

Relación entre el Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos y la riqueza de medianos y grandes mamíferos en el Chaco Subhúmedo Central

Trabajo final presentado para optar al título de Especialista de la Universidad de Buenos Aires en Teledetección y Sistemas de Información Geográfica aplicados al estudio de los recursos naturales y la producción agropecuaria

Bibiana Gómez Valencia

Bióloga - Universidad Nacional de Colombia - 2004

Magister en Ciencias - Biología, línea Conservación y Manejo de vida Silvestre -
Universidad Nacional de Colombia - 2010

Lugar de trabajo: Grupo de Estudios de Sistemas Ecológicos en Ambientes
Agrícolas - GESEAA



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía - Universidad de Buenos Aires

TUTOR

José Norberto Volante

Lic. en Recursos Naturales (Universidad Nacional de Salta)

Dr. en Ciencias Agropecuarias (EPG - FAUBA)

JURADO DE TRABAJO FINAL

Tutor

José Norberto Volante

Lic. en Recursos Naturales (Universidad Nacional de Salta)

Dr. en Ciencias Agropecuarias (EPG - FAUBA)

Jurado

Carlos Di Bella

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)

Doctor del Institut National Agronomique Paris-Grignon (Paris-Francia)

Jurado

María Eugenia Beget

Ingeniera Agrónoma (Universidad de Buenos Aires)

Magister en Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa del Trabajo Final: 28 de noviembre de 2017

Agradecimientos

Agradezco a la Especialización en teledetección y SIG por la formación recibida y por el acompañamiento durante este proceso de aprendizaje. Agradezco profundamente al profesor José Volante, quien me ha guiado constantemente con ideas y procedimientos para mejorar y lograr los objetivos propuestos. Además, agradezco porque ha confiado desde el inicio en este proyecto. Agradezco a Emanuel Visentini por compartir los tutoriales de procedimientos que fueron fundamentales en varias etapas del procesamiento. Agradezco a mi familia por su constante apoyo, motivación y confianza. A David por su apoyo incondicional y por ayudarme de diversas maneras a lo largo de este proceso. A mis compañeros de la especialización por todos los grandes momentos.

Agradezco a Julieta Straschnoy por su permanente colaboración. A todas las personas que de una u otra manera me apoyaron en este aprendizaje continuo. A los jurados, Mg María Eugenia Beget y el Dr. Carlos di Bella por los valiosos comentarios y dedicación que mejoraron considerablemente el manuscrito.

"Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original, producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no ha sido presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución."

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	II
ÍNDICE GENERAL.....	IV
ÍNDICE DE FIGURAS	5
ÍNDICE DE TABLAS	7
RESUMEN	8
ABSTRACT.....	9
1. INTRODUCCIÓN	10
2. MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	13
2.2 BASES DE DATOS	15
SERIE TEMPORAL ÍNDICES DE VEGETACIÓN	15
REGISTROS DE MEDIANOS Y GRANDES MAMÍFEROS	16
2.3 ESQUEMA GENERAL DEL TRABAJO.....	17
2.4 PRE-PROCESAMIENTO DE LAS IMÁGENES	18
2.5 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE PROVISIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (IPSE)	21
2.6 ESTIMACIÓN DE LA TENDENCIA DEL IPSE	22
2.7 RELACIÓN ENTRE EL IPSE Y SU TENDENCIA CON LA RIQUEZA DE MAMÍFEROS EN PAISAJES LOCALES EN EL 2015	23
3. RESULTADOS	25
3.1 IPSE PARA EL PERIODO 2001 - 2015	25
3.2 TENDENCIA DEL IPSE PARA EL PERIODO 2001 - 2015.....	29
3.3 RELACIÓN ENTRE EL IPSE Y LA RIQUEZA DE MAMÍFEROS	32
4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	40
5. BIBLIOGRAFÍA.....	43

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de la relación entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y los servicios ecosistémicos intermedios y finales. Tomado de Paruelo et al. (2016). <i>P</i> : Modelos que relacionan factores ambientales y de manejo con el suministro de servicios ecosistémicos.....	12
Figura 2. Ubicación del área de estudio y de los 17 paisajes locales de 2000 hectáreas en los departamentos de Las Breñas, Chacabuco, 12 de octubre y 2 de abril (en orden de arriba hacia abajo) el centro del chaco Subhúmedo central, en la provincia del Chaco, Argentina.	14
Figura 3. Paisajes locales de 2000 hectáreas (17) ubicados en el centro del chaco Subhúmedo central, departamentos de Las Breñas, Chacabuco, 12 de octubre y 2 de abril, en la provincia del Chaco. En cada paisaje se representa la cantidad de bosque nativo remanente.	15
Figura 4. Precipitación promedio mensual de un ciclo hidrológico del periodo 2000-2010 para el área de estudio (información obtenida de Administración Provincial del Agua, 2010).....	16
Figura 5. Cámaras trampa utilizadas para el muestreo de medianos y grandes mamíferos en fragmentos de bosque en el chaco subhúmedo central.....	17
Figura 6. Esquema de los pasos del trabajo realizado	18
Figura 7. Secuencia de los pasos para el pre-procesamiento de las imágenes. Tomado y adaptado Eklundh & Jönsson (2017).	21
Figura 8. Modelo realizado en ERDAS IMAGINE 2010 para calcular el IPSE anual. .	22
Figura 9. IPSE promedio, mínimo y máximo para el periodo de estudio en los departamentos de Las Breñas, Chacabuco, 12 de octubre y 2 de abril, provincia del Chaco.....	25
Figura 10. Secuencia de los valores de IPSE en el periodo 2001-2006. Departamentos: 1. Las Breñas, 2. Chacabuco, 3. 12 de Octubre, 4. 2 de abril.....	26
Figura 11. Secuencia de los valores de IPSE en el periodo 2007-2015. Departamentos: 1. Las Breñas, 2. Chacabuco, 3. 12 de Octubre, 4. 2 de abril.....	27
Figura 12. Porcentaje del área cubierta por valores bajos, intermedios y altos de IPSE para el periodo de estudio (2001 – 2015).	28
Figura 13. Tendencia en los valores de IPSE en el periodo 2001-2015.	30

- Figura 14. Tendencia en los valores de IPSE en el periodo 2001-2015 y remanentes de bosque y áreas deforestadas. Arriba: superficie deforestada 1976-2015, Abajo: superficie deforestada discriminada por años (Tomado de Vallejos et al., 2015).. 31
- Figura 15. Porcentaje del área con tendencia negativa, sin cambio y tendencia positiva en el IPSE para el periodo de estudio (2001 – 2015)..... 32
- Figura 16. Algunas especies detectadas en los paisajes locales. Gato yaguarundí (*Puma yagouaroundi*), gato montés (*Leopardus geoffroyi*), puma (*Puma concolor*), zorrino (*Conepatus chinga*), guazuncho (*Mazama gouazoubira*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*), tatú chaqueño (*Cabassous chacoensis*). 34
- Figura 17. Relación entre la riqueza de especies y el esfuerzo de muestreo en cada paisaje local. 35
- Figura 18. Relación entre el porcentaje de bosque en el paisaje y el IPSE promedio del año 2015. 36
- Figura 19. Relación entre la riqueza de especies y el IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar en los paisajes locales de 2000 hectáreas..... 36
- Figura 20. Relación entre la riqueza de especies y el IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar de los bosques en los paisajes locales de 2000 hectáreas..... 37
- Figura 21. Relación entre la riqueza de especies y la tendencia en IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar para el periodo 2001-2015 en los paisajes locales de 2000 hectáreas. DE: desviación estándar. 38
- Figura 22. Relación entre la riqueza de especies y la tendencia en IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar para los bosques en los paisajes locales de 2000 hectáreas. DE: desviación estándar. 39

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores de los criterios de confiabilidad de los pixeles obtenidos de la banda 12 del producto MOD13Q1.....	19
Tabla 2. Configuración la calidad de los datos en el procesamiento en TIMSAT 3.3. Datos derivados de la banda 12 (confiabilidad).....	20
Tabla 3. Mamíferos registrados en los 17 paisajes locales con el muestreo de cámaras trampa. UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Libro Rojo: Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina (Ojeda <i>et al.</i> 2012)..	33

Título

Relación entre el Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos y la riqueza de medianos y grandes mamíferos en el Chaco Subhúmedo Central

Resumen

Entender las consecuencias de la pérdida y fragmentación de bosques es crítico para preservar la biodiversidad y su rol para mantener el funcionamiento del ecosistema. La pérdida y la fragmentación afectan el funcionamiento de los ecosistemas naturales por la alteración de los patrones de la captura de carbono, particularmente, el cambio de cobertura a tierras agrícolas incrementa la variabilidad estacional e interanual de la productividad primaria. Se ha propuesto un índice de provisión de servicios ecosistémicos intermedios (IPSE), derivado de información satelital, basado en atributos de la dinámica estacional de la captura del carbono derivados del índice de vegetación normalizado (NDVI). Se analizó el IPSE y su tendencia entre el 2001 y 2015 en un sector del chaco subhúmedo central, y su relación con la riqueza de medianos y grandes mamíferos. Los valores máximos y mínimos del IPSE anual presentaron una gran variación entre años, con un promedio de 0,38 (mínimo 0,30 – máximo 0,50). La tendencia del IPSE en la zona de estudio fue 44,7% negativa, 54,9 sin cambios y 0,4% positiva. Esta diferencia podría atribuirse al impacto de las actividades antrópicas. Se observó una correlación del 38% entre el IPSE y el porcentaje de bosque en los paisajes locales. La relación entre el IPSE a nivel de paisaje (2000 ha) y la riqueza de especies fue del 32%, la cual incrementó a 48% cuando se consideró el índice de los bosques en el paisaje. Las especies con interés de conservación podrían beneficiarse por la habilidad de monitorear cambios en la heterogeneidad y disponibilidad de hábitat de atributos funcionales derivados de datos de sensores remotos, ya que estos responden más rápido a los cambios que los atributos estructurales.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos, biodiversidad, sensores remotos.

Abstract

Understanding the consequences of habitat fragmentation is critical to preserving biodiversity and its role in maintaining ecosystem function. Forests loss and fragmentation affect ecosystem function by altering patterns in primary carbon capture, particularly, land cover change into agricultural lands increases intra- and inter-annual variability. An ecosystem service provision index (ESPI) derived from satellite data, is based on attributes of the seasonal dynamics of the carbon capture derived from the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). We analyzed the ESPI and their trend of 2001 to 2015 in one sector of the Subhumid Chaco, and the relationship with mammal's richness. The ESPI had a high variability along the study period. The ESPI mean was 0,38 (minimum 0,30 – maximum 0,50). We observed a correlation of 38% between IPSE and forest area in the landscape. The trends in ESPI were 44% negative, 54% areas without change, and 0,4% positive. These differences could be explained by anthropic activities. We observed a correlation of 38% between IPSE and forest area in the landscape. The relation between ESPI and species richness was 32%, and increase to 48% when analyzing the ESPI for forest area at the landscape level. Species of conservation concern would benefit from the ability to monitor changes in habitat heterogeneity and availability from functional attributes derived from remotely sensed data because they respond faster to environmental changes than structural attributes.

Key words: Ecosystem services, biodiversity, remote sensing.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques cumplen un rol fundamental como proveedores de servicios ecosistémicos en general y en la provisión de hábitat para la fauna silvestre en particular. Entre la fauna silvestre, los grandes mamíferos cumplen una variedad de funciones en el ecosistema, tales como la dispersión y depredación de semillas, la herbivoría y el mantenimiento de las cadenas tróficas que son importantes para la estabilidad del ecosistema (Dirzo *et al.* 2014, Periago *et al.* 2015, Young *et al.* 2016). Se ha encontrado una relación positiva entre los grandes mamíferos y la diversidad, la estructura y la composición de la vegetación, así como con la fijación de carbono. Estas relaciones han estado asociadas con el incremento de las interacciones tróficas (Young *et al.* 2016, Sobral *et al.* 2017).

La deforestación, es una de las principales amenazas para la conservación de los bosques y su biodiversidad. Entre las áreas con mayores tasas de deforestación a nivel mundial, se encuentra la región chaqueña, debido a la conversión de áreas naturales en tierras agropecuarias (Hansen *et al.* 2013, Vallejos *et al.* 2015). Dentro de esta región, la principal zona de conversión agropecuaria ha ocurrido en los bosques ubicados en las transiciones húmedas, donde se ubican los mejores suelos de la región. Una de estas zonas corresponde al complejo ecológico Chaco Subhúmedo Central (Adámoli *et al.* 2011).

Como consecuencia de la pérdida y la fragmentación de los bosques se ha modificado la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas naturales (Paruelo 2008, Parrotta *et al.* 2012, Volante *et al.* 2012, Gasparri & Baldi 2013, Laurance 2014, Mitchell *et al.* 2015, Vallejos *et al.* 2015). En términos de la estructura del paisaje, ocurre una reducción de la superficie original y se altera la configuración de los parches remanentes mediante una variedad de procesos que van desde la incisión de la matriz del paisaje forestal hasta la inversión del paisaje (Fischer & Lindenmayer 2007). En términos del funcionamiento ecosistémico, se ha verificado que existen cambios en el comportamiento de las ganancias estacionales de carbono en áreas naturales en comparación con los ecosistemas naturales chaqueños (Volante *et al.* 2012). Estos cambios fueron ocasionados por la alteración de los patrones fenológicos debido a la sustitución de vegetación natural por cultivos agrícolas. Particularmente, los cultivos

incrementan significativamente la variabilidad intra e interanual de la captura de carbono, sin cambios en la magnitud promedio (Volante *et al.* 2012, Gasparri & Baldi 2013, Baldi *et al.* 2013, 2015).

El funcionamiento ecosistémico relacionado con la dinámica de la captura de carbono y la calidad ecológica, se ha descrito a través de los índices de vegetación derivados de sensores remotos (Cabello *et al.* 2012, Pettorelli 2013). Estos índices son utilizados con frecuencia para obtener información en planes de conservación a nivel de especies (Fernández 2013) y para el monitoreo de la biodiversidad a nivel regional y global (Steenweg *et al.* 2016, Vihervaara *et al.* 2017). Se ha enfatizado sobre la necesidad de indagar sobre las relaciones entre los aspectos funcionales de los ecosistemas y diferentes valores de conservación de la biodiversidad. Entre los valores de biodiversidad se han propuesto la riqueza, el número de especies raras y la uniformidad (Fernández 2013). En particular, los estudios de la relación entre el funcionamiento ecosistémico y los patrones de diversidad han sido escasos (Cabello *et al.* 2012, Alcaraz-Segura *et al.* 2013), ya que en la mayoría de los estudios, se analizan los patrones de la diversidad de especies en términos de la estructura de los bosques (Thornton *et al.* 2011, Bogoni *et al.* 2013, Zimbres *et al.* 2013, Garmendia *et al.* 2013, Núñez-Regueiro *et al.* 2015, Periago *et al.* 2015).

En cuanto a la relación de los índices de vegetación (mínimo, coeficiente de variación) y la biodiversidad, se ha encontrado una relación positiva con la riqueza de plantas y aves en ambientes naturales (Pau *et al.* 2012, Nieto *et al.* 2015, Wen *et al.* 2015). En áreas protegidas, se encontró que el funcionamiento de los ecosistemas (valor mínimo del NDVI por año) explicó el 75% de la variabilidad total en la riqueza de aves, la cual mejoró al 80% cuando se consideró la heterogeneidad espacial del NDVI (Nieto *et al.* 2015).

Recientemente, Paruelo *et al.* (2016) han propuesto un índice basado en atributos funcionales de estacionalidad de la captura del carbono anual derivados del índice de vegetación normalizado (NDVI). Este índice describe el nivel de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE). Los servicios ecosistémicos se definen como los aspectos del ecosistema utilizados, activa o pasivamente, para producir bienestar humano. Los autores han demostrado que el IPSE proporciona información sobre la dinámica

espacial y temporal de la provisión de servicios ecosistémicos intermedios (Figura 1), y es particularmente sensible a los cambios en el uso del suelo, la dinámica de carbono, el agua y la biodiversidad de aves (riqueza). La relación entre éste índice y la riqueza de mamíferos no ha sido aún explorada. Este índice se obtiene a partir de la información provista por sensores remotos lo que permite hacer estudios de grandes extensiones geográficas y largas series temporales.

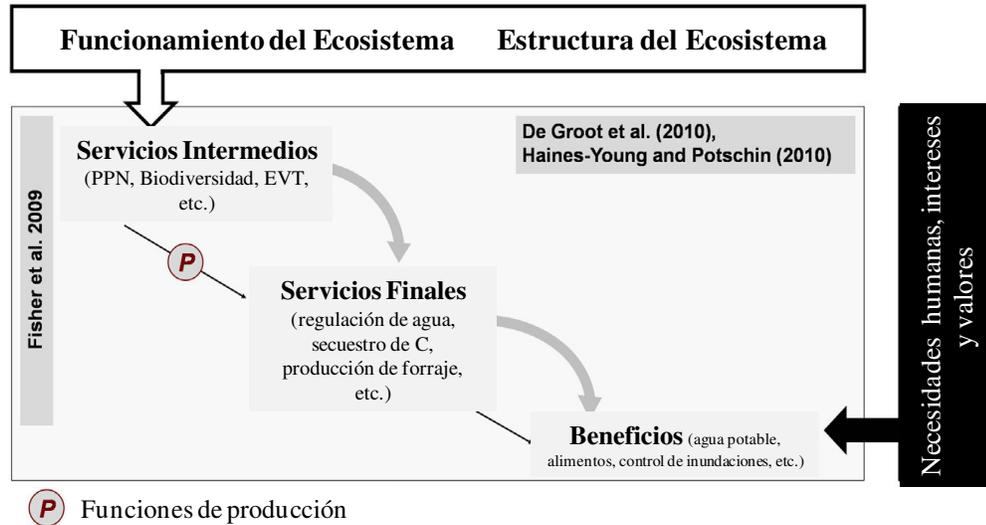


Figura 1. Esquema de la relación entre la estructura y funcionamiento del ecosistema y los servicios ecosistémicos intermedios y finales. Tomado de **Paruelo et al. (2016)**. *P*: Modelos que relacionan factores ambientales y de manejo con el suministro de servicios ecosistémicos.

En este trabajo se pretende evaluar al IPSE como indicador de la heterogeneidad en el funcionamiento del ecosistema, y su relación con la biodiversidad, representada por la riqueza de medianos y grandes mamíferos. Este análisis se realizará en un sector del complejo ecológico Chaco Subhúmedo Central. Se espera que la riqueza de mamíferos sea mayor con el incremento en el valor del índice. El incremento en el valor del IPSE representaría mayor cantidad de hábitat disponible para grandes mamíferos, caracterizado por una mayor productividad y una menor variación estacional. Se analizará además, la tendencia del IPSE en los últimos 15 años.

Objetivo general

- Analizar la relación entre la riqueza de mamíferos medianos y grandes y el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios en un sector del Chaco subhúmedo central.

Objetivo específicos

1. Describir el IPSE y su tendencia interanual en el periodo 2001 – 2015 en el centro del Chaco Subhúmedo Central.
2. Analizar la relación entre la riqueza de mamíferos medianos y grandes con el IPSE a nivel de paisaje para el año 2015.
3. Analizar la tendencia interanual de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios (IPSE) y su vinculación con la riqueza actual de mamíferos (2015).

2. MATERIALES Y MÉTODOS**2.1 Área de estudio**

El área de estudio se sitúa en la ecorregión del Chaco, en el centro del complejo ecológico Chaco Subhúmedo Central, el cual cubre una extensión de 4.378.150 hectáreas (Morello *et al.* 2012). Particularmente, el área de estudio incluye a los departamentos de Las Breñas, Chacabuco, 12 de octubre y 2 de abril, ubicados en la provincia del Chaco (Figura 2). Estos departamentos cubren una extensión de 810.000 hectáreas.

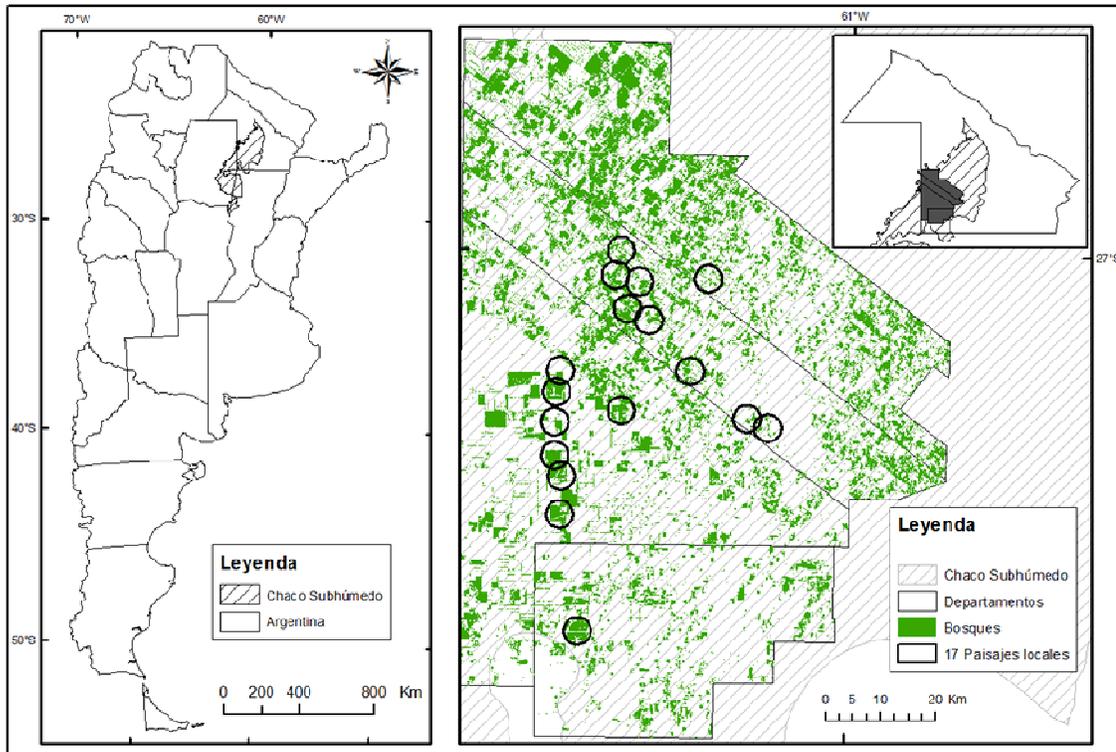


Figura 2. Ubicación del área de estudio y de los 17 paisajes locales de 2000 hectáreas en los departamentos de Las Breñas, Chacabuco, 12 de octubre y 2 de abril (en orden de arriba hacia abajo) el centro del chaco Subhúmedo central, en la provincia del Chaco, Argentina.

En estos departamentos se seleccionaron 17 paisajes locales como unidades independientes de observación para el muestreo de mamíferos. Estos paisajes locales comprenden un gradiente de cantidad de bosque en un área de 2000 has que va desde el 10 al 70% de la superficie del paisaje (Figura 3). Estos paisajes fueron seleccionados teniendo en cuenta las recomendaciones sugeridas respecto a la independencia y el tamaño para estudios a escala de paisaje (Jackson & Fahrig 2012; Pasher *et al.* 2013; Jackson & Fahrig 2015). Estas recomendaciones están relacionadas con los parámetros de movilidad de las especies como el área de acción y la distancia de dispersión de las especies de interés. La selección de la extensión del paisaje (2000 ha) se realizó considerando el máximo del radio de acción para las especies esperadas.



Figura 3. Paisajes locales de 2000 hectáreas (17) ubicados en el centro del chaco Subhúmedo central, departamentos de Las Breñas, Chacabuco, 12 de octubre y 2 de abril, en la provincia del Chaco. En cada paisaje se representa la cantidad de bosque nativo remanente.

Originalmente en esta zona se alternaban bosques sobre suelos bien drenados, con sabanas abiertas altas no inundables, y pajonales inundables (Morello *et al.* 2012). Es una zona de expansión agrícola (Adámoli *et al.* 2011) por lo cual el paisaje actual se caracteriza por fragmentos de bosque inmersos en una matriz agrícola (Torrella *et al.* 2013) que no sobrepasan las 200 ha (Torrella 2014).

2.2 Bases de datos

Serie temporal índices de vegetación

Se obtuvo la serie temporal del índice de vegetación normalizado (NDVI) para el periodo 2001 a 2015 del producto MOD13Q1 del satélite Terra, sensor MODIS, para la escena H12V11. Este producto posee un tamaño de píxel de 230 x 230 m y una resolución temporal de 16 días (23 imágenes por año); por lo tanto, la serie temporal

2001-2015 se compone de 345 imágenes. La descarga del producto MODIS se realizó de los servidores de la NASA (<http://reverb.echo.nasa.gov>) y de cada imagen se seleccionó la banda 1 (NDVI) y la banda 12 (calidad de pixel) para cada una de las 23 imágenes de cada año. La información de calidad pixel provista por este producto, se utilizó para filtrar píxeles influenciados por nubes, sombras de nubes y aerosoles. Las series temporales de cada año se ordenaron de acuerdo al ciclo hidrológico; de julio a junio del año siguiente (Figura 4.)

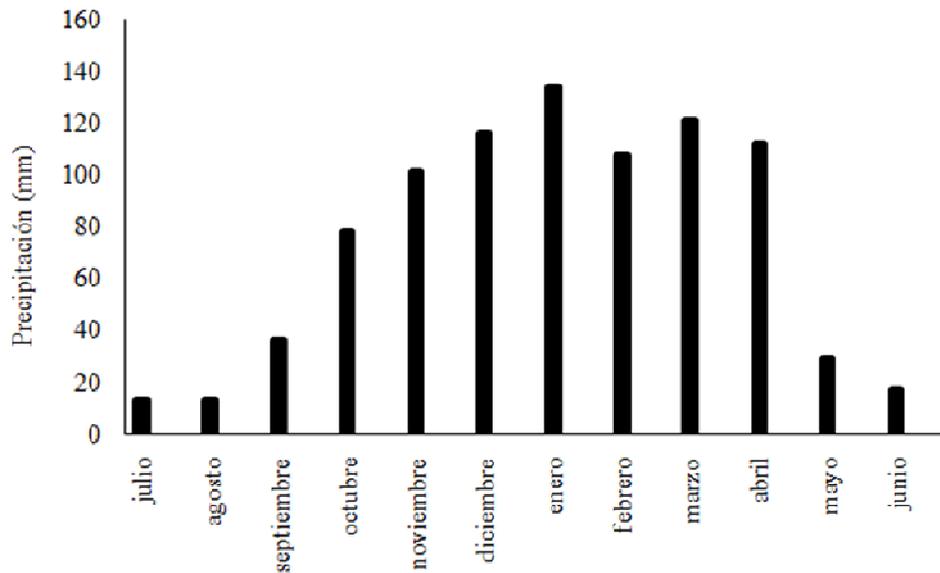


Figura 4. Precipitación promedio mensual de un ciclo hidrológico del periodo 2000-2010 para el área de estudio (información obtenida de Administración Provincial del Agua, 2010).

Registros de medianos y grandes mamíferos

La información sobre la riqueza de medianos y grandes mamíferos se obtuvo del muestreo realizado personalmente por la autora de este trabajo, como parte de su tesis de doctorado en el Grupo de Estudios de Sistemas Ecológicos en Ambientes Agrícolas - GESEAA, de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad de Buenos Aires. El registro de medianos y grandes mamíferos se realizó a partir de cámaras trampa. Las mismas son dispositivos que se activan de manera remota para obtener fotografías y videos mediante la detección de movimiento a través de un sensor de luz infrarroja (Swann et al. 2011) (Figura 5). Las cámaras trampa han sido sugeridas como

una herramienta clave para derivar variables esenciales para la biodiversidad útil en el monitoreo a diferentes escalas (Steenweg *et al.* 2016).

Cada paisaje tuvo el mismo esfuerzo de muestreo con 2-3 cámaras por paisaje. Cada cámara trampa correspondió a una estación de muestreo, ubicada a 40 - 45 cm del suelo, durante 24 horas por 56 días en promedio entre noviembre de 2014 y octubre de 2015. La distancia entre cámaras fue de 1150 m en promedio (mín = 400 m, máx= 2000 m). Las cámaras no se instalaron en las áreas agrícolas debido al riesgo de robo. La riqueza de especies se obtuvo a nivel de paisaje, agrupando la información obtenida en las tres cámaras instaladas en cada paisaje. La riqueza se calculó como el conteo de especies.



Figura 5. Cámaras trampa utilizadas para el muestreo de medianos y grandes mamíferos en fragmentos de bosque en el chaco subhúmedo central.

2.3 Esquema general del trabajo

El esquema general de trabajo se ilustra en la figura 6 el cual se compone de 5 pasos. Inicialmente, se obtuvieron las imágenes de la serie temporal de las imágenes MODIS del producto MOD13Q1 en formato HDF (paso 1). Posteriormente, se realizó el ajuste o suavizado de la serie temporal con el programa TIMESAT 3.3, con el fin de ajustar las curvas para filtrar los pixeles de acuerdo a su calidad y eliminar datos espurios (paso 2). Una vez obtenidas las imágenes filtradas, se calculó el NDVI promedio de cada año, el coeficiente de variación del NDVI intra-anual, y a partir de

estas imágenes derivar el IPSE para cada año de la serie temporal (15 años) (paso 3). A continuación se realizó el cálculo de la tendencia del índice IPSE durante el periodo analizado (paso 4). Finalmente, se obtuvieron los valores de IPSE para los paisajes locales y se analizó la relación con la riqueza de mamíferos (paso 5).

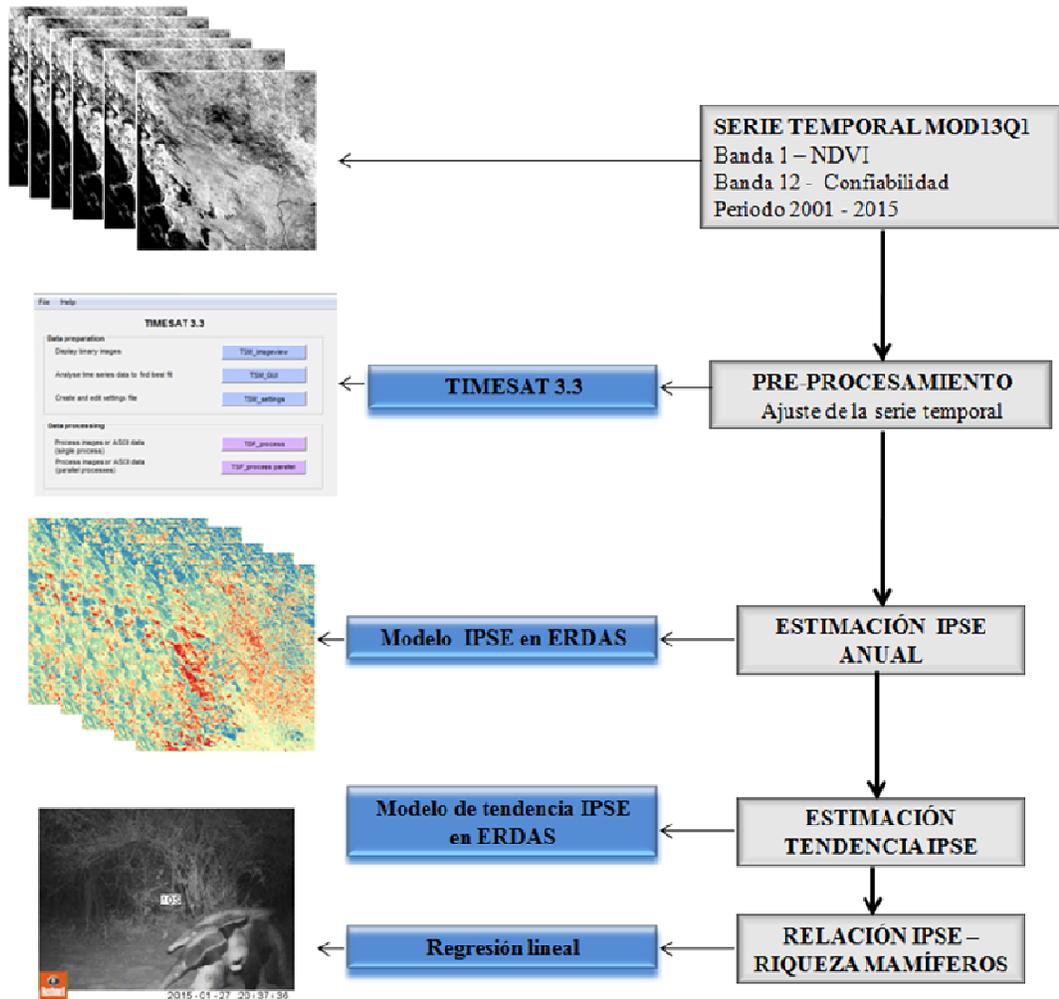


Figura 6. Esquema de los pasos del trabajo realizado

2.4 Pre-procesamiento de las imágenes

Esta etapa de pre-procesamiento consistió en eliminar los datos espurios de la serie temporal. El producto MOD13Q1 incluye una banda con información sobre la confiabilidad de los píxeles. Esta confiabilidad está relacionada con la cantidad de nubes o aerosoles en la escena en el momento de adquisición (Didan *et al.* 2015) (Tabla 1).

Tabla 1. Valores de los criterios de confiabilidad de los pixeles obtenidos de la banda 12 del producto MOD13Q1.

Valor	Resumen de confiabilidad	Descripción
-1	Sin datos	No procesado
0	Buenos datos	Usar con confianza
1	Datos marginales	Útil, pero observar otra información de la banda de calidad.
2	Nieve o hielo	Objetivo cubierto de nieve /hielo
3	Nublado	Objetivo no visible, cubierto con nubes

La banda de confiabilidad fue usada para filtrar los valores a lo largo de la serie temporal. Para ello se utilizó el software libre TIMESAT 3.3 (Eklundh & Jönsson 2017), el cual permite suavizar las curvas estacionales de las series temporales, corregir valores extremos y extraer parámetros de estacionalidad. Para el ajuste de las curvas estacionales se configuró el filtrado adaptativo de Savitzky-Golay. Este método usa funciones polinómicas en el ajuste. El suavizado de datos y eliminación de perturbaciones, emplea el filtro para reemplazar cada valor del píxel y_i , $i= 1,2,\dots,N$, por una combinación lineal de valores cercanos en una ventana, referido como el promedio de una ventana móvil (Eklundh & Jönsson 2017)(1).

$$\sum_{j=-n}^n c_j y_i + j \quad (1)$$

Los pesos corresponden a $c_j = 1 / (2n + 1)$, donde n representa el tamaño de la ventana.

La secuencia de trabajo realizada para ajustar las series temporales en TIMESAT fue la siguiente (Figura 7):

1. Visualizar las imágenes binarias (TSM Image View): Se realizó un cambio de formato de las imágenes de la banda 1 (NDVI) y banda 12 (confiabilidad) de toda la serie temporal. El cambio de formato fue de IMG a binario (ASCII) con el paquete “gdalUtils” del programa estadístico R (R Development Core Team 2012). Una vez en formato binario, se visualizaron algunas imágenes en TIMESAT 3.3 para verificar que el formato fuera correcto para el procesamiento.

2. Establecer los parámetros para el procesamiento de la serie (TSM GUI): En este paso, se configuraron los años de la serie temporal a analizar (15), el número de imágenes por año (23), y los datos de calidad (banda de confiabilidad), para los cuales se establecieron diferentes pesos de acuerdo a los valores de confianza (Tabla 2). Se seleccionó una zona dentro de la escena entre las filas 3100 a 3900 (801 píxeles), y de las columnas 2250 a 2950 (701 píxeles).

Tabla 2. Configuración la calidad de los datos en el procesamiento en TIMSAT 3.3. Datos derivados de la banda 12 (confiabilidad).

Datos de la banda de calidad	Peso
0	1
1	0.5
2-4	0

3. Crear un archivo de configuración (.set), para guardar los parámetros establecidos.
4. Ejecutar el procesamiento con los parámetros establecidos en la configuración (archivo set). En este paso se procesa toda la serie temporal.
5. Generar las imágenes binarias.
6. Importar las imágenes de formato binario a formato IMG con ERDAS IMAGINE 2010.

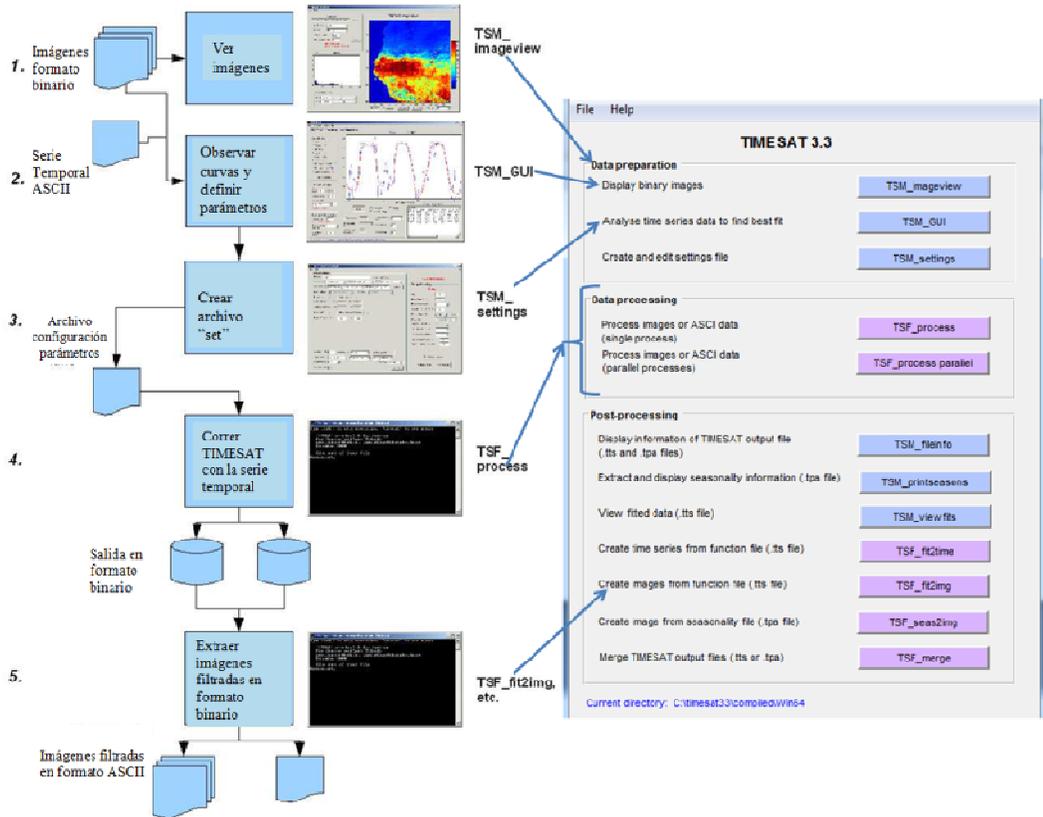


Figura 7. Secuencia de los pasos para el pre-procesamiento de las imágenes. Tomado y adaptado Eklundh & Jönsson (2017).

2.5 Cálculo del Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE)

Una vez concluido el pre-procesamiento, se separaron las 23 imágenes de cada año hidrológico y se agruparon en una sola imagen (“layer stack”). Para cada imagen anual agrupada (23 bandas) se calculó el NDVI promedio y la desviación estándar del NDVI. Estas imágenes resultantes fueron necesarias para el cálculo del coeficiente de variación del NDVI, el cual es el cociente entre el coeficiente de variación del NDVI y el NDVI promedio. Se calculó el Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos mediante la siguiente formula (Paruelo *et al.* 2016)(2):

$$IPSE = NDVI_{medio} * (1 - NDVI_{cv}) \quad (2)$$

Siendo el NDVI_medio el promedio anual de NDVI y NDVI_cv el coeficiente de variación intra-anual.

Los cálculos se realizaron en el programa ERDAS IMAGINE 2010, mediante un modelo desarrollado para tal fin, usando la herramienta “model maker” (Figura 8). Este modelo se corrió 15 veces para obtener el índice de cada año del periodo analizado (2001-2015). Se realizaron consultas espaciales mediante el algoritmo r.report del complemento de Grass en QGIS y de estadísticas de la capa ráster para describir los valores del índice a lo largo de la serie temporal.

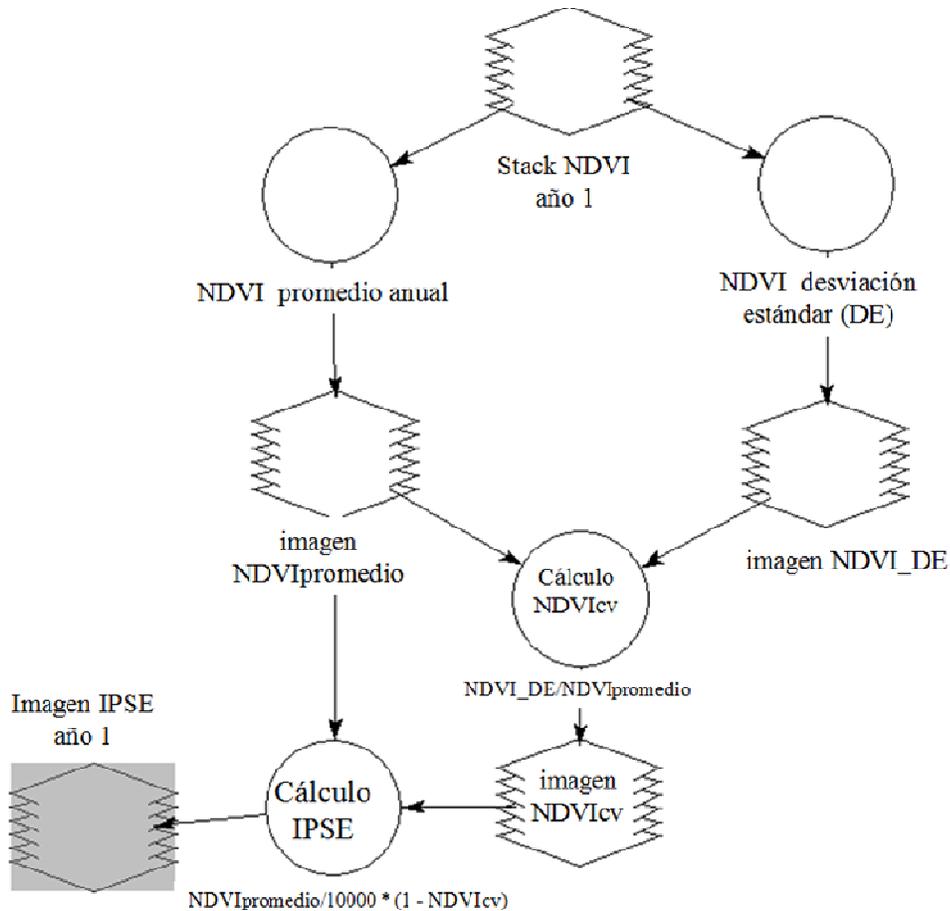


Figura 8. Modelo realizado en ERDAS IMAGINE 2010 para calcular el IPSE anual.

2.6 Estimación de la tendencia del IPSE

La tendencia de los cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios (IPSE) se analizó a nivel de pixel. Para esto, se realizó una correlación de Pearson entre la variable independiente “tiempo” (2001 hasta 2015) y el IPSE de cada año como variable dependiente. Este coeficiente indica el grado de asociación entre las variables y se obtuvo mediante el siguiente cálculo (3):

$$r_{xy} = \frac{n \sum x_i y_i - \sum x_i \sum y_i}{\sqrt{n \sum x_i^2 - (\sum x_i)^2} \sqrt{n \sum y_i^2 - (\sum y_i)^2}} \quad (3)$$

Siendo “ r_{xy} ” el coeficiente de correlación de Pearson; “ x_i ” el año de observación; e “ y_i ” el IPSE del año i . Se estimó el coeficiente de correlación de Pearson para cada píxel del área de estudio, para una prueba con 13 grados de libertad ($n-2$) y un nivel de confianza de 97,5%. Valores positivos de r_{xy} indican una correlación positiva o sea una tendencia de IPSE en aumento; si r_{xy} es negativo, existe una tendencia a la disminución.

Este análisis se realizó obteniendo cada uno de los términos de la ecuación de manera independiente en modelos realizados con el “model maker” de ERDAS. Posteriormente, se integraron los términos en un modelo final para calcular el coeficiente de correlación r_{xy} por píxel. La imagen obtenida con el coeficiente de correlación por píxel se categorizó teniendo en cuenta el valor crítico de Pearson ($r_{xy}=0,514$) para analizar la tendencia de la siguiente manera: 1. Tendencia negativa = r_{xy} menor a $-0,514$; 2. Sin cambio = r_{xy} entre $-0,514$ y $0,514$; y 3. Tendencia positiva = r_{xy} mayor a $0,514$.

Se obtuvieron las estadísticas de la capa ráster para describir los valores de la tendencia en las tres categorías para la zona de estudio. Posteriormente, se cruzó el mapa de la tendencia de IPSE con un mapa de bosques generado mediante clasificación no supervisada de imágenes Landsat 8, generado como parte de la tesis de doctorado. Las áreas agrícolas se obtuvieron del mapeo de deforestación generado por (Vallejos *et al.* 2015). El mapeo de Vallejos *et al.*, (2015) fue realizado mediante digitalización a nivel de lote, para el periodo 1976 – 2012 y actualizado al 2015 (<http://monitoreodesmonte.com.ar/>) en la colección 4.1. En esta colección se realizaron correcciones de lotes desmontados en años anteriores a 2015 a partir de imágenes Landsat.

2.7 Relación entre el IPSE y su tendencia con la riqueza de mamíferos en paisajes locales en el 2015

Se obtuvo el valor promedio, máximo, mínimo y la desviación estándar del IPSE para el 2015 para cada paisaje local (2000 ha) y para los bosques en cada paisaje.

Se analizó la relación con la riqueza de mamíferos mediante análisis de regresión lineal, en donde cada uno de los atributos del IPSE correspondió a la variable independiente y la riqueza a la variable respuesta. Se corroboraron los supuestos de normalidad con la prueba de Shapiro-Wilks. Los análisis se realizaron en el programa estadístico R mediante el paquete nmls (R Development Core Team, 2012). En todos los casos, el nivel de significación utilizado fue de 0,05. Este mismo procedimiento se realizó con los valores de la tendencia, con el fin de analizar si la riqueza actual tiene una relación con los cambios ocurridos en los últimos 15 años, a nivel de paisaje y para los bosques de cada paisaje.

3. RESULTADOS

3.1 IPSE para el periodo 2001 - 2015

Los valores máximos y mínimos del IPSE anual presentaron una gran variación entre años, con un promedio de 0,38 (mínimo 0,29 – máximo 0.50) (Figura 9). Se observó que el periodo 2008-2009 presentó el valor más bajo (0,29), mientras que durante 2002- 2003 se presentaron los valores más altos (0,5). Posterior a esta fecha, se observa una reducción constante en los valores del índice, hasta el 2009. Durante el periodo de estudio, los valores mínimos estuvieron entre -0,130 (2004-2005) y 0,103 (2009-2010), con un comportamiento inestable a lo largo de los 15 años. Los valores máximos en la serie temporal estuvieron entre 0,637 (2008-2009) y 0,759 (2001-2002), acompañando el comportamiento del valor promedio (Figura 9).

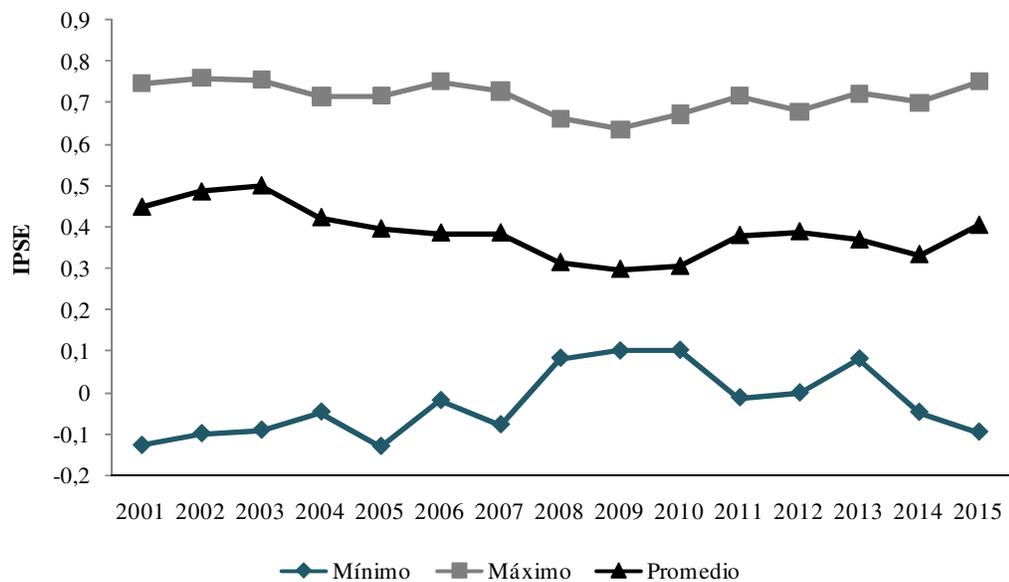


Figura 9. IPSE promedio, mínimo y máximo para el periodo de estudio en los departamentos de Las Breñas, Chacabuco, 12 de octubre y 2 de abril, provincia del Chaco

En las figuras 10 y 11 se muestra el comportamiento espacial y temporal del IPSE anual para el periodo 2001-2015. En color azul se observan los valores más bajos para

cada año de la serie temporal; en un gradiente de verde se observan los valores intermedios hacia el amarillo, donde se representan los valores más altos.

Durante el periodo de estudio se observa una reducción en el IPSE, lo cual se puede visualizar por el incremento en las áreas azules (Figuras 10 y 11).

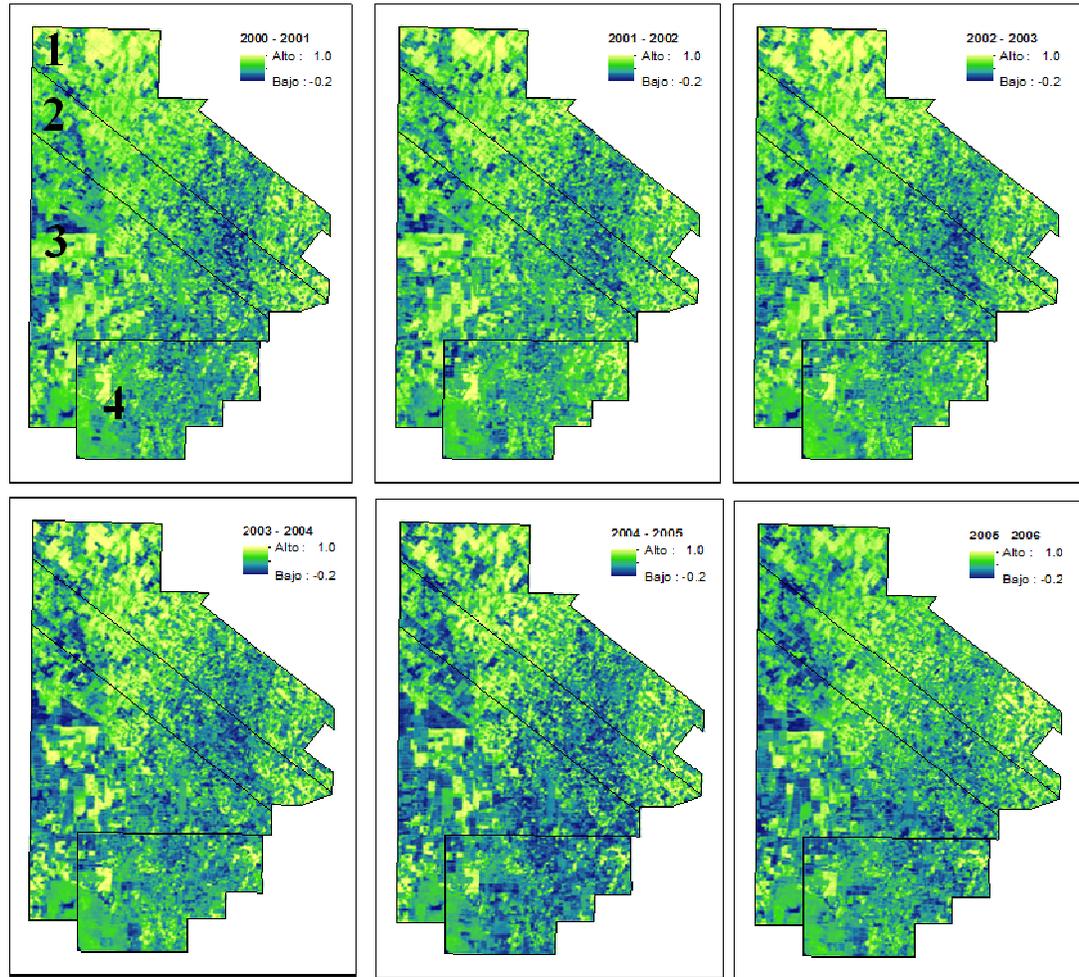


Figura 10. Secuencia de los valores de IPSE en el periodo 2001-2006. Departamentos: 1. Las Breñas, 2. Chacabuco, 3. 12 de Octubre, 4. 2 de abril.



Figura 11. Secuencia de los valores de IPSE en el periodo 2007-2015.
 Departamentos: **1.** Las Breñas, **2.** Chacabuco, **3.** 12 de Octubre, **4.** 2 de abril.

Esta observación se verifica en terminos de superficie, dado que se observó una reducción en el área con IPSE alto (mayor a 0,5), de un máximo del 50% en el 2003 al 2,5% en el 2009. Entre el 50% y el 70% del área presentó valores intermedios de IPSE entre 0,25 y 0,5. Así mismo, se observó un incremento en la superficie con valores bajos de IPSE (menor a 0,25) después del 2003 con un máximo valor en el 2009, abarcando el 37% del área (Figura 12).

Se observan dos patrones contrastantes del IPSE: en los departamentos de Las Breñas y Chacabuco, los cuales tienen una orientación sureste – noroeste, se observa un patrón espacial en el IPSE de tipo moteado, en donde se alternan pequeñas áreas de bajos y altos valores del índice. Mientras que en los departamentos 12 de octubre y 2 de abril se observan áreas continuas y de mayor superficie con bajos y altos valores del índice.

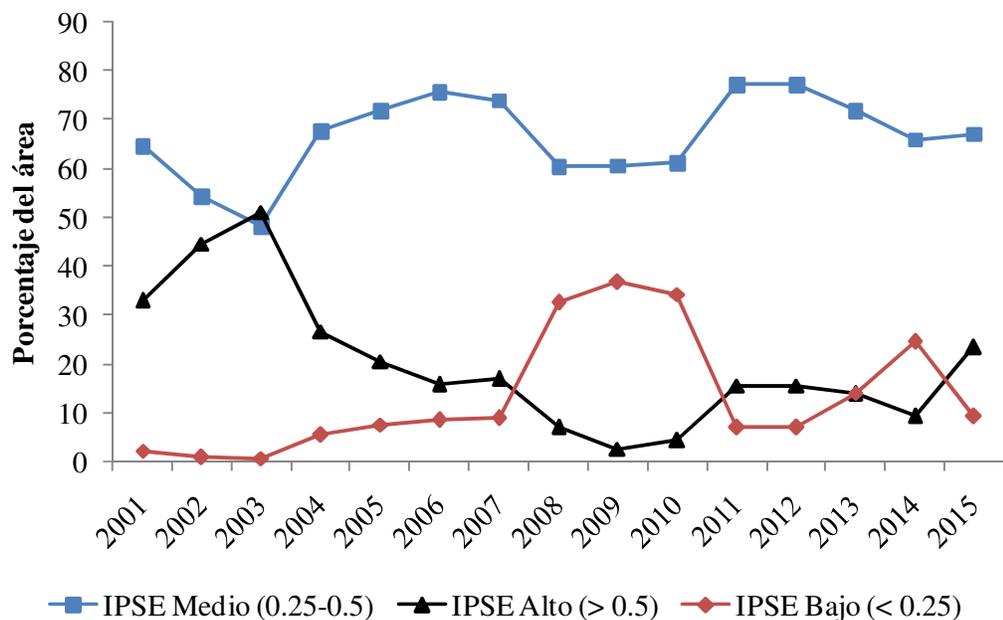


Figura 12. Porcentaje del área cubierta por valores bajos, intermedios y altos de IPSE para el periodo de estudio (2001 – 2015).

En términos generales se puede observar que en la zona de estudio, los mayores valores de IPSE están asociados a los bosques ($0,54 \pm 0,07$) y los menores valores se encuentran asociados a tierras agropecuarias ($0,38 \pm 0,09$). En esta zona el 78% del

área está dedicada a la agricultura mientras que las áreas naturales ocupan el 22% restante.

3.2 Tendencia del IPSE para el periodo 2001 - 2015

Los cambios temporales en los valores del IPSE se evaluaron a través de tendencias durante los 15 años de estudio. La tendencia en el IPSE se categorizó en tres clases: negativa, sin cambios y positiva. El 44,7% del área tiene tendencia negativa en la provisión de servicios ecosistémicos. El 54,9% no presenta cambios significativos y únicamente el 0,4% presentó cambios positivos (Figuras 13 y 14).

Las áreas con tendencias negativas, sin cambios y positivas, estuvieron distribuidas tanto en bosques como en áreas agrícolas (Figura 14). Del 44,7% de las áreas con tendencia negativa en la provisión de servicios ecosistémicos, el 78% correspondió a áreas agrícolas y el 22% a áreas con remanentes de bosque nativo. De otra parte, del 54,9% de las áreas en las que no se presentaron cambios en el IPSE, el 79% correspondió a áreas agrícolas y el 21% a bosques. Por último, del bajo porcentaje de áreas con tendencias positivas (0,4%), el 96% correspondió a áreas agrícolas (3110 hectáreas) y 4% a áreas de bosque (130 hectáreas) (Figura 15).

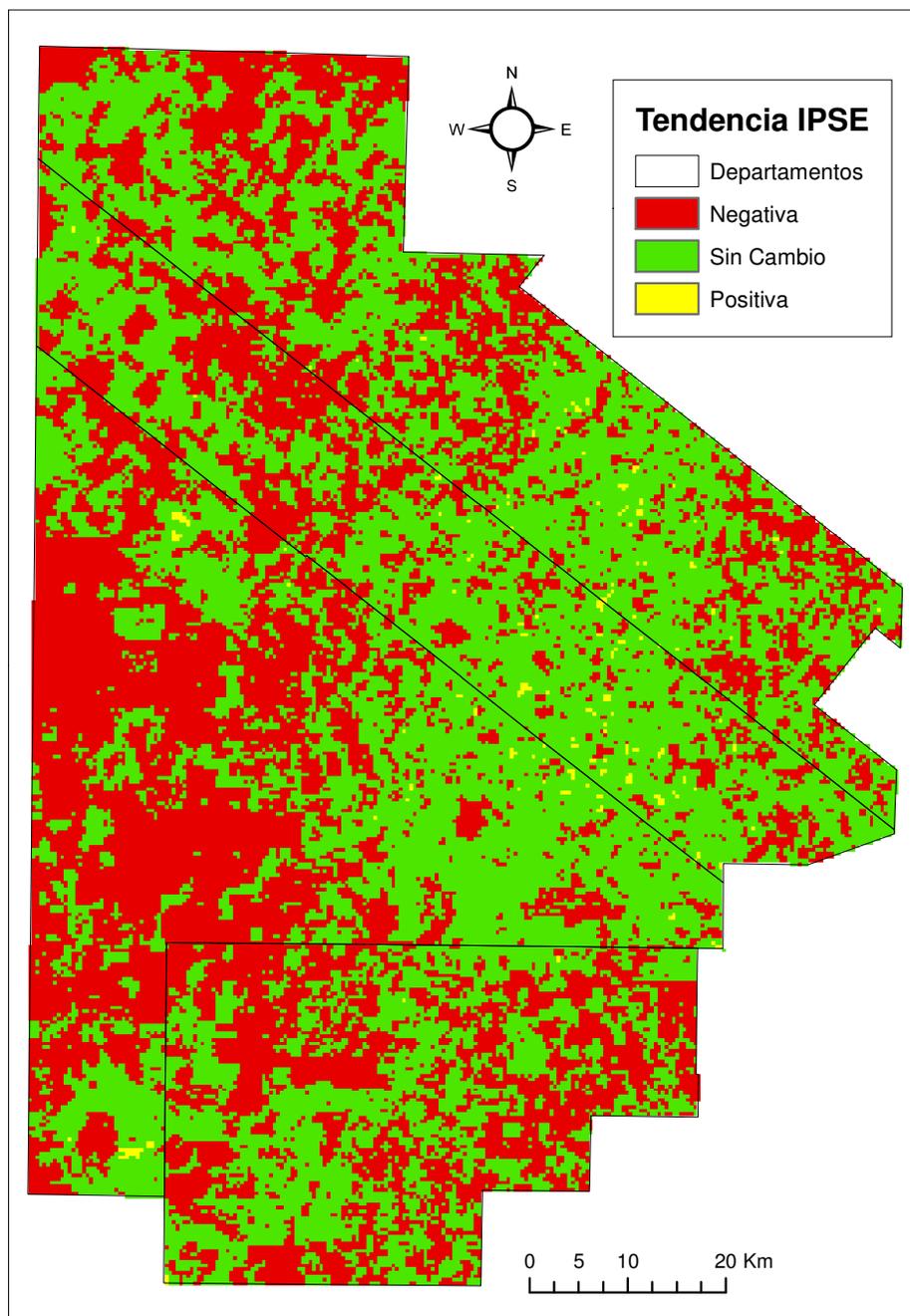


Figura 13. Tendencia en los valores de IPSE en el periodo 2001-2015.

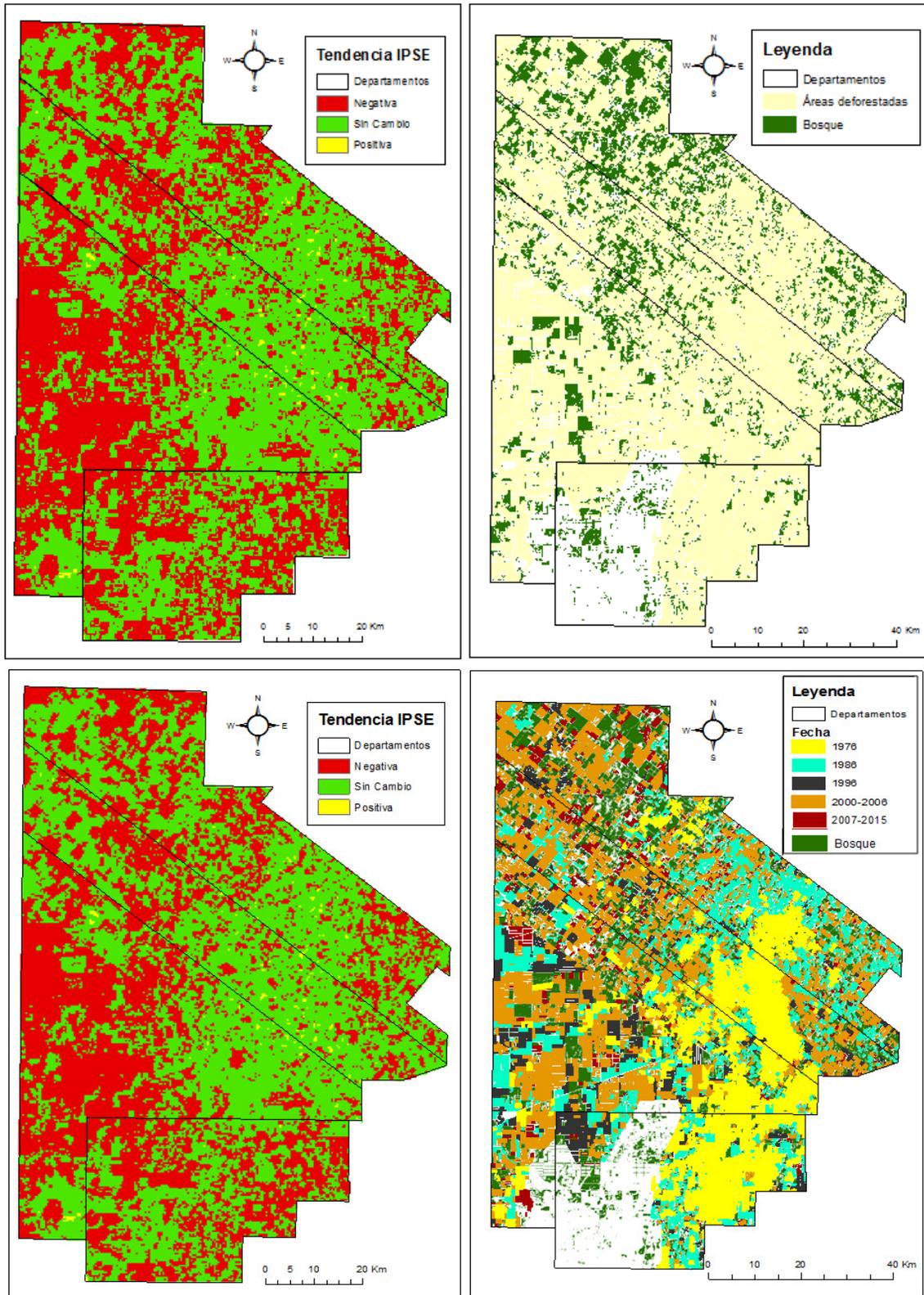


Figura 14. Tendencia en los valores de IPSE en el periodo 2001-2015 y remanentes de bosque y áreas deforestadas. Arriba: superficie deforestada 1976-2015, Abajo: superficie deforestada discriminada por años (Tomado de Vallejos et al., 2015).

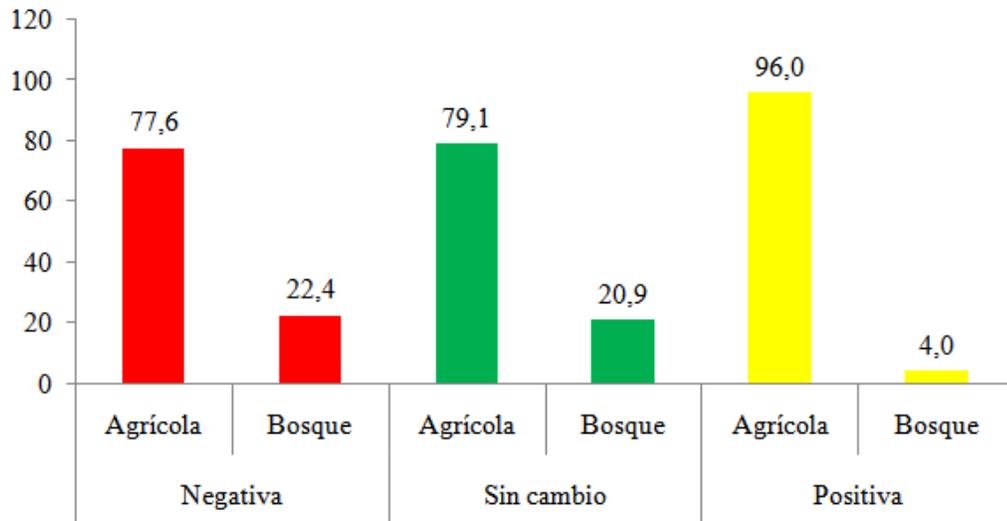


Figura 15. Porcentaje del área con tendencia negativa, sin cambio y tendencia positiva en el IPSE para el periodo de estudio (2001 – 2015).

3.3 Relación entre el IPSE y la riqueza de mamíferos

El esfuerzo de muestreo empleado con las 48 cámaras instaladas para el muestreo de mamíferos (2-3 cámaras por paisaje) en los 17 paisajes locales de 2000 ha, fue de 2426 cámaras trampa/noche. Durante el muestreo, se obtuvieron en total 9887 registros de video, de los cuales 953 correspondieron a mamíferos silvestres. En el análisis solamente se consideraron los registros independientes, es decir aquellos mayores a una hora (780 registros). Se registraron 19 especies de mamíferos, de 10 familias y 6 órdenes. El 32% (6) de las especies registradas se encuentran en alguna categoría de amenaza a nivel nacional y el 16% (3) a nivel global (Tabla 3, Figura 16).

Tabla 3. Mamíferos registrados en los 17 paisajes locales con el muestreo de cámaras trampa. UICN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Libro Rojo: Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina (Ojeda *et al.* 2012).

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN	UICN global	Libro Rojo (2012)
DIDELPHIMORPHIA	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	Comadreja overa	LC	LC
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Cabassous chacoensis</i>	Cabasú chaqueño	NT	NT
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus vellerosus</i>	Piche llorón	LC	LC
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Chaetophractus villosus</i>	Peludo	LC	LC
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Mulita grande	LC	LC
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Gualacate	LC	LC
CINGULATA	Dasypodidae	<i>Tolypeutes matacus</i>	Mataco	NT	NT
XENARTHRA	Myrmecophagiidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero	VU	VU
XENARTHRA	Myrmecophagiidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso melero	LC	NT
LAGOMORPHA	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	LC	LC
ARTIODACTYLA	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Guazuncho pardo	LC	LC
ARTIODACTYLA	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Pecari de collar	LC	VU
CARNIVORA	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Zorro de monte	LC	
CARNIVORA	Canidae	<i>Lycalopex gymnocercus</i>	Zorro gris	LC	LC
CARNIVORA	Felidae	<i>Leopardus geoffroyi</i>	Gato montés	LC	LC
CARNIVORA	Felidae	<i>Puma concolor</i>	Puma	LC	LC
CARNIVORA	Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato moro	LC	LC
CARNIVORA	Mephitidae	<i>Conepatus chinga</i>	Zorrino común	LC	LC
CARNIVORA	Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	Hurón menor	LC	VU

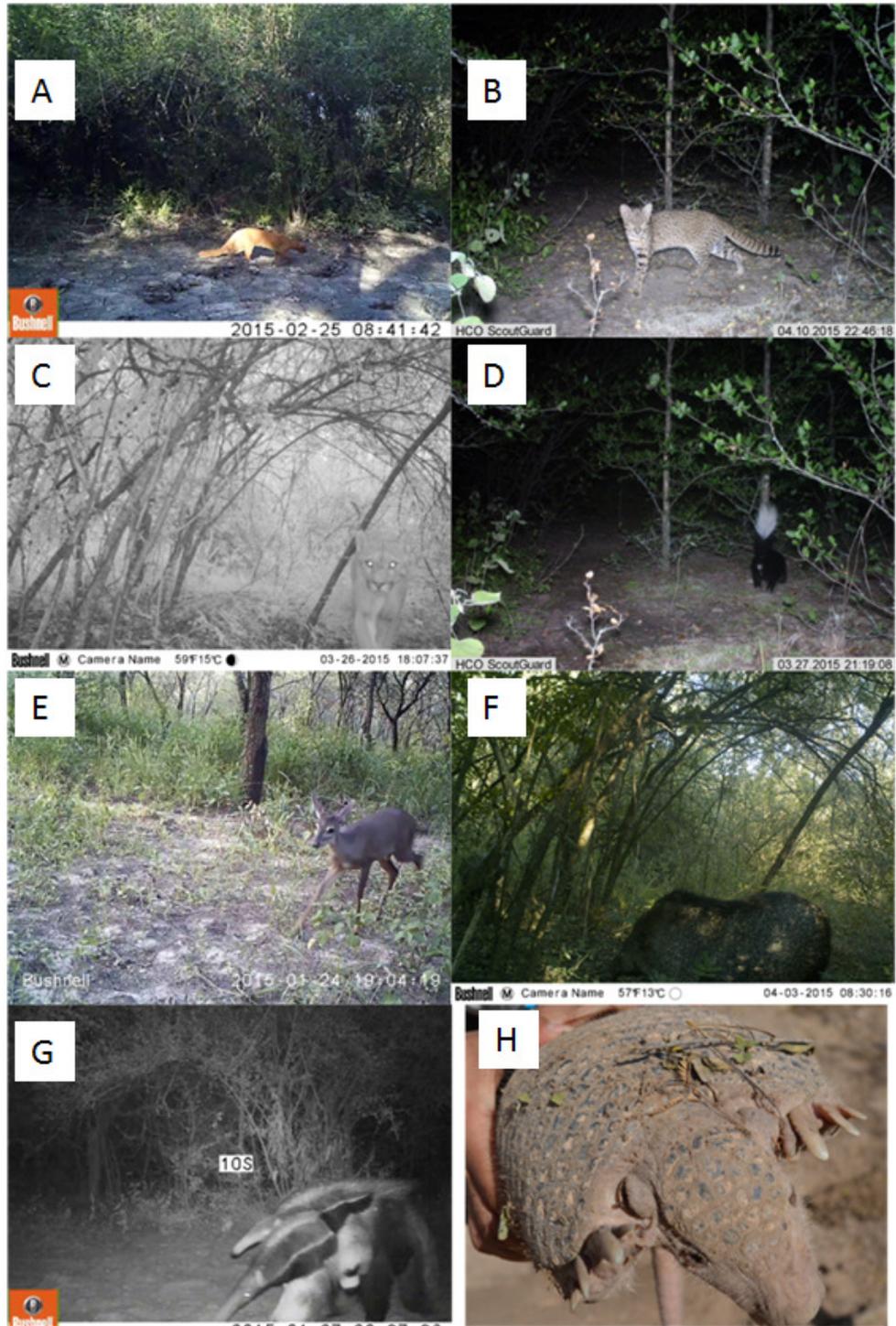


Figura 16. Algunas especies detectadas en los paisajes locales. Gato yaguarundí (*Puma yagouaroundi*), gato montés (*Leopardus geoffroyi*), puma (*Puma concolor*), zorrino (*Conepatus chinga*), guazuncho (*Mazama gouazoubira*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*), tatú chaqueño (*Cabassous chacoensis*).

No se encontraron evidencias significativas de la relación entre la riqueza a escala de paisaje y el esfuerzo de muestreo (Figura 17), por lo que el número de especies en cada paisaje, no tiene relación con el número y duración del muestreo con cámaras trampa empleado.

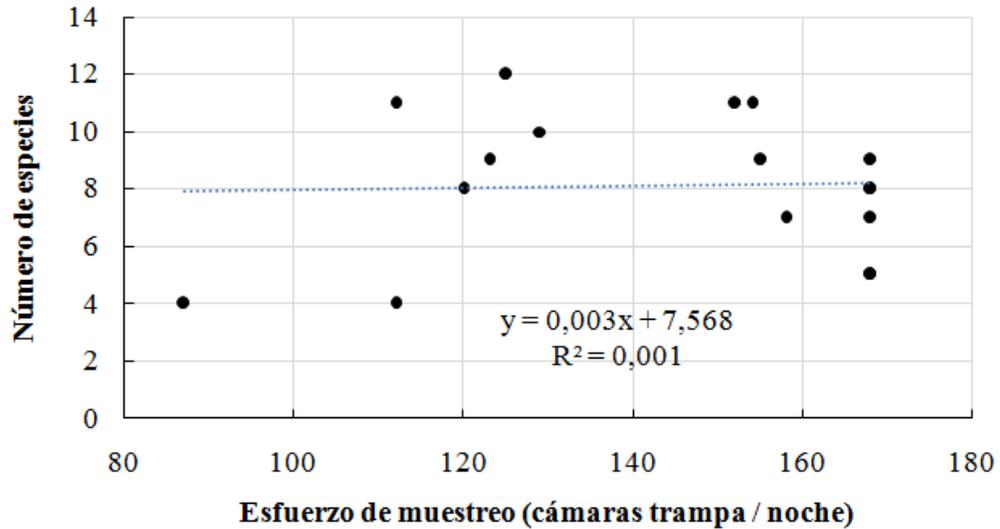


Figura 17. Relación entre la riqueza de especies y el esfuerzo de muestreo en cada paisaje local.

Por otra parte, se encontró una relación significativa ($p= 0,007$) entre la cantidad de bosque en el paisaje y el IPSE promedio del 2015, en dónde la IPSE promedio explica el 38% de la variabilidad total en el porcentaje de bosque (Figura 18). Así mismo, se encontró una relación significativa entre el IPSE promedio y la riqueza de especies ($p= 0,01$), el cual explica el 32% de la riqueza de especies encontrada a nivel de paisaje. Sin embargo, no se encontró relación significativa para el IPSE mínimo ($p= 0,11$), máximo ($p= 0,14$) y desviación estándar ($p= 0,46$) y la riqueza de mamíferos (Figura 19).

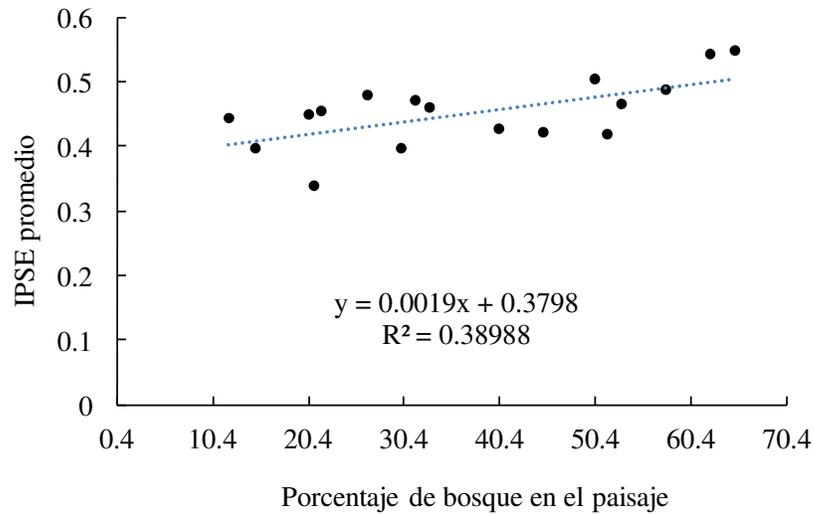


Figura 18. Relación entre el porcentaje de bosque en el paisaje y el IPSE promedio del año 2015.

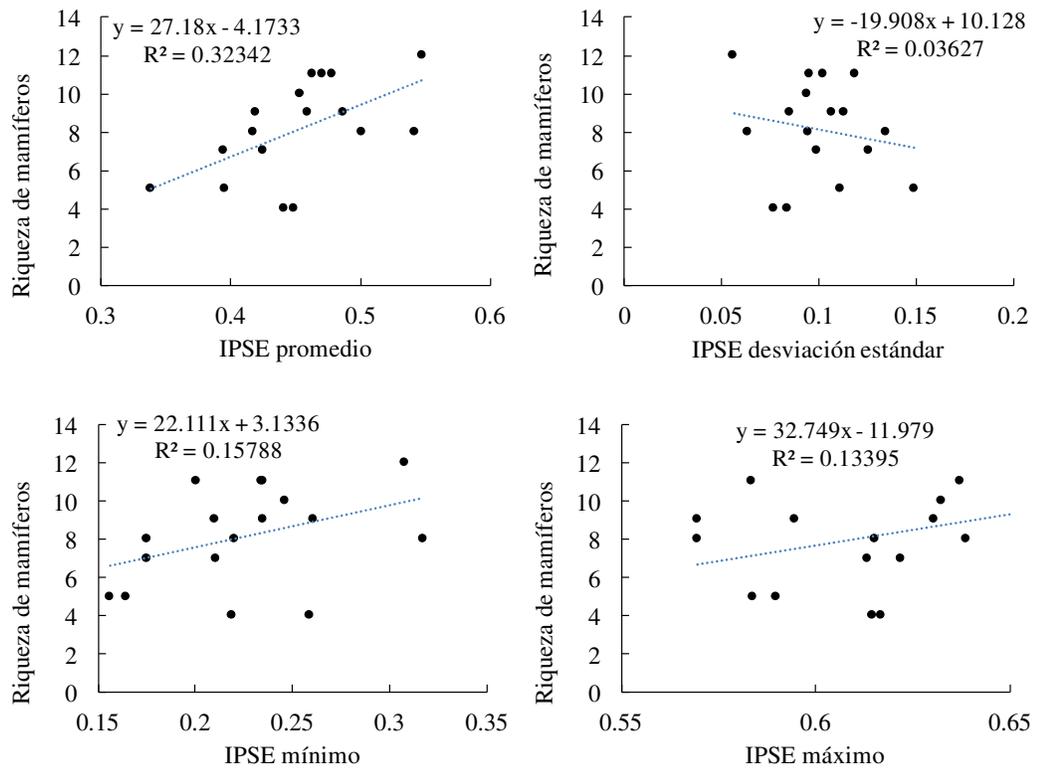


Figura 19. Relación entre la riqueza de especies y el IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar en los paisajes locales de 2000 hectáreas.

Al analizar la relación entre la riqueza y los valores del IPSE de los bosques en cada paisaje, la relación fue significativa para el valor promedio ($p=0,002$), la cual explica el 48% de la variación en la riqueza de especies (Figura 20). Sin embargo, no se encontró relación significativa para el IPSE mínimo ($p= 0,13$), máximo ($p= 0,07$), la desviación estándar y la riqueza de especies ($p= 0,09$) (Figura 21).

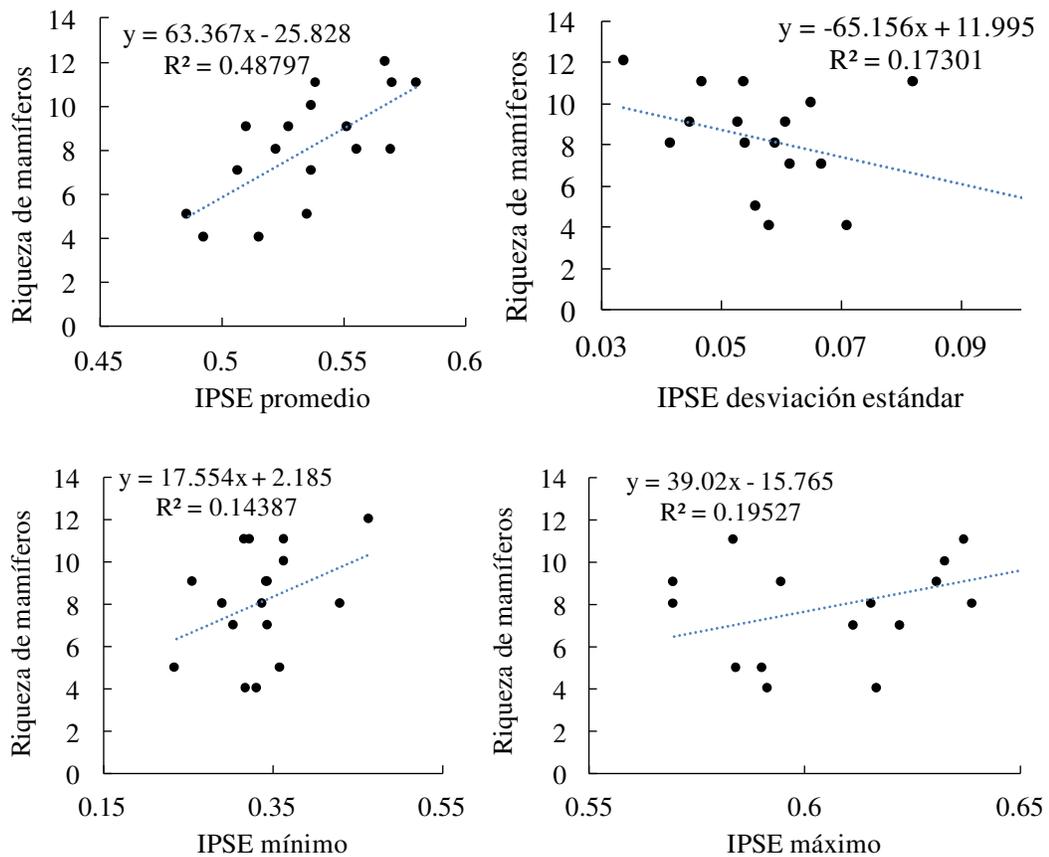


Figura 20. Relación entre la riqueza de especies y el IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar de los bosques en los paisajes locales de 2000 hectáreas.

Respecto a la relación entre tendencia del IPSE y la riqueza de mamíferos, no se encontró efecto significativo para ninguno de los parámetros analizados: tendencia promedio ($p=0,36$), mínimo ($p=0,8$), máximo ($p=0,7$) y desviación estándar ($p=0,5$) (Figura 21). Este mismo ocurrió cuando se analizó únicamente la tendencia de los bosques en cada paisaje. No se encontró relación entre tendencia promedio de los bosques ($p=0,4$), el mínimo ($p=0,09$), el máximo ($p=0,8$), la desviación estándar ($p=0,6$) y la riqueza de mamíferos (Figura 22).

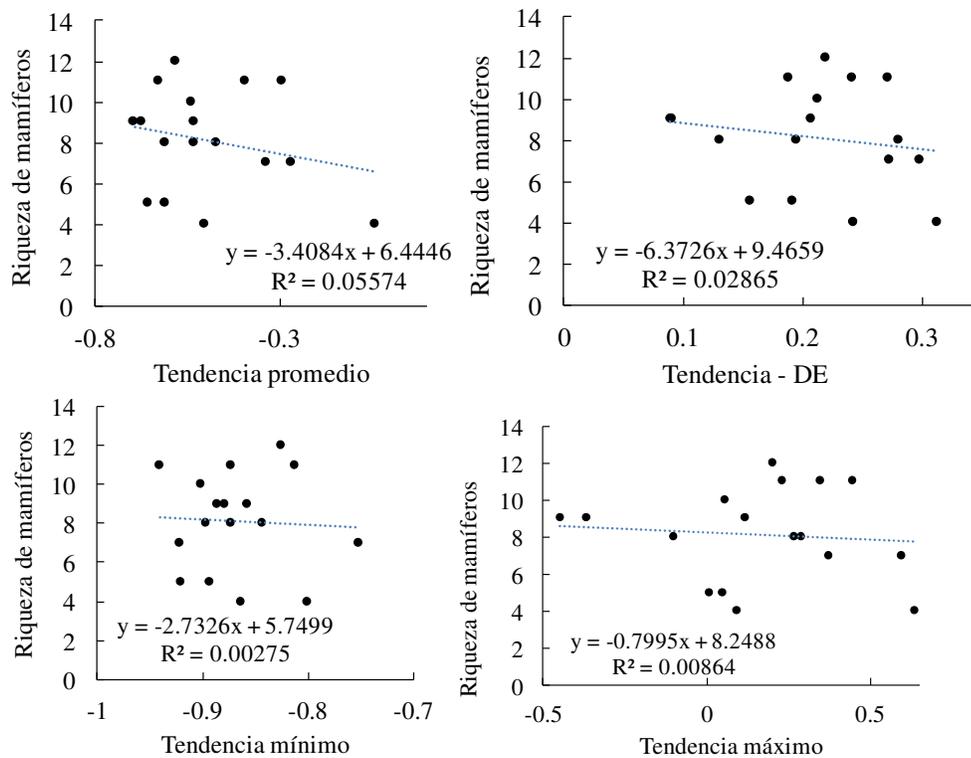


Figura 21. Relación entre la riqueza de especies y la tendencia en IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar para el periodo 2001-2015 en los paisajes locales de 2000 hectáreas. DE: desviación estándar.

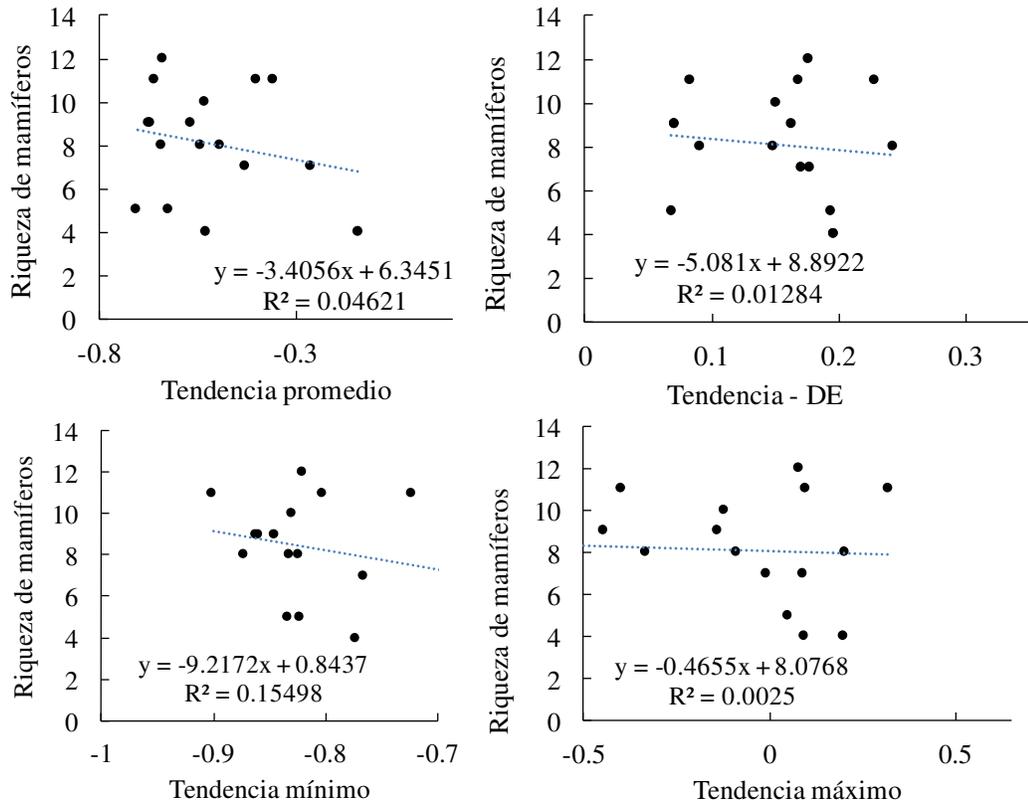


Figura 22. Relación entre la riqueza de especies y la tendencia en IPSE promedio, mínimo, máximo y desviación estándar para los bosques en los paisajes locales de 2000 hectáreas. DE: desviación estándar.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El índice IPSE permitió analizar la variabilidad espacial y temporal del nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios en la zona de estudio, y encontrar relaciones con la riqueza de especies de mamíferos. Comprender las relaciones entre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas es importante para la gestión sostenible de la fauna de la región.

En general, los mayores valores del índice estuvieron asociados a los bosques, indicando que estos ecosistemas presentan mayor intercepción de la radiación fotosintéticamente activa y menor variación estacional, por lo tanto mayores niveles de provisión de servicios ecosistémicos (Paruelo *et al.* 2016). Contrario a esto, las áreas agrícolas tuvieron menor valor en el índice, tal como lo observaron Volante *et al.* (2012), en dónde las áreas agrícolas tienen mayor variación en la productividad primaria intra e interanual.

Es interesante destacar que el incremento en los valores negativos del IPSE en el periodo 2008-2009, pudo estar relacionado con el incremento en la superficie de desmontes que ocurrió durante la reglamentación de la ley de conservación de bosques nativos (26331).

En cuanto a la distribución espacial de los patrones del IPSE entre los departamentos, la variación observada puede estar relacionada con el tipo de loteo departamental. Mientras que, en los departamentos de Las Breñas y Chacabuco, se realizaron loteos homogéneos de 100 hectáreas en divisiones de tres por dos kilómetros (con seis lotes por división), los departamentos 12 de octubre y 2 de abril, tuvieron loteos más heterogéneos, con campos de hasta 10.000 hectáreas.

En términos de tendencia del IPSE, en general se observaron áreas con tendencia negativa y tendencia estable, distribuidas tanto en áreas agrícolas, como en áreas naturales. Las áreas agrícolas con tendencia estable, corresponden a aquellas cuya deforestación ocurrió hace más de 40 años (periodos 1976 y 1986, Figura 15), mientras que las áreas con tendencia negativa corresponden a aquellas cuya deforestación ocurrió posterior al 2000, por lo tanto, la dinámica agrícola es aun inestable. En las áreas

naturales, ocurren las dos tendencias, áreas estables y áreas con tendencia negativa. Esta última, puede ser un indicador de degradación de los bosques por actividades de manejo local, como ganadería de monte o extracción selectiva. Para poder arribar a conclusiones definitivas sobre este aspecto, debería analizarse la tendencia de las precipitaciones en el período estudiado, dado que ésta es un importante control de la productividad primaria neta (captura de carbono).

Gasparri & Baldi (2013), mencionan que los controles antrópicos condicionan los valores de la productividad primaria neta, sugiriendo bajos valores en los bosques cercanos a áreas cultivadas, lo cual podría explicar la reducción en los valores del IPSE de los bosques en esta matriz agrícola. Las pocas áreas en las que se observó aumento del IPSE, podrían interpretarse como recuperación de áreas naturales o recuperación de tierras de cultivo por abandono de la actividad.

Los resultados encontrados indicarían que los niveles de captura de carbono evaluados mediante el IPSE se encuentran asociados a biodiversidad de grandes mamíferos. La relación positiva encontrada podría explicarse a través de la provisión de hábitat y alimento para la fauna. La importancia de conocer la relación entre biodiversidad y captura de carbono como servicio ecosistémico es fundamental para guiar las acciones de conservación y contrarrestar los efectos de la pérdida de especies en el funcionamiento de los ecosistemas (Pettorelli *et al.* 2011, Duffy & Pettorelli 2012, Borowik *et al.* 2013, Vihervaara *et al.* 2017). Por lo tanto, este índice permite caracterizar la heterogeneidad espacial en el funcionamiento del ecosistema y la riqueza asociada de este grupo de especies. Esto es de gran importancia, dado que los mamíferos, cumplen una variedad de roles en este ecosistema chaqueño, ya que el 55% de la flora leñosa depende de la dispersión realizada por estas especies (Periago *et al.* 2015).

La falta de relación entre la riqueza y las tendencias en el índice, pueden indicar un efecto de estabilización de la comunidad de mamíferos, ya que los principales desmontes ocurrieron hace más de 15 años, por lo cual es posible que no exista un efecto de deuda de extinción (Chen & Shen 2017, Hugueny 2017). Sin embargo, este último punto debería analizarse con más detalle.

La conservación de fauna es de particular importancia en este paisaje agrícola, ya que los remanentes de bosque albergan el 70% de las especies de mamíferos de la región. La reducción en la cantidad de bosque ha mostrado una reducción en el número de especies nativas en la cual se ven favorecidas las especies generalistas, siendo afectadas en gran medida las especialistas de bosque (Núñez-Regueiro *et al.* 2015), llevando a la homogeneización de la biota. En este escenario, se genera una oportunidad para la conservación de la fauna nativa en estos paisajes productivos, manteniendo áreas naturales e identificando áreas que podrían recuperarse y evitar la defaunación y homogeneización de la biota (Harrison *et al.* 2013, Young *et al.* 2016). El mapeo del índice IPSE y sus tendencias permiten identificar áreas donde ocurren cambios en la provisión de servicios ecosistémicos y qué requieren atención, así como áreas potenciales para recuperación que faciliten los flujos que están asociados a los servicios ecosistémicos en paisajes fragmentados (Mitchell *et al.* 2015). Flujos tales como los movimientos de dispersión, movimientos diarios, actividades reproductivas y de alimentación, especialmente importantes para aquellas especies con riesgo de extinción como las encontradas en la zona de estudio (osos hormigueros, tatú chaqueño, mataco).

El índice IPSE cobra importancia para el monitoreo, no solo de los servicios ecosistémicos y su funcionamiento, sino su relación con la biodiversidad. Este índice permitiría monitorear diferentes aspectos de la biodiversidad en sus diferentes niveles de organización y componentes (composición, estructura y función) (Noss 1990). Las especies con interés de conservación podrían beneficiarse por la habilidad de monitorear cambios en la heterogeneidad y disponibilidad de hábitat de atributos funcionales derivados de datos de sensores remotos, ya que estos responden más rápido a los cambios que los atributos estructurales. Dicha información es fundamental para diseñar, implementar y monitorear las políticas ambientales.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ADÁMOLI, J., R. GINZBURG, and S. TORRELLA. 2011. Escenarios productivos y ambientales del Chaco Argentino: 1977-2010. B. Aires FCEN-UBA Fundación Producir Conservando. 101 páginas.
- ALCARAZ-SEGURA, D., J. M. PARUELO, H. E. EPSTEIN, and J. CABELLO. 2013. Environmental and human controls of ecosystem functional diversity in temperate South America. *Remote Sens.* 5: 127–154.
- BALDI, G., J. HOUSPANOSSIAN, F. MURRAY, A. A. ROSALES, C. V. RUEDA, and E. G. JOBBÁGY. 2015. Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. *J. Arid Environ.* 123: 47–59.
- BALDI, G., S. R. VERÓN, and E. G. JOBBÁGY. 2013. The imprint of humans on landscape patterns and vegetation functioning in the dry subtropics. *Glob. Change Biol.* 19: 441–458.
- BOGONI, J. A., T. C. BOGONI, M. E. GRAIPEL, and J. R. MARINHO. 2013. The Influence of Landscape and Microhabitat on the Diversity of Large- and Medium-Sized Mammals in Atlantic Forest Remnants in a Matrix of Agroecosystem and Silviculture. *ISRN For.* 2013: 1–13.
- BOROWIK, T., N. PETTORELLI, L. SÖNNICHSEN, and B. JĘDRZEJEWSKA. 2013. Normalized difference vegetation index (NDVI) as a predictor of forage availability for ungulates in forest and field habitats. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 675–682.
- CABELLO, J., N. FERNÁNDEZ, D. ALCARAZ-SEGURA, C. OYONARTE, G. PINEIRO, A. ALTESOR, M. DELIBES, and J. M. PARUELO. 2012. The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodivers. Conserv.* 21: 3287–3305.
- CHEN, Y., and T.-J. SHEN. 2017. A general framework for predicting delayed responses of ecological communities to habitat loss. *Sci. Rep.* 7.
- DIDAN, K., A. BARRETO-MUNOZ, R. SOLANO, and A. HUETE. 2015. MODIS Vegetation Index User's Guide (MOD13 Series).
- DIRZO, R., H. S. YOUNG, M. GALETTI, G. CEBALLOS, N. J. ISAAC, and B. COLLEN. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.
- DUFFY, J. P., and N. PETTORELLI. 2012. Exploring the relationship between NDVI and African elephant population density in protected areas. *Afr. J. Ecol.* 50: 455–463.
- EKLUNDH, L., and P. JÖNSSON. 2017. TIMESAT 3.3 with seasonal trend decomposition and parallel processing. Software Manual.
- FERNÁNDEZ, N. 2013. Earth observation for species diversity assessment and monitoring. *Earth Obs. Ecosyst. Serv.* 151–177.

- FISCHER, J., and D. B. LINDENMAYER. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16: 265–280.
- GARMENDIA, A., V. ARROYO-RODRÍGUEZ, A. ESTRADA, E. J. NARANJO, and K. E. STONER. 2013. Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *J. Trop. Ecol.* 29: 331–344.
- GASPARRI, N. I., and G. BALDI. 2013. Regional patterns and controls of biomass in semiarid woodlands: lessons from the Northern Argentina Dry Chaco. *Reg. Environ. Change* 13: 1131–1144.
- HANSEN, M. C., P. V. POTAPOV, R. MOORE, M. HANCHER, S. A. TURUBANOVA, A. TYUKAVINA, D. THAU, S. V. STEHMAN, S. J. GOETZ, T. R. LOVELAND, and OTHERS. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342: 850–853.
- HARRISON, R. D., S. TAN, J. B. PLOTKIN, F. SLIK, M. DETTO, T. BRENES, A. ITOH, and S. J. DAVIES. 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community. *Ecol. Lett.* 16: 687–694.
- HUGUENY, B. 2017. Age–area scaling of extinction debt within isolated terrestrial vertebrate assemblages. *Ecol. Lett.* 20: 591–598.
- JACKSON, H. B., and L. FAHRIG. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landsc. Ecol.* 27: 929–941.
- JACKSON, H. B., and L. FAHRIG. 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24: 52–63.
- LAURANCE, W. . 2014. Contemporary drivers of habitat fragmentation. *In* *Global Forest Fragmentation*. CABI.
- MITCHELL, M. G., A. F. SUAREZ-CASTRO, M. MARTINEZ-HARMS, M. MARON, C. MCALPINE, K. J. GASTON, K. JOHANSEN, and J. R. RHODES. 2015. Reframing landscape fragmentation’s effects on ecosystem services. *Trends Ecol. Evol.* 30: 190–198.
- MORELLO, J., S. D. MATTEUCCI, A. F. RODRIGUEZ, and M. E. SILVA. 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos 1ra Ed. Orientación Gráfica Editora. GEPAMA. FADU., Buenos Aires.
- NIETO, S., P. FLOMBAUM, and M. F. GARBULSKY. 2015. Can temporal and spatial NDVI predict regional bird-species richness? *Glob. Ecol. Conserv.* 3: 729–735.
- NOSS, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355–364.
- NÚÑEZ-REGUEIRO, M. M., L. BRANCH, R. J. FLETCHER, G. A. MARÁS, E. DERLINDATI, and A. TÁLAMO. 2015. Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina. *Biol. Conserv.* 187: 19–26.

- OJEDA, R. A., V. CHILLO, and G. B. DÍAZ ISENATH. 2012. Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina. Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos.
- PARROTTA, J. A., C. WILDBURGER, and S. MANSOURIAN. 2012. Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: the key to achieving REDD+ objectives. International Union of Forest Research Organizations (IUFRO).
- PARUELO, J. M. 2008. La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Rev. Ecosistemas* 17.
- PARUELO, J. M., M. TEXEIRA, L. STAIANO, M. MASTRÁNGELO, L. AMDAN, and F. GALLEGU. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecol. Indic.* 71: 145–154.
- PASHER, J., S. W. MITCHELL, D. J. KING, L. FAHRIG, A. C. SMITH, and K. E. LINDSAY. 2013. Optimizing landscape selection for estimating relative effects of landscape variables on ecological responses. *Landsc. Ecol.* 28: 371–383.
- PAU, S., T. W. GILLESPIE, and E. M. WOLKOVICH. 2012. Dissecting NDVI–species richness relationships in Hawaiian dry forests. *J. Biogeogr.* 39: 1678–1686.
- PERIAGO, M. E., V. CHILLO, and R. A. OJEDA. 2015. Loss of mammalian species from the South American Gran Chaco: empty savanna syndrome? *Mammal Rev.* 45: 41–53.
- PETTORELLI, N. 2013. The normalized difference vegetation index. Oxford University.
- PETTORELLI, N., S. RYAN, T. MUELLER, N. BUNNEFELD, B. JĘDRZEJEWSKA, M. LIMA, and K. KAUSRUD. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Clim. Res.* 46: 15–27.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- SOBRAL, M., K. M. SILVIUS, H. OVERMAN, L. F. OLIVEIRA, T. K. RABB, and J. M. FRAGOSO. 2017. Mammal diversity influences the carbon cycle through trophic interactions in the Amazon. *Nat. Ecol. Evol.*
- STEENWEG, R., M. HEBBLEWHITE, R. KAYS, J. AHUMADA, J. T. FISHER, C. BURTON, S. E. TOWNSEND, C. CARBONE, J. M. ROWCLIFFE, and J. WHITTINGTON. 2016. Scaling-up camera traps: monitoring the planet’s biodiversity with networks of remote sensors. *Front. Ecol. Environ.*
- THORNTON, D. H., L. C. BRANCH, and M. E. SUNQUIST. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecol. Appl.* 21: 2324–2333.
- TORRELLA, S. A. 2014. Fragmentación y “pérdida de bosques de tres quebrachos” y su comunidad de plantas leñosas en el SO de la Provincia del Chaco. Tesis

presentada para optar al título de Doctor en el área Ciencias Biológicas.
Universidad de Buenos Aires, Argentina.

- TORRELLA, S. A., R. G. GINZBURG, J. M. ADÁMOLI, and L. GALETTO. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. *For. Ecol. Manag.* 307: 147–154.
- VALLEJOS, M., J. N. VOLANTE, M. J. MOSCIARO, L. M. VALE, M. L. BUSTAMANTE, and J. M. PARUELO. 2015. Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: a plot level geo-database from 1976 to 2012. *J. Arid Environ.* 123: 3–11.
- VIHERVAARA, P., A.-P. AUVINEN, L. MONONEN, M. TÖRMÄ, P. AHLROTH, S. ANTTILA, K. BÖTTCHER, M. FORSIUS, J. HEINO, and J. HELIÖLÄ. 2017. How Essential Biodiversity Variables and remote sensing can help national biodiversity monitoring. *Glob. Ecol. Conserv.* 10: 43–59.
- VOLANTE, J. N., D. ALCARAZ-SEGURA, M. J. MOSCIARO, E. F. VIGLIZZO, and J. M. PARUELO. 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* 154: 12–22.
- WEN, L., N. SAINTILAN, X. YANG, S. HUNTER, and D. MAWER. 2015. MODIS NDVI based metrics improve habitat suitability modelling in fragmented patchy floodplains. *Remote Sens. Appl. Soc. Environ.* 1: 85–97.
- YOUNG, H. S., D. J. MCCAULEY, M. GALETTI, and R. DIRZO. 2016. Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 47: 333–358.
- ZIMBRES, B., M. M. FURTADO, A. T. JÁCOMO, L. SILVEIRA, R. SOLLMANN, N. M. TÓRRES, R. B. MACHADO, and J. MARINHO-FILHO. 2013. The impact of habitat fragmentation on the ecology of xenarthrans (Mammalia) in the Brazilian Cerrado. *Landsc. Ecol.* 28: 259–269.