

Las reservas privadas ¿son efectivas para conservar las propiedades de los ecosistemas?

MATEO ROLDÁN¹, ALEJANDRA CARMINATI², FERNANDO BIGANZOLI³ y JOSÉ M. PARUELO⁴✉

1. *Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART), Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.*
2. *Programa de Refugios de Vida Silvestre, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.*
3. *Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.*
4. *LART – IFEVA y Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires – CONICET, Buenos Aires, Argentina.*

RESUMEN. A fin de evaluar la contribución a la conservación de las reservas privadas, se comparó el funcionamiento ecosistémico de esta modalidad de conservación (Reserva) con el de parques nacionales (Parque) y establecimientos agropecuarios con manejo tradicional (Tradicional) contiguos. El análisis se basó sobre tres descriptores de la dinámica estacional de las ganancias de carbono del ecosistema, derivados de datos espectrales provistos por el sensor MODIS: la integral del Índice de Vegetación Normalizado (IVN-I) (un índice espectral relacionado a las ganancias totales de carbono), el rango relativo (RRel) y el mes de ocurrencia del valor máximo de IVN (MMax); los descriptores caracterizan la estacionalidad y fenología de la vegetación. Se trabajó en tres regiones biogeográficas contrastantes de la Argentina (Selva Paranaense, Pampa Mesopotámica, y Pampa Interior). En la Selva Paranaense, la Reserva mostró un valor de IVN-I menor al Parque, pero mayor al Tradicional ($P < 0.05$). La estacionalidad de las ganancias de carbono (RRel) fue menor en el Parque que en los otros dos manejos. En la Pampa Mesopotámica, la vegetación de monte ribereño fue más productiva (mayor IVN-I) en el Parque que bajo manejo tradicional y la Reserva presentó un comportamiento intermedio. La vegetación pastizal presentó las mayores ganancias de carbono en la Reserva, en comparación con el Tradicional y el Parque. La vegetación emblemática del área (los palmares) no difirió entre tipos de manejo. La estacionalidad sólo fue menor en el Parque en el monte ribereño. En la Pampa Interior, las diferencias entre Reserva y Tradicional, tanto de IVN-I como de RRel, no fueron significativas para ningún tipo de vegetación o manejo. El MMax no difirió entre tipos de manejo en ninguna de las tres regiones. Los resultados de este trabajo demuestran que para la mayor parte de los atributos ecosistémicos considerados, las Reservas presentaron valores más próximos a la situación de referencia (el Parque) que las alternativas de manejo tradicional. La conservación privada sería, por lo tanto, eficiente para la conservación de procesos y servicios ecosistémicos ligados a la dinámica de las ganancias de carbono.

[Palabras clave: conservación en tierras privadas, teledetección, funcionamiento ecosistémico, Selva Paranaense, Pampa Mesopotámica, Pampa Interior]

ABSTRACT. Are private refuges effective for conserving ecosystem properties?: To evaluate the contribution to conservation of private refuges, we compared the ecosystem functioning of this

✉LART – IFEVA y Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires – CONICET. Av. San Martín 4453, 1417 Buenos Aires, Argentina.
paruelo@agro.uba.ar

Recibido: 3 de noviembre de 2009; Fin de arbitraje: 14 de febrero de 2010; Revisión recibida: 29 de marzo de 2010; Aceptado: 8 de mayo de 2010

type of conservation (Refuge) with contiguous national parks (Park) and rural ranches and farms under traditional management (Traditional). We assume the Park as the reference situation, in as much they constitute the areas with the lowest human intervention. The analysis was based on three descriptors of the seasonal dynamics of the carbon gains, derived from spectral data provided by the MODIS sensor: the Normalized Difference Vegetation Index integral (NDVI-I), a spectral index related to the total carbon gains of the ecosystem; the relative range [RRel: (maximum NDVI–minimum NDVI)/(NDVI-I)], and the month of occurrence of the maximum value of NDVI (MMax). These last two attributes characterize the seasonality and phenology of vegetation. We worked on three contrasting biogeographic regions of Argentina [Paranaense forest (Misiones province), Mesopotamic Pampa (Entre Ríos province), Interior Pampa (Córdoba province)]. In the Paranaense forest, the Refuge presented a lower NDVI-I value than the Park, but higher than the Traditional ($P < 0.05$). The seasonality of the vegetation carbon gains (RRel) was lower on the Park than for the other two managements. In the Mesopotamic Pampa, the gallery forests were the most productive unit (higher NDVI-I). The Refuge presented an intermediate behavior. Grasslands presented the highest NDVI-I on the Refuge ($P < 0.05$). The emblematic vegetation of this region (the palm savannas), did not differ among managements. The seasonality was lower in the gallery forests of the Park. In the Interior Pampa, the differences between Refuge and Traditional, both in NDVI-I and RRel, were not significantly different among vegetation types or managements. The MMax did not differ between managements for any of the regions studied. Our results showed that for most of the ecosystem attributes considered, the Refuge presented values more similar to those of the reference situation (the Park) than to the traditional management alternatives. Private conservation therefore has been efficient for the conservation and maintenance of the ecosystemic processes and services bounded to the dynamic of the vegetation carbon gains.

[Keywords: Private land conservation, remote sensing, ecosystem functioning, Paranaense forest, Mesopotamic Pampa, Interior Pampa]

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas han afectado entre un tercio y la mitad de la superficie terrestre (Vitousek et al. 1997) al alterar los ciclos biogeoquímicos (Chapin et al. 2002; Foley et al. 2005) y la biodiversidad [extinciones, invasiones, introducción de especies exóticas y/o sobreexplotación de poblaciones animales y vegetales (Vitousek 1993)]. Los cambios inducidos por el ser humano han llegado a ser de una magnitud similar a los naturales, pero la tasa a la que ocurren es mucho mayor (Vitousek 1992). Cerca de 6 millones de km² de bosques y 1.3 millones de km² de pastizales han sido reemplazados por diversos cultivos. Además, un millón de km² de bosques han sido modificados por la extracción de madera (Houghton 1995). La protección de áreas naturales ha sido una de las estrategias con las que se ha enfrentado la preservación de la biodiversidad en sus múltiples dimensiones (Margules & Pressey 2000).

En el nivel global, la protección alcanza alrededor de 6.4% de la superficie emergida del planeta (8.5 millones de km²), distribuidas

en unas 10000 áreas, total o parcialmente protegidas (UICN 2007). La distribución de las áreas protegidas en el espacio es muy variable. Por ejemplo, países como Alemania y Austria protegen el 25% de su territorio, mientras que otros como Grecia y Turquía no superan el 1% (Primack & Ros 2002). Uno de los problemas al establecer áreas protegidas es lograr una adecuada protección de los diferentes tipos de ecosistemas. Un ejemplo claro son los llamados “puntos calientes” de biodiversidad. Estos representan el 2.3% de la superficie emergida, pero contienen el 50% de las especies de plantas del mundo, el 42% de los vertebrados terrestres, el 28% de las especies de aves y el 30% de las especies de anfibios. Aún así, menos de la mitad de ellos está protegida (Myers et al. 2000; Mittermeier et al. 2004).

La figura de la conservación en tierras privadas (Gustanski & Squires 2000) ha surgido como consecuencia de la dificultad para aumentar la superficie bajo protección a partir de reservas estatales. La conservación en tierras privadas permite complementar los esfuerzos estatales o provinciales al incorporar nuevas áreas y promover la

conservación en sitios prioritarios o poco representados en la actualidad (ELI 2003). El primer antecedente se remonta a la década del '70, cuando en los Estados Unidos, por medio de la organización no gubernamental The Nature Conservancy, se establecieron las primeras servidumbres ambientales del país ("conservation easements") (Hunt 1997). En Latinoamérica, algunos de los países más desarrollados en el tema son Costa Rica, Ecuador, Brasil y Colombia, tanto por el número de reservas privadas, como por la superficie bajo algún tipo de conservación, la organización y agrupación de estas en redes, y/o por el marco legal pertinente (ELI 2003; Pagiola et al. 2005). La figura legal de la servidumbre está difundida ampliamente en todo el mundo, así como su aplicación con fines ambientales. En particular, la servidumbre establece límites al uso de un terreno (sirviente) a favor del dominante, que bien puede ser un terreno lindante, una autoridad o una organización (Castelli 2001). Aunque con otro nombre y condiciones (usufructo, fideicomiso, comodato, etc.), la servidumbre está empezando a difundirse también en Europa y Latinoamérica (Kiesecker et al. 2007). Otras herramientas comunes para este tipo de conservación son la compra de tierras por organizaciones ambientalistas, los convenios que se aplican "sobre la tierra" para conservarla a perpetuidad, los contratos entre estas organizaciones y los propietarios que desean conservar sus tierras, o propietarios que individualmente toman la iniciativa (Hunt 1997; Castelli 2001).

En la Argentina, más de 80% de la tierra está en manos privadas, y la Administración de Parques Nacionales junto a los gobiernos provinciales sólo protegen alrededor de 7.7% del territorio del país (Moreno & Carminati 2007). El Código Civil no contempla la figura jurídica de la conservación privada o la conservación a perpetuidad de un predio, razón por la cual diversas organizaciones no gubernamentales nacionales, internacionales y ciertos gobiernos provinciales están trabajando hace varios años para promover esta forma de conservación en el país. Las herramientas para este fin son diversas, ya sea al establecer sus propias áreas protegidas, firmar convenios para crear refugios privados o promover su creación por medio de incentivos

económicos y no económicos (Chacón 2005). En la actualidad, la conservación en tierras privadas en la Argentina abarca alrededor de 530000 hectáreas en 112 reservas privadas, distribuidas en todas las provincias, con excepción de La Pampa, Tierra del Fuego, La Rioja, Jujuy y Tucumán (Moreno et al. 2008).

La Fundación Vida Silvestre Argentina cuenta con una Red de Refugios de Vida Silvestre, implementada desde 1987, que en la actualidad cubre más de 116000 has en 14 Refugios. Estos refugios se crean por un contrato entre la Fundación y el propietario del predio, y se establecen limitaciones al uso de la tierra, una zonificación del predio y un plan de manejo y monitoreo anual (RRVS 2007). El objetivo principal de esta Red es lograr la conservación mediante la revalorización económica del ambiente y de los recursos naturales de los predios; esto permite darles un uso productivo sustentable o alternativo, e integrarlos a la comunidad en el compromiso conservacionista.

¿En qué medida las reservas privadas complementan los objetivos de conservación de las áreas públicas? La definición de objetivos de producción podría atentar contra la efectiva preservación de estas áreas. Un adecuado seguimiento de los cambios estructurales y funcionales de las reservas y la comparación con áreas sometidas a un régimen más estricto de conservación permitiría evaluar los resultados de la conservación privada. El enfoque predominante de los seguimientos en estudios de conservación ha sido el poblacional (Van Dyke 2008). Una forma complementaria de estudiar y cuantificar de manera integral el impacto humano del uso de la tierra es mediante el análisis del funcionamiento ecosistémico (Schmugge 1990), es decir, el análisis del intercambio de materia y energía entre la biota y su medio (Virginia & Wall 1999). La productividad primaria neta, la tasa a la cual se acumula materia seca en la vegetación, es una variable integradora de distintos aspectos funcionales del ecosistema, como -por ejemplo- la disponibilidad de energía para los otros niveles tróficos (McNaughton et al. 1989). El estudio en el nivel de ecosistema, por otro lado, abarca aspectos funcionales del flujo de la materia y la energía, lo cual permite integrar

las relaciones e interacciones entre organismos (animales y vegetales) con el medio abiótico donde coexisten (Golley 1993). La capacidad de provisión de servicios se relaciona de manera directa con el funcionamiento ecosistémico. La cuantificación de procesos como la productividad primaria y la evapotranspiración brinda una indicación del nivel de provisión de servicios, tanto de soporte como de regulación y provisión (MEA 2005). Los estudios basados sobre este enfoque han sido menos frecuentes, quizás por la intangibilidad relativa de las entidades con las que trata (ecosistemas) y por lo difuso de sus límites con respecto a niveles como el de individuo o la población (Allen & Hoekstra 1992).

Algunos de los procesos ecosistémicos, como los relacionados a la circulación de la materia y la energía, pueden ser cuantificados de manera directa mediante sensores remotos (teledetección) (Paruelo 2008). La teledetección brinda una continuidad temporal en las mediciones y una cobertura territorial amplia, lo cual permite, en la mayoría de los casos, el estudio de situaciones pasadas y la creación de prospecciones a futuro. Por ejemplo, la radiación reflejada o emitida por la superficie terrestre en distintas longitudes de onda permite estimar índices espectrales como el Índice de Vegetación Normalizado [$IVN = (IR - R) / (IR + R)$, donde R corresponde a la reflectancia en la banda del rojo e IR a la del infrarrojo cercano], y la temperatura superficial. Ambos índices están relacionados de forma directa con aspectos funcionales de la vegetación [e.g. la productividad primaria neta o la evapotranspiración (Paruelo et al. 1997; Di Bella et al. 2000; Noretto et al. 2005)]. El IVN está relacionado de manera positiva con la fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación (fRFAA) (Sellers et al. 1996) y con la productividad primaria neta (Monteith 1981). La comparación de atributos derivados de las curvas estacionales del IVN en áreas protegidas con los de áreas con ecosistemas potencialmente equivalentes sometidos a diferente manejo puede indicar cambios en el funcionamiento de estos ecosistemas. Por ejemplo, la diferencia respecto de una situación de referencia, por ejemplo un Parque Nacional, podría indicar un deterioro

en el ecosistema bajo estudio. En este sentido, tanto un aumento como una disminución en el IVN podrían indicar anomalías en el funcionamiento ecosistémico.

Si bien existen estudios que comparan áreas protegidas públicas y áreas bajo uso antrópico (Paruelo et al. 2005; Garbulsky 2004), ninguno comparó la conservación pública con la privada y con esquemas de producción tradicional. El objetivo de este estudio fue caracterizar y comparar el funcionamiento ecosistémico de ambientes similares en áreas protegidas públicas (Parque Nacional, en adelante Parque), reservas privadas (Refugio de Vida Silvestre, en adelante Reserva) y establecimientos agropecuarios con manejo tradicional (en adelante Tradicional); de forma de determinar la contribución de las Reservas al objetivo de conservación y protección de los ecosistemas. El funcionamiento ecosistémico (el intercambio de materia y energía de la biota con el medio) se describió a partir de la dinámica estacional del IVN (Paruelo & Lauenroth 1995; Paruelo et al. 2001). El estudio supone que los Parques representan la situación de referencia, en la medida que constituyen las áreas con menor intervención antrópica.

MÉTODOS

Caracterización de las áreas de estudio

Se estudiaron tres áreas que pertenecían a distintas unidades biogeográficas de la Argentina (Cabrera 1976): Selva Paranaense, Pampa Mesopotámica y Pampa Interior, ubicadas en las provincias de Misiones, Entre Ríos y Córdoba, respectivamente. En dos de las tres áreas, los sistemas protegidos considerados como áreas de referencia son parte del Sistema de Parques Nacionales de la Argentina: Parque Nacional Iguazú (Misiones) y Parque Nacional El Palmar (Entre Ríos) (APN 2008). Las tres reservas privadas estudiadas integran la Red de la Fundación Vida Silvestre: Yaguareté (Misiones), La Aurora del Palmar (Entre Ríos) y Las Dos Hermanas (Córdoba). La delimitación de las áreas bajo uso Tradicional analizadas en este trabajo se realizó de acuerdo

a un criterio de cercanía a los Parques y/o Reservas (establecimientos contiguos a las áreas de conservación). Además, las áreas con manejo tradicional debían estar ubicadas en las mismas unidades de paisaje que las presentes en el Parque y Reserva de cada región (Figura 1).

En la Tabla 1 se sintetiza información ecológica y productiva de cada una de las regiones, así como del Parque y la Reserva estudiados en cada región. No se contó con información de los establecimientos con uso Tradicional (año de establecimiento, superficie, actividad productiva, etc.), ya que su selección se basó sobre la proximidad al Parque o Reserva de cada región y a su ubicación en la misma unidad de paisaje.

Las áreas correspondientes a la provincia de Misiones, representan a la ecorregión de la Selva Paranaense (Burkart et al. 1999). El Parque Nacional Iguazú protege zonas de selva subtropical así como las Cataratas del Iguazú (APN 2008). El Relevamiento Ecológico Rápido realizado por Schiaffino et al. (2001) en

la actual Reserva Yaguareté, determinó que el predio estaba en buen estado de conservación, detectándose la mayoría de especies de mamíferos y aves que también están presentes en el Parque Nacional Iguazú. Las actividades productivas en esta región (no así en la Reserva), son principalmente la explotación de los recursos forestales nativos para madera y el cultivo de yerba mate (*Ilex paraguariensis* A. St. Hil.); en menor escala se realiza extracción de palmito comestible (*Euterpe edulis* Mart.) y actividades ganaderas (Schiaffino et al. 2001). La Reserva Yaguareté lleva a cabo proyectos de cultivo de yerba mate orgánica bajo cobertura arbórea, actividades ganaderas y en menor escala producción de especies forestales y frutales. La región tiene problemas graves de conservación debido principalmente a los desmontes para el aprovechamiento de la madera y/o la implantación de cultivos o pasturas, que causan pérdida de hábitat y procesos de fragmentación de la ecorregión. El desmonte, además, produce erosión y la agricultura contamina las aguas con pesticidas y fertilizantes (Plací & Di Bitetti 2006).

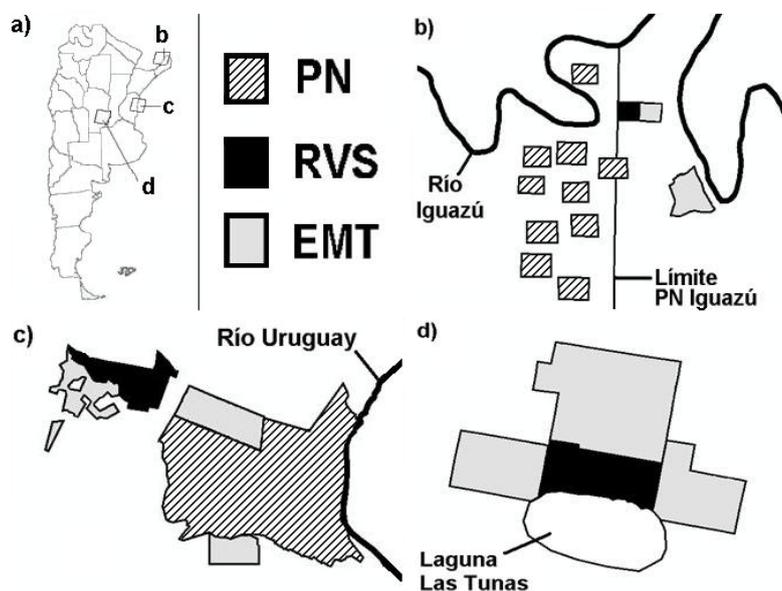


Figura 1. (a) Ubicación de los sitios de estudio en el mapa de Argentina. (b) Detalle del sitio de estudio en la provincia de Misiones. (c) Detalle del sitio de estudio en la provincia de Entre Ríos. (d) Detalle del sitio de estudio en la provincia de Córdoba. (PN: Parque Nacional, RVS: Refugio de Vida Silvestre, EMT: establecimiento agropecuario con manejo tradicional).

Figure 1. (a) Location of the study areas in the Argentinean map (b) Detail of the study area in Misiones province (c) Detail of the study area in Entre Ríos province (d) Detail of the study area in Córdoba province. (PN: National Park, RVS: Private Refuge, EMT: agricultural establishment with traditional management).

Tabla 1. Características ecológicas y productivas de cada provincia estudiada e información sobre el Parque y Reserva presentes en cada una. (PN: Parque Nacional, RVS: Refugio de Vida Silvestre).

Table 1. Ecological and productive characteristics for each of the studied provinces and information of the Park and Refuge present on each one. (PN: National Park, RVS: Private Refuge).

	Misiones	Entre Ríos	Córdoba
Ecorregión	Selva Paranaense	Pampa Mesopotámica	Pampa Interior
Clima	Cálido y húmedo	Templado húmedo	Templado subhúmedo
Vegetación	Selva subtropical	Parque y Sabana arbolada	Pastizal
Precipit. media anual	1800 mm	1100 mm	900 mm
Temp. media anual	20.6 °C	19.5 °C	17 °C
Nombre PN	PN Iguazú	PN El Palmar	-
Año creación PN	1934	1965	-
Superficie PN	67000 has	8500 has	-
Nombre RVS	Yaguareté	La Aurora del Palmar	Las Dos Hermanas
Año creación RVS	2002	1998	1989
Superficie RVS	133 has	1093 has	1055 has
Razones para ingreso a la RRVS de FVSA	Buen estado de conservación, se detectó la mayoría de especies presentes en el PN	Superficie de palmera Yatay cercana a 200 has, forma un corredor de biodiversidad con el PN	Presenta ambientes de pastizal natural pampeano
Actividades productivas en la región	Explotación de bosques nativos, cultivo yerba mate, extracción palmito, ganadería, aserraderos	Forestaciones de eucalipto y pino, ganadería, citricultura, agricultura, horticultura, canteras, aserraderos	Agricultura
Actividades productivas en el RVS	Cultivo yerba mate orgánica, ganadería, producción especies forestales y frutales	Ganadería con carga media (1 cabeza/ha), turismo	Agrícolas y ganaderas bajo producción orgánica, vivero de pastos nativos, investigación y educación
Problemas de conservación en la región	Desmontes, implantación cultivos y pasturas, fragmentación de la ecorregión, contaminación con agroquímicos, caza furtiva	Implantación forestaciones y cultivos agrícolas, contaminación con agroquímicos, invasión de especies exóticas (animales y vegetales), caza furtiva	Intensificación agrícola y ganadera (e.g. monocultivo de soja y feedlots), contaminación con agroquímicos, falta de rotación en campos, invasión especies vegetales

Las áreas correspondientes a la provincia de Entre Ríos representan a la unidad biogeográfica de la Pampa Mesopotámica (Soriano 1991). El Parque Nacional El Palmar protege la mayor extensión de los palmares de yatay (*Butia yatay* Mart.) del país (APN

2008). El relevamiento ambiental realizado en la Reserva La Aurora del Palmar previo a su ingreso a la Red, lo identificó como de importancia para la conservación por contar con una superficie cercana a 200 ha de palmares de yatay en buen estado de conservación.

Además posee un sector de selva en galería sobre el Arroyo Palmar, que al atravesar el Parque forma un corredor extenso de biodiversidad (Zunino 1997). Las principales actividades productivas de la región son la forestación con especies exóticas (eucalipto y pino), la ganadería, la citricultura, los cultivos agrícolas y la horticultura. Entre las industrias existen canteras y aserraderos (Zunino 1997). Dentro de la Reserva se realiza ganadería con carga media (1 cabeza/ha) y se la explota con fines turísticos. La región tiene problemas de conservación debido al cambio en el uso de la tierra para implantación de especies forestales y agrícolas, además de la contaminación con agroquímicos. Dentro del Parque existen varias especies exóticas vegetales y animales [e.g., el paraíso (*Melia azedarach* L.), el ligustro (*Ligustrum lucidum* L.), el jabalí (*Sus scrofa* L.) y el ciervo axis (*Axis axis* Erxleben)] (Arturi 2006),

que representan un riesgo para las especies autóctonas.

Las áreas correspondientes a la provincia de Córdoba representan a la unidad biogeográfica de la Pampa Interior (Soriano 1991). La Reserva Las Dos Hermanas presenta ambientes de pastizal natural pampeano y pastizales hidrofiticos (bajos). En esta zona de estudio no se pudo comparar con un Parque debido a la inexistencia de uno que proteja un ambiente como la Pampa Interior. Dado que la Reserva seleccionada ha funcionado como tal por más de 20 años (desde 1989), fue considerada, en este caso, como el área de referencia para la región. A pesar de que esto representa una limitación para la interpretación de los resultados, de todas maneras se la consideró como pertinente para entender los cambios asociados al manejo en estos ecosistemas. La principal actividad productiva de esta zona es la agricultura. La Reserva Las Dos Hermanas realiza actividades agrícolas y ganaderas, pero bajo un sistema de producción estrictamente orgánico (A. Carminati, comunicación personal). Además, realiza actividades educativas, alberga proyectos de investigación, tiene un vivero de especies nativas de pastos, y protege y maneja la única población de ñandúes (*Rhea americana* L.) de la región (Corbella 2003). Esta región tiene problemas de conservación debido a la intensificación agrícola y ganadera y al uso extendido de agroquímicos, y erosión debido a la falta de rotación en los campos. Por otra parte, hay una gran presencia de especies leñosas exóticas invasoras (Corbella 2003; Viglizzo et al. 2006).

Tabla 2. Número de píxeles estudiados según un modelo mixto de variación espacial y temporal, para cada provincia, según el tipo de manejo y vegetación presente. (PN: Parque Nacional, RVS: Refugio de Vida Silvestre, EMT: establecimiento agropecuario con manejo tradicional)

Table 2. Number of studied pixels according to a mixed model of spatial and temporal variation, for each province and each type of management and present vegetation. (PN: National Park, RVS: Private Refuge, EMT: agricultural establishment with traditional management)

Misiones	PN	RVS	EMT	Total
Selva	20	14	15	49
Total	20	14	15	49
Entre Ríos	PN	RVS	EMT	Total
Palmar	20	20	-	40
Monte ribereño	20	8	20	48
Pastizal	20	6	20	46
Total	60	34	40	134
Córdoba	PN	RVS	EMT	Total
Pastizal	-	20	3	23
Bajo	-	20	20	40
Total	-	40	23	63

Análisis del funcionamiento ecosistémico

En cada área de estudio fueron identificados los tipos de vegetación a través de la fotointerpretación de imágenes LANDSAT TM. Los "path" y "row" correspondientes a cada área son: Misiones 223/78, Entre Ríos 225/82 y Córdoba 227/83. Las unidades de vegetación consideradas en este análisis fueron: Misiones (selva), Entre Ríos (monte ribereño, palmar, pastizal), Córdoba (pastizales hidrofiticos, pastizal mesolítico). En las áreas bajo uso Tradicional, estas unidades de vegetación natural podían estar

reemplazadas por vegetación semi-natural y/o por cultivos.

Para analizar el funcionamiento ecosistémico de los diferentes tipos de vegetación de las áreas Parque, Reserva y Tradicional, se utilizó el Índice de Vegetación Normalizado (IVN). Los valores de IVN se obtuvieron de productos generados a partir de datos provistos por el sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo del satélite Terra de la NASA. El procesamiento de la información de las imágenes se realizó con el programa SegF, desarrollado por el Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección (LART), para este tipo de tareas (Grigera et al. 2007).

En cada área se extrajeron los píxeles puros para cada tipo de vegetación. Para el caso del Parque en Misiones, debido a la gran extensión del Parque Iguazú se seleccionaron al azar 10 subáreas dentro del Parque, cercanas y de un tamaño similar a la Reserva (Figura 1b). Cada píxel (250x250 m) se caracterizó a partir de los valores máximos mensuales, derivados de imágenes compuestas (creadas a partir del valor máximo de 16 imágenes de 16 días consecutivos, MOD13Q1 colección 5), para así evitar errores causados por efecto de las nubes o errores del satélite (Piñeiro et al. 2006). Las imágenes para el análisis cubrieron el período julio 2000 a junio 2008, es decir ocho estaciones de crecimiento.

Para evaluar diferencias entre tipos de manejo para los diferentes tipos de vegetación estudiados en cada región caracterizamos la dinámica de las ganancias de carbono a partir de tres atributos de la curva estacional promedio de IVN: el promedio mensual del IVN durante la estación de crecimiento, el rango relativo (RRel) y el mes de ocurrencia del valor máximo (MMax). Para ello obtuvimos un valor promedio mensual del IVN de cada área a partir del valor de IVN de todos los píxeles disponibles en un área (o parte de ella en el caso del PN Iguazú). El promedio mensual del IVN es equivalente a la integral anual de IVN: $IVN-I$. El RRel se calculó como $(IVN \text{ máximo} - IVN \text{ mínimo}) / (IVN-I)$, y es una medida de la estacionalidad de la curva del IVN (Paruelo & Lauenroth 1998). Los datos fueron analizados con un análisis de la varianza. El número de repeticiones para estos análisis fue ocho (ocho

estaciones de crecimiento, julio 2000 a junio 2008).

Para analizar la variación temporal a través de las ocho estaciones de crecimiento entre los diferentes tipos de manejo para cada tipo de vegetación en cada región construimos modelos de medidas repetidas en el tiempo. En este caso nos interesaba saber si las variaciones entre estaciones de crecimiento eran semejantes entre los diferentes tipos de manejo (interacción tiempo*manejo no significativa) o dependían del tipo de manejo (interacción tiempo*manejo estadísticamente significativa). Para esto, para cada área, seleccionamos al azar una muestra de los píxeles disponibles en cada tipo de vegetación. La Tabla 2 indica la cantidad de píxeles seleccionados en cada combinación de tipo de manejo y de vegetación. Para cada píxel en cada estación de crecimiento, a partir del valor mensual calculamos el promedio del IVN ($IVN-I$; julio a junio del año siguiente). Analizamos los datos mediante un análisis de varianza de medidas repetidas. El tipo de manejo fue considerado un factor fijo y las estaciones de crecimiento la medida que se repite. En todos los análisis modelamos la estructura de covarianza dentro de sujetos (píxeles en nuestro caso) y elegimos la estructura con el mejor ajuste comparando los estadísticos AIC y BIC (Littell et al. 1996). Finalmente utilizamos en nuestros análisis la estructura de autoregresión heterogénea de primer orden y especificamos el método de Kenwardroger para calcular los grados de libertad del denominador en las pruebas de los efectos fijos (Proc Mixed, SAS Institute 1989). Los análisis los realizamos con el procedimiento de Modelos Mixtos del programa SAS 8.2 (Proc Mixed, SAS Institute 1989).

RESULTADOS

El $IVN-I$ fue máximo en Misiones y mínimo en Córdoba. Los valores de Misiones fueron 35% mayores que los de Entre Ríos y 59% mayores que los de Córdoba, al comparar la vegetación natural que ocupa mayor superficie en cada región (selva, palmar y pastizales mesofíticos (pastizal), respectivamente (Figura 2). En Misiones, el Parque presentó el mayor valor promedio de $IVN-I$,

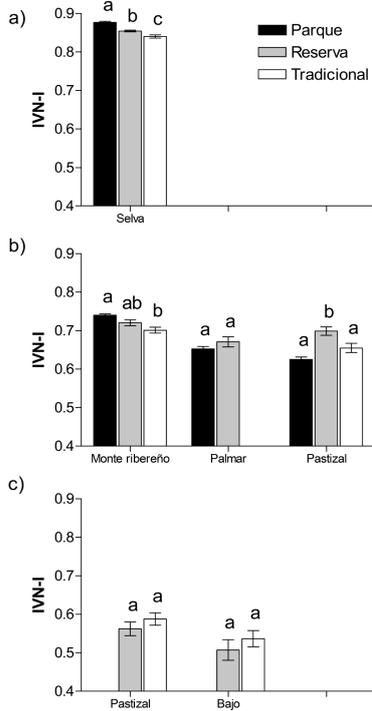


Figura 2. Valor promedio de la integral del IVN (IVN-I) en (a) Misiones (b) Entre Ríos (c) Córdoba. Las barras muestran el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre los distintos manejos en cada tipo de vegetación de cada provincia. (PN: Parque Nacional, RVS: Refugio de Vida Silvestre, EMT: establecimiento agropecuario con manejo tradicional).

Figure 2. Mean value of the IVN's integrate (IVN-I) in (a) Misiones (b) Entre Ríos (c) Córdoba. Bars indicate the standard error. Different letters indicate significant differences between different managements in each vegetation type in each province. (PN: National Park, RVS: Private Refuge, EMT: agricultural establishment with traditional management).

significativamente superior a los manejos Reserva y Tradicional. La Reserva también presentó valores significativamente mayores que el Tradicional para esta vegetación (Figura 2a). En la provincia de Entre Ríos, los tres tipos de manejo difirieron de manera significativa entre sí: el Parque mostró el mayor valor promedio de IVN-I en el monte ribereño, el Tradicional el menor y la Reserva tuvo un valor intermedio. En los palmares, el valor de la Reserva fue superior al del Parque, pero la diferencia no fue significativa (Figura 2b). En

los pastizales, el Parque tuvo el menor valor de IVN-I, superado por el Tradicional, y éste, a su vez, superado por la Reserva. En Córdoba, tanto los pastizales mesofíticos (pastizal) como los pastizales hidrofíticos (bajo) del Tradicional tuvieron mayor valor de IVN-I que en la Reserva, aunque las diferencias no fueron significativas (Figura 2c).

El menor rango relativo del IVN (RRel/ estacionalidad) se observó en los sitios de Misiones. El valor de la estacionalidad de

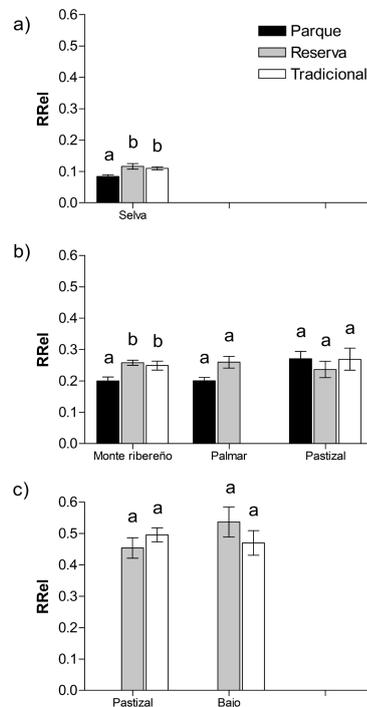


Figura 3. Valor promedio de la estacionalidad del IVN (RRel: (IVNmax – IVNmin) / IVN-I) en (a) Misiones (b) Entre Ríos (c) Córdoba. Las barras muestran el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre los distintos manejos en cada tipo de vegetación de cada provincia. (PN: Parque Nacional, RVS: Refugio de Vida Silvestre, EMT: establecimiento agropecuario con manejo tradicional).

Figure 3. Mean value of the IVN's seasonality (RRel: (IVNmax – IVNmin) / IVN-I) in (a) Misiones (b) Entre Ríos (c) Córdoba. Bars indicate the standard error. Different letters indicate significant differences between different managements in each vegetation type in each province. (PN: National Park, RVS: Private Refuge, EMT: agricultural establishment with traditional management).

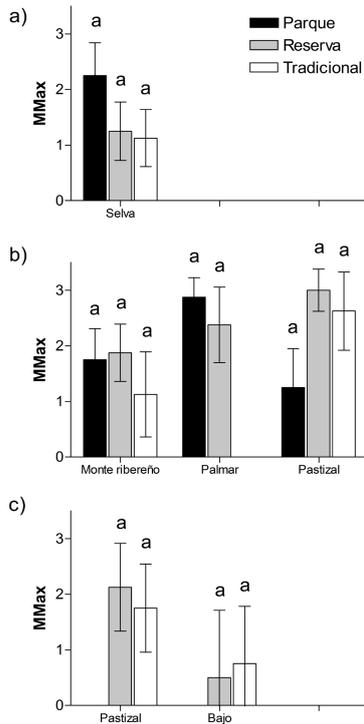


Figura 4. Valor promedio del mes de ocurrencia de máximo IVN (MMax) en (a) Misiones (b) Entre Ríos (c) Córdoba. Las barras muestran el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre los distintos manejos en cada tipo de vegetación de cada provincia. (PN: Parque Nacional, RVS: Refugio de Vida Silvestre, EMT: establecimiento agropecuario con manejo tradicional).

Figure 4. Mean value of the month of IVN's maximum occurrence (MMax) in (a) Misiones (b) Entre Ríos (c) Córdoba. Bars indicate the standard error. Different letters indicate significant differences between different managements in each vegetation type in each province. (PN: National Park, RVS: Private Refuge, EMT: agricultural establishment with traditional management).

la vegetación nativa fue 1.4 veces mayor en Entre Ríos y 4.4 en Córdoba en las áreas protegidas, que en las condiciones con mayor influencia antrópica (Figura 3). En Misiones, la estacionalidad de la selva en el manejo Parque fue significativamente más baja que la de los otros dos manejos (Figura 3a). En la provincia de Entre Ríos, la estacionalidad del monte ribereño fue significativamente menor bajo el manejo Parque que para Reserva y Tradicional. En los palmares, la estacionalidad no difirió significativamente

entre el Parque y la Reserva (Figura 3b). Las diferencias en los pastizales no fueron significativas en ningún caso. En Córdoba, tanto en los pastizales mesofíticos (pastizal) como en los pastizales hidrofíticos (bajo) no se encontraron diferencias significativas entre Reserva y Tradicional (Figura 3c).

El mes de ocurrencia del valor máximo de IVN (MMax) de la vegetación fue relativamente similar en las tres provincias al comparar la vegetación natural de cada región. Aunque observamos diferencias equivalentes a más de un mes de corrimiento en el momento de MMax, en ninguna de las provincias las comparaciones entre tipos de manejo para cada tipo de vegetación fueron estadísticamente significativas (Figura 4).

El análisis de la variación temporal del IVN-I, mostró que en todas las situaciones vegetación-tipo de manejo para cada provincia, hubo efectos significativos de la interacción tipo de manejo*tiempo. Esto significa que los distintos tipos de manejo (Parque, Reserva o Tradicional) son en parte responsables de los cambios observados en el IVN-I de cada unidad de vegetación-manejo. Los cambios en una unidad particular (e.g., Misiones-Reserva-selva), durante las ocho estaciones de crecimiento de estudio, se explican en parte por la interacción de estos dos factores y no sólo por uno de ellos.

DISCUSIÓN

Los diferentes tipos de manejo de la tierra causan cambios en el intercambio de materia y energía del ecosistema. La magnitud, así como el signo de estos cambios, varía según la vegetación estudiada y el tipo de manejo que reciba. Por ejemplo, los cambios de IVN-I asociados a manejos antrópicos (incluyendo pastoreo, cultivos y forestaciones) fueron negativos en Misiones, donde la vegetación tipo selva tuvo los valores más altos con el manejo tipo Parque (Figura 2a). Por otro lado, los cambios en el valor de IVN-I fueron positivos (mayores valores en los manejos que implican intervención humana), al comparar la vegetación pastizal, palmar (Figura 2b) y pastizales hidrofíticos (bajos) (Figura 2c). Las transformaciones que implican el reemplazo de

vegetación arbórea por herbácea experimentan un profundo cambio en la dinámica estacional del área foliar que se traduce en una caída muy fuerte en la intercepción de la radiación, en particular, durante parte del año. Cuando los tipos fisonómicos reemplazados son herbáceos la caída en la intercepción de radiación es menor. De esta manera, el uso de la tierra y los distintos tipos de manejo disminuirían el IVN-I en climas tropicales (Misiones), mientras que en climas templados lo incrementarían (Córdoba y Entre Ríos). La única excepción sería la vegetación tipo monte ribereño en Entre Ríos. En un estudio realizado en la escala regional, Paruelo et al. (2001) encontraron resultados similares. La diferencia en el sentido de estos cambios se asociaría al tipo de reemplazo de tipos funcionales de vegetación (selvas por pastizales y cultivos, pastos por árboles) (Paruelo et al. 2004). Por su parte, los subsidios energéticos en los agroecosistemas inducirían cambios positivos de la productividad primaria neta aérea (Paruelo et al. 2001; Brye et al. 2002). Estudios a campo de áreas pastoreadas y clausuradas (Altesor et al. 2005) y meta-análisis (Oesterheld et al. 1999) también mostraron que la productividad primaria neta aérea de áreas de pastizales y sabanas puede ser menor en condiciones de mayor protección. La acumulación de material seco en ausencia de pastoreo sería uno de los factores responsables de la menor productividad en las áreas protegidas (no pastoreadas por ganado doméstico) (Altesor et al. 2005). A su vez, en el caso específico de Entre Ríos, las diferencias en el grado de arbustización (asociadas a la ausencia de pastoreo en el Parque) estarían modificando el funcionamiento (Altesor et al. 2006).

Los distintos tipos de manejo de la tierra cambiaron la estacionalidad de la dinámica del intercambio de materia y energía del ecosistema. En las zonas tropicales, los distintos usos y manejos de la tierra aumentaron de manera sensible el RRel (nuestro descriptor de la estacionalidad) para los manejos Reserva y Tradicional con respecto a la vegetación original y al manejo del Parque (Figura 3a). La degradación de la selva o su reemplazo por pastizales o cultivos hace que la absorción de energía durante el invierno sea muy baja, ya que esta vegetación de reemplazo tiene una cobertura menor o nula. Si bien las diferencias

no son estadísticamente significativas, se observa también una tendencia de adelanto de hasta un mes y medio en el mes de ocurrencia del máximo IVN-I en esta región (Figura 4a). Los cambios de la estacionalidad en las zonas templadas son menores. Esto se debe a que el reemplazo de la vegetación es menos drástico que en las zonas tropicales, pastizales naturales por pasturas implantadas o cultivos agrícolas; no hay un verdadero cambio de tipos funcionales de vegetación. Tanto en Entre Ríos como en Córdoba, las diferencias absolutas entre el valor de los manejos antrópicos y el menos intervenido (Parque y Reserva respectivamente) nunca son mayores a 10% (Córdoba) ó a 25% (Entre Ríos) (Figura 3b, Figura 3c). El aumento de la estacionalidad ha sido señalado como una respuesta generalizada de los ecosistemas al uso agrícola y ganadero (Paruelo et al. 2001). Garbulsky (2004) encontró resultados similares a los presentados hasta ahora: la comparación entre ecosistemas protegidos (Parque y Reserva) con agroecosistemas (Tradicional), mostró cambios tanto en la cantidad de energía absorbida por el canopeo como en su estacionalidad.

La inclusión de áreas protegidas públicas (Parque) en dos de los sitios permitió evaluar los distintos tipos de manejo de la tierra con respecto a una situación de referencia. En ambos casos, las Reservas mostraron (cuando las comparaciones fueron posibles) valores de IVN-I, RRel y MMax más próximos al Parque que los manejos tradicionales. En la región de Misiones, la diferencia del valor promedio de IVN-I de la Reserva y el Tradicional es estadísticamente significativa (Figura 2a). Esta diferencia y la comparación con la situación de referencia indican que si bien la Reserva no muestra un funcionamiento idéntico al de la situación de referencia, el efecto de la conservación es significativo. En Entre Ríos, la conservación privada presentó similitudes con el Parque en las unidades de vegetación más emblemáticas (palmar y monte ribereño) para las ganancias totales de carbono (IVN-I) y la fecha del máximo (MMax). Sólo difirió en la estacionalidad del monte ribereño. En el caso en que la comparación para los tres manejos fue posible (monte ribereño), la Reserva presentó un valor de IVN-I intermedio entre el Tradicional y el Parque, lo cual sugiere un

efecto positivo de la conservación. En Córdoba no se cuenta con una situación de referencia, y se observa que la Reserva presenta, en general, valores de IVN-I menores que en la situación Tradicional. Este patrón reproduce lo ya señalado acerca del efecto de la conservación en pastizales y sabanas (en particular por la ausencia de pastoreo), sobre las ganancias de carbono (Altesor et al. 2005; Oesterheld et al. 1999). No se pudieron detectar diferencias significativas en otros atributos funcionales. El RVS Las Dos Hermanas tiene una producción estrictamente orgánica y, por lo tanto, son esperables valores menores que los de manejos que incorporan subsidios para lograr mayor rendimiento de los campos.

Si bien este estudio sólo evaluó cambios a nivel ecosistémico, el mantenimiento de la integridad funcional tendría efectos positivos en otros niveles de organización (comunidades y poblaciones) (Cole et al. 1988; Oesterheld et al. 1992) o sobre otros componentes (e.g., el edáfico) (Burke et al. 1997). Por otra parte, la evaluación de la dinámica de la productividad primaria neta permite una evaluación directa del nivel de provisión de servicios de soporte (Rapport et al. 1998; MEA 2005). En tal sentido, los análisis presentados permiten comparar el efecto de las acciones de protección sobre objetivos específicos de conservación (la preservación de servicios ecosistémicos). Trabajos recientes han incorporado el seguimiento de variables funcionales derivadas de sensores remotos al monitoreo de áreas protegidas y de políticas de conservación en el sudeste de España (Oyarzabal et al. 2008). Este sistema describe las anomalías en los atributos de la curva estacional de IVN de cada una de las áreas a evaluar respecto de zonas definidas como de referencia. La detección de anomalías por encima de determinado umbral permite el monitoreo a campo y el análisis particular de la situación. Las aproximaciones basadas en el funcionamiento ecosistémico aparecen entonces como una herramienta de diagnóstico y seguimiento complementaria de otras aproximaciones enfocadas en otros niveles de organización (organismos y poblaciones) y basadas sobre estudios de campo.

Los resultados de este trabajo permiten evaluar la eficacia de la conservación privada

para recomponer y mitigar los efectos del uso humano en los ecosistemas. De esta forma, la conservación privada complementa los esfuerzos realizados desde el sector público. Los recursos económicos, humanos y/o territoriales para ampliar el sistema público (estatal en distintos niveles) de áreas protegidas son escasos. En este sentido, la promoción y el incentivo de la conservación privada puede resultar en una estrategia más útil, con mejores resultados, menos costosa en recursos humanos y/o económicos, y con beneficios adicionales (e.g., creación de empleo, reducción de la migración campo-ciudad, desarrollo local, etc.) (Chapin & Whiteman 1998; Langholz et al. 2000). Algunos ejemplos de estos incentivos incluyen la asistencia técnica, la capacitación, la reducción o exención de impuestos prediales, el apoyo económico, etc. En la Argentina, así como en el resto del mundo, este tipo de experiencias se han dado en particular por iniciativas individuales y de organizaciones no gubernamentales; por lo tanto, es necesario y deseable que los distintos niveles de gobierno vean y aprovechen la oportunidad que representa la conservación privada, y la establezcan como una política prioritaria para la conservación del ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores deseamos agradecer a M. Román, C. Bagnato y todo el equipo del LART; además a K. Schiaffino, la familia Werle, A. Battista y R. Peragallo, quienes se comprometieron con esta investigación y proporcionaron información valiosa. Este trabajo es parte del trabajo de intensificación de la Lic. en Ciencias Ambientales de la FAUBA de MR.

BIBLIOGRAFÍA

- ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES. 2008. *Fichas temáticas de las áreas protegidas*, en: www.parquesnacionales.gov.ar/_inicio.htm (último acceso 29/05/2010)
- ALLEN, TFH & TW HOESKSTRA. 1992. *Toward a unified ecology*. Columbia University Press. New York, USA.
- ALTESOR, A; M OESTERHELD; E LEONI; F LEZAMA & C RODRÍGUEZ. 2005. Effects of grazing on community

- structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant. Ecol.*, **179**:83-91.
- ALTESOR A; G PIÑEIRO; F LEZAMA; RB JACKSON; M SARASOLA; ET AL. 2006. Ecosystem changes associated with grazing in subhumid South American grasslands. *J. Veg. Sci.*, **17**:323-332.
- ARTURI, M. 2006. Situación Ambiental en la Ecoregión Espinal. Pp. 241-246 en: Brown, AD; U Martínez Ortiz; M Acerbi & J Corcuera (eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 587 pp.
- BRYE, KR; ST GOWER; JM NORMAN & LG BUNDY. 2002. Carbon budgets for a prairie and agroecosystems: effects of land use and interannual variability. *Ecol. Appl.*, **12**:962-979.
- BURKART, R; NO BÁRBARO; RO SÁNCHEZ & DA GÓMEZ. 1999. Ecorregiones de la Argentina. APN, Programa Desarrollo Institucional Ambiental. APN. Buenos Aires, Argentina. 29 pp.
- BURKE, IC; WK LAUENROTH & WJ PARTON. 1997. Regional and temporal variability in aboveground net primary productivity and net N mineralization in grasslands. *Ecology*, **78**:1330-1340.
- CABRERA, A. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Pp. 1-85 en: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Editorial ACME. Buenos Aires, Argentina.
- CASTELLI, L. 2001. *Conservación de la Naturaleza en Tierras de Propiedad Privada*. FARN-ARCA. Buenos Aires, Argentina. 191 pp.
- CHACÓN, CM. 2005. *Desarrollando Áreas Protegidas Privadas: Herramientas, Criterios e Incentivos*. Asociación Conservación de la Naturaleza. San José, Costa Rica. 70 pp.
- CHAPIN, FS; PA MATSON & HA MOONEY. 2002. Global Biogeochemical Cycles. Pp. 660-681 en: *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer Verlag. New York, USA.
- CHAPIN, FS & G WHITEMAN. 1998. Sustainable Development of the Boreal Forest: Interaction of Ecological, Social and Business Feedbacks. *Conserv. Ecol.*, **2**(2):12. En www.ecologyandsociety.org/vol2/iss2/art12/ (último acceso 29/05/2010).
- COLE, JJ; S FINDLAY & ML PACE. 1988. Bacterial production in fresh and salt water ecosystems: a cross-system overview. *Marine Ecol. Progress Series*, **4**:1-10.
- CORBELLA, C. 2003. *Identificación de las Áreas Valiosas del Pastizal en el Cono Sur de Sudamérica. Encuesta Trinacional: Uruguay-Brasil-Argentina. Planilla de postulación de un área valiosa del pastizal (AVP)*. Red de Refugios de Vida Silvestre, Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 28 pp.
- DI BELLA, CM; CM REBELLA & JM PARUELO. 2000. Evaporation estimates using NOAA AVHRR imagery in the Pampa region of Argentina. *Int. J. Remote Sens.*, **21**:791-797.
- ENVIRONMENTAL LAW INSTITUTE (ELI). 2003. *Conservación Privada en Latinoamérica: Herramientas Legales y Modelos para el Éxito*. Pronatura A.C. México DF, México. 173 pp.
- FOLEY, JA; R DEFRIES; GP ASNER; C BARFORD; G BONAN; ET AL. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, **309**:570-574.
- GARBULSKY, MF. 2004. *Distribución y funcionamiento de las áreas protegidas de Argentina. Diferencias funcionales con áreas bajo uso agropecuario*. Tesis de Maestría, Universidad de Buenos Aires, Argentina.
- GRIGERA, G; M OESTERHELD & F PACÍN. 2007. Monitoring forage production for farmers' decision making. *Agri. Sys.*, **94**:637-648.
- GOLLEY, FB. 1993. *A history of the ecosystem concept in ecology*. Yale University Press. New Haven, USA.
- GUSTANSKI, JA & RH SQUIRES (EDS.). 2000. *Protecting the Land: Conservation Easements Past, Present, and Future*. Island Press. Washington DC, USA. 450 pp.
- HOUGHTON, RA. 1995. Land-use change and the carbon cycle. *Glob. Change Biol.*, **1**:275-287.
- HUNT, CE (ED.). 1997. *Conservation on private lands: an owner's manual*. World Wildlife Fund, Wildlife Habitat Council, with the Land Trust Alliance. Washington DC, USA. 353 pp.
- KIESECKER, JM; T COMENDANT; T GRANDMASON; E GRAY; C HALL; R HILSENBECK; ET AL. 2007. Conservation easements in context: a quantitative analysis of their use by The Nature Conservancy. *Front. Ecol. Environ.*, **5**(3):125-130.
- LANGHOLZ, JA; JP LASOIE; D LEE & D CHAPMAN. 2000. Economic considerations of privately owned parks. *Ecological Economics*, **33**:173-183.
- LITTELL, RC; GA MILLIKEN; WW STROUP & RD WOLFINGER. 1996. *SAS(r) System for Mixed Models*. SAS Institute Inc. Cary, NC, USA.
- MARGULES, CR & RL PRESSEY. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, **405**:243-253.
- MCNAUGHTON, SJ; M OESTERHELD; DA FRANK & KJ WILLIAMS. 1989. Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, **341**:142-144.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. Washington DC, USA. 137 pp.
- MITTERMEIER, RA; P ROBLES GIL; M HOFFMANN; J PILGRIM; T BROOKS; ET AL. 2004. *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered*

- Terrestrial Ecoregions*. Agrupación Sierra Madre S.C. México DF, México.
- MONTEITH, J.L. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Q. J. Royal. Meteorol. Soc.*, **107**: 749-74.
- MORENO, D; A CARMINATI; N MACHAIN & M ROLDÁN. 2008. Reseña sobre las reservas privadas en la Argentina. Pp. 7-33 en: Chacón, CM (ed.). *Voluntad de Conservar: Experiencias seleccionadas de conservación por la sociedad civil en Iberoamérica*. Asociación Conservación de la Naturaleza. San José, Costa Rica. 184 pp.
- MORENO, D & A CARMINATI. 2007. *Programa Refugios de Vida Silvestre*. Promoviendo la Conservación de tierras privadas en la Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 10 pp.
- MYERS, N; RA MITTERMEIER; CG MITTERMEIER; GAB DA FONSECA & J KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**:853-858.
- NOSETTO, M; EG JOBBÁGY & JM PARUELO. 2005. Land use change and water losses: the case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Glob. Change Biol.*, **11**:1101-1117.
- OESTERHELD, M; OE SALA & SJ McNAUGHTON. 1992. Effect of animal husbandry on herbivore-carrying capacity at a regional scale. *Nature*, **356**:234-236.
- OESTERHELD, M; J LORETI; M SEMMARTIN & JM PARUELO. 1999. Grazing, fire and climate effects on primary productivity of grasslands and savannas. Pp. 287-306 en: Walter, L (ed.). *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier Science. Oxford, UK.
- OYARZABAL, M; C OYONARTE & A GIORNO. 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**(3):98-107
- PAGIOLA, S; A ARCEBAS; ET AL. 2005. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Dev.*, **33**(2):237-253.
- PARUELO, JM & WK LAUENROTH. 1995. Regional Patterns of Normalized Difference Vegetation Index in North American Shrublands and Grasslands. *Ecology* **76**(6):1888-1898.
- PARUELO, JM; HE EPSTEIN; WK LAUENROTH & IC BURKE. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. *Ecology*, **78**:953-958.
- PARUELO, JM & WK LAUENROTH. 1998. Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *J. Biogeogr.*, **25**:721-733.
- PARUELO, JM; IC BURKE & WK LAUENROTH. 2001. Land-use impact on ecosystem functioning in eastern Colorado, USA. *Glob. Change Biol.*, **7**: 631-639.
- PARUELO, JM; MF GARBULSKI; JP GUERSCHMAN & EG JOBBÁGY. 2004. Two decades of Normalized Vegetation Index changes in South America: identifying the imprint of global change. *Int. J. Remote Sens.*, **25**:1-14.
- PARUELO, JM; G PIÑEIRO; C OYONARTE; D. ALCARAZ; J CABELLO; ET AL. 2005. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of Southeastern Spain. *Applied Vegetation Science*, **8**:93-102.
- PARUELO, JM. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*, **17**:4-22.
- PIÑEIRO, G; D ALCARAZ; JM PARUELO; C OYONARTE; JP GUERSCHMAN; ET AL. 2002. *A Functional Classification of Natural and Human-Modified Areas of 'Cabo de Gata', Spain, Based on Landsat TM Data*. 29th International Symposium on Remote Sensing of Environment. Buenos Aires, Argentina.
- PIÑEIRO, G; M OESTERHELD & JM PARUELO. 2006. Seasonal Variation in Aboveground Production and Radiation-use Efficiency of Temperate rangelands Estimated through Remote Sensing. *Ecosystems*, **9**:357-373.
- PLACÍ, G & M DI BITETTI. 2006. Situación Ambiental en la Ecoregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Selva Paranaense). Pp. 197-210 en: Brown, AD; U Martínez Ortiz; M Acerbi & J Corcuera (eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 587 pp.
- PRIMACK, RB & J ROS. 2002. Conservación al nivel de comunidad, en: *Introducción a la Biología de la Conservación*. Editorial Ariel. Barcelona, España.
- RAPPORT, DJ; R COSTANZA & AJ McMICHAEL. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology and Evolution*, **13**:397-402.
- RED DE REFUGIOS DE VIDA SILVESTRE. 2007. *Bases, Criterios y Procedimientos de la Red de Refugios de Vida Silvestre*. FVSA. Buenos Aires, Argentina. 38 pp.
- SAS INSTITUTE INC. 1989. *SAS/STAT User's Guide*, Version 6, 4th Ed., North Carolina, USA.
- SCHIAFFINO, K; S CHEDIACK; G GATTI; J ALONSO; G PLACCI; ET AL. 2001. *Relevamiento Ambiental del establecimiento "El Yaguareté"*. Red de Refugios de Vida Silvestre, Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 51 pp.
- SCHMUGGE, T. 1990. Measurements of surface soil moisture and temperature, en: RJ Hobbs & HA Mooney (eds.). *Remote Sensing of Biosphere Functioning*. Springer-Verlag. New York, USA.
- SELLERS, PJ; SO LOS; CJ TUCKER; CO JUSTICE; DA DAZLICH; ET AL. 1996. A revised land surface

- parameterization (Sib2) for atmospheric Gcms. Part II: the generation of global fields of terrestrial biophysical parameters from satellite data. *J. Clim. K.*, **9**:706-737.
- SORIANO, A. 1991. Río de La Plata Grasslands. Pp. 367-407 en: R.T. Coupland (ed.), *Ecosystems of the World: 8A: Natural Grasslands. Introduction and Western Hemisphere*. Elsevier, Amsterdam.
- UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA. 2007. *IUCN Protected Areas Management Categories*, en: www.iucn.org/themes/wcpa/theme/categories/what.html.
- VAN DYKE, F. 2008. *Conservation Biology. Foundation, concepts, applications*. 2nd Ed. Springer Verlag. New York, USA. 477 pp
- VIGLIZZO, E; F FRANK & L CARREÑO. 2006. Situación Ambiental en las Ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. Pp. 261-269 en: Brown, AD; U Martínez Ortiz; M Acerbi & J Corcuera (eds.). *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 587 pp.
- VIRGINIA, RA & DH WALL. 1999. How soils structure communities in the Antarctic Dry Valleys. *BioScience*, **49**(12):973-983.
- VITOUSEK, PM. 1992. Global Environmental Change: An Introduction. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **23**:1-14.
- VITOUSEK, PM. 1993. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. *Ecology*, **75**:1861-1876.
- VITOUSEK, PM; HA MOONEY; J LUBCHENCO & JM MELILLO. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, **277**:494-499.
- ZUNINO, G. 1997. *Relevamiento Ambiental de la estancia "La Aurora del Palmar", provincia de Entre Ríos*. Red de Refugios de Vida Silvestre, Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires, Argentina. 63 pp.