclusión completa dentro de un tipo de vegetación, y localización alejada de la zona limítrofe con otros tipos de vegetación. El objetivo de esta muestra es establecer la variabilidad característica del atributo funcional para un determinado ecosistema, estableciendo así el rango usual. Los valores fuera de este rango serán considerados anómalos espacialmente, ya sean superiores o inferiores. Para el monte nativo se escogieron 26 píxeles, mientras que para los pastizales superficiales fueron 33 y para los pajonales-arbustales 103. El rango usual se obtuvo a partir del promedio anual y desvío estándar para el período 2000-2012. Como resultado se obtuvo un “mapa de anomalías espaciales” en donde se explicita aquellas zonas (píxeles) con un comportamiento anómalo en el atributo considerado, en este caso el IVN-I.

Matriz de Decisión

La Matriz de Decisión se generó a partir de la combinación de la información provista por las tendencias temporales y la provista por las anomalías espaciales. Es decir, la superposición de ambos mapas permite combinar la información temporal (tendencias) con la espacial (anomalías) de los indicadores funcionales en seguimiento. Este tipo de matriz permite priorizar los píxeles en función de las anomalías espaciales (columnas), y las tendencias temporales (filas) para el IVN-I. Las celdas de la matriz indican el porcentaje de superficie ocupado por cada clase.

Resultados

Tendencias Temporales

El PPQC y su área adyacente mostraron tendencias temporales significativas (positivas y negativas) y no significativas (neutras) en los atributos funcionales considerados para el período 2001 – 2012 (Figura 3.1). Los resultados obtenidos para el área adyacente, a partir de la tendencia temporal en la IVN-I, muestra que para la serie temporal analizada se ha mantenido constante la Productividad Primaria Neta, al apreciarse que el 81.2 % de los píxeles mostraron tendencia neutra mediante el test de Mann - Kendall. Sin embargo, se registraron zonas (agrupamientos) de píxeles con tendencias negativas (18.3 %) y positivas (0.5 %) (Figura 3.1a). En lo que respecta a las tendencias en la IVN-I para el PPQC, se observa que cerca del 78.6 % de la superficie del área protegida presenta tendencias neutras, mientras que el restante 21.4 % del área presentó tendencias negativas (18.7 %) y positivas (2.7 %). Como se observa en la Figura 3.1a, los píxeles con tendencia negativa están principalmente agrupados en uno de los potreros pertenecientes al predio del Instituto Nacional de Colonización, donde a su vez, se encuentran píxeles con pendientes moderadas a altas, es decir, con mayor tasa de decremento en la productividad (Figura 3.1b). Las tendencias positivas se encuentran dentro del predio correspondiente a la Intendencia de Treinta y Tres (área clausurada), y cuya pendiente es moderada a baja, exhibiendo algunos píxeles con pendientes moderadas a altas.

Las tendencias temporales en la estacionalidad de los ecosistemas (Rrel) presentes en el área adyacente fueron mayormente neutras (96.2 %), aunque también se registraron tendencias positivas (3.5 %), y en menor medida negativas (0.3 %) (Figura 3.1c). El incremento de la estacionalidad en aquellos píxeles con tendencias positivas está dado principalmente por un decremento en los valores mínimos, ya que los valores máximos mostraron ser no significativamente diferentes de 0 (Figura 3.1d y e). Para el PPQC la tendencia en la estacionalidad mostró que el 97.6 % del área se mantuvo constante a lo largo de los 12 años de estudio. Los pocos píxeles que mostraron tendencias positivas (1.2 %) o negativas (1.2 %) en el Rrel, no mostraron una agregación. La tendencia neutra en el PPQC está dada por una compensación entre las tendencias en los valores mínimos y los valores máximos (Figura 3.1d y e).

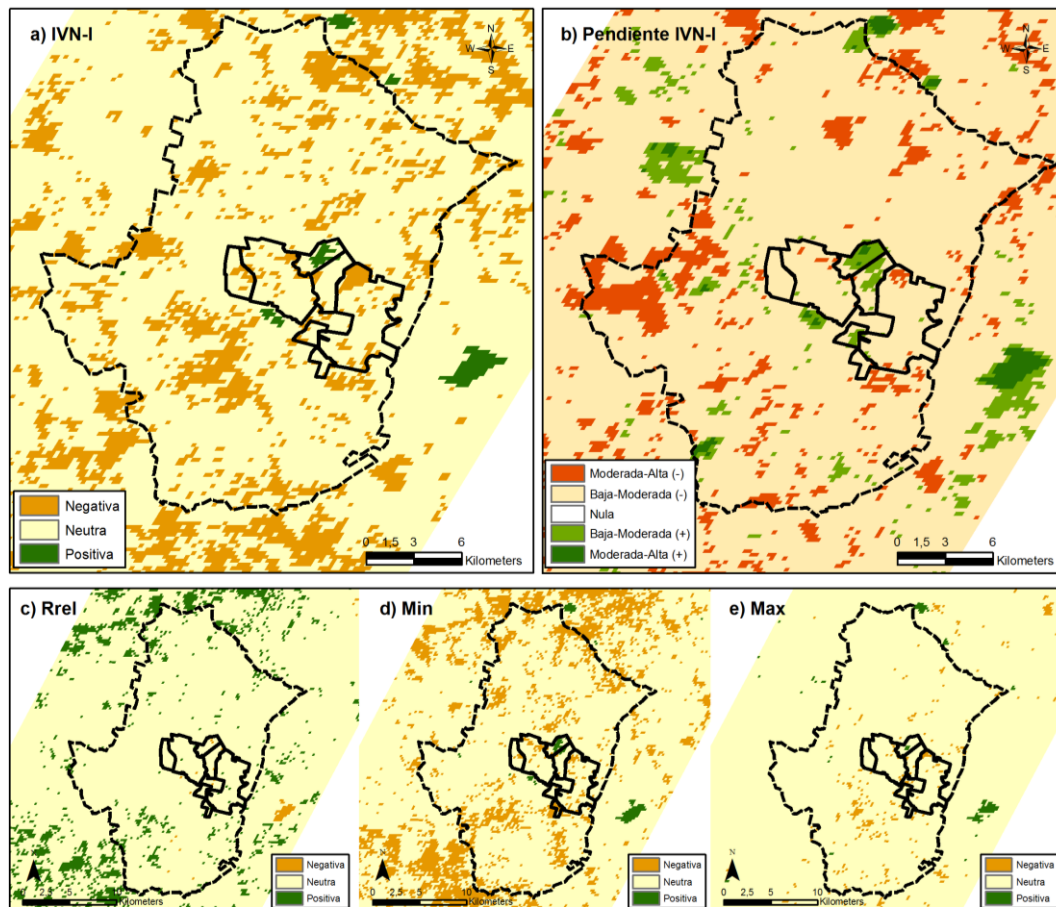


Figura 3.1: Mapas de cambio (tendencias temporales) de los atributos funcionales del ecosistema del PPQC y área adyacente para el período 2001-2012. En a) tendencias significativas ($p < 0.05$) en la IVN-I; b) Pendiente del test de Sen (1968) para el IVN-I; c) Rrel: estacionalidad; d) Min: Valor mínimo del IVN; y e) Max: Valor máximo del IVN.

Anomalías Espaciales

Los resultados obtenidos muestran que el monte nativo presentó mayores valores de IVN-I y menor variabilidad (8.92 ± 0.18) respecto del resto de las coberturas analizadas. Los pajonales y arbustales presentan un IVN-I promedio de $7.53 (\pm 0.21)$ y los pastizales superficiales de $6.73 (\pm 0.32)$. La Figura 3.2 muestra el mapa de anomalías espaciales en la IVN-I para cada uno de los usos y coberturas descritos para el PPQC. Para los Pastizales Superficiales, las áreas con anomalías inferiores y superiores (comportamiento por debajo o por encima de la media) representaron el 39.4 % y 33.3 % respectivamente, mientras que las áreas sin anomalía representó el 27.3 %, del total de 33 píxeles. Por otro lado, los Pajonales y Arbustales presentaron un 21.7 % de anomalías inferiores, 29.2 % de anomalías superiores y un 49.1 % sin anomalías de los 103 píxeles analizados. Finalmente, para el Monte Nativo, el 57.7 % presentó

anomalía neutra, mientras que el 15.4 y 26.9 % presentaron anomalías inferiores y superiores, respectivamente, para los 26 píxeles analizados.

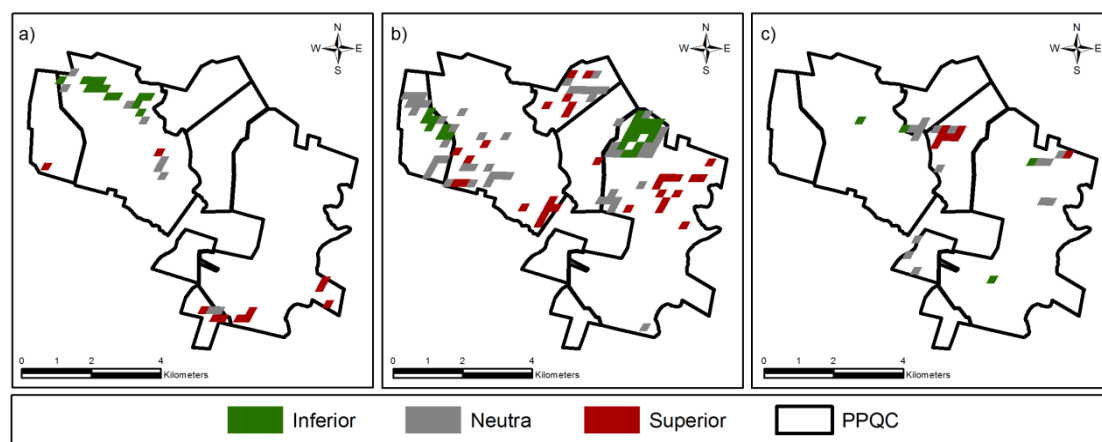


Figura 3.2: Mapa de anomalías espaciales en la Integral Anual del Índice de Vegetación Normalizado (IVN-I) para los usos y coberturas del Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos (PPQC): a) Pastizales Superficiales, b) Pajonal y Arbustal y c) Monte Nativo. Anomalía neutra (gris), los valores se encuentran dentro del rango usual; Anomalía inferior (verde), los valores se encuentran por debajo del rango usual; y Anomalía superior (rojo), los valores se encuentran por encima del rango usual.

Matriz de Decisión

Las matrices de decisión para los Pastizales Superficiales, Pajonales y Arbustales, y Monte Nativo se muestran en la Tabla 3.1. Los píxeles analizados correspondientes a los Pastizales Superficiales mostraron que el 27 % presentaron una tendencia temporal y anomalía espacial neutra. Es decir, cerca de la cuarta parte de los píxeles analizados para los pastizales no presentaron variaciones a lo largo de los 12 años de estudio. Por otro lado, el 66 % de los píxeles analizados para los pastizales mostraron una tendencia neutra pero con anomalías espaciales superiores (31 %) e inferiores (36 %). No se registraron píxeles con tendencia positiva y anomalía superior, inferior o neutra. Para los Pajonales y Arbustales, el 40 % de los píxeles presentaron tendencia temporal y anomalía espacial neutra, mientras que el 26 % presentó tendencia neutra y anomalía superior. A su vez, el 18 % de los píxeles mostró una tendencia negativa y anomalía inferior. Por otro lado, el 42 % de los píxeles correspondientes a Monte Nativo se mantuvieron sin cambios a lo largo de los 12 años, ya que mostraron una tendencia y anomalía neutra. Asimismo, el 27 % de los píxeles mostraron una tendencia neutra pero con anomalías superiores (15 %) e inferiores (12 %), mientras que 27 % mostraron una tendencia negativa y anomalía neutra (15 %) y superior (12 %). No se registraron píxeles con tendencia positiva y anomalía superior, neutra o inferior.

Tabla 3.1: Matrices de Decisión para los usos y coberturas del suelo presentes en el PPQC. En las columnas se muestra la anomalía espacial y en las filas las tendencias temporales para Pastizal Superficial, Pajonal-Arbustal y Monte Nativo. Las celdas corresponden a los porcentajes de coincidencia entre las combinaciones de anomalías y tendencias.

Pastizal Superficial		Anomalía Espacial		
		Inferior	Neutra	Superior
Tendencia	Positiva	0%	0%	0%
	Neutra	36%	27%	31%
	Negativa	3%	0%	3%

Pajonal-Arbustal		Anomalía Espacial		
		Inferior	Neutra	Superior
Tendencia	Positiva	0%	2%	3%
	Neutra	4%	40%	26%
	Negativa	18%	7%	0%

Monte Nativo		Anomalía Espacial		
		Inferior	Neutra	Superior
Tendencia	Positiva	0%	0%	0%
	Neutra	12%	42%	15%
	Negativa	4%	15%	12%

Discusión

El presente trabajo permitió implementar de manera exitosa un sistema de seguimiento y alerta del funcionamiento de los ecosistemas en el PPQC y su entorno adyacente. Las imágenes satelitales utilizadas en este trabajo permitieron detectar cambios en el tiempo y en el espacio de los atributos funcionales de los ecosistemas protegidos y no protegidos. Los resultados obtenidos en este trabajo muestran que el tanto el PPQC como su área adyacente presentaron alteraciones en el funcionamiento ecosistémico, por lo tanto la evidencia no apoya la hipótesis planteada, ya que las áreas con medidas de protección no mostraron una mayor estabilidad en relación a su área adyacente. Por el contrario, el área clausurada mostró tendencias positivas en el IVN-I y negativas en la estacionalidad, poniendo en evidencia cambios en el corto plazo.

Las tendencias observadas en los atributos funcionales de los ecosistemas para el PPQC y área adyacente fueron en su mayoría neutras. Particularmente para el atributo IVN-I, un elevado porcentaje de los píxeles presentaron tendencia neutra. Es decir, la Productividad Primaria Neta (PPN) de los ecosistemas se mantuvo constante a lo largo de los 12 años de estudio. Este resultado no coincide con la tendencia regional o

mundial observada, donde se ha demostrado un incremento en la PPN (Nemani et al., 2003, Cao et al., 2004; Alcaraz-segura et al., 2008b). Paruelo et al. (2004) encuentran para los ecosistemas Sudamericanos un incremento en el IVN, sin embargo para Uruguay, estos autores encuentran que el cambio promedio en la tendencia del IVN para el período 1981-2000 fue nulo, resultado que coincide con los encontrados en el presente trabajo. Por otro lado, estudios recientes han demostrado para Uruguay un decremento en la PPN para el período 1998-2012 (Ceroni, 2013). Las diferencias encontradas entre los trabajos pueden estar asociadas a varios factores, entre ellos el período de estudio y la fecha de inicio de la serie temporal (Giner et al., 2012) y/o a las características propias del sensor utilizado (Baldi et al., 2008) y/o a la sensibilidad de los cambios (por ejemplo el manejo) por parte de las diferentes coberturas (Durante et al., 2009).

El área protegida y su entorno adyacente no solo presentaron tendencias neutras, sino que también mostraron tendencias negativas y positivas en el IVN-I. La presencia de píxeles con tendencia negativa (decremento de la PPN) en el área adyacente estaría asociado a dos grandes factores; los primeros vinculados a la sustitución de una cobertura del suelo por otra, en este caso pastizales, pajonales-arbustales y/o monte nativo por cultivos anuales y forestación recientes (fundamentalmente preparación de tierras). Cabe destacar que las forestaciones presentes en el área adyacente al PPQC son en su mayoría muy recientes (no más de 5 años), y por ello la tendencia es negativa. Se espera que al cabo de unos años, la tendencia para estos píxeles se transforme en positiva y con elevados valores en sus pendientes. El segundo factor está vinculado al manejo realizado en la zona, por ejemplo las quemadas intencionales o el sobrepastoreo (Gautreau y Lezama, 2009). Por otro lado, las tendencias positivas detectadas en el área adyacente son adjudicadas fundamentalmente a forestaciones de larga edad. Este resultado coincide con los obtenidos por Paruelo et al. (2004) para Uruguay, en donde se demuestra un incremento de la PPN asociado a la sustitución de pastizal natural por forestaciones.

Para el PPQC las tendencias negativas presentaron una distribución agregada, en particular, en uno de los potreros del INC. La causa probable de este patrón es la presencia de grandes áreas que han sido dominadas por *Erianthus angustifolius* (paja estrelladora). Esta es una especie de gramínea con forma de maciega que no desprende sus hojas, salvo su remoción por fuego o pastoreo (Berretta, 1993; Overbeck et al., 2007). Esto ocasiona una acumulación de hojas secas que reduce la productividad y

estacionalidad a través de la disminución en la disponibilidad de luz (Altesor et al., 2005; Leoni et al., 2009). Cabe destacar que la pendiente con la que algunos de estos píxeles vienen decreciendo es moderada a alta, lo que estaría indicando un decremento acelerado en la PPN. Por otro lado, las tendencias positivas en el IVN-I se ubicaron en el predio de la Intendencia de Treinta y Tres (área clausurada). Gallego et al. (2011) encontraron para el período 2001-2009 que esta misma área no mostró tendencias en el IVN-I, lo que estaría reflejando un cambio reciente en el funcionamiento del ecosistema. Las pendientes de los píxeles fueron moderadas a altas aunque la mayoría presentó pendientes bajas a moderadas. Esto podría interpretarse como el inicio de proceso de cambio tendiente al incremento de la PPN de dicho predio. La presencia de este tipo de tendencias en un sitio donde se excluyó al ganado hace más de 15 años, y donde se esperaría una tendencia neutra, podría deberse a dos motivos; 1) la presencia de especies exóticas invasoras como lo es el *Pinus elliottii* que cubre grandes áreas de este predio (Vida Silvestre-Informe técnico 2, 2008) y 2) la “arbustización” del ecosistema como consecuencia de la exclusión del ganado (Altesor et al., 2005; Rodríguez y Cayssials, 2011).

Las tendencias en el Rrel (rango relativo o estacionalidad) de los ecosistemas presentes en el área adyacente no mostraron ser diferentes de cero, indicando que la estacionalidad se mantuvo constante para la serie temporal analizada. Sin embargo se observa grupos de píxeles con tendencias positiva para este atributo. Esto estaría dado por la aparición de cultivos anuales o verdeos forrajeros, así como también por la presencia de siembras en cobertura que aumentaría la productividad en primavera-verano, manteniendo los valores bajos durante el invierno. Dentro del PPQC, se observaron tendencias neutras en el atributo estacionalidad y los pocos píxeles con tendencias negativas y positivas estarían relacionados con cambios en la cobertura, pasando de pastizales a pajonales de paja estrelladora o arbustales como por ejemplo de *Dondoea viscosa* y/o *Daphnopsis racemosa* y/o *Heterothalamus alienus*. Particularmente en el predio correspondiente a la Intendencia de Treinta y Tres (área clausurada) se detectaron píxeles con tendencias negativas en la estacionalidad, como consecuencia de la presencia de *Pinus elliottii* (Vida Silvestre-Informe técnico 2, 2008).

La identificación de los rangos usuales en el IVN-I y su variabilidad asociada para el análisis de las anomalías espaciales dio como resultado que el monte nativo fue la cobertura del suelo que mostró mayor IVN-I (mayor productividad) y menor variabilidad, seguido por los pajonales y arbustales, y los pastizales superficiales. En el

caso del monte nativo, más de la mitad de los píxeles presentaron una anomalía espacial neutra, mientras que los restantes mostraron anomalías inferiores y superiores. Una posible causa de las anomalías superiores estaría asociada a la presencia de nuevas especies arbóreas y las inferiores a la remoción de plántulas y juveniles por parte de herbívoros (cabras y jabalíes), o a la alteración por parte del turismo, quemadas para ganancia de áreas de pastoreo y las talas del monte (Vida Silvestre-Informe técnico 2, 2008). Por otro lado, los pajonales y arbustales presentaron la mitad de los píxeles con anomalías inferiores y superiores siendo las superiores las que cubrieron mayor superficie. La anomalía superior podría deberse a un incremento en la arbustización y para el caso de las inferiores a un incremento en la presencia de paja estrelladora, tal como ocurre en uno de los potreros del INC. Finalmente, para los Pastizales superficiales, las áreas con anomalías (inferiores y superiores, comportamiento por debajo o por encima de la media) ocuparon aproximadamente la cuarta parte de su superficie, poniendo en evidencia el grado de alteración de los mismos. La base de estas alteraciones estaría en las prácticas de manejo realizadas sobre esta cobertura. Si bien existe un plan de manejo en el PPQC que limita ciertas intervenciones antrópicas (Plan de manejo Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos, 2011), no existe un control sobre las mismas, lo que genera que el sobrepastoreo y las quemadas sean actividades cotidianas (Gautreau y Lezama, 2009). Por su parte los mejoramientos extensivos explicarían las anomalías superiores en los pastizales.

Las matrices de decisión mostraron diferencias en el comportamiento para las distintas coberturas del suelo presentes en el PPQC. Con este análisis se dispone de una selección de áreas concretas donde es necesario actuar. En el caso de los Pastizales superficiales más de la mitad de los píxeles (66 %) presentaron alguna modificación, ya sea en la tendencia temporal como en la anomalía espacial. Únicamente la cuarta parte de los píxeles se mostró sin alteraciones. Por su parte, los pajonales y arbustales también presentaron en su mayoría (60 %) píxeles con alteraciones en las tendencias y anomalías, siendo las neutras las de menor proporción (40 %). El monte nativo también presentó en su mayoría píxeles con modificaciones (58 %) y fue la única cobertura que mostró tendencias negativas acompañadas de anomalías negativas, lo que estaría indicado que los cambios en esas áreas han sido constantes a lo largo de los 12 años. Las causas de estas variaciones pueden ser múltiples, desde la aparición de especies exóticas, el sobrepastoreo o las quemadas, hasta la temperatura, la precipitación o la concentración de CO₂ o N₂ atmosférico (Paruelo et al., 2004). Un análisis detallado de

las áreas conflictivas detectadas con la matriz permitiría identificar la raíz de los problemas y llevar a cabo medidas de manejo para su solución.

Conclusiones

El presente trabajo aporta información científica sólida acerca de la situación actual y de las tendencias temporales en el funcionamiento ecosistémico del PPQC y su área adyacente. Los resultados mostraron que existen alteraciones en los ecosistemas protegidos (por ejemplo a partir de la presencia de especies exóticas), que requieren de medidas rápidas y conducentes a mejorar la capacidad de los ecosistemas de brindar servicios ecosistémicos. La implementación del sistema de seguimiento y alerta permite monitorear la salud ecosistémica y detectar de manera temprana y espacialmente explícita cambios en el funcionamiento de los ecosistemas antes que se produzcan alteraciones estructurales de menor posibilidad de reversión. A su vez, este tipo de sistemas mejora la capacidad de gestionar los recursos disminuyendo la incertidumbre asociada a la toma de decisiones.

CAPITULO 4

Efecto de la forestación sobre el rendimiento hidrológico: un análisis en micro-cuencas

Introducción

Durante las últimas décadas, los humanos han modificado el uso y la cobertura del suelo buscando maximizar la producción de servicios ecosistémicos con valor de mercado, tales como fibras, alimentos, madera, entre otros (Vitousek et al., 1986, 1997; Chapin et al., 2002). En contraposición, el incremento de estos servicios ocasiona la disminución en la provisión de otros, como la regulación climática, la provisión de agua, control de la erosión, etc. (MEA, 2005). En este sentido, conocer y describir cómo afecta el cambio en el uso/cobertura del suelo a la provisión de servicios ecosistémicos (funciones de afectación) es fundamental para el ordenamiento territorial (Paruelo, 2010) y la toma de decisiones sobre los recursos naturales.

Los pastizales naturales han sido una de las coberturas que más modificaciones ha sufrido por la acción del hombre (Henwood, 1998; Ellis y Ramankutty, 2008). Este ecosistema representa la vegetación natural potencial de aproximadamente 46 millones de km², un 27 % de la superficie terrestre continental (Sala et al., 1996; Henwood, 1998). Se estima que el 54.5 % de su superficie ha sido convertida a uso agrícola, urbanización, forestación, entre otros, siendo el ecosistema más alterado a nivel global (White et al., 2000). La conversión agrícola intensiva y forestal de los pastizales, que maximiza la provisión de alimentos, fibras y madera, transforma el sistema disminuyendo el rendimiento hidrológico de las cuencas (Jackson et al., 2005; Farley et al., 2005; Jobbágy et al., 2006), la fertilidad del suelo (Carrasco-Letelier et al., 2004; Farley et al., 2008; Berthrong et al., 2009; 2012; Céspedes-Payret et al., 2012), la biodiversidad (Sala et al., 2000; Carnus et al., 2006; Brockerhoff et al., 2008), entre otras propiedades. Por lo tanto, estas transformaciones determinan la afectación de servicios brindados por los pastizales, y por ende de beneficios importantes para la sociedad, como la regulación climática, el abastecimiento de agua para su consumo, el control de la erosión, etc. (Altesor, 2011).

Los pastizales del Río de la Plata no fueron la excepción a estas transformaciones. Estos pastizales constituyen una de las mayores extensiones de pastizales naturales del mundo y la más importante de Sudamérica (Soriano, 1991; Paruelo et al., 2007). Comprenden aproximadamente 700 mil km² entre Argentina, Uruguay y Sur de Brasil, y están constituidos por vegetación herbácea, predominantemente gramíneas, con presencia o ausencia de plantas leñosas (Sala et al., 1996). La totalidad del territorio nacional se encuentra comprendido dentro de los Pastizales del Río de la Plata, por lo tanto, representan la vegetación dominante del país

(DIEA-MGAP, 2000; FAO-MVOTMA, 2013). La conversión de pastizales a plantaciones forestales ha incrementado su tasa a lo largo de las últimas décadas, pasando de 1400 ha por año en 1984 a 3200 ha por año en el 2012, alcanzando picos de 77, 72 y 53 mil hectáreas en 1998, 2000 y 2007, respectivamente (DGF-MGAP, 2012). Esto se debió fundamentalmente a las políticas adoptadas por el estado uruguayo (Ley 15.939 de 1987; Panario y Gutiérrez 2007), a la migración de la cadena agro-industrial de la pulpa de celulosa desde el hemisferio Norte al hemisferio Sur (Altesor et al., 2008), y es reforzado actualmente por el mercado internacional del secuestro de carbono o también conocido como los bonos de carbono (Protocolo de Kyoto Artículo 12; Wright et al., 2000; Oyantçabal, 2005).

Una de las principales consecuencias de la sustitución de pastizales por plantaciones forestales es la reducción en el rendimiento hídrico de las cuencas (fracción de la precipitación que abandona las cuencas en forma líquida) como resultado del aumento en la evapotranspiración (EvT) (Horton, 1919; Zhang et al., 2001; Jackson et al., 2009; Nosetto et al., 2005; 2012). La EvT es un proceso ecosistémico que relaciona el balance de energía con el ciclo hidrológico; y se define como la suma de la evaporación de la superficie terrestre y la transpiración, que es la pérdida de agua por la vegetación (Chapin et al., 2002). Constituye uno de los principales componentes del ciclo hidrológico explicando el 60% de la precipitación continental (Brutsaert, 1986), y está profundamente regulado por los cambios en la vegetación. Bajo condiciones húmedas, la EvT está principalmente controlada por la demanda atmosférica de vapor de agua, mientras que bajo condiciones secas, la disponibilidad de agua en el suelo es el principal control de la EvT, y diferencias en la capacidad de las plantas para acceder al agua, muchas veces, radica en la profundidad de las raíces. Los árboles poseen raíces más profundas que los pastizales, por lo que pueden mantener mayores pérdidas evaporativas cuando el stock de agua en el suelo disminuye (Calder, 1998; Sapanov, 2000; Schenk y Jackson, 2002).

Los estudios sobre cuencas pareadas de vegetación original y transformada han sido muy utilizados para determinar la magnitud de los cambios en la provisión de agua como resultado de los cambios en la vegetación. Uno de los primeros estudios fue realizado por Hibbert (1967) quien hizo una revisión de 39 estudios en cuencas de todo el planeta encontrando, entre otras cosas, que el establecimiento de plantaciones forestales reduce la provisión de agua. Bosch y Hewlett (1982) realizaron una revisión de 94 estudios en cuencas pareadas a nivel global con el objetivo de determinar la

magnitud del cambio en la cobertura vegetal sobre el Rendimiento Hidrológico (RH). Estos autores encontraron que las plantaciones de pinos y eucaliptos causaron, en promedio, un cambio de 40 % en la producción de agua cada 10 % de cambio en la vegetación de la cuenca. Brown et al. (2005) incorporaron 72 pares de cuencas a las estudiadas por Bosch y Hewlett (1982), generando un estudio global de 166 cuencas pareadas. Estos autores encuentran que cuando los cambios en la vegetación (fundamentalmente deforestación, forestación y rebrote) son permanentes, la cuenca tarda al menos 5 años en alcanzar un equilibrio en términos de su RH.

Uno de los principales estudios hidrológicos llevado a cabo en cuatro continentes y sobre 26 cuencas pareadas de pastizal-forestación con especies de rápido crecimiento (pinos y eucaliptos), mostró una reducción generalizada en el rendimiento hídrico de las cuencas (Farley et al., 2005) En promedio, esta reducción fue de un 39 % (167 mm/año), con efectos que tienden a aumentar hacia climas más secos. En este sentido, el establecimiento de plantaciones de pinos y eucaliptos en pastizales sudafricanos, que reciben menos de 1000 mm/año de precipitación, ha generado la reducción completa del cauce de arroyos (Scott y Lesch, 1997; Scott et al., 2000). Por su parte en Argentina (Sierras de Córdoba) Jobbágy et al. (2013) evaluaron la afectación en el rendimiento hidrológico de cuatro pares de cuencas ocupadas por pastizales naturales y plantaciones de *Pinus ellioti*. Estos autores encontraron que el rendimiento hídrico de las cuencas forestadas fue 48 % inferior al de las cuencas con pastizal.

Para los Pastizales del Río de la Plata existe información basada en mediciones puntuales, fundamentalmente en cuencas ubicadas en departamentos y provincias de Uruguay y Argentina, respectivamente. Noretto et al. (2005) analizaron la evapotranspiración de 117 sitios pareados con forestación y pastizales en Concordia, Argentina. Estos autores encontraron que las plantaciones forestales utilizan aproximadamente 80 % más de agua que los pastizales naturales. Jobbágy et al. (2006) analizaron cuencas pareadas en los departamentos de Lavalleja (Uruguay) y Córdoba (Argentina). Los resultados de este estudio indican una reducción del caudal cercana al 50 % a partir del establecimiento de forestaciones. Por su parte, Noretto et al. (2012) evaluaron la evapotranspiración en diferentes usos/coberturas del suelo (forestaciones, cultivos y pastizales) encontrando que en promedio las forestaciones utilizan 50 % más agua que los pastizales.

Los estudios a nivel nacional se circunscriben a los departamentos que han sido focos de forestación en las últimas décadas (Tacuarembó, Paysandú y Río Negro)

(DIEA-MGAP, 2012). Los resultados han demostrado una disminución en el caudal anual y especialmente en el estival debido al desarrollo forestal (Silveira y Alonso 2004; Silveira et al., 2006; Silveira y Alonso, 2009). Asimismo se ha constatado una reducción en el contenido de humedad presente en el suelo en sitios forestados, asociado al efecto hidrofóbica provocado por basidiomicetes que impiden la infiltración del agua (Silveira et al., 2006; Céspedes-Payret, 2007). Silveira et al. (2011) encontraron un decremento en la escorrentía (17-20 % de la precipitación) y un incremento en la evapotranspiración de las micro-cuencas, concluyendo que existe un efecto negativo sobre el rendimiento hídrico de las cuencas forestadas.

La región geomorfológica Sierras del Este, ubicada al Este del territorio nacional, es una de las zonas donde se han focalizado con mayor énfasis las políticas de promoción de la actividad forestal, debido a la baja productividad de los suelos (Panario y Gutiérrez 2007). El PPQC y área adyacente, ubicado al noreste de dicha unidad geomorfológica, ha sufrido en los últimos años importantes cambios. En el entorno del área protegida se han forestado no menos de 6000 hectáreas de *Pinus* y *Eucalyptus*, generando una oportunidad para evaluar uno de los principales cambios que se da a nivel de todo el territorio nacional (Paruelo et al., 2006). Este trabajo explora la afectación del servicio ecosistémico Rendimiento Hidrológico, como consecuencia de la sustitución del pastizal por plantaciones forestales de *Pinus* y *Eucalyptus*. Para ello se analizaron micro-cuencas correspondientes a los afluentes de los arroyos Yermal Grande, Yermal Chico y Yermalito, presentes en la zona de estudio. Cabe destacar que el Río Olimar y el arroyo Yermal Grande son los principales proveedores de agua potable para la ciudad de Treinta y Tres (25.477 habitantes; INE 2011).

Las características de las especies utilizadas en las plantaciones forestales, como el rápido y continuo crecimiento, las hacen competitivamente superiores a la vegetación nativa. La hipótesis que se plantea en este trabajo es que la competencia ejercida por la forestación afectará negativamente la disponibilidad de recursos, particularmente agua, para los otros tipos de vegetación nativa. El análisis de un atributo ecosistémico como la evapotranspiración total en las unidades funcionales (micro-cuencas) reflejará esta interacción negativa entre la cobertura vegetal implantada y las demás coberturas. Si la EvT total de las microcuencas respondiera a un modelo resultante de la suma de las EvT parciales de cada cobertura vegetal (modelo aditivo), la relación entre la EvT observada y la esperada correspondería a la recta identidad y no habría interacción entre las distintas coberturas vegetales. Si la relación resultante se encontrara por debajo de la

recta 1:1, entonces la interacción entre coberturas dentro de la cuenca sería negativa. Se espera que conforme aumente el porcentaje de forestación en las cuencas, la diferencia entre la EvT observada y la esperada sea negativa y aumente en términos absolutos.

Los objetivos de este capítulo fueron: a) estimar la evapotranspiración de los distintos usos y coberturas del suelo (pastizales naturales, pajonales-arbustales, monte nativo y forestación); b) establecer la función de afectación del uso forestal sobre el servicio ecosistémico rendimiento hidrológico; c) estimar y analizar la relación entre la EvT total de la cuenca (observada) y la suma de las EvT parciales (esperada) de cada uso/cobertura del suelo presente en las micro-cuencas; y d) analizar la relación entre la diferencia ($EvT_{observada}$ y $EvT_{esperada}$) y el porcentaje de cada cobertura vegetal en las micro-cuencas.

Materiales y métodos

Para estimar la evapotranspiración (EvT) de las diferentes coberturas del suelo, se seleccionaron 2347 sitios (píxeles) correspondientes a pastizales naturales (n=1225), pajonales-arbustales (n=392), monte nativo (n=335) y forestaciones (n=395), distribuidos a lo largo de toda la zona de estudio. En el caso de la forestación se seleccionaron sitios con forestaciones mayores a 2 años ya que a partir de esa edad la EvT iguala o supera a la del pastizal (Nosetto et al., 2005) y con una densidad de siembra de 1000-1250 árboles/hectárea. La ubicación y edad de las plantaciones se obtuvo a partir de secuencias de imágenes Landsat que cubren el área de estudio y a partir del conocimiento de productores locales. Para evitar el efecto borde en los datos satelitales se utilizaron píxeles centrales de cada cobertura, excluyendo aquellos que se encontraban cercanos a los 100 metros del borde con otra cobertura/uso del suelo.

Para establecer la función de afectación sobre el SE rendimiento hidrológico se estimó la EvT de 133 micro-cuencas representadas con los diferentes usos y coberturas del suelo (forestaciones, monte nativo, pastizales, etc.) (Anexo 4.I). Cada micro-cuenca fue digitalizada a partir de un modelo digital de elevación e imágenes satelitales de alta resolución espacial como las disponibles en Google Earth (Figura 4.1). El RH de las micro-cuencas fue estimado a partir de la ecuación:

$$RH = PPT - EvT$$

donde RH es el rendimiento hidrológico (mm.mes^{-1}), PPT es la precipitación mensual (mm.mes^{-1}) y EvT es la evapotranspiración mensual (mm.mes^{-1}). Los datos de PPT fueron obtenidos de la estación meteorológica más cercana (estación experimental INIA Treinta y Tres), ubicada a 35 km, aproximadamente, del área de estudio.

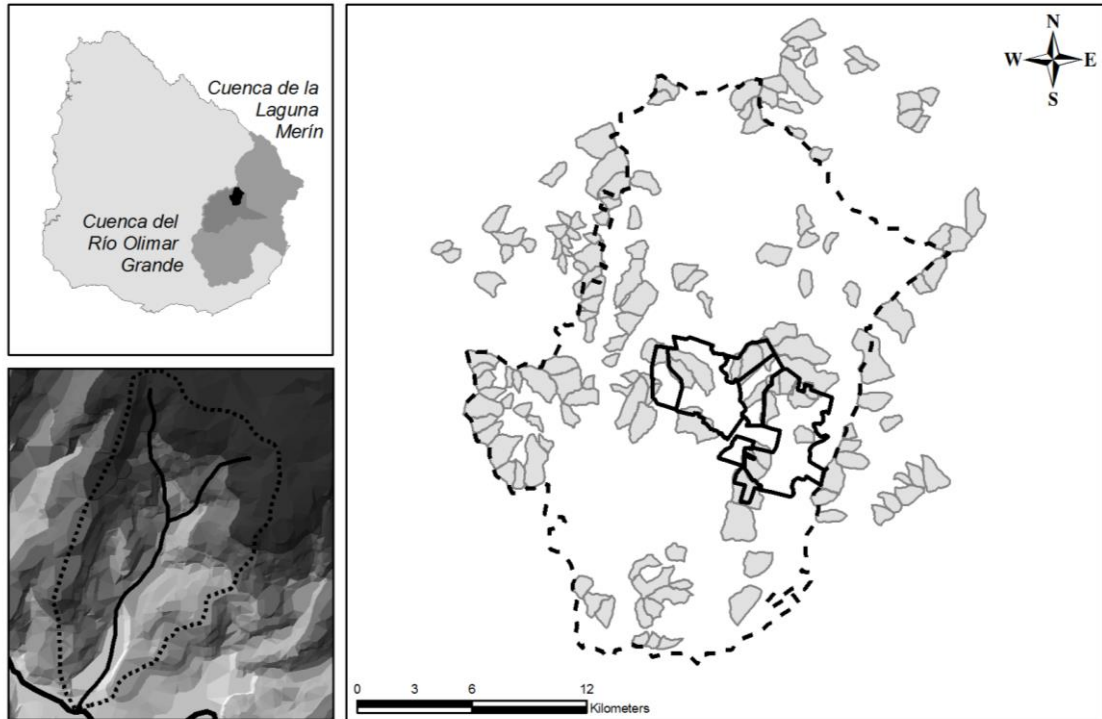


Figura 4.1: Ubicación en el territorio nacional de la Cuenca de la Laguna Merín, Cuenca del Río Olimar Grande y del área adyacente al PPQC; las micro-cuencas digitalizadas en el PPQC y área adyacente; y micro-cuenca sobre el modelo digital de elevación.

Finalmente, para conocer la relación y diferencia entre la EvT observada y la esperada, se estimó la EvT de cada uno de los usos/coberturas del suelo y se relativizó la misma en función de la superficie que cada uno de ellos ocupa sobre la micro-cuenca (EvT_{Esperada}). A su vez, se estimó la EvT de toda la cuenca ($EvT_{\text{Observada}}$) a partir del promedio de todos los píxeles incluidos en cada micro-cuenca. Se asumió que la sumatoria de las EvT de cada uno de los usos/coberturas del suelo representará la EvT total de la cuenca (modelo aditivo).

$$EvT_{\text{Observada}} \stackrel{?}{=} EvT_{\text{Esperada}}$$

$$EvT_{\text{Observada}} = (\%P * EvT_p) + (\%PA * EvT_{PA}) + (\%M * EvT_M) + (\%F * EvT_F)$$

donde $EvT_{observada}$ es la EvT total de la cuenca y $EvT_{esperada}$ es la sumatoria de las EvT parciales de cada uso y cobertura del suelo ponderada por el porcentaje de ocupación de cada uso/cobertura en la micro-cuenca.

Estimación de la evapotranspiración

Se utilizó una imagen Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission), escena 223/82, libre de nubes, que cubre el área de estudio. La imagen fue adquirida por el sensor a las 13.30 hs. (hora local) el 15 de abril de 2013. Estas imágenes cuentan con 11 bandas y con una resolución espacial de 30 m en las bandas no termales y 100 metros en las bandas termales (Tabla 4.1). La imagen se obtuvo de la página de la USGS a partir del buscador Glovis (<http://glovis.usgs.gov/>). Cabe destacar que es la primera imagen disponible de este satélite, ya que el satélite entró en funcionamiento a principios de 2013. El satélite anterior (Landsat 7 ETM) presenta serios defectos en la calidad de las imágenes impidiendo la utilización del mismo. La imagen fue corregida radiométrica y atmosféricamente para lograr que la información espectral sea comparable en tiempo y espacio (Chuvieco, 2002). A su vez, para minimizar efectos atmosféricos las bandas reflectivas (no térmicas) fueron corregidas separando el efecto producido por dispersión Rayleigh de acuerdo a lo propuesto por Chander y Markham, (2003) y Chander et al. (2007). Por su parte, la banda térmica (Banda 10) fue corregida utilizando el algoritmo mono-window propuesto por Qin et al. (2001).

Tabla 4.1: Características espectrales de las bandas del sensor LDCM a bordo de la plataforma satelital Landsat 8.

Banda	Longitud de onda (μm)
1	0,43-0,45 (Aerosol costero)
2	0,45-0,51 (azul)
3	0,53-0,59 (verde)
4	0,64-0,67 (rojo)
5	0,85-0,88 (infrarrojo cercano)
6	1,57-1,65 (infrarrojo medio)
7	2,11-2,29 (infrarrojo medio)
8	0,50-0,68 (pancromática)
9	1,36-1,38 (nubes)
10	10,60-11,19 (Infrarrojo térmico)
11	11,5-12,51 (Infrarrojo térmico)

La EvT real diaria de la vegetación se estimó a partir de la temperatura superficial utilizando el método simplificado propuesto por Jackson et al. (1977). En esta aproximación, la ET diaria es calculada considerando la radiación neta recibida por la superficie y la diferencia de temperatura con la masa de aire que lo rodea, basado en la siguiente ecuación:

$$ET = R_n - B (T_s - T_a)^n - G$$

donde ET (mm.día-1) y R_n (Mj. M²) son la evapotranspiración y radiación neta para las 24 horas, respectivamente, T_s (°K) es la temperatura superficial, T_a (°K) es la temperatura del aire a los 50 metros del suelo, G es el flujo de energía de la superficie del suelo, y B y n son parámetros derivados del IVN que están fuertemente correlacionados con el tipo de vegetación. Aunque este método es simple, posee una fuerte base física y ha sido satisfactoriamente aplicado para diferentes tipos de vegetación (Caselles et al., 1998; Sanchez y Caselles, 2004; Nosetto et al., 2005; 2012)

Los valores de radiación neta fueron obtenidos semi-empíricamente calculando la radiación de onda corta total entrante (St) basado en la aproximación de Shuttleworth (1993) y estimando el albedo superficial para las bandas 2 (azul), 4 (rojo), 5 (IR), 6 y 7 (IR Medio) de imágenes Landsat siguiendo el método propuesto por Liang (2000). Los valores de St y albedo fueron usados para estimar la radiación de onda corta (S_n). La radiación de onda larga (L_n) fue estimada empíricamente desde St de acuerdo a Granger (2000), y sumado con S_n para obtener R_n (Granger, 2000). La diferencia de Temperatura (T_s - T_a) estuvo basada en la temperatura superficial derivada de la Banda 10 de acuerdo a Qin et al. (2001), y la temperatura del aire a los 50 metros registrada en la estación meteorológica de INIA Treinta y Tres (INIA-GRAS) (Campbell y Norman, 1998). Cabe destacar que se utilizó únicamente la banda 10 del sensor debido a 2 razones: 1- no existen algoritmos que utilicen ambas bandas (10 y 11); y 2- la banda 10 es la que presenta mayores valores de transmitancia atmosférica, por lo que estaría captando más energía electromagnética que la Banda 11. Los coeficiente B y n fueron obtenidos a partir de escalar el IVN calculado a partir de las bandas 4 y 5 de acuerdo a Carlson et al. (1995). Por último, se estimó el flujo de energía del suelo (G) según el método propuesto por Bastiaanssen (2000) que considera las estimaciones previas de radiación neta R_n, temperatura superficial, el albedo y el IVN (Anexo 4.II). Todo el procesamiento de las imágenes se realizó con el software ENVI 4.7 + IDL 6.0

Análisis estadísticos

Se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, corregido por el test de Bonferroni, para detectar diferencias en la evapotranspiración entre las distintas coberturas del suelo consideradas (*objetivo a*). Para conocer la función de afectación sobre el RH (*objetivo b*) se realizó un análisis de regresión lineal entre el RH mensual de las micro-cuencas y el porcentaje de forestación de cada una. Finalmente para cumplir con los *objetivos c y d* se utilizaron modelos de regresión lineal.

Resultados

Los resultados del análisis comparativo en la evapotranspiración, para cada uso y cobertura del suelo, mostró diferencias significativas ($H= 1824.46$; $p<0.001$) (Figura 4.2). Las plantaciones forestales y el monte nativo fueron los usos/coberturas del suelo que presentaron mayores valores de EvT (2.99 y 2.89 mm.día^{-1} , respectivamente). Seguido a éstos, se ubicaron los pajonales y arbustales con 2.72 mm.día^{-1} y los pastizales naturales con 2.45 mm.día^{-1} . Cabe destacar que las plantaciones forestales utilizaron 21.5 % más agua que el pastizal para la fecha del año considerada.

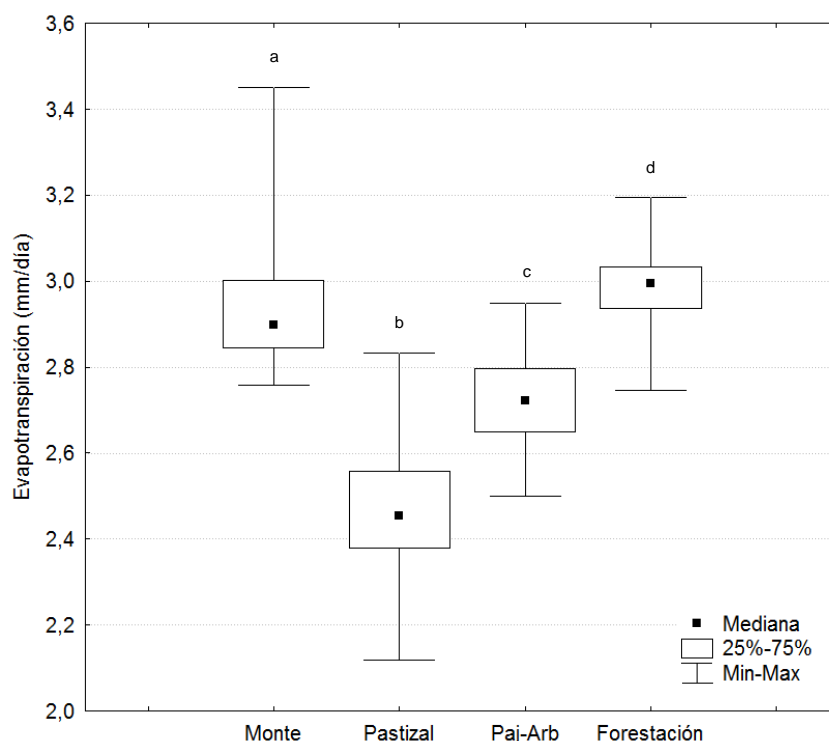


Figura 4.2: Evapotranspiración estimada para las distintas coberturas vegetales presentes en el Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos y área adyacente. Se muestran los valores de las medianas, máximos y mínimos para el monte nativo ($n=335$), el pastizal ($n=1225$), el pajonal y arbustal ($n=392$), y la forestación ($n=395$), correspondientes al mes de abril de 2013. Letras distintas indican diferencias significativas con $p<0.05$. Corregido por Test de Bonferroni.

La función de afectación del uso forestal sobre el rendimiento hidrológico de las micro-cuencas en estudio se muestra en la Figura 4.3. El análisis mostró una correlación negativa y lineal entre el RH y el porcentaje de forestación ($R^2=0.26$; $p<0.001$), según datos correspondientes al mes de abril de 2013. La tasa de disminución en el RH de las micro-cuencas en función del porcentaje de forestación fue de 5.4 %.

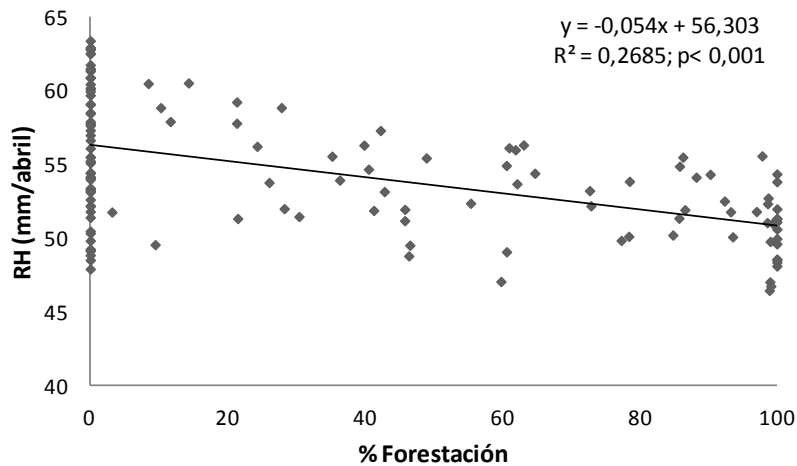


Figura 4.3: Modelo de regresión lineal entre el porcentaje de forestación y el rendimiento hidrológico de 133 micro-cuencas presentes en el PPQC y área adyacente, para abril de 2013.

El análisis de la relación entre la $EvT_{Observada}$ y la $EvT_{Esperada}$ mostró una correlación positiva y lineal entre las ambas variables ($R^2=0.56$; $p<0.001$). Sin embargo esta relación mostró ser significativamente diferente a la recta identidad ($F=74.703$; $p<0.001$), siendo los valores observados menores a los esperados de acuerdo al modelo (Figura 4.4). Es decir, la línea de tendencia se encuentra por debajo de la recta identidad.

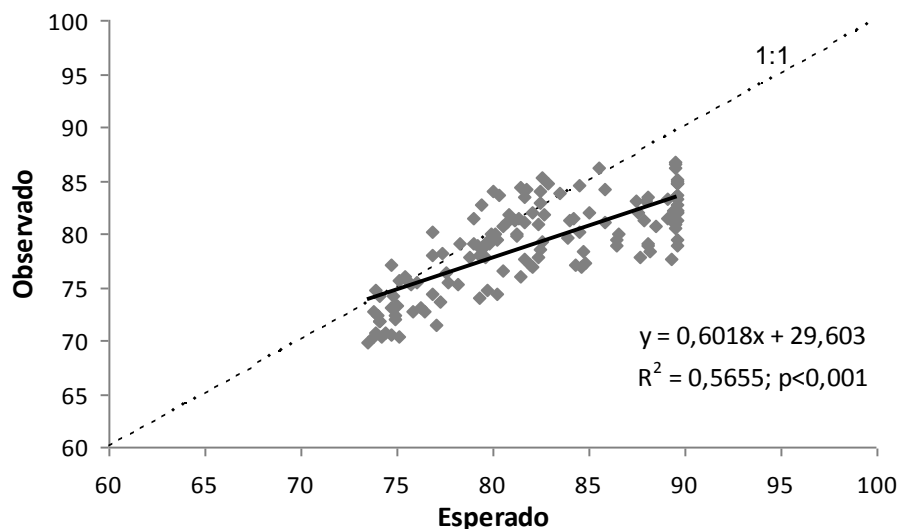


Figura 4.4: Modelo de regresión lineal entre los valores de $EvT_{Observados}$ y $EvT_{Esperados}$ ($n=133$) de las micro-cuencas presentes en el PPQC y área adyacente, para abril de 2013. En línea punteada la recta identidad (1:1)

El resultado de los análisis de regresión lineal entre la diferencia ($EvT_{Observada} - EvT_{Esperada}$) y el porcentaje de ocupación de los usos y coberturas del suelo sobre las micro-cuencas, mostraron correlaciones significativas y lineales para todos los usos/coberturas, y con signo negativo para la Forestación ($R^2=0.57$; $p<0.001$) y positivo para el Monte ($R^2=0.29$; $p<0.001$), Pajonal-Arbustal ($R^2=0.37$; $p<0.001$) y Pastizales ($R^2=0.11$; $p<0.001$) (Figura 4.5).

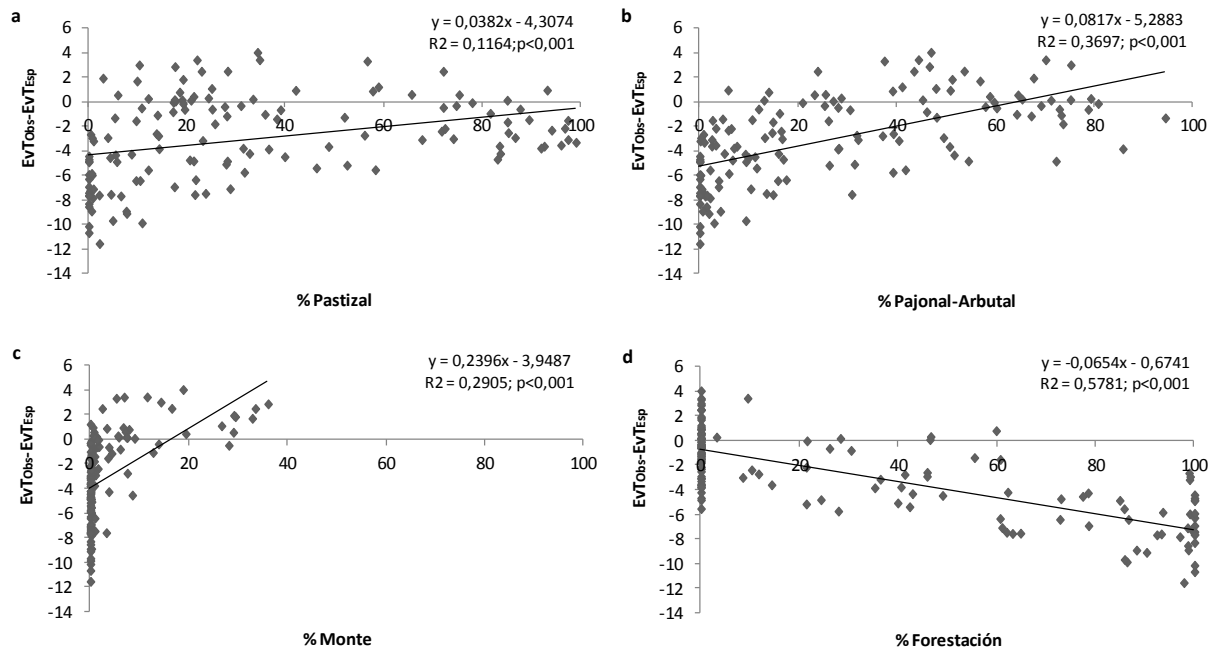


Figura 4.5: Modelos de regresión lineal entre el porcentaje de a) Pastizal, b) Pajonal-Arbustal, c) Monte nativo y d) Forestación, y la diferencia entre la $EvT_{Observada}$ y la $EvT_{Esperada}$ de 133 micro-cuencas ubicadas en el PPQC y área adyacente, para abril de 2013.

Discusión

Los resultados del presente trabajo indican que la forestación modifica el ciclo del agua a través del aumento en su utilización (mayor demanda evaporativa) y provoca una disminución del rendimiento hidrológico de las cuencas, resultado que coincide con los obtenidos por otros trabajos (Hibbert, 1967; Farley et al., 2005; Jobbágy et al., 2006; 2013). Esto afecta beneficios directos que los humanos obtenemos de los ecosistemas como por ejemplo el agua para el consumo. En el caso particular del área de estudio de este trabajo, las forestaciones se ubican en las cuencas pertenecientes al Río Olimar y A° Yermal Grande, 2 de los principales sistemas hídricos utilizados para abastecimiento de agua potable de la ciudad de Treinta y Tres. En consecuencia, es esperable que en el mediano-largo plazo se observen evidencias de esta afectación.

La evapotranspiración registrada, para los diferentes usos y coberturas del suelo, coincide con las reportadas por Noretto et al. (2005; 2012) para Argentina, así como también para otras partes del mundo (Scott et al., 2000; Zhang et al., 2001). Los resultados mostraron que las forestaciones evapotranspiraron 21.5 % más que los pastizales para el mes de abril 2013. Las diferencias en las pérdidas evaporativas entre pastizales y forestaciones se debe fundamentalmente a las diferencias estructurales y fisiológicas que existen entre las gramíneas y los árboles. Es decir, las plantaciones forestales poseen una mayor PPNA (Vassallo et al., 2013) y mayor capacidad de consumo de agua, dado por una mayor área foliar, canopeos de mayor altura, mayor rugosidad e intercambio más eficiente con la atmósfera (Kelliher et al., 1993). A su vez, las forestaciones pueden acceder al agua almacenada a mayor profundidad gracias a sus sistemas radicales más extensos (Calder et al., 1993, Canadell et al., 1996; Schenk y Jackson, 2002). La comparación de dos usos/coberturas del suelo que corresponden a un mismo Tipo Funcional, como lo son el monte nativo y las forestaciones, mostró diferencias significativas en la EvT de cada cobertura vegetal. Las diferencias estarían dadas fundamentalmente a las características eco-fisiológicas de las plantaciones forestales de rápido crecimiento, como por ejemplo el área foliar. Esto generaría un incremento en la productividad de este tipo de monocultivos respecto al monte nativo.

El establecimiento de plantaciones forestales de rápido crecimiento, y con densidades de siembra elevadas (1000-1250 árboles/hectárea), sobre micro-cuencas afluentes de los A° Yermal grande, Yermal Chico y Yermalito, ocasionó la disminución en el RH de las mismas, resultado que coincide con los obtenidos por otros trabajos (Silveira et al., 2011; Jobbágy et al., 2013). Conforme aumenta el porcentaje de forestación en la cuenca el RH disminuye a una tasa promedio de 5.4 % para abril de 2013. Es decir, por cada 1% forestado el RH disminuye 0.054 mm. Cabe destacar que en el presente trabajo no se distinguieron forestaciones de *Pinus* de las plantaciones de *Eucalyptos*. Evidencias han demostrado que el efecto sobre el RH en cuencas con *Pinus* o *Eucalyptos* es diferente, siendo de mayor magnitud aquellas que presentan *Eucalyptos* (30 y 50 %, respectivamente) (Farley et al., 2005; Jobbágy et al., 2006).

La relación entre la EvT total de la cuenca ($EvT_{Observada}$) y la suma de las EvT parciales de cada cobertura vegetal ($EvT_{Esperada}$, asumiendo un modelo aditivo) para la gran mayoría de las micro-cuencas fue menor a uno. Esto significa que la EvT observada resultó menor a la esperada. Una posible explicación para este resultado sería que dentro de las micro-cuencas existen interacciones negativas (competencia) entre

distintas coberturas vegetales que provocan una disminución en la disponibilidad de agua y en consecuencia en la evapotranspiración observada. El modelo aditivo, calculado a partir de las evapotranspiraciones de cada una de las coberturas vegetales no se corresponde con la realidad y por lo tanto su utilización conllevaría a sesgos en la estimación de la provisión de agua en micro-cuencas.

¿Cuál es el tipo de cobertura vegetal que explica esta marcada diferencia entre los valores observados y esperados en la EvT? Para responder esta pregunta analicé la relación entre el gradiente de ocupación de la cuenca de cada tipo de cobertura vegetal y la diferencia entre las $EvT_{Observada}$ y la $EvT_{Esperada}$. En el caso de los pastizales y pajonales-arbustales se observó que conforme aumenta la superficie de estas coberturas en la cuenca, la diferencia entre la EvT observada y esperada disminuye, alcanzando valores cercanos a cero (“equilibrio”). Cuando el porcentaje de pastizal y pajonal-arbustal es menor al 10-20 %, se observa una elevada dispersión en los datos. Esta dispersión estaría asociada a la presencia de otros tipos de cobertura vegetal en la cuenca. Para el caso del monte nativo, se observó un cambio de signo en la diferencia analizada, pasando de negativo a positivo, conforme aumenta el porcentaje de este tipo de cobertura. Cabe destacar que el porcentaje de monte nativo en las micro-cuencas nunca superó el 35-40 %, a diferencia de las otras coberturas que cubrieron todo el gradiente alcanzando el 100% de la cuenca.

El patrón observado para la forestación fue diferente a todas las demás coberturas, siendo la única donde la pendiente de la regresión fue negativa. Se encontró que conforme aumenta el porcentaje de forestación en las micro-cuencas se incrementa, en términos absolutos, la diferencia entre la $EvT_{observada}$ y $EvT_{esperada}$. Este resultado indica que la disminución observada en la EvT total de las microcuencas con respecto a lo esperado puede explicarse por el efecto negativo del incremento del área forestal sobre la disponibilidad de agua en las micro-cuencas. Las forestaciones no sólo evapotranspiran más que los otros tipos de vegetación, sino que compiten disminuyendo la disponibilidad de agua para las otras coberturas vegetales. Otro resultado interesante es el aumento sostenido en la diferencia entre EvT observada y esperada conforme aumenta el porcentaje de forestación. Esto estaríamos mostrando que el modelo de forestación de grandes áreas no sería autosustentable ya que la tendencia es al agotamiento del recurso hídrico de las micro-cuencas.

Conclusiones

Los resultados del presente capítulo mostraron que las forestaciones evapotranspiraron 21.5 % más que los pastizales, lo que generó una reducción del 5.4 % en el rendimiento hídrico de las 133 micro-cuencas estudiadas. Por su parte se aportó evidencia sobre un posible efecto competitivo, particularmente sobre el recurso agua, de las forestaciones sobre las demás coberturas vegetales y sobre la insostenibilidad de las plantaciones forestales cubriendo cuencas enteras. El modelo aditivo no se corresponde con la realidad y por tanto su utilización conllevaría a errores en la estimación de la provisión de agua en micro-cuencas.

CAPITULO 5

Discusión general, conclusiones y perspectivas

Discusión general

El presente trabajo de tesis aporta información científica acerca del impacto del cambio en el uso y cobertura del suelo sobre la provisión de servicios ecosistémicos que brindan los pastizales naturales. El marco conceptual de los servicios ecosistémicos contribuye a la articulación entre los componentes biofísicos (procesos y estructura ecosistémica) y los sistemas humanos (sociales, económicos y culturales). La provisión de forraje y de agua fueron los dos beneficios analizados a través de los procesos ecosistémicos Productividad Primaria Neta Aérea y Evapotranspiración.

Los resultados de la tesis coinciden, en términos generales, con diversos estudios, nacionales, regionales e internacionales (Garbulsky y Paruelo, 2004; Nosetto et al., 2005; 2012; Paruelo et al., 2005, Farley et al., 2005; Alcaraz-Segura et al., 2008a; Jobbágy et al., 2006). A su vez, la metodología utilizada, basada en datos satelitales y sistemas de referencia, mostró ser sencilla, de bajo costo, rápida y apropiada para detectar y cuantificar la magnitud del impacto sobre los ecosistemas protegidos dentro del PPQC y no protegidos fuera del mismo.

La maximización de la provisión de servicios con valor de mercado, trae consigo el decremento en otros. Es decir, existe un compromiso (trade-off) que debe ser tenido en cuenta. Foley et al. (2005) plantean el marco conceptual para el análisis de estos compromisos relacionando los cambios en el uso/cobertura del suelo con la provisión de servicios ecosistémicos. Estos autores plantean que los ecosistemas naturales tienen la capacidad de brindar elevados niveles de provisión de servicios, fundamentalmente de apropiación pública como por ejemplo la biodiversidad o la provisión de agua (Figura 5.1, A). Por otro lado, la transformación de los ecosistemas con el objetivo de proveer commodities, como madera y granos, tiene un costo asociado de pérdida de otros servicios esenciales (Figura 5.1, B). Por último, se plantea la posibilidad de manejar los ecosistemas buscando la sustentabilidad ambiental y social (Figura 5.1, C).

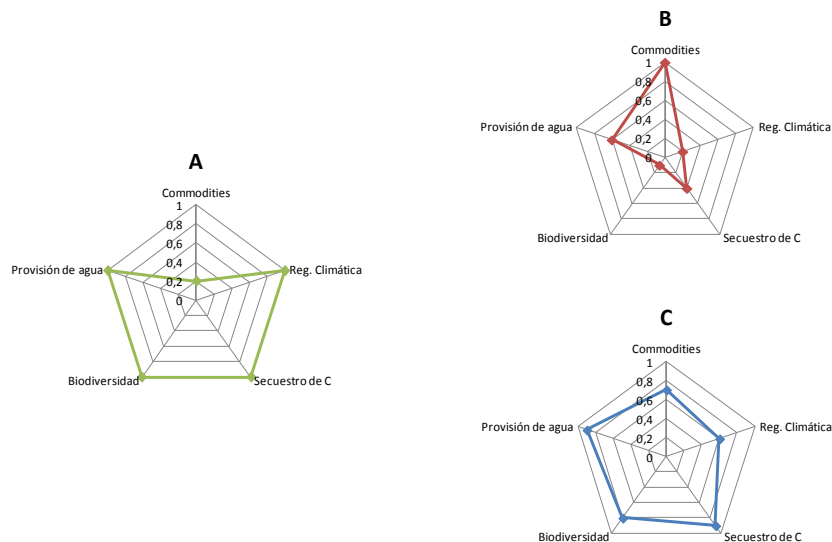


Figura 5.1: Esquema conceptual de compromisos (trade-off) entre servicios ecosistémicos asociado al cambio en el uso/coertura del suelo. Se muestran tres escenarios, A: ecosistema no agrícola/forestal, B: ecosistema agrícola/forestal, y C: ecosistema sustentable (Adaptado de Foley et al., 2005).

Para poder analizar estos diferentes escenarios de manejo es fundamental definir a los “afectores” y “beneficiarios” de servicios ecosistémicos (Scheffer et al., 2000). Los afectadores son quienes alteran negativamente la provisión de un servicio, mientras que los beneficiarios son los que utilizan los SE de manera directa o indirecta. En algunos casos los afectadores y beneficiarios son el mismo actor social, lo cual permite un autocontrol o regulación del uso, consumo o transformación de los ecosistemas. En el caso del PPQC, los afectadores y beneficiarios en general no son el mismo actor social. Las grandes plantaciones forestales corresponden a empresas multinacionales que alteran negativamente la provisión de servicios como la biodiversidad, la regulación hídrica y climática, el secuestro de C, etc. Por otra parte los pobladores locales, mayoritariamente productores ganaderos pequeños y medianos son beneficiarios de los servicios que provee el pastizal natural.

Conclusiones

- Los resultados de este trabajo permitieron cuantificar los distintos usos y coberturas del suelo del PPQC y área adyacente. Los pastizales naturales y pajonales-arbustales (50 y 30 %, respectivamente) son las coberturas vegetales predominantes, sin embargo las plantaciones forestales han incrementado su superficie alcanzando el 14,5 % del área de estudio. Los atributos funcionales analizados mostraron una elevada sensibilidad frente a cambios de manejo no

particularmente drásticos y por supuesto a la transformación de la cobertura vegetal. La implementación del sistema de seguimiento y alerta desarrollado permitirá monitorear la salud ecosistémica y detectar de manera temprana y espacialmente explícita cambios en el funcionamiento de los ecosistemas antes que se produzcan alteraciones estructurales de menor posibilidad de reversión. El sistema de alerta permitirá mejorar la capacidad de gestionar los recursos disminuyendo la incertidumbre asociada a la toma de decisiones.

- El análisis de la evapotranspiración a escala de micro-cuencas arrojó resultados importantes para lograr un manejo que haga compatible la producción y la conservación. Las forestaciones resultaron ser el tipo de cobertura que tuvo valores mayores de evapotranspiración. El incremento de la superficie de forestación en micro-cuencas generó una disminución del 5.4 % en el rendimiento hidrológico. También se obtuvo evidencia acerca de un posible efecto competitivo, particularmente sobre el recurso agua, de las forestaciones sobre las demás coberturas vegetales. Otro resultado importante fue el patrón observado de un fuerte compromiso entre superficie forestada y provisión de agua, lo que estaría indicando que el incremento de la superficie forestal en las micro-cuencas implica un uso no sustentable del recurso agua.
- Desde el punto de vista metodológico este trabajo resalta la importancia de las áreas protegidas como sistemas de referencia para evaluar el impacto del cambio en el uso y cobertura del suelo sobre los ecosistemas.

Perspectivas

La tesis abre las puertas a diferentes trabajos que podrían ser considerados a futuro. Un aspecto a profundizar es la dimensión social, incluyendo “afectadores” y “beneficiarios” de servicios ecosistémicos. Otro aspecto interesante es la evaluación de los compromisos (trade-off) entre servicios. Cada capítulo ofrece distintos puntos de inicio para nuevas investigaciones. En el capítulo 2 podrían incorporarse variables climáticas (precipitación y temperatura) y ambientales (tipo de suelo, pendiente, etc.), y de esta forma se podría evaluar, por ejemplo, la resiliencia de los ecosistemas (protegidos y no protegidos) y su vulnerabilidad frente al cambio climático. El capítulo 3 brinda la posibilidad, en la medida que haya disponibilidad de imágenes, de continuar analizando tendencias temporales y anomalías espaciales para el PPQC y área adyacente. De esta forma se estarían incorporando mes a mes datos sobre la situación

actual y temporal del área protegida. Por otro lado, este capítulo plantea potenciales causas asociadas a las tendencias positivas, negativas o neutras registradas en los ecosistemas presentes en el PPQC. Sería importante considerar los registros realizados en esta tesis como línea de base y analizar los mismos al cabo de un período de tiempo. El capítulo 4 presenta estimaciones de EvT y RH para una sola fecha (abril 2013) por lo que es claro que se requiere de la incorporación de más fechas al análisis para generar así una evaluación estacional y anual. Asimismo en este capítulo se pone en evidencia interacciones negativas entre las forestaciones y el resto de las coberturas vegetales, por lo que sería una línea de investigación para continuar explorando.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcaraz-Segura, D., Baldi, G., Durante, P. y Garbulsky, M. 2008 a. Análisis de la dinámica temporal del NDVI en áreas protegidas: tres casos de estudio a distintas escalas espaciales, temporales y de gestión. *Ecosistemas*, 3: 108-117
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J. y Delibes, M. 2008 b. Trends in surface vegetation dynamics of the national Parks of Spain as observed by satellite sensors. *Applied Vegetation Science*. 11:431-440
- Alcaraz-Segura, D., Paruelo, J. y Cabello, J. 2009 a. Baseline characterization of major Iberian vegetation types based on the NDVI dynamics. *Plant Ecology*. 202: 13-29.
- Alcaraz-Segura, D., Cabello, J., Paruelo, J. y Delibes, M. 2009 b. Use of Descriptors of Ecosystem Functioning for Monitoring a National Park Network: A Remote Sensing Approach. *Environmental Management* 43: 38-48
- Alcaraz-Segura, D.; Cabello, J.; Bagnato, C.; Altesor, A.; Oyonarte, C.; Oyarzabal, M. y Paruelo, J. 2011. La medida de la respuesta ecosistémica. *Seguridad y Medio Ambiente*. 122, 60-73
- Altesor A., Lezama, F., Baeza, S. y Piñeiro, G. 2004. Caracterización de tipos de cobertura del suelo y propuesta de manejo para el área protegida Quebrada de los Cuervos, Dpto. de Treinta y Tres. Informe de la Sección Ecología Terrestre de la Facultad de Ciencias - UdelaR.
- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F. y Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology*, 179: 83-91.
- Altesor, A.; Eguren, G.; Mazzeo, N.; Panario, D. y Rodríguez, C. 2008. La industria de la celulosa y sus efectos: certezas e incertidumbres. *Ecología Austral* 18:291-303
- Altesor, A. 2011. Servicios ecosistémicos de los pastizales naturales. En: Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de los pastizales (Altesor, A.; Paruelo, J.M. y Ayala, W. Eds.). v.:26, p.:221-234. INIA, Montevideo
- Baeza, S.; Paruelo, J.M. y Altesor, A. 2006. Caracterización Funcional de la Vegetación de Uruguay Mediante el Uso de Sensores Remotos. *Interiencia* 31: 382-388.
- Baeza, S.; Lezama, F.; Piñeiro, G.; Altesor, A. y Paruelo, J.M. 2010. Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* 13: 72-85.
- Baeza, S.; Gallego, F.; Lezama, F.; Altesor, A. y Paruelo, J.M. 2011. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas, en: *Bases ecológicas y fisiológicas para el manejo de los pastizales naturales*. v.: 26, p.: 33-54. Eds. Altesor, A., Ayala W. y Paruelo, J.M. *Serie FPTA N°26*, INIA, Montevideo
- Baldi, G.; Noretto, M. D.; Aragon, R.; Aversa, F.; Paruelo, J. M. y Jobbagy, E. G. 2008. Long-term Satellite NDVI Data Sets: Evaluating Their Ability to Detect Ecosystem Functional Changes in South America. *Sensors* 8:5397-5425.
- Baldi, G. y Paruelo, J. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13(2): 6. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art6/>
- Barber C. V. 2004. Designing protected area systems for a changing world. In: Barber, C. V.; Miller, K. R. y Boness, M. (Eds). *Securing protected areas in the face of global change: issues and strategies*. UICN. Gland. Switzerland, pp 41-96.
- Bastianseen, W. G. 2000. SEBAL-based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz basin, Turkey. *Journal of Hidrology* 229:87-100.
- Berretta, E. 1993. La quema como herramienta para el manejo del campo natural. Hoja de Divulgación 32 (p.3). Montevideo: INIA.
- Berthrong, S. T.; Jobbágy, E. G. y Jackson, R. B. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, ph, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications* 19: 2228-2241.
- Berthrong, S. T.; Piñeiro, G.; Jobbágy, E. G. y Jackson, R. B. 2012. Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation an plantation age. *Ecological Applications* 22: 76-86.

- Bosch, J. M. y Hewlett, J. D. 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes in water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology* 55: 3-23
- Boyd, J. y Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626
- Brown, A. E.; Zhang, L.; McMahon, T. A.; Western, A. W. y Vertessy, R. A. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310: 28-61
- Brutsaert, W. 1986. Catchment-scale evaporation and atmospheric boundary layer. *Water Resources Research* 22:39-46
- Cabello, J., Fernández, N., Alcaraz-Segura, D., Oyonarte, C., Piñeiro, G., Altesor, A., Delibes, M. y Paruelo, J. 2012. The ecosystem functioning dimension in conservation: insight from remote sensing. *Biodiversity and Conservation*. 21:3287-3305
- Calder, I. R.; Hall, M. J. y Prasanna, K. T. 1993. Hydrological impact of Eucalyptus plantation in India. *Journal of Hydrology* 150: 635-648
- Calder, I. R. 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiology* 18:625-631.
- Campbell, G. S. y Norman, J. M. 1998. An Introduction to Environmental Biophysics. Springer-Verlag, New York.
- Canadell, J.; Jackson, R. B.; Ehleringer, J. R.; Mooney, H. A.; Sala, O. y Schulze, E. D. 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108: 583-595
- Cao, M. K.; Prince, S. D. y Small, J. 2004. Satellite remotely sensed inter-annual variability in terrestrial net primary productivity from 1980 to 2000. *Ecosystems* 7: 233-242
- Carlson, T. N.; Capehart, W. J. y Gilles, R. R. 1995. A New Look at the Simplified Method for Remote Sensing of Daily Evapotranspiration. *Remote Sensing of Environment* 54:161-167.
- Carnus, Jean-Michel; Parrotta, John; Brockerhoff, Eckehard; Arbez, Michel; Jactel, Hervé; Kremer, Antoine; Lamb, David; O'Hara, Kevin; Walters, Bradley 2006. Planted forests and biodiversity *Journal of forestry* 104:65-77
- Carrasco-Letelier, L.; Eguren, G.; Castiñera, C.; Parra, O. y Panario, D. 2004. Preliminary study of prairies forested with Eucalyptus sp. At the northwestern Uruguayan soils. *Environmental Pollution* 127: 49-55.
- Caselles, V.; Artigao, M. M.; Hurtado, E.; Coll C. y Brasa, A. 1998. Mapping actual evapotranspiration by combining Landsat TM and NOAA-AVHRR images: Application to the Barrax Area, Albacete, Spain. *Remote Sensing of Environment* 63:1-10.
- Céspedes-Payret, C. 2007. Dinámica de la materia orgánica y de algunos parámetros fisicoquímicos en Molisoles, en la conversión de una pradera a cultivo forestal en la región de Piedras Coloradas-Algorta (Uruguay). Tesis de doctorado, Instituto Nacional Politécnico de Toulouse, Francia.
- Céspedes-Payret, C.; Piñeiro, G.; Gutiérrez, O.; Panario, Daniel. 2012. Land use change in a temperate grassland soil: Afforestation effect on chemical properties and their ecological and mineralogical implications. *Science of the Total Environment* 438: 549-557.
- Ceroni, M. 2013. Intensificación agraria en los sistemas ambientales del Uruguay: evaluación multiescalar de la PPNA. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias, UDELAR.
- Chander, G. y Markham, B. L. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures, and post-calibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41: 2674-2677
- Chander, G., Markham, B. L. y Barsi, J. A. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 4: 490-494
- Chapin, F.S.; Matson, P.A. & Mooney, H.A. 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. Springer, New York.
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección Ambiental. La observación de la Tierra desde el Espacio. Editorial Ariel, Barcelona, España.
- Clark, J. S.; Carpenter, S. R.; Barber, M.; Collins, S; Dobson, A; Foley, J. A.; Lodge, D. M.; Pascual, M; Pielke R.; Pizer, W.; Pringle, C.; Reid, W. V.; Rose, K. A.; Sala, O.; Schlesinger, W. H.; Wall, D. H. y Wear, D. 2001. Ecological Forecasts: An Emerging Imperative. *Science* 293:657-660.

- Congalton, R. 1991. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. *Remote Sensing of Environment* 37: 35-46
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, B.K.; Naeem, S.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P. y Van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 357, 253-260.
- Crutzen, P. J. y Stoermer, E. F. 2000. The "Anthropocene". *Global Change Newsletter* 41: 17-18.
- Curran, P. J. 1985. Principles of remote sensing. Longman Scientific & Technical, London.
- Daily, G., T. Söderqvist, S. Aniyar, K. Arrow, P. Dasgupta, P. Ehrlich, C. Folke, A. Jansson, B. Jansson y N. Kautsky. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science* 289:395-396.
- Daily G.C.; Polasky, S.; Goldstein, J.; Kareiva, P.M.; Mooney, H.A.; Pejchar, L.; Ricketts, T.H.; Salzman, J. y Shallenberger, R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:21-28.
- Decreto 52/05 Decreto reglamentario de la Ley 17.234 de creación y gestión del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas. <http://www.mvotma.gub.uy/>.
- Decreto N° 462/08 - Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Se incorpora la Quebrada de los Cuervos. <http://www.mvotma.gub.uy/>.
- DeFries, R. S.; Hansen, M. C.; Towshend, J. R. y Sohlberg, R. S. 1998. Global land cover classifications at 8 km spatial resolution: the use of training data derived from Landsat imagery in decision tree classifiers. *International Journal of Remote Sensing* 19: 3141-3168.
- Di Bella, C.M.; Rebella, C.M.; Paruelo, J.M. 2000. Evapotranspiration estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *International Journal of Remote Sensing* 21, 791-797.
- DIEA-MGAP. 2000. Censo General Agropecuario, Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Uruguay. (<http://www.mgap.gub.uy/>).
- DIEA-MGAP, 2012. Anuario estadístico 2012, Dirección de Estadísticas Agropecuarias, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Uruguay (<http://www.mgap.gub.uy/>).
- DGF-MGAP. 2012. Carta Forestal 2012, Dirección General Forestal, Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Uruguay. (<http://www.mgap.gub.uy/>).
- Duarte, C.; Alonso, S.; Benito, G.; Dachs, J.; Montes, C.; Pardo, M.; Ríos, A.; Simó, R. y Valladares, F. 2006. Cambio global: impacto de la actividad humana sobre el sistema tierra, CSIC, Madrid.
- Duda, R.D. y Hart, P.E. 1973. Pattern classification and scene analysis. New York, John Wiley & Sons.
- Durante, P.; Oyonarte, C. y Valladares, F. 2009. Influence of land-use types and climatic variables on seasonal patterns of NDVI in Mediterranean Iberian ecosystems. *Applied Vegetation Science* 12:177-185
- Ellis, E. C. y Ramankutty, N. 2008. Putting people in the map: antropogenic biomes of world. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:439-447
- FAO-MVOTMA. 2013. Mapa de cobertura del suelo del Uruguay según sistema LCCS al 2011 (edición).
- Farley, K. A.; Jobbagy, E. G. y Jackson, R. B. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11:1565-1576.
- Farley, K. A.; Pineiro, G.; Palmer, S. M.; Jobbagy, E. G. y Jackson, R. B. 2008. Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. *Water Resources* 44:1-11.
- Fernández, N. y Piñeiro, G. 2008. La caracterización de la heterogeneidad espacial de los ecosistemas: el uso de atributos funcionales derivados de datos espectrales. *Ecosistemas* 17, 64-78
- Fernández, N.; Paruelo, J.M. y Delibes, M. 2010. Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain. *Remote Sensing of Environment* 114, 211-220
- Fisher, B.; Turner, R.K. y Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643-653.
- Foley, J.; Defries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.; Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N. y Snyder, P.K. 2005. Global consequences of land use. *Science*. New York, 309, 570-574.
- Fox, T.R., 2000. Sustained productivity in intensively managed forest plantations. *Forest Ecology and Management*. 138: 187-202

- Gallego, F.; Alcaraz-Segura, D.; Baeza, S.; Altesor, A. y Paruelo J. 2011. Tendencias temporales y Anomalías espaciales del funcionamiento ecosistémico en dos áreas protegidas de Uruguay. En: XV Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Curitiba-PR, Brasil.
- Garbulsky, M.F. y Paruelo, J.M. 2004. Remote sensing of protected areas to derive baseline vegetation functioning characteristics. *Journal of Vegetation Science*, 15, 711-720.
- Gautreau, P. 2003. Pour une approche de la marginalité biogéographique. Dynamiques, usages et perceptions des formations arborescentes uruguayennes, 16è-20è siècle. Mémoire de D.E.A sous la direction de Paul Arnould. Université de Paris. 83 p.
- Gautreau P. y Lezama, F. 2009. Clasificación florística de los bosques y arbustales de las sierras del Uruguay. *Ecología Austral* 19 : 81-92
- Giner, C; Martínez, B.; Gilabert, M. A. y Alcaraz-Segura, D. 2012. Tendencias en el verdor de la vegetación y en la producción primaria bruta de las áreas forestales en la España peninsular (2000-2009). *Revista de Teledetección* 38: 51-64.
- Guerschman, J.P.; Paruelo, J.M.; Di Bella, C.; Giallorenzi, M.C. y Pacin, F. 2003. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*. 24, 3381-3402.
- Guerschman, J.P. y Paruelo, J.M. 2005. Agricultural impacts on ecosystem functioning in temperate areas of North and South America. *Global and Planetary Change* 47 (2-4 SPEC. ISS.), pp. 170-180.
- Goulden, L. y Kennedy, D. 1997. Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods. Pp. 237-252 en: Daily, G. (ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C. EE.UU
- Granger, R. J. 2000. Satellite-derived estimates of evapotranspiration in the Gediz basin. *Journal of Hydrology* 229:70-76.
- Hannah, I.; Midgley, G. F. y Millar, D. 2002. Climate change integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography* 11:485-495
- Heal, G. 2000. *Nature and the marketplace: capturing the value of ecosystem services*. Island Press, Washington, D.C.
- Henwood W.D. 1998. An overview of protected areas in the temperate grasslands biome. En *Parks. Grassland Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland. Pp: 3-8
- Hibbert, A.R., 1967. Forest Treatment effects on water yield, Reprint from Proceedings of International Symposium on Forest Hydrology, Penn State University 1965 527-543. Pergamon Press, New York. 1967
- Hirsch, R.M.; Slack, J.R. y Smith, R.A. 1982. Nonparametric tests for trend in water quality. *Water Resources Research*, 18: 107-121.
- Horton, R. E. 1919. Rainfall interception. *Monthly Weather Review*, 47: 603-623
- Houghton, R.A. y Hackler, J.L. 2001. Carbon Flux to the Atmosphere from Land-Use Changes: 1850 to 1990. ORNL/CDIAC-131, NDP-050/R1. Carbon Dioxide Information Analysis Center, U.S. Department of Energy, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.
- Houghton, R.A. 2010. How well do we know the flux of CO₂ from land-use change? *Tellus B*, 62(5):337-351.
- INE. 2011. Censo Poblacional, Instituto Nacional de Estadística. (<http://www.ine.gub.uy/>)
- INIA. Estación experimental Treinta y Tres. <http://www.inia.org.uy/>.
- IPCC, 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jackson, R. D.; Reginato, R. J. y Idso, S. B. 1977. Wheat canopy temperature: a practical tool for evaluating water requirements. *Water Resources Research* 13: 651-656
- Jackson, R. D. 1985. Evaluating evapotranspiration at local and regional scales. *Proceedings of the IEEE* 73:1086-1096.
- Jackson, R. B.; Jobbagy, E. G.; Avissar, R.; Roy, S. B.; Barrett, D. J.; Cook, C. W.; Farley, K.; Maitre, D. C.; McCarl, B. y Murray, B. C. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 310:1944-1947.

- Jackson, R. B.; Jobbágy, E. G y Noretto, M. D. 2009. Ecohydrology in a human-dominated landscape. *Ecohydrology* 2:383-389
- Jobbágy, E. G.; Vasallo, M.; Farley, K.; Pineiro, G.; Garbulsky, M.; Noretto, M. D.; Jackson, R. y Paruelo, J. M. 2006. Forestación en pastizales: hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia* 10:109-124.
- Jobbágy, E. G., Acosta, A. M. y Noretto, M. D. 2013. Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral* 23:87-96.
- Kalnay, E y Cai, M. 2003. Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423, 528.
- Kelliher, F. M.; Leuning, R. y Schulze, E. D. 1993. Evaporation and canopy characteristics of coniferous forests and grasslands. *Oecologia* 95: 153–163
- Kremen C.; Williams, N.M. y Thorp, R.W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99, 16812-16816.
- Landsat 5 TM. United State Geological Survey (<http://glovis.usgs.gov/>).
- Landsat 8 LDCM. United State Geological Survey (<http://glovis.usgs.gov/>).
- Leoni, E.; Altesor, A. y Paruelo, J. M. 2009. Explaining patterns of production from individual level traits. *Journal of Vegetation Science* 20: 612-619
- Ley 15.939. Ley forestal (<http://www.parlamento.gub.uy/leyes/>).
- Ley 17.234. 2000. Ley de creación y gestión del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (<http://www.parlamento.gub.uy/leyes/>).
- Lezama, F.; Altesor, A. y Paruelo, J. M. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de los pastizales de Uruguay en: *Bases ecológicas y fisiológicas para el manejo de los pastizales naturales*. v.: 26, p.: 15 – 32. Eds. Altesor, A., Ayala W. & Paruelo, J.M. *Serie FPTA N°26*, INIA, Montevideo.
- Liang, S. 2000. Narrowband to broadband conversions of land surface albedo. *Remote Sensing of Environment* 76:213-238.
- Lillesand, T. & Kiefer, R. 1994. *Remote Sensing and Image Interpretation*, 3rd Ed. (New York: John Wiley & Sons
- López, L y Altesor, A. 2011. Relación entre la riqueza de especies vegetales y la productividad en pastizales naturales. *Ecología Austral*. 21:101-109
- McNaughton, S.; Oesterheld, M.; Frank, D. y Williams, K. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341:142–144
- Milchunas, D. G. y Lauenroth, W. K. 1995. Inertia in plant community structure: State changes after cessation of nutrient enrichment stress. *Ecological Applications* 5, 1195-2005.
- Míngo, A. y M. Oesterheld. 2009. Retention of dead leaves by grasses as a defense against herbivores. A test on the palatable grass *Paspalum dilatatum*. *Oikos* 118: 753-757.
- MEA. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: a Framework for Assessment*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C.
- MODIS. <http://modis-land.gsfc.nasa.gov/>
- Monteith, J.L. 1972. Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 9:747-766.
- Mori, A. S. y Johnson, E. A. 2013. Assessing possible shifts in wildfire regimes under a changing climate in mountainous landscapes. *Forest Ecology and Management* 310-875-886.
- Myneni, R.; Keeling, C.; Tucker, C.; Asrar, G. y Nemani, R. 1997. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981 to 1991. *Nature* 386: 698–702
- Nemani, R. R.; Keeling, C. D.; Hashimoto, H.; Jolly, W. M.; Piper, S. D.; Tucker, C. J.; Myneni, R. B. y Running, S. W. 2003. Climate-Driven Increases in Global Terrestrial Net Primary Production from 1982 to 1999. *Science* 300-1560-1563
- Noretto, M.D.; Jobbágy, E.G. y Paruelo, J.M. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. *Global Change Biology* 11, 1101-1117.
- Noretto, M.D.; Jobbágy, E.G.; Brizuela, A.B. y Jackson, R.B. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154, 2–11.

- Oesterheld, M., Sala, O. y McNaughton, J. 1992. Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at regionale scale. *Nature*, 356: 329-330.
- Overbeck, G. E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I. I., Both, R. y Forneck, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 9 : 101-116.
- Oyantcabal, W. 2005. The Clean Development Mechanism in Uruguay: Towards a new relation between livestock and forestry
- Oyarzabal, M.; Oyonarte, C. y Giorno, A. 2008. Propuesta de un sistema de seguimiento y alerta para la gestión de espacios protegidos: el caso del Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (Almería, España). *Ecosistemas* 17:98-107.
- Oyonarte, C.; Alcaraz-Segura, D.; Oyarzabal, M.; Paruelo, J. M. y Cabello, J. 2010 Sistema de apoyo a la gestión de reservas de la biosfera basado en el monitoreo de la productividad primaria: ensayo en Cabo de Gata-Níjar (Almería-España). In: Araya, P. y Clusener-Godt, M. (Eds). Reservas de la Biosfera: Su contribución a la provisión de servicios de los ecosistemas. Experiencias exitosas en Iberoamérica, UNESCO, Paris, pp 119-140.
- Panario, D y Gutiérrez, O. 2007. La política forestal industrial del estado uruguayo. Seminario de Política y pasteras en el Río Uruguay: Medio Ambiente, Modelos Productivos y Movimiento Social.
- Paruelo, J. M. y Lauenroth W. K. 1995. Regional patterns of NDVI in North American shrublands and grasslands. *Ecology* 76:1888-1898.
- Paruelo, J. M.; Epstein, H. E.; Lauenroth, W. K. y Burke, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. *Ecology* 78:953-958.
- Paruelo, J.M.; Burke, I.C. y Lauenroth, W.K. 2001. Land-Use impact on ecosystem functioning in eastern Colorado, USA. *Global Change Biology*, 7,631-639
- Paruelo, J.M.; Garbulsky, M.F.; Guerschman, J.P. y Jobbágy, E.G. 2004. Two decades of Normalized Difference Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *International Journal of Remote Sensing* 25, 2793-2806.
- Paruelo, J.M.; Piñeiro, G.; Oyonarte, C.; Alcaraz-Segura, D.; Cabello, J. y Escribano, P. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected and areas in Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science* 8, 93-102.
- Paruelo, J.M.; Guerschman, J.; Piñeiro, G.; Jobbágy, G.; Verón, S.; Baldi, G. y Baeza, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia* (2):47-61.
- Paruelo, J., Jobbágy, E., Oesterheld, M., Golluscio, R. y Aguiar, M. 2007. The grasslands and steppes of Patagonia and the Rio de la Plata plains. En: Veblen, T., Young, K.; Orme, A. (eds.) Páginas 232-248. The physical geography of South America. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Paruelo, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas* 17:4-22.
- Paruelo, J.M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? En Laterra, P.; Jobbágy, E. y Paruelo, J., editores. Valoración de servicios Ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial.
- Pettorelli, N.; Vik, J. O.; Mysterud, A.; Gaillard, J. M.; Tucker, C. J. y Stenseth, N. C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20:503-510
- Pielke, R.A. ; Marland, G.; Betts, R.A.; Chase, T.N.; Eastman, J.L.; Niles, J.O.; Niyogi, S. y Running, W. 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philos. Trans. Royal Society*. London Ser. B 360, 1705-1719.
- Plan de Manejo Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos. 2010. Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. (<http://www.snap.gub.uy/>).
- Prince, S.D. 1991. Satellite remote sensing of primary production: comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988. *International Journal of Remote Sensing* 12, 1301- 1311.
- Protocolo de Kyoto. 1998. Protocolo de Kyoto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Organización de las Naciones Unidas (<https://www.un.org/es/aboutun/>).

- Qin, Z.; Karnieli, A. y Berliner, P. 2001. A mono-window algorithm for retrieving land surface temperature from Landsat TM data and its application to the Israel-Egypt border region. *International Journal of Remote Sensing* 22:3719-3746.
- Ramankutty, N.; Foley, J.A. y Olejniczak, N.J. 2002. People on the Land: Changes in Global Population and Croplands during the 20th Century. *Ambio*. 31, 251-257.
- Rodríguez, C y Cayssials, V. 2011. Cambios estructurales en los pastizales asociados a la ganadería. En: Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de los pastizales (Altesor, A.; Paruelo, J.M. y Ayala, W. Eds.). v.:26, p.:69-78. INIA, Montevideo
- Running, S.W.; Thornton, P.E.; Nemani, R.R.; Glassy, J.M.; Sala, O.E.; Jackson, R.B.; Mooney, H.A.; Howarth, R.W. 2000. Global Terrestrial Gross and Net Primary Productivity from the Earth Observing System. In: *Methods in Ecosystem Science*, Springer-Verlag: New York, USA, 44-57.
- Sala, O.E.; Laurenroth, W.K.; McNaughton, S.J.; Rusch G. & Zhang X. 1996. Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. En: *Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective*. Mooney, H. A. et al. (eds). England. pp. 129-149.
- Sala, O.E.; Chapin III, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D.M.; Mooney, H.A.; Oesterheld, M.; Poff, N.L.; Sykes, M.T.; Walker, B.H.; Walker, M. y Wall, D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 5459, 1770-1774.
- Sanchez, J. M. y Caselles, V. 2004. Determining actual evapotranspiration in a boreal forest, Recent Research. *Developments in Geophysics* 6:59-80.
- Sanderson, E.W.; Jaiteh, M.; Levy, M.A.; Redford, K.H.; Wannebo, A.V. y Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52, 891-904.
- Sapanov, M. K. 2000. Water uptake by trees on different soils in the Northern Caspian region. *Eurasian Soil Science* 33: 1157-1165
- Scheffer, M.; Brock, W. y Westley, F. 2000. Socioeconomic mechanisms preventing optimum use of ecosystem services: an interdisciplinary theoretical analysis. *Ecosystems* 3: 451-471.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J., Folke, C. y Walker, B. 2001. Catastrophic Shifts in Ecosystems. *Nature* 413:591-596.
- Schenk, H. J. y Jackson, R. B. 2002. The global biogeography of roots. *Ecological Monographs* 72: 311-328
- Schonewaldcox, C. M. 1988. Boundaries in the protection of nature reserves. *BioScience* 38:480-486
- Scott, D.F. y Lesch, W. 1997. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. *Journal of Hydrology* 199, 360-377.
- Scott, D.F., Prinsloo, F.W., Moses, G., Mehlomakulu, M., Simmers, A.D.A., 2000. A re-analysis of the South African afforestation experimental data, Water Research Commission, WRC Report No. 810/1/00, South Africa 2000.
- Sellers, P. J. 1985. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *International Journal of Remote Sensing* 6: 1335-1372.
- Sellers, P.J.; Berry, J.A.; Collatz, G.J.; Field, C.B. y Hall, F.G. 1992. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration III. A reanalysis using improved leaf models and a new canopy integration scheme. *Remote Sensing of Environment*, 42, 187-216.
- Sen, P.K. 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63: 1379-1389.
- Shuttleworth, W. J., 1993. Potencial Evaporation Report 6 pp.
- Silveira, L.; Alonso, J. y Martínez, L. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el recurso agua en el Uruguay. *Agrociencia* 2:75-93
- Silveira, L. y Alonso, J. 2009. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. *Hydrological Processes* 23: 320-329
- Silveira, L.; Chreties, C.; Alonso, J.; Amorín, C.; De Izaguirre, P.; Crisci, M.; Symonds, S.; Martínez, L.; García, M.; García, F.; Delgado, S.; Clérici, C.; Bentancor, L.; Hill, M.; Alliaume, M.; Cabral, P.; Audicio, P.; Iroumé, A.; Huber, A. y Schipilov, A. 2011. Efectos de la actividad forestal sobre los recursos suelos y aguas. *Serie FPTA N° 32*, INIA, Montevideo.

- Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Uruguay (SNAP). 2011. La naturaleza también rinde cuentas (<http://www.snap.gub.uy/>)
- Soriano, A. 1991. Río de la Plata Grasslands. In: Coupland R.T. (eds.). *Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere*, p. 367–407. Elsevier, Amsterdam, NL.
- Storms, D.M. y Hargrove, W.W. 2000. Potential NDVI as a baseline for monitoring ecosystem functioning. *International Journal of Remote Sensing* 21, 401-407
- Townshend, J. R. G., (editor), 1992, Improved Global Data for Land Applications: A Proposal for a New High Resolution Data Set. Report No. 20, International Geosphere–Biosphere Program, Stockholm, Sweden.
- Tucker, C. J. y Sellers, P. J. 1986. Satellite remote-sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing* 7: 1395–1416
- Turner, W.; Sterling, E. J. y Janetos, A. C. 2001 Contribution of remote sensing to biodiversity conservation: a NASA approach. *Conservation Biology* 15:832–953
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). (<http://www.iucn.org/es/>).
- Van der Putten, W. H.; Rüter, P. C.; Bezemer, T. M.; Harvey, J. A.; Wasseesen, M. y Wolters, V. 2004. Trophic interactions in changing world. *Basic and Applied Ecology* 5:487-494.
- Vasallo, M.; Dieguez, H.; Garbulsky, M.; Jobbágy, E. y Paruelo J. M. 2013. Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* 16: 390-403
- Vida Silvestre Uruguay, Informe técnico 2. 2008. Quebrada de los Cuervos. Informe de asistencia técnica realizado para el Proyecto SNAP. Autor responsable: L. Rodríguez-Gallego.
- Vitousek, P.M.; Ehrlich, P.R.; Ehrlich, A.H.; Matson, P.A. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36, 368-373.
- Vitousek, P.M.; Mooney, H.A.; Lubchenco, J. y Melillo, J.M. 1997. Human domination of earth's ecosystems. *Science*, 277, 494-499.
- WDPA, 2012. World Database on Protected Áreas, UICN. (<http://www.iucn.org>)
- White, R., Murray, S. y Rohweder, M. 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems. World Resources Institute, Washington, DC.
- Wright, J. A.; Di Nicola, A. y Gaitan, E. 2000. Latin American forest plantations – Opportunities for carbon sequestration, economic development and financial returns. *Journal of Forestry* 98:20-23.
- Zhang, L.; Dawes, W. R. y Walker, G. R. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37:701-708.

ANEXOS

Anexo 2.1

I. Clausura – Área adyacente

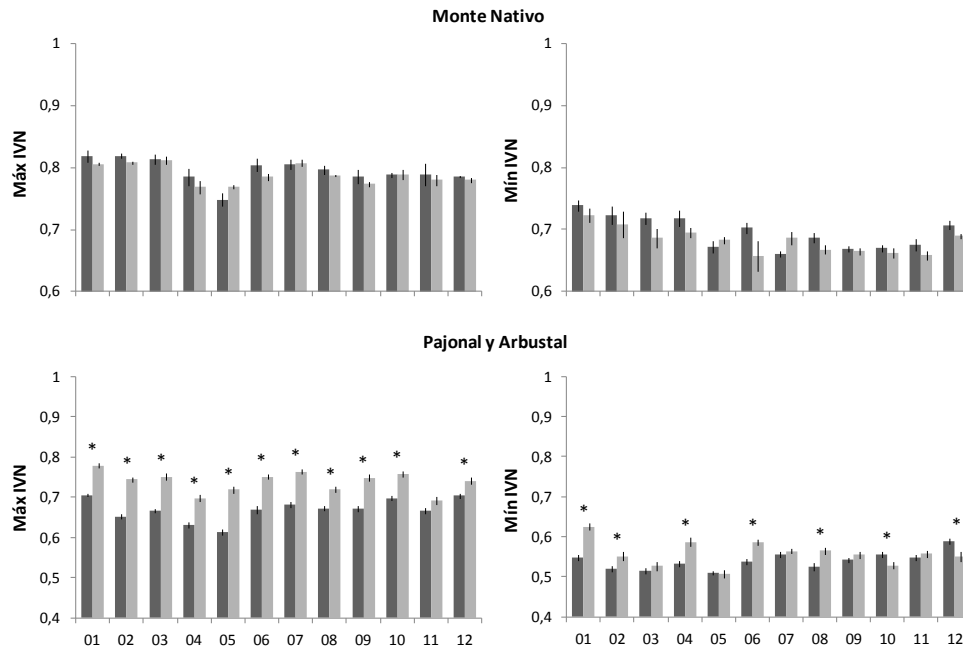


Figura 2.1: Comparación entre los valores promedio anuales para el período 2001-2012 de los valores máximos y mínimos del IVN para el monte nativo ($n=4 \pm ee$) y el Pajonal y Arbustal ($n=12 \pm ee$) presente en el área clausurada (■) y área adyacente (□) al Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos. Asteriscos indican diferencias significativas con $p < 0.05$.

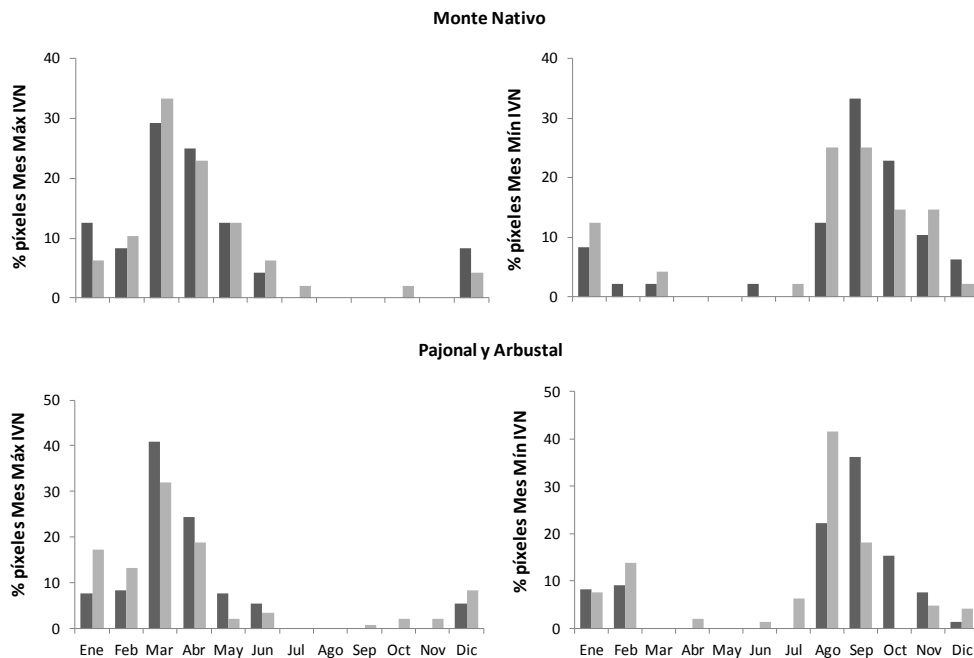


Figura 2.2: Comparación del porcentajes de píxeles para el período 2001-2012 de los meses de máximo y mínimo IVN para el monte nativo ($n=4$) y el Pajonal y Arbustal ($n=12$) presente en el área clausurada (■) y área adyacente (□) al Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos.

II. PPQC – Área adyacente

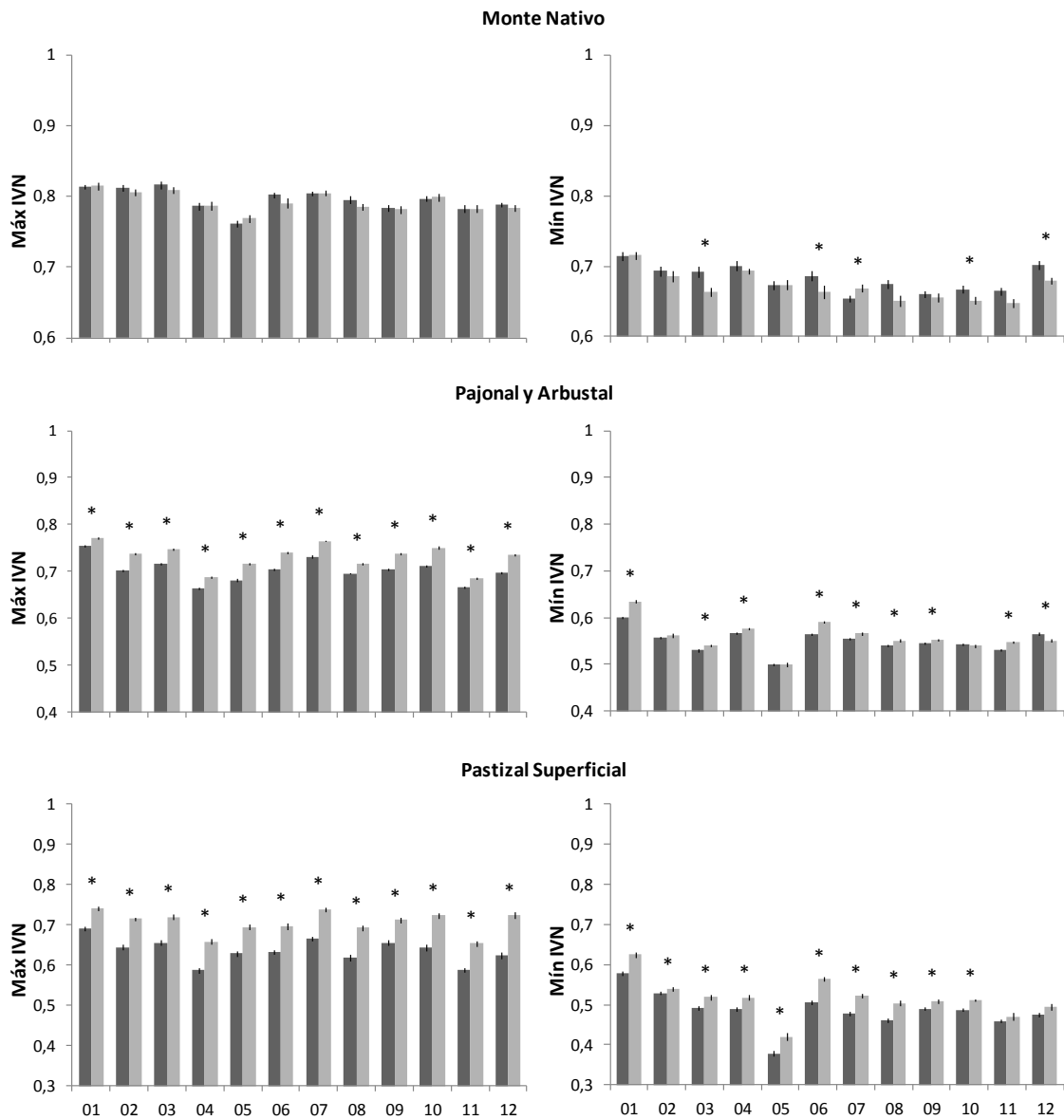


Figura 2.3: Comparación entre los valores promedio anuales para el período 2001-2012 de los valores máximos y mínimos del IVN para el monte nativo ($n=26 \pm ee$), el Pajonal y Arbustal ($n=106 \pm ee$) y los Pastizales Superficiales ($n=33 \pm ee$) presente en el área clausurada (■) y área adyacente (□) al Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos. Asteriscos indican diferencias significativas con $p < 0.05$.

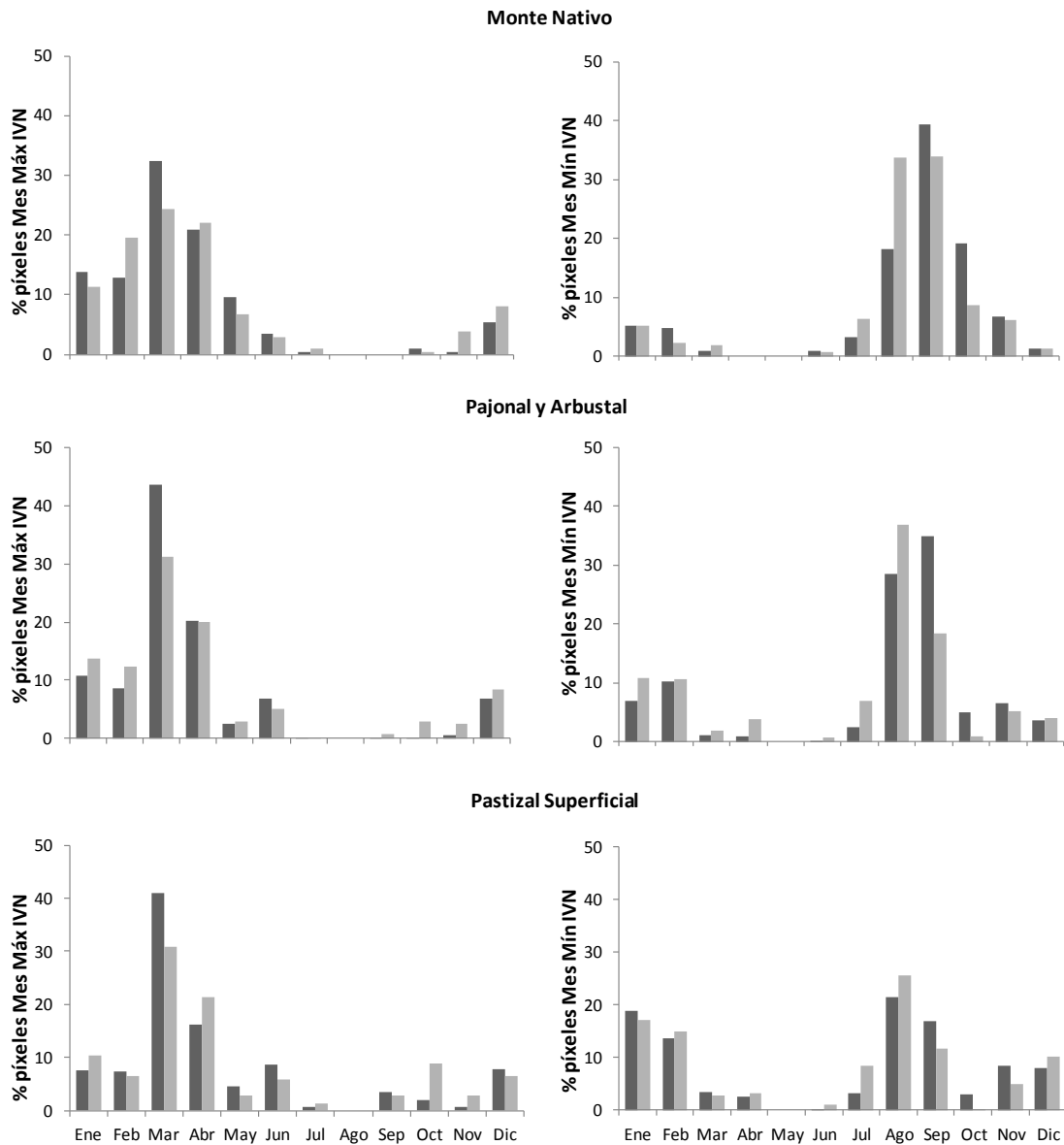


Figura 2.4: Comparación del porcentajes de píxeles para el período 2001-2012 de los meses de máximo y mínimo IVN para el monte nativo (n=26), el Pajonal y Arbustal (n=106) y los Pastizales Superficiales (n=33) presentes en el área clausurada (■) y área adyacente (□) al Paisaje Protegido Quebrada de los Cuervos.

Anexo 4.I

Tabla 4.1: Micro-cuencas digitalizadas a partir del modelo digital de elevación y de imágenes satelitales de alta resolución espacial.

Cuencas	Perímetro (km)	Área (ha)	Pendiente (°)	Orientación	Monte (%)	Paj-Arb (%)	Pastizal (%)	Forestación (%)	Fecha de Siembra
1	4,15	83,37	4,31	Sur	0,06	0,46	0,17	0,30	Ago 2009
2	6,43	208,58	5,01	Sur	0,00	0,02	0,12	0,86	Ago 2009
3	5,76	197,07	3,59	Sur	0,01	0,23	0,75	0,00	-
4	8,51	323,67	3,73	Sureste	0,00	0,16	0,82	0,00	-
5	4,92	149,20	3,69	Sureste	0,02	0,16	0,72	0,10	Ago 2009
6	6,45	230,73	3,99	Sur	0,02	0,24	0,72	0,00	-
7	8,95	286,87	5,62	Sureste	0,19	0,59	0,21	0,00	-
8	2,10	27,05	5,27	Sureste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
9	3,14	53,43	5,03	Oeste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
10	2,76	32,25	5,41	Sur	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
11	2,45	39,64	4,62	Este	0,00	0,31	0,28	0,40	Ago 2009
12	4,70	100,88	3,46	Sureste	0,00	0,32	0,68	0,00	-
13	4,40	104,99	3,21	Sureste	0,00	0,72	0,28	0,00	-
14	6,40	251,63	2,15	Sur	0,00	0,12	0,88	0,00	-
15	8,09	284,58	2,95	Sur	0,00	0,48	0,52	0,00	-
16	3,99	92,06	8,25	Suroeste	0,04	0,26	0,10	0,61	Ago 2009
17	3,50	68,85	5,93	Oeste	0,00	0,09	0,06	0,85	Ago 2009
18	2,85	42,20	5,20	Oeste	0,00	0,00	0,00	0,99	Ago 2009
19	5,44	149,97	4,88	Oeste	0,00	0,52	0,05	0,43	Ago 2009
20	5,01	142,81	4,45	Suroeste	0,01	0,79	0,19	0,00	-
21	2,92	45,70	3,82	Suroeste	0,01	0,65	0,33	0,00	-
22	2,73	47,38	4,41	Oeste	0,02	0,73	0,25	0,00	-
23	2,37	34,01	4,71	Oeste	0,00	0,31	0,04	0,65	Ago 2009
24	4,82	93,92	6,57	Sur	0,02	0,60	0,17	0,21	Ago 2009
25	3,46	74,23	4,79	Suroeste	0,03	0,39	0,58	0,00	-
26	3,10	58,51	4,30	Sureste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
27	2,93	39,77	5,26	Suroeste	0,00	0,28	0,72	0,00	-
28	3,23	60,76	4,32	Suroeste	0,00	0,64	0,36	0,00	-
29	3,53	74,25	3,57	Sur	0,01	0,05	0,38	0,55	<2005

30	3,59	73,81	2,99	Suroeste	0,00	0,01	0,00	0,99	<2005
31	4,17	106,31	3,83	Suroeste	0,00	0,00	0,01	0,99	<2005
32	2,56	31,77	3,63	Oeste	0,00	0,00	0,00	1,00	<2005
33	3,78	80,83	3,19	Sur	0,00	0,11	0,40	0,49	<2005
34	5,50	159,27	4,21	Suroeste	0,00	0,02	0,83	0,14	<2005
35	7,24	255,01	5,09	Sureste	0,06	0,45	0,19	0,28	<2005
36	3,29	41,08	8,15	Oeste	0,00	0,00	0,01	0,99	Ago 2009
37	7,08	201,57	12,07	Suroeste	0,09	0,27	0,18	0,46	Ago 2009
38	4,67	141,53	3,86	Sur	0,01	0,39	0,14	0,46	Ago 2009
39	3,58	66,24	9,36	Suroeste	0,01	0,29	0,24	0,47	Ago 2009
40	4,21	101,94	7,27	Oeste	0,11	0,44	0,35	0,09	Ago 2009
41	2,91	42,52	3,12	Suroeste	0,00	0,04	0,10	0,87	Ago 2009
42	5,76	128,36	2,84	Sur	0,00	0,28	0,37	0,35	Ago 2009
43	5,17	159,40	4,19	Sur	0,00	0,07	0,20	0,73	Ago 2009
44	4,46	96,23	3,85	Sureste	0,00	0,17	0,83	0,00	Ago 2009
45	3,97	84,59	3,81	Este	0,00	0,17	0,74	0,08	Ago 2009
46	2,91	37,86	4,19	Sureste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
47	3,54	69,31	5,12	Sur	0,00	0,02	0,01	0,97	Ago 2009
48	5,73	183,13	3,94	Sureste	0,00	0,01	0,06	0,92	Ago 2009
49	2,26	32,29	4,60	Sureste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
50	3,38	60,93	4,08	Este	0,00	0,04	0,08	0,88	Ago 2009
51	5,06	129,15	4,23	Sureste	0,00	0,18	0,22	0,61	Ago 2009
52	3,35	71,30	4,58	Este	0,01	0,13	0,24	0,62	Ago 2009
53	2,86	41,46	5,52	Sur	0,04	0,30	0,39	0,26	Ago 2009
54	2,61	37,64	10,63	Oeste	0,08	0,14	0,18	0,60	Ago 2009
55	5,82	165,57	4,07	Sureste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
56	2,84	35,40	4,51	Sur	0,00	0,06	0,72	0,21	Ago 2009
57	3,11	50,15	3,61	Este	0,00	0,03	0,11	0,86	Ago 2009
58	4,77	132,73	4,19	Este	0,00	0,15	0,22	0,63	Ago 2009
59	4,84	100,55	2,76	Sureste	0,00	0,10	0,29	0,61	Ago 2009
60	7,48	265,53	3,90	Sureste	0,07	0,51	0,42	0,00	-
61	3,40	55,39	5,75	Suroeste	0,00	0,00	0,01	0,99	Ago 2009
62	5,83	206,34	7,83	Suroeste	0,19	0,47	0,34	0,00	-
63	2,24	32,59	4,33	Este	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
64	2,39	31,16	4,32	Oeste	0,00	0,39	0,32	0,28	Ago 2009
65	3,88	89,10	3,01	Sureste	0,00	0,00	0,01	0,99	<2005

66	3,37	47,56	4,71	Sureste	0,00	0,54	0,21	0,24	Jul 2009
67	2,61	40,07	6,04	Sur	0,00	0,01	0,00	0,99	Jul 2009
68	2,80	50,04	5,48	Este	0,00	0,01	0,01	0,99	Jul 2009
69	4,01	79,81	6,47	Sureste	0,04	0,09	0,09	0,78	Jul 2009
70	5,84	137,44	6,00	Este	0,03	0,01	0,02	0,93	Jul 2009
71	2,90	41,49	4,62	Este	0,01	0,16	0,10	0,73	Jul 2009
72	3,62	85,55	4,32	Sur	0,00	0,04	0,17	0,79	Jul 2009
73	3,37	72,96	6,63	Sureste	0,01	0,49	0,04	0,46	Jul 2009
74	2,49	37,85	7,83	Oeste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
75	6,97	238,01	5,05	Sur	0,00	0,32	0,56	0,12	Ago 2009
76	2,79	38,06	5,66	Suroeste	0,00	0,40	0,23	0,36	Ago 2009
77	3,26	62,07	4,17	Sureste	0,00	0,26	0,52	0,21	Dic 2010
78	2,57	33,01	5,31	Sur	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
79	4,99	132,14	5,23	Sur	0,00	0,02	0,08	0,90	Dic 2010
80	4,16	95,60	4,66	Sureste	0,00	0,00	0,02	0,98	Dic 2010
81	2,84	42,91	3,94	Sureste	0,00	0,12	0,46	0,42	Ago 2009
82	4,32	95,54	4,20	Sureste	0,00	0,16	0,84	0,00	-
83	3,89	67,73	4,07	Sur	0,00	0,13	0,87	0,00	-
84	4,47	122,20	4,14	Este	0,00	0,02	0,97	0,00	-
85	5,78	192,65	4,47	Este	0,00	0,42	0,58	0,00	-
86	3,27	61,36	4,06	Este	0,00	0,01	0,99	0,00	-
87	3,24	70,25	6,03	Sureste	0,16	0,54	0,28	0,00	-
88	2,61	41,64	3,27	Sureste	0,00	0,03	0,96	0,00	-
89	4,76	100,19	4,60	Sureste	0,13	0,73	0,14	0,00	-
90	4,39	88,08	5,69	Sureste	0,28	0,60	0,11	0,00	-
91	3,67	64,28	6,07	Sureste	0,29	0,64	0,06	0,00	-
92	3,24	61,39	3,20	Sureste	0,00	0,81	0,19	0,00	-
93	3,92	91,04	3,85	Suroeste	0,00	0,94	0,05	0,00	-
94	5,02	130,86	4,79	Sureste	0,07	0,71	0,21	0,00	-
95	7,65	216,46	4,37	Sur	0,05	0,37	0,57	0,00	-
96	4,75	121,12	5,10	Sureste	0,01	0,74	0,26	0,00	-
97	2,91	51,72	4,33	Este	0,00	0,51	0,49	0,00	-
98	4,20	95,49	7,89	Sur	0,27	0,48	0,25	0,00	-
99	4,91	152,29	4,09	Sureste	0,01	0,13	0,85	0,00	-
100	6,75	285,79	4,37	Sureste	0,07	0,25	0,66	0,00	-
101	3,75	84,47	3,90	Este	0,00	0,06	0,94	0,00	-

102	4,89	132,66	5,18	Sureste	0,29	0,51	0,19	0,00	-
103	4,03	98,22	5,98	Sur	0,33	0,57	0,10	0,00	-
104	3,12	58,88	4,17	Sureste	0,00	0,07	0,93	0,00	-
105	4,53	127,49	3,47	Sureste	0,00	0,03	0,97	0,00	-
106	4,21	81,36	8,60	Suroeste	0,29	0,68	0,03	0,00	-
107	3,69	62,94	7,11	Sur	0,36	0,47	0,17	0,00	-
108	4,36	88,61	3,72	Sur	0,07	0,70	0,22	0,00	-
109	4,99	131,90	3,45	Sureste	0,00	0,06	0,93	0,00	-
110	3,60	45,83	4,70	Sureste	0,00	0,41	0,59	0,00	-
111	6,96	193,59	9,19	Suroeste	0,33	0,43	0,23	0,00	-
112	4,52	100,15	3,97	Sureste	0,04	0,67	0,28	0,00	-
113	2,86	51,61	4,04	Este	0,00	0,86	0,14	0,00	-
114	2,65	44,12	5,34	Sur	0,00	0,69	0,31	0,00	-
115	4,10	83,29	2,73	Suroeste	0,00	0,11	0,89	0,00	-
116	3,47	59,37	3,05	Este	0,00	0,15	0,85	0,00	-
117	4,57	93,29	5,71	Sureste	0,14	0,58	0,28	0,00	-
118	5,18	151,50	3,93	Sur	0,00	0,03	0,97	0,00	-
119	5,69	170,38	4,80	Sur	0,14	0,75	0,10	0,00	-
120	3,15	45,44	3,86	Sur	0,00	0,28	0,31	0,41	Ago 2009
121	2,88	34,78	3,28	Sureste	0,00	0,05	0,33	0,62	Ago 2009
122	4,06	78,91	4,00	Este	0,00	0,25	0,75	0,00	-
123	4,56	114,64	4,44	Sureste	0,00	0,15	0,85	0,00	-
124	4,16	81,01	2,90	Sureste	0,01	0,21	0,78	0,00	-
125	2,23	30,22	4,76	Sureste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
126	1,82	16,88	5,22	Sureste	0,00	0,00	0,00	1,00	Ago 2009
127	2,24	32,28	6,23	Oeste	0,00	0,06	0,01	0,94	Ago 2009
128	2,69	48,06	4,96	Sureste	0,00	0,09	0,05	0,86	Ago 2009
129	3,82	80,10	3,72	Este	0,01	0,07	0,92	0,00	-
130	3,55	77,12	4,26	Sur	0,07	0,75	0,17	0,00	-
131	4,89	85,49	5,38	Sureste	0,06	0,79	0,12	0,03	Jul 2009
132	6,76	160,47	8,68	Sur	0,07	0,37	0,14	0,41	Jul 2009
133	3,64	74,84	6,77	Sureste	0,08	0,10	0,04	0,77	Jul 2009

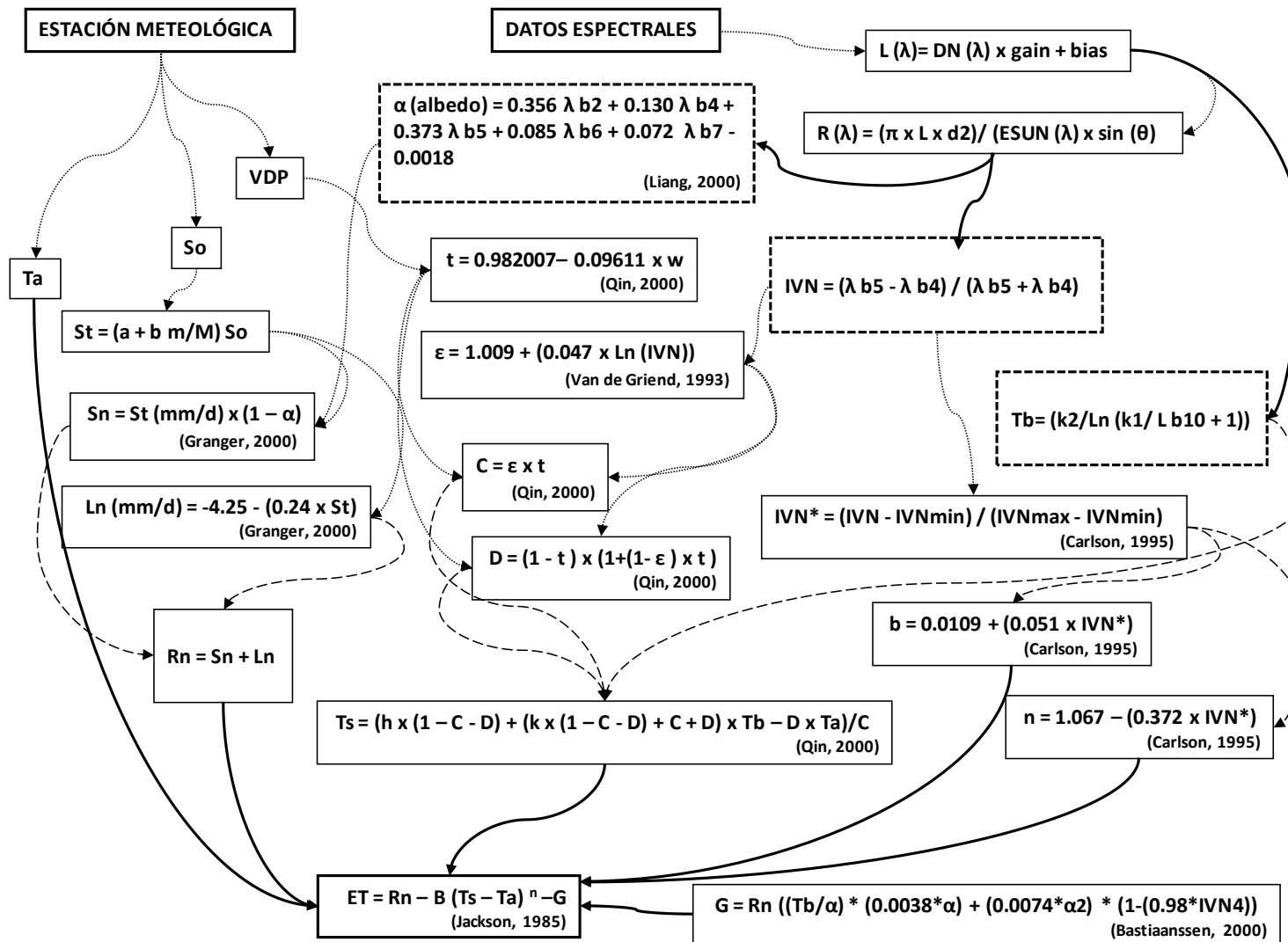


Figura 4.1: Proceso realizado para estimar la evapotranspiración a partir de imágenes Landsat 8 y datos meteorológicos en las 133 micro-cuencas en estudio. T_a : temperatura del aire; So : Radiación solar; VDP : Presión de vapor de agua; St : Radiación de onda corta total entrante; S_n : Radiación neta de onda corta; L_n : Radiación neta de onda larga; R_n : Radiación neta; α : albedo; t : transmitancia; ϵ : emisividad; C y D : Coeficientes derivados de la emisividad y transmitancia; T_s : Temperatura superficial; $L(\lambda)$: Radiancia; $R(\lambda)$: Reflectancia; IVN : Índice de Vegetación Normalizado, T_b : Temperatura superficial por Banda 10 de Landsat 8; IVN^* : IVN escalonado; b y n : parámetros derivados del IVN característicos de la vegetación; G : Flujo de energía del suelo y ET : evapotranspiración.