

Cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios por la agriculturización del paisaje en el Chaco Seco

Tesis para optar por el título de Magister en Teledetección y Sistemas de Información Geográfica

Luis Emanuel Visentini

Ingeniero en Recursos Naturales – Universidad Nacional de Salta – 2010

Lugar de trabajo:

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria

Agencia de Extensión Rural - Joaquín V. González

Anta - Salta



Director de tesis

José N. Volante

Licenciado en Recursos Naturales (Universidad
Nacional de Salta) Dr. en Ciencias
Agropecuarias (Facultad de Agronomía UBA)

Asesor estadístico

Gloria E. Payo

INTA - Estación Experimental Agropecuaria Salta

Fecha de defensa de la tesis:

Dedicatoria

A mi madre

A mi hija

Agradecimientos

Quiero agradecer especialmente a Federico Mónico, por haberme brindado su apoyo y amistad incondicional durante esta etapa de mi vida.

Agradezco a mis compañeros de la maestría: Cristian, Gabriel, Juan, Luisa, Nadia, Eduardo, Noelia, por la ayuda desinteresada y por brindarme su amistad, haciendo de cada curso una experiencia enriquecedora.

También quiero agradecer al equipo de INTA J. V. González, a Roberto y al equipo de Recursos Naturales de INTA Salta, quienes me apoyaron durante estos años.

Agradezco a Gloria por asesorarme en temas vinculados a estadística durante la etapa de procesamiento de los datos.

Agradezco al Dr. Andrés Tálamo por ayudarme desinteresadamente con las dudas que surgieron en temas vinculados al tratamiento estadístico.

Agradezco al Dr. José Volante, por guiarme en cada etapa de este proceso, por compartir su experiencia y conocimientos abiertamente, pero por sobre todo, por su calidad humana.

A mi familia, por estar siempre presente.

Quiero agradecer al INTA, que invierte en la capacitación de su gente con una política institucional sin precedentes en nuestro país.

Por último, quiero agradecer al jurado evaluador por las correcciones, sugerencias y aportes, que permitieron lograr un documento más acabado y profesional.

Declaración

"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 lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en esta u otra institución."

Índice general

1. INTRODUCCION.....	13
1.1. El cambio de uso de suelo y sus consecuencias.....	13
1.2. Servicios Ecosistémicos.....	16
1.3. Índices espectrales de vegetación.....	19
1.4. El índice de vegetación de diferencia normalizada.....	20
1.5. Uso del NDVI para la evaluación de cambios en la provisión de SEI.....	20
1.6. Índice de provisión de servicios ecosistémicos.....	23
1.7. Paisaje.....	24
1.8. Fragmentación del paisaje.....	26
1.9. Función de impacto de servicios ecosistémicos.....	29
1.10. Vacancias de conocimiento.....	31
1.11. Hipótesis.....	31
1.12. Objetivos.....	32
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	33
2.1. Área de Estudio.....	33
2.2. Aproximación metodológica.....	37
2.3. Bases de datos.....	37
2.4. Ajuste de series temporales.....	38
2.5. Selección de datos para el análisis.....	44
2.6. Definición de zonas.....	46
2.7. Análisis estadísticos.....	47
2.7.1. Función de Impacto: Relación entre el IPSE y los desmontes a nivel de paisaje.....	47
2.7.2. Función de impacto: Relación entre el IPSE y el TML a nivel de paisaje.....	48
3. RESULTADOS.....	50
3.1. Relación entre IPSE y el avance de la agriculturización del paisaje en el CHS del NOA.....	50
3.2. Relación entre el IPSE y la fragmentación del bosque a nivel de paisaje en el CHS del NOA.....	56
4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	58
BIBLIOGRAFÍA.....	64
ANEXO.....	74

Índice de figuras

- Figura 1.** Ubicación y delimitación de la Ecorregión Chaco Seco en Sudamérica y el área de estudio en Argentina. 14
- Figura 2.** Relación conceptual entre servicios ecosistémicos intermedios (SEI) y finales (SEF) (Fisher et al., 2009). La estructura y función de los ecosistemas son considerados SEI, que llevan a los SEF, los cuales, en combinación con otras formas de capital, proporcionan beneficios para la humanidad. 17
- Figura 3.** Modelo de cascada. Relación entre la estructura y el funcionamiento del ecosistema y su vínculo con los servicios ecosistémicos intermedios y finales. Tomado de Paruelo et al. (2016). 18
- Figura 4.** Respuesta espectral de la vegetación. Fundamento espectral de los índices de vegetación (Pinilla Ruiz, 1995). 20
- Figura 5.** Esquema general de desarrollo del índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE), donde la estimación de la provisión de SE puede obtenerse de datos de campo, modelos mecánicos o sensores remotos. El mismo puede ser obtenido anualmente y mapeado. Modificado de Paruelo et al. (2016). 23
- Figura 6.** El paisaje es un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al de ecosistema e inferior al de región; caracterizado por su heterogeneidad y dinámica controlada por las actividades humanas. Existe independientemente del observador, por lo tanto, puede aplicarse a una gama de escalas geográficas que van desde algunas hectáreas a algunos cientos de kilómetros cuadrados (Burel y Baudry, 2002). Figura tomada de Ibíd. (2002). 25
- Figura 7.** Representación del proceso de fragmentación del paisaje. En color verde se representa la vegetación natural y en tonos rojizos, la actividad agropecuaria. Etapas identificables según Forman (1995) y modificado por Jaeger (2000). El proceso produce la disgregación de un hábitat continuo en dos o más fragmentos progresivamente empequeñecidos y aislados entre sí, resultando en un nuevo hábitat denominado matriz, distinto al original (Forman, 1995). Figura tomada de Baldi (2002). 27
- Figura 8.** Cambio en el nivel de oferta de un SE teórico en función de tres gradientes posibles de perturbación o estrés sobre el paisaje. Los puntos **a**, **b** y **c** indican, de acuerdo a su curva correspondiente, tres niveles diferentes de transformación del territorio para sostener el mismo nivel de provisión del SE (Tomado de Paruelo y Dieguez, 2019). 30
- Figura 9.** Modelos genéricos de una función de impacto. Se observa la relación entre el grado de perturbación asociado al uso del territorio y el nivel de provisión u oferta de servicios ecosistémicos. Cada trama de línea representan ejemplos de las posibles formas que podría adquirir una función de impacto (Tomado de Paruelo y Dieguez, 2019). 30
- Figura 10.** Ubicación del área de estudio (Trama rayada). 33
- Figura 11.** Zonas agroeconómicas homogéneas del Noroeste argentino dentro del Chaco Seco del Noroeste argentino (Bravo et al., 1998). 35
- Figura 12.** Superficie ocupada por la escena h12-v11 del sensor MODIS (polígono

celeste) utilizada para el área de estudio (trama rayada).	38
Figura 13. Secuencia de procesamiento de la serie temporal de imágenes del índice de vegetación de diferencia normalizada, mediante el programa TIMESAT, para la eliminación de datos espurios y suavizar la serie de datos (Volante, 2016). Tomado y adaptado de Eklundh y Jönsson (2015). Se muestran los módulos utilizados del programa TIMESAT.	40
Figura 14. Cada campaña agrícola está compuesta por 23 imágenes del índice de vegetación de diferencia normalizada, las cuales conforman bloques, haciendo un total de 15 para la serie temporal que inicia en el año 2000 y finaliza en el 2015. Estos bloques fueron ajustados mediante el programa TIMESAT. Figura modificada de Volante et al. (2015).	41
Figura 15. Modelo de procesamiento utilizado para el cálculo del índice de provisión de servicios ecosistémicos correspondiente a cada campaña agrícola, implementado mediante el programa ERDAS IMAGINE 9.2.	42
Figura 16.a) Compilado de 23 productos del índice de vegetación normalizada correspondiente a una campaña agrícola. b) Imagen del índice de provisión de servicios ecosistémicos promedio para una campaña agrícola, obtenida luego del procesamiento mediante el programa ERDAS Imagine. Los pixeles rojos indican bajos valores del índice de provisión de servicios ecosistémicos, los amarillos indican valores intermedios mientras que los verdes, indican valores altos del índice.	42
Figura 17. Se aplicó al área de estudio una grilla compuesta por celdas que tienen una superficie de 25 km ² . A la derecha se observa el detalle de las celdas sobre el área de estudio. Estas celdas o unidades de 25 km ² tienen un tamaño espacial acorde para la observación y toma de información a escala paisaje.	44
Figura 18. a) Grilla aplicada sobre el área de estudio. b) Celdas seleccionadas para el análisis. Mediante un mapa de cobertura, se excluyeron las zonas productivas bajo riego, zonas bañados, playas de río, cuerpos de agua, salares, salinas y coberturas artificiales (ciudades, pueblos, etc.). En el caso de la campaña 2014/2015 fueron seleccionadas 5.780 celdas, que corresponden a una superficie aproximada de 14,5 millones de hectáreas.	45
Figura 19. a) Precipitación media anual del área de estudio (Bianchi y Yañez, 1992). En gris oscuro se muestran las zonas con precipitaciones superiores a 600 mm (zona húmeda); en gris claro, las zonas con precipitaciones inferiores a 600mm (zona seca). b) Ejemplo de selección de celdas clasificadas según zona, correspondiente a la campaña 2014/15. Quedaron seleccionadas 3.148 celdas (7,9 millones de ha.) para la zona húmeda y 2.632 celdas (6,6 millones de ha.) para la zona seca.	47
Figura 20. Gráfico de caja y bigotes para la variable Tamaño Medio de Lote (TML) . Se observa que el 95% de la distribución del tamaño de los lotes agropecuarios se concentra en valores que van desde 0-250 ha.	50
Figura 21. Comparación de las funciones de impacto modeladas mediante ecuaciones lineales para la estimación de los cambios en los servicios ecosistémicos debido a la agriculturización del paisaje en el Chaco Seco del noroeste argentino. En azul se muestra el modelo correspondiente a la zona seca, que forma una franja central con dirección Norte-Sur y en rojo, se muestra el modelo	

para la zona húmeda, que constituye dos franjas norte-sur ubicadas en la región oriental y occidental del área de estudio. 52

Figura 22. Dinámica del índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE) conforme al avance de la frontera agropecuaria durante las campañas agrícolas 2000/2001 hasta la campaña 2007/2008. Los colores representan el valor del IPSE en celdas de 25 km², cuya superficie desmontada se encuentra entre 1% - 100%. Durante este periodo se destaca, por un lado, la incorporación de nuevos lotes concentrados principalmente en la franja central Norte-Sur del área de estudio (IPSE 0,4-0,5), y por otro, la reducción del IPSE en las celdas más antiguas, debido al progresivo cambio de cobertura y uso de suelo, prevaleciendo el uso agropecuario en detrimento de la cobertura por bosques nativos (IPSE<0,4). 54

Figura 23. Dinámica del índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE) conforme al avance de la frontera agropecuaria durante las campañas agrícolas 2008/2009 hasta la campaña 2014/2015. Se incorporan lotes agrupados principalmente en los sectores Noroeste y Sureste con altos valores del IPSE (0,5-0,8). Se mantiene el descenso general del índice (IPSE<0,4), debido a la pérdida de provisión de servicios ecosistémicos intermedios en lotes más antiguos. 55

Figura 24. Función de impacto modelada a través de un polinomio de segundo orden para la estimación de los cambios en los servicios ecosistémicos debido a la fragmentación de los bosques a nivel de paisaje en la zona húmeda (franjas en sentido Norte-Sur ubicadas en la región oriental y occidental) del Chaco Seco del noroeste argentino. Las líneas verdes indican el intervalo de confianza (95%) y las puntuadas indican el intervalo de predicción (95%) del modelo. . 57

Figura 25. Función de impacto modelada a través de un polinomio de segundo orden para la estimación de los cambios en los servicios ecosistémicos debido a la fragmentación de los bosques a nivel de paisaje en la zona seca (franja central con dirección Norte-Sur) del Chaco Seco del noroeste argentino. Las líneas verdes indican el intervalo de confianza (95%) y las puntuadas indican el intervalo de predicción (95%) del modelo. 57

Índice de tablas

Tabla 1. Resumen estadístico para la variable IPSE promedio de la zona húmeda y zona seca del Chaco Seco.	50
Tabla 2. Análisis de la Varianza para IPSE promedio.....	51
Tabla 3. Parámetros de las ecuaciones de la recta correspondientes al modelo ajustado que relaciona el IPSEpromedio con el Desmonte% en cada zona.	51
Tabla 4. ANOVA adicional para las variables intercepto y pendiente correspondientes a los modelos ajustados que relacionan el IPSEpromedio con el Desmonte%.	53

Resumen

Título: Cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios por la agriculturización del paisaje en el Chaco Seco.

Un esquema de clasificación de servicios ecosistémicos (SE), considera al funcionamiento y la estructura del ecosistema como SE intermedios (SEI) —que a su vez determinan SE finales—. Particularmente, la deforestación afecta la provisión de SEI vinculados a la dinámica de ganancia del carbono (SEI_C) de manera diferente sobre el paisaje. En la porción argentina del Chaco Seco, el impacto del cambio de uso del suelo sobre la productividad primaria neta total anual es relativamente pequeño en comparación con el efecto causado sobre la variabilidad intra e interanual. La agriculturización, produce una disminución de los SEI_C del 30%, homogeneiza el paisaje desde el punto de vista funcional y estructural, generando un alto grado de fragmentación en los ecosistemas. Para estimar la relación entre la provisión de SEI, la agriculturización y la fragmentación a nivel de paisaje, se calcularon las funciones de impacto correspondientes. Mediante series temporales (2.000 al 2.015) del NDVI del sensor MODIS se determinó el índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE), como estimador de los SEI y mediante mapas de lotes agropecuarios, se determinó el tamaño medio del lote (TML), como estimador de la fragmentación. Se construyeron funciones de impacto (FI) que relacionan el IPSE a la agriculturización y otras que relacionan el IPSE con el TML. Se dividió el área en función de las precipitaciones medias anuales: zona húmeda (ZH) y zona seca (ZS). La relación entre el IPSE y la agriculturización a escala de paisaje fue lineal e inversa (ZH: $r=-0,64$; ZS: $r=-0,70$) con mediano poder predictivo (ZH: $R^2=0,41$; ZS: $R^2=0,48$). La relación entre el TML y el IPSE fue inversa (ZH: $r=-0,56$; ZS: $r=-0,45$) con bajo poder predictivo (ZH: $R^2=0,33$; ZS: $R^2=0,21$). Las FI obtenidas permiten la estimación de las tendencias de los SE, aunque requieren incorporación de variables adicionales para mejorar su poder predictivo.

Palabras Clave: Funciones de Impacto, Servicios Ecosistémicos Intermedios, Chaco Seco, IPSE, Paisaje.

Abstract

Title: Changes in provision of intermediate ecosystem services at landscape level due to agriculturization in the Dry Chaco.

One of the classification schemes for ecosystem services (ES) considers the functioning and structure of the ecosystem as intermediate ES (IES) —which in turn determine final ES—. Deforestation affects the provision of IESs linked to carbon gain dynamics (IES_C) differently over the landscape. In the Argentine portion of the dry Chaco, the impact of land use change on total annual net primary productivity is relatively small compared to the effect on intra- and inter-annual variability. Agriculturization, produces a 30% decrease in IES_C, homogenizes the landscape from the functional and structural point of view, generating a high degree of fragmentation in ecosystems. To estimate the relationship between the provision of IES, agriculturization and fragmentation at the landscape level, we calculated the corresponding impact functions. Using time series (2000 to 2015) of the NDVI from the MODIS sensor, the ecosystem services provision index (ESPI) was determined as an estimator of the IES and using maps of agricultural plots, the average patch size (APS) was determined, as an estimator of fragmentation. We built impact functions (IF) that relate the ESPI with agriculturization and others that relate the ESPI with the APS. The area was divided according to the annual average rainfall: humid zone (HZ) and dry zone (DZ). The relationship between ESPI and agriculturization at the landscape scale was linear and inverse (HZ: $r = -0.64$; DZ: $r = -0.70$) with medium predictive power (HZ: $R^2 = 0.41$; DZ: $R^2 = 0.48$). The relationship between APS and ESPI was inverse (HZ: $r = -0.56$; DZ: $r = -0.45$) with low predictive power (HZ: $R^2 = 0.33$; DZ: $R^2 = 0.21$). The IF obtained allow the estimation of ES trends, although they require the incorporation of additional variables to improve their predictive power.

Key words: Impact function, Intermediate Ecosystem Services, Dry Chaco, ESPI, Landscape.

1. INTRODUCCION

1.1. El cambio de uso de suelo y sus consecuencias

Ante la necesidad de evaluar las causas directas de pérdida de biodiversidad y servicios ecosistémicos (SE), el cambio de uso del suelo aparece como una de las más importantes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Éste implica en primera instancia “cambios en la cobertura del suelo” (Duarte *et al.*, 2006), que ocurren de manera no aleatoria y son resultantes de la interacción de factores biofísicos con aquellos relacionados a las dimensiones económicas, sociales, culturales, políticas y tecnológicas (Paruelo y Littera, 2019).

Los cambios de uso del suelo y sus implicancias han sido motivo de estudio en los últimos años, principalmente por los conflictos derivados de las diferentes visiones de desarrollo sostenidas por los grupos involucrados con el territorio (Paruelo y Littera, 2019).

Determinados usuarios del territorio privilegian beneficios de corto plazo sobre los que puedan obtener ellos mismos o futuras generaciones a largo plazo (Paruelo y Littera, 2019) y en consecuencia la conversión de ecosistemas naturales incrementa la pobreza en determinados sectores sociales (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Esto atenta contra la supervivencia de la población nativa, los pequeños productores de la zona y los bosques (Seghezzo *et al.*, 2011).

Autores como Baldassini *et al.* (2015), exponen que este cambio de uso de suelo altera la dinámica de ganancia del carbono, modificando su almacenamiento como carbono orgánico del suelo (COS). Estos autores estiman una pérdida anual promedio de COS en la capa superficial del suelo (0-20 cm) de 0,5 Mg C/ ha año, la cual varía en función del contenido de arcilla, de la antigüedad del desmonte y de la precipitación media.

Para el año 2012 en la ecorregión del Chaco Seco en Sudamérica (**Figura 1**), se transformaron 15,8 millones de hectáreas destinadas a agricultura y/o ganadería. Esta ecorregión abarca una superficie de 787.000 km², ocupando parte de Argentina (62% de la superficie de la ecorregión), Paraguay (22% de la

superficie) y Bolivia (16% de la superficie). En Paraguay se observaron las mayores tasas de transformación anual, alcanzando valores superiores a 4,0% en el año 2010 con la consecuente pérdida de conectividad del bosque nativo (Vallejos *et al.*, 2015).

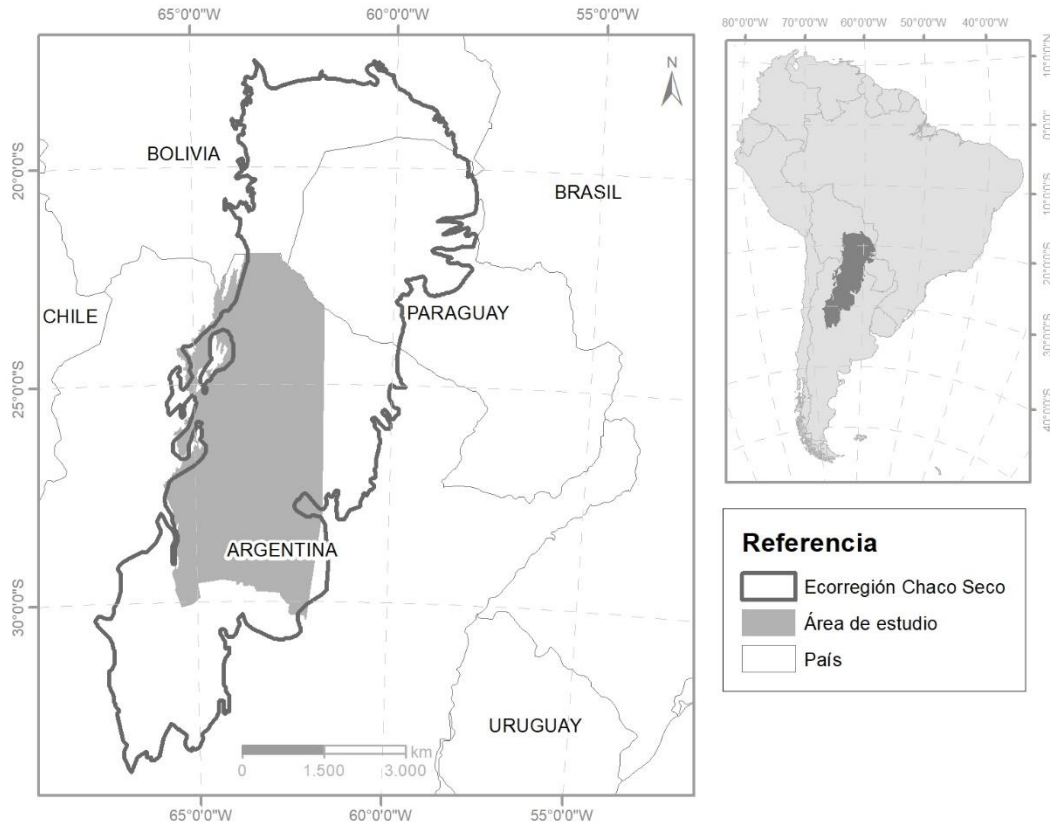


Figura 1. Ubicación y delimitación de la Ecorregión Chaco Seco en Sudamérica y el área de estudio en Argentina.

En Argentina, el modelo actual de crecimiento de la actividad agropecuaria en el Chaco Seco (CHS) (**Figura 1**) es denominado avance en frontera, avance por contagio, avance de la frontera agropecuaria o agriculturización (Volante, 2014).

Este modelo involucra el proceso de avance de las coberturas agropecuarias sobre las coberturas de vegetación natural (Baldi *et al.*, 2019a) y describe la extensión del cultivo de soja (principalmente) así como de otras actividades productivas agrícolas y ganaderas sobre territorios en los que se desarrollan actividades productivas menos rentables, incluso el avance puede ser sobre tierras consideradas no aptas hasta el momento (Ortega, 2010; Volante, 2014).

El avance estuvo condicionado por la distribución de las precipitaciones en la región, al respecto Ledesma (1992) explica que la región chaqueña presenta una disminución gradual de las lluvias en sentido este – oeste, con un área chaqueña húmeda al este, acentuándose progresivamente las condiciones de déficit hídrico hacia el centro de la región, creando el área chaqueña seca.

En este sentido, podemos mencionar que la isohieta de 600mm permite delimitar una transición entre zonas climáticas, desde un clima semiárido hacia otro subhúmedo-seco, según la clasificación de Thornthwaite (1948). Al respecto Bianchi *et al.* (2005) explican que esta transición se debe a un incremento de las precipitaciones debido al efecto de la orografía, por lo que proponen como límite entre Chaco Semiárido y el Umbral a la isohieta de 600mm. Esto se traduce desde el punto de vista de la aptitud agropecuaria en un cambio desde lo Silvo-pastoril hacia lo Agrícola-ganadero (Acuña *et al.*, 2004).

En este trabajo consideramos, en líneas generales, que la agriculturización hace referencia al incremento de la superficie destinada para la actividad agropecuaria (agricultura y ganadería), así como la consecuente disminución y fragmentación de los paisajes naturales.

El proceso inició en la década del sesenta caracterizado por la expansión generalizada de los cultivos de maíz, sorgo, poroto, trigo y soja, sostenido por nuevas tecnologías y el aumento del tamaño de las unidades productivas (Volante, 2014).

Como consecuencia de la fuerte transformación ocurrida en el territorio, surgió la *Ley de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos* (Ley 26.331), que fue sancionada en el año 2007 (*Ley 26.331, 2007*) y busca promover la conservación a través del Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN), regulando la expansión de la frontera agropecuaria y el cambio de uso de suelo, entre otras medidas (Collazo *et al.*, 2013).

En este contexto, la deforestación es un proceso que afecta la provisión de SE de manera diferente sobre el paisaje (Volante, 2014). Estas modificaciones de la cobertura alteran la dinámica del sistema socio – ecológico generando mayor producción de bienes comercializables a costa de una

dependencia de aportes de energía y materiales externos (Paruelo y Laterra, 2019). Las citadas intervenciones humanas para el aprovechamiento productivo de los ecosistemas, también alteran propiedades biofísicas de la superficie como el albedo, la rugosidad y la evapotranspiración (Paruelo *et al.*, 2019) modificando su capacidad natural para ofrecer SE (Paruelo y Dieguez, 2019).

Estos cambios de uso y cobertura del suelo producen diversos efectos sobre los SE finales con los que están relacionados y homogeneizan el paisaje desde el punto de vista funcional y estructural a nivel regional. Por otro lado, generan un alto grado de fragmentación de los ecosistemas naturales pudiendo provocar con el tiempo, la inversión del paisaje (Volante, 2014) modificando los flujos de calor y agua en superficie (SEI), alterando la circulación atmosférica y en consecuencia las precipitaciones y temperaturas (Muller y Berbery, 2019).

Específicamente, el modelo de crecimiento predominante, produce además una disminución de los SE intermedios (SEI) cercanos al 30%, donde el impacto del cambio de uso del suelo sobre la productividad primaria neta (PPN) total anual es relativamente pequeño en comparación con el efecto causado sobre la variabilidad intra-anual e inter-anual (Volante, 2014).

1.2. Servicios Ecosistémicos

Existen varias definiciones sobre los SE. Autores como Fisher *et al.* (2009) los definen como aquellos aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas de los cuales las personas obtenemos beneficios (**Figura 2**), mientras que otros autores (Costanza *et al.* 1997) los consideran como aquellos beneficios que los humanos derivamos de los ecosistemas. Estas diferencias en las concepciones tienen consecuencias muy importantes, ya que orientan el desarrollo de métodos para la obtención de datos y la generación de información que en última instancia afectarán la toma de decisiones (Laterra *et al.*, 2019). En este trabajo consideramos la definición propuesta por Fisher *et al.* (2009).

La estructura ecosistémica, hace referencia a la organización física o el patrón de un determinado sistema, tal como el patrón de parches a escala de paisaje o la estructura de edades y sexos de una población. La función ecosistémica abarca los procesos ecológicos y evolutivos como el flujo de genes,

las perturbaciones o el ciclo de los nutrientes, entre otros (Gangi y Paruelo, 2019). Estos son considerados SE intermedios (SEI) que llevan a los SE finales (SEF) los cuales, en combinación con otras formas de capital, proporcionan beneficios para la humanidad (Fisher *et al.*, 2009). Según el grado de conexión que tengan con la generación de bienestar humano, los SE podrán considerarse SEI o SEF (Turner *et al.*, 2008).

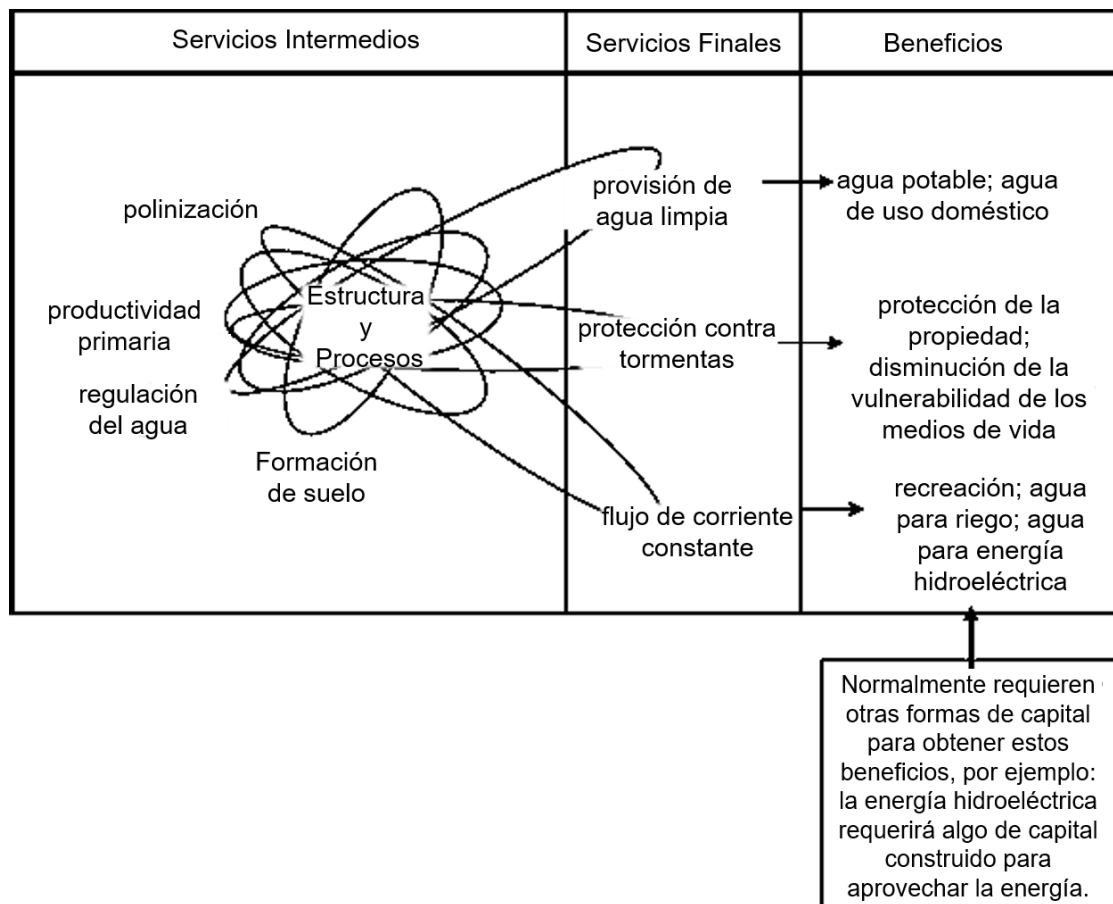


Figura 2. Relación conceptual entre servicios ecosistémicos intermedios (SEI) y finales (SEF) (Fisher *et al.*, 2009). La estructura y función de los ecosistemas son considerados SEI, que llevan a los SEF, los cuales, en combinación con otras formas de capital, proporcionan beneficios para la humanidad.

Los beneficios incluyen las proporciones de los flujos de SE que son capturados para su aprovechamiento teniendo en cuenta que esos SE sean demandados o considerados por los beneficiarios por su capacidad de contribuir a su bienestar (Latterra *et al.*, 2019). Muchos beneficios asociados a un SE en particular, pueden ser percibidos en zonas distantes del ecosistema que los está generando (Fisher *et al.*, 2009). A pesar de que exista un desacople espacial entre la zona de provisión de un SE y el lugar en donde los beneficiarios consumen el SE, los beneficios suelen mapearse sobre el área de provisión (Latterra *et al.*, 2019).

El esquema de clasificación de SE denominado modelo de cascada, propuesto de Groot *et al.* (2010) y Haines-Young y Potschin (2010) (**Figura 3**), vincula la estructura y el funcionamiento del ecosistema con el bienestar humano. Este esquema además incluye las funciones de producción. El modelo separa a los SEI, que incluyen a la estructura y los procesos del ecosistema, de los SEF, que involucran a los procesos asociados directamente con la provisión de beneficios humanos (Paruelo *et al.*, 2016).

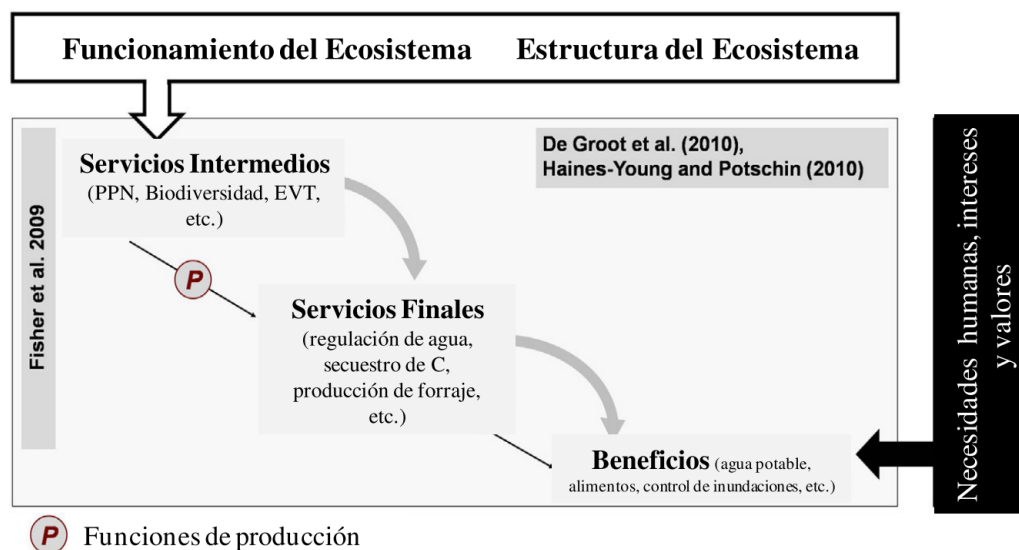


Figura 3. Modelo de cascada. Relación entre la estructura y el funcionamiento del ecosistema y su vínculo con los servicios ecosistémicos intermedios y finales. Tomado de Paruelo *et al.* (2016).

El flujo o provisión de SE en general es dependiente de la interacción entre distintas funciones ecosistémicas, lo que dificulta la estimación directa. Por este motivo se pueden representar a través de indicadores o variables sustitutas (Latterra *et al.*, 2019). En consecuencia a todo lo expuesto anteriormente, se entiende que tanto la definición como la clasificación de los SE están íntimamente vinculados al contexto socio-ecosistémico en el cual están enmarcados (Fisher *et al.*, 2009).

Dentro de los procesos de cambio de uso del suelo, la deforestación afecta a funciones clave de los ecosistemas relacionadas con la dinámica de las ganancias de Carbono (productividad primaria neta) (Volante, 2014), la cual es considerada un SEI fundamental (Fisher *et al.*, 2009).

La productividad primaria neta (PPN) es considerada un SEI que puede ser monitoreada mediante sensores remotos (Fisher *et al.*, 2009), se encuentra

vinculado a otros SE, por lo que puede ser considerada una variable integradora del funcionamiento ecosistémico (McNaughton *et al.*, 1989) y ser utilizada como descriptor del estado general del ecosistema (Paruelo y Lauenroth, 1998).

Por este motivo, para el estudio de los cambios en el uso del suelo se puede utilizar la dinámica anual de la PPN para caracterizar el nivel de provisión de SEI. Bajo este contexto, Viglizzo *et al.* (2011) propusieron la estimación y mapeo de los SE basados en la PPN, mediante el análisis de curvas estacionales de los índices espectrales de vegetación (Volante, 2014).

1.3. Índices espectrales de vegetación

Entre los métodos y herramientas para discriminar y describir parámetros de las masas vegetales, encontramos a los índices espectrales de vegetación, que son transformaciones que permiten caracterizar la cobertura vegetal, haciendo uso de la respuesta espectral (firma espectral) (Chuvieco, 2008; Pinilla Ruiz, 1995).

Existe una gran variedad de índices de vegetación. Entre ellos encontramos aquellos basados en cocientes entre bandas (Pinilla Ruiz, 1995). Destacan aquellos que combinan la reflectividad de la vegetación en la banda del rojo (0,6 - 0,7 μm) y la banda del infrarrojo cercano (0,7 - 1,1 μm). Aprovechan la alta absorción por parte de los pigmentos fotosintéticos, especialmente de la clorofila en la banda del rojo (R) y la alta reflectancia por parte de la estructura de las hojas, en la banda del infrarrojo cercano (IRC) (**Figura 4**), lo que permite separar con relativa claridad la vegetación sana de otras coberturas (Chuvieco, 2008; Pinilla Ruiz, 1995).

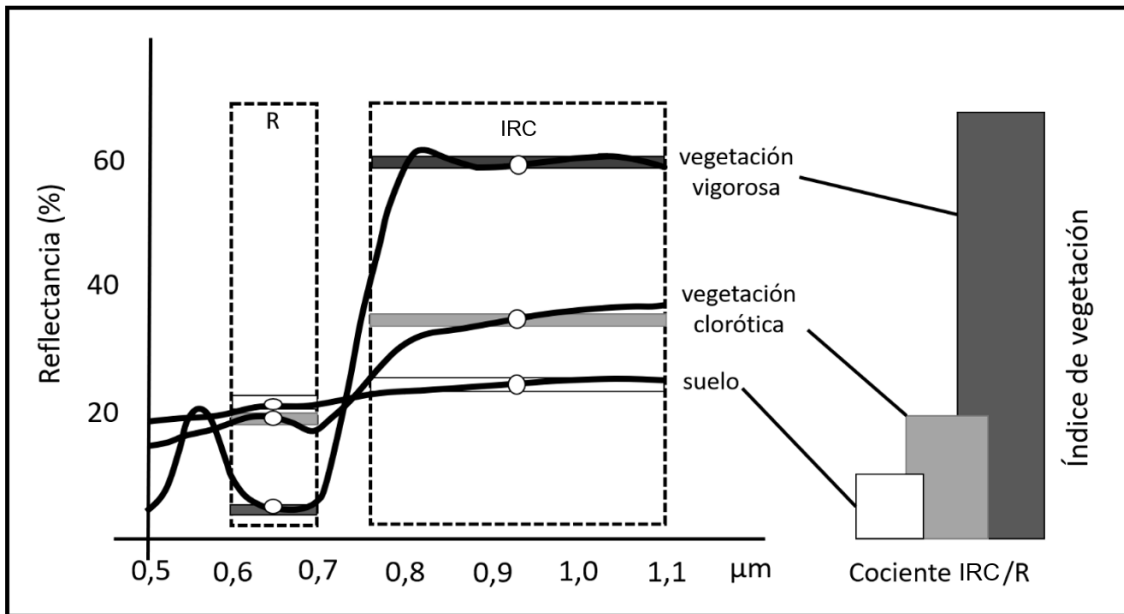


Figura 4. Respuesta espectral de la vegetación. Fundamento espectral de los índices de vegetación (Pinilla Ruiz, 1995).

1.4. El índice de vegetación de diferencia normalizada

Uno de los índices más difundidos es el *índice de vegetación de diferencia normalizada* (NDVI por su sigla en inglés), que se define mediante el cociente entre la banda del IRC y la banda del R para una misma imagen (**Figura 4**) (Pinilla Ruiz, 1995).

$$NDVI = \frac{(IRC - R)}{(IRC + R)}$$

El NDVI presenta valores entre -1 y $+1$, facilitando de esta manera la comparación y la interpretación de los resultados obtenidos para distintas imágenes satelitales (Pinilla Ruiz, 1995). La vegetación presentará mayor vigor cuanto mayor sea el valor del índice obtenido.

1.5. Uso del NDVI para la evaluación de cambios en la provisión de SEI

La conversión de hábitats naturales en tierras de cultivo y tierras de pastoreo o avance de la frontera agropecuaria en la región chaqueña puede ser abordada mediante el análisis y la valoración de los cambios en el nivel de provisión de SEI (Del Val, 2011; Paruelo *et al.*, 2007). Esta provisión hace referencia a la cantidad, oferta o flujo de un SE generada por unidad de tiempo y espacio a partir del capital natural de los ecosistemas (Latterra *et al.*, 2019).

En este contexto, Paruelo *et al.* (2007) propusieron una metodología para el seguimiento de los cambios en el nivel de provisión de SEI a partir del mapeo de tipos funcionales de ecosistemas (TFEs) sobre la base de procesos ecosistémicos. Estos autores observaron cambios en los TFEs en el bosque chaqueño de Salta y Jujuy durante el período de años 2000 – 2005. Determinaron que los cambios estuvieron asociados a una caída en la PPN y un aumento de la estacionalidad (la variabilidad estacional en la PPN), concluyendo que las consecuencias de la agriculturización de áreas de los bosques chaqueños pueden ser descritas en términos de transiciones entre TFEs y de caída en la PPN y aumentos en la estacionalidad (Paruelo *et al.*, 2007).

Del Val (2011) continuó con el estudio de los TFEs para los períodos de años 2000-2001 y 2007-2008 en el noroeste argentino, mediante la dinámica estacional del índice de vegetación mejorado (EVI por su sigla en inglés) y estimó la PPN anual. Este autor observó una importante disminución de la productividad en el área de estudio en la comparación entre períodos, demostrando que los ambientes naturales están fuertemente asociados a los TFEs de una estación y que la agricultura está fuertemente asociada a los TFEs de doble estacionalidad.

Autores como Paruelo (2008), Paruelo *et al.* (2016), Rabaglio (2012), Volante (2014), Diéguez *et al.* (2015), proponen el análisis y evaluación del avance de la frontera agropecuaria mediante el estudio del impacto sobre dos atributos funcionales clave de los ecosistemas: la PPN y la estacionalidad de las ganancias de carbono.

Paruelo (2008) describió los procesos biofísicos a nivel de ecosistema a partir de la información registrada por sensores remotos, discutiendo el vínculo entre los datos registrados por los sensores a bordo de satélites y dos procesos funcionales del ecosistema: la productividad primaria y la evapotranspiración.

Rabaglio (2012) evaluó el efecto de la intensificación del uso de la tierra sobre la dinámica estacional del NDVI en la región chaqueña Argentina mediante modelos de cambio de uso de suelo y clima. El autor utilizó tres atributos que describen esta dinámica: la integral anual del NDVI (NDVI-I), que es un estimador lineal de la PPN; el rango relativo (RREL) que se obtuvo dividiendo la amplitud

entre los valores máximo y mínimo de NDVI por el valor de la integral NDVI-I; y la fecha del máximo NDVI (DMAX). El autor detectó una disminución del NDVI-I y un incremento significativo de la estacionalidad evidenciado por un aumento del RREL debido al incremento de la agriculturización.

Volante (2014) cuantificó el nivel de afectación del cambio de uso del suelo sobre funciones claves del ecosistema en la porción argentina del chaco seco. Este autor evaluó el modelo de cambio de uso del suelo denominado "Transición Forestal" para cuantificar el impacto sobre la provisión de SEI. Determinó que los desmontes para actividad agropecuaria alcanzaron 4,5 millones hectáreas (53% durante el periodo 1997-2007). Esta tendencia puede llevar a la inversión del paisaje en 40 a 100 años, con la consecuente homogeneización estructural y funcional del paisaje debido a la dominancia del uso agropecuario.

Dieguez *et al.* (2015) construyeron gradientes de intensidad de uso de suelo para estudiar los cambios en la provisión de los SE a escala regional. Utilizaron el índice de influencia humana, que incluye información sobre densidad poblacional, infraestructura, acceso y uso del suelo, y analizaron series temporales del NDVI del sensor MODIS como estimador de las ganancias de Carbono, que es considerado un SEI. El análisis demostró una tendencia a la disminución en el NDVI a medida que se incrementa la antropización, comprometiendo la capacidad de los ecosistemas de proveer servicios en el largo plazo.

Conforme a lo expuesto, la media anual del NDVI y el *coeficiente de variación* de los valores estacionales de NDVI (Volante, 2014), considerados atributos funcionales de los ecosistemas (Paruelo y Lauenroth, 1998), pueden ser interpretados como SEI relacionados con la dinámica de ganancia Carbono (SEI_C) (Fisher *et al.*, 2009) y han sido utilizados para caracterizar el funcionamiento del ecosistema y evaluar los efectos de los cambios de uso del suelo sobre el mismo (Paruelo y Lauenroth, 1998).

1.6. Índice de provisión de servicios ecosistémicos

A partir de secuencias anuales de NDVI, Paruelo *et al.* (2016) desarrollaron el *índice de provisión de servicios ecosistémicos* (IPSE) (**Figura 5**). El IPSE quedó definido integrando la media anual del NDVI (NDVI promedio), para describir las ganancias totales de Carbono y el *coeficiente de variación interanual del NDVI* (NDVI_{cv}) como un descriptor de la estacionalidad. El rango de valores que puede tomar se encuentra entre 0 – 1.

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

Estos autores utilizaron el NDVI, ya que el mismo puede ser obtenido desde distintas fuentes, a distintas escalas temporales y espaciales. Este índice asume que la provisión de los SE varía positivamente con la PPN y negativamente con la variabilidad de la estacionalidad (Verón *et al.*, 2017).

Paruelo *et al.* (2016) demostraron mediante el IPSE que la radiación media fotosintéticamente activa absorbida por la vegetación junto a su variabilidad intra anual, se relaciona con el suministro de servicios de regulación del ecosistema vinculados con la biodiversidad (riqueza aviar), Carbono (Carbono orgánico del suelo) y la dinámica del agua (recarga de agua subterránea y evapotranspiración).

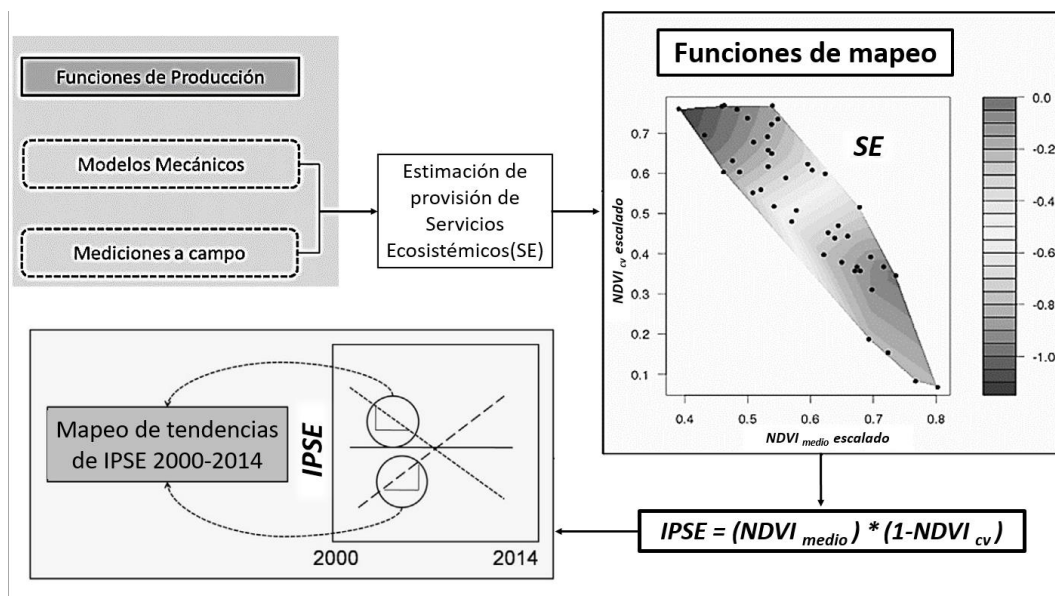


Figura 5. Esquema general de desarrollo del índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE), donde la estimación de la provisión de SE puede obtenerse de datos de campo, modelos mecánicos o sensores remotos. El mismo puede ser obtenido anualmente y mapeado. Modificado de Paruelo *et al.* (2016).

Verón *et al.* (2017) evaluaron para la región del Chaco Seco sudamericano la extensión espacial de cuatro síndromes de cambio en la vegetación, asociados con factores humanos o climáticos y compararon la oferta de SE entre estos síndromes. Utilizaron el NDVI del sensor MODIS y datos climáticos para el periodo de años 2003 al 2013. Estimaron la eficiencia del uso de la precipitación; la respuesta marginal de la precipitación; la tendencia temporal de los residuos de la relación lineal entre NDVI y precipitación anual y finalmente el IPSE. Los resultados mostraron que el manejo humano no tuvo un impacto uniforme en los cuatro síndromes y que no hay asociación aparente entre los síndromes y el IPSE.

1.7. Paisaje

El estudio del paisaje se basa en dos enfoques: uno historicista y otro positivista. El primero incluye perspectivas culturales y de percepción, el segundo incluye perspectivas espaciales, sistémicas y ambientales. En este contexto es necesario establecer los supuestos teóricos, metodológicos y procedimentales utilizados para la investigación (Buzai y Baxendale, 2011). El enfoque positivista trabaja sobre la búsqueda de generalidades y la formulación de modelos a través de aproximaciones ecológicas, corológicas y sistémicas, que pueden ser implementadas mediante SIG para su integración en el proceso de ordenamiento territorial (Buzai y Baxendale, 2011).

En esta investigación se adopta los lineamientos propuestos por Burel y Baudry (2002) quienes definen al paisaje desde un enfoque positivista, como un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al de ecosistema e inferior al de región (**Figura 6**). Está compuesta por elementos naturales y antrópicos, caracterizado por su heterogeneidad y su dinámica, controlada por las actividades humanas. Existe independientemente del observador, por lo tanto, puede aplicarse a una gama de escalas geográficas que van desde algunas hectáreas a algunos cientos de kilómetros cuadrados.

Para tener una noción geográfica aproximada de esta definición, podemos considerar una cuenca hidrográfica pequeña a mediana como un paisaje, en la que encontraremos elementos de diversa índole: áreas de cultivos, ambientes naturales, entre otros (Baldi *et al.*, 2019a).

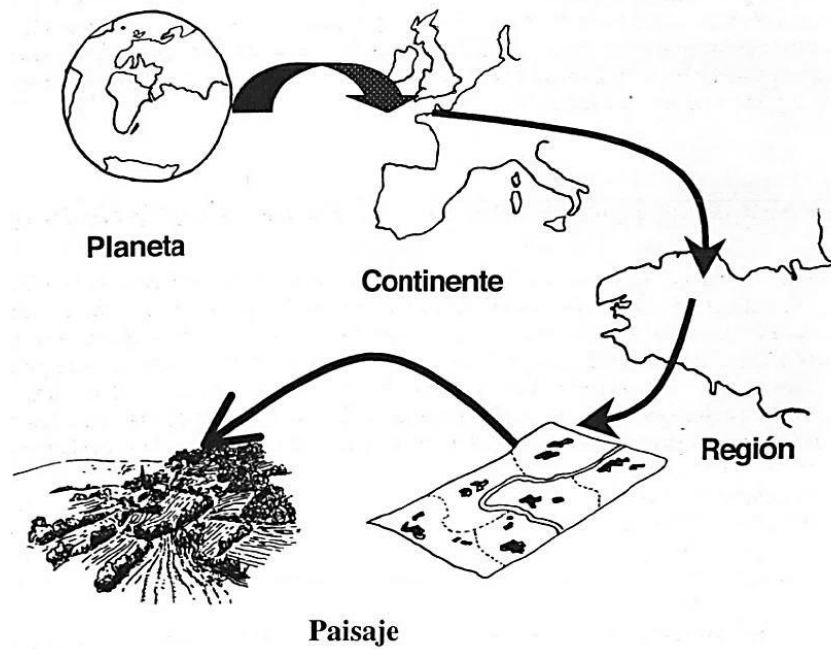


Figura 6. El paisaje es un nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al de ecosistema e inferior al de región; caracterizado por su heterogeneidad y dinámica controlada por las actividades humanas. Existe independientemente del observador, por lo tanto, puede aplicarse a una gama de escalas geográficas que van desde algunas hectáreas a algunos cientos de kilómetros cuadrados (Burel y Baudry, 2002). Figura tomada de Ibíd. (2002).

En base a lo expuesto anteriormente, el paisaje puede ser utilizado como:

“Unidades básicas para el análisis, diagnóstico y propuesta del modelo de uso del territorio(...) como base de la ordenación del territorio puede ser considerado como sujeto y objeto de la actividad humana. Objeto en la medida en que el paisaje posee una serie de características que sirven de soporte básico al desarrollo socioeconómico del territorio y sujeto en cuanto que la actividad humana lo transforma. Esta doble función del paisaje se constituye entonces, en el fundamento para comprender la dinámica natural y social, desde la perspectiva de la ordenación del territorio” (Salinas Chávez, 2005. p6-7 en Buzai y Baxendale, 2011).

Al ser considerado un área homogénea integrada por agrupaciones de ecosistemas interactuantes (Forman y Godron, 1986) el paisaje se presenta como un conjunto de elementos más o menos fragmentados denominado “mosaico paisajístico”, que se reconoce como un cúmulo espacialmente heterogéneo (Burel y Baudry, 2002). Dicha heterogeneidad espacial está determinada por la composición y la configuración de los elementos integrantes que, en conjunto se conoce como estructura del paisaje.

La estructura del paisaje puede ser alterada por procesos bióticos y geomorfológicos, aunque también debido a las actividades antrópicas que presionan sobre los ecosistemas naturales. Son más evidentes los cambios en aquellas porciones del territorio donde el reemplazo de la cobertura fue absoluto. Por el contrario, las alteraciones sobre los procesos o funciones ecosistémicas son menos evidentes, pero no menos importantes. Si estos cambios provocan la pérdida de la cobertura original y en consecuencia el aislamiento de estos parches remanentes, nos encontramos con el fenómeno denominado “fragmentación del paisaje” (Baldi *et al.*, 2019a).

Para el estudio del paisaje algunos autores proponen el uso de grillas regulares, generadas mediante SIG, teniendo en vista que el objeto debe ser identificar el tamaño adecuado de celda para capturar el patrón buscado (Mitchell, 2005). Con estas grillas se crean mapas generalizados de pixeles o unidades espaciales de análisis, por ejemplo, con celdas de 1 km de lado (Volante, 2014), que permiten capturar las variaciones a nivel de paisaje y evitar el fenómeno de autocorrelación espacial que está presente en todas las escalas espaciales de análisis (Dormann, 2007). Este fenómeno hace referencia a la correlación que tiene una misma variable en diferentes unidades espaciales adyacentes, por lo que se analiza su propio comportamiento desde una perspectiva horizontal (Buzai y Baxendale, 2012).

Por lo expuesto anteriormente, la implementación de grillas resulta útil para el abordaje regional como base en estudios interdisciplinarios (Burel y Baudry, 2002). En conclusión, el paisaje es un nivel adecuado para evaluar los fenómenos relacionados a las actividades antrópicas, ya que ésta escala espacial compromete a los actores socioeconómicos para una gestión y planificación integral del territorio (Baldi *et al.*, 2019a).

1.8. Fragmentación del paisaje

La fragmentación desde un punto de vista estructural es un proceso que disgrega un hábitat continuo en dos o más parches progresivamente empequeñecidos y aislados entre sí por un nuevo hábitat denominado matriz, distinto al original (Forman, 1995) y modifica de diferentes maneras a los parámetros que describen la estructura espacial (Burel y Baudry, 2002).

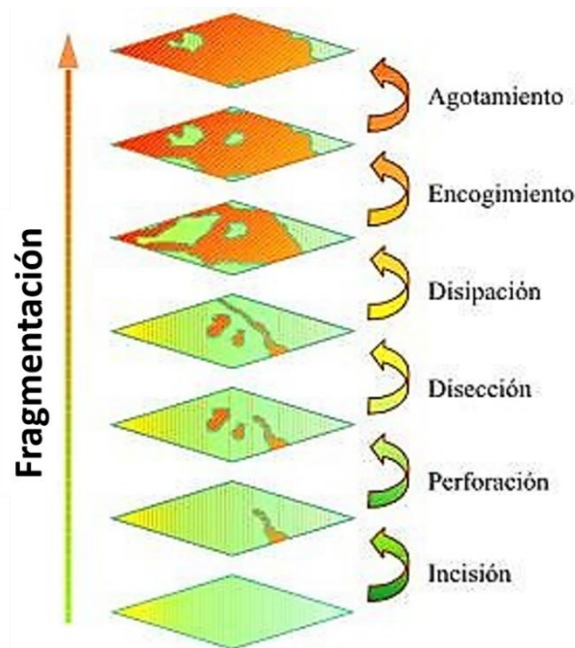


Figura 7. Representación del proceso de fragmentación del paisaje. En color verde se representa la vegetación natural y en tonos rojizos, la actividad agropecuaria. Etapas identificables según Forman (1995) y modificado por Jaeger (2000). El proceso produce la disgregación de un hábitat continuo en dos o más fragmentos progresivamente empequeñecidos y aislados entre sí, resultando en un nuevo hábitat denominado matriz, distinto al original (Forman, 1995). Figura tomada de Baldi (2002).

Al fragmentarse, se alteran las características funcionales y/o estructurales del sistema (Baldi *et al.*, 2019a), se producen áreas y líneas más intensamente utilizadas por actividades extractivas o agropecuarias que modifican la relación ecológica entre fragmentos o segmentos (**Figura 7**). Estas pueden actuar como barreras contra la dispersión de los animales (Jaeger, 2000) donde la sensibilidad de los individuos de una especie a la fragmentación depende de su grado de desplazamiento cotidiano y de su escala de actividad, siendo percibido de manera diferente según las especies, teniendo un papel determinante en el mantenimiento de las poblaciones tanto de plantas como de animales (Burel y Baudry, 2002).

La fragmentación es un proceso no aleatorio (Baldi *et al.*, 2006b) y generalmente tiene una base selectiva, tal es el caso del reemplazo de la vegetación nativa por agricultura o ganadería (Baldi *et al.*, 2019a).

Una consecuencia posible de la fragmentación del paisaje puede ser la inversión del paisaje que es el proceso por el cual la matriz del paisaje (cobertura natural) pasa a estar dentro de lo que anteriormente era considerado un parche (por ejemplo cultivos), debido al proceso de crecimiento de esta cobertura, para

establecerse como la nueva matriz del paisaje (Baldi *et al.*, 2019b).

Autores como Piquer-Rodríguez *et al.* (2015), Gasparri y Grau (2009) y Correa *et al.* (2012), estudiaron el proceso de fragmentación asociado al avance de la agriculturización en la región.

Piquer-Rodríguez *et al.* (2015) estudiaron en la región chaqueña Argentina, el proceso de fragmentación del paisaje junto con los efectos del avance de la frontera agropecuaria para el período 1977-2010. Utilizaron el mapa del primer inventario nacional de bosques nativos (PINBN) y mapas de parcelas agropecuarias, obtenidos a partir de imágenes Landsat para los años 1977, 1992, 2002 y 2010.

Estos autores simplificaron el mapa PINBN de 20 categorías de vegetación nativa a solo dos categorías: “bosque” (plantas leñosas arbustivas y arbóreas) y “no bosque” (el resto de las categorías). Evaluaron el grado de fragmentación del bosque mediante el análisis morfológico de los patrones espaciales. Encontraron que la expansión agropecuaria durante el periodo aumentó en un 8,2% los bordes que delimitan bosques con otro tipo de cubiertas, incrementándose el número de parches de bosques un 87%, pasando de 8000 parches en 1977 a más de 15.000 en 2010. En tanto, las conexiones entre parches de bosque disminuyeron significativamente, concluyendo que el paisaje incrementó su grado de fragmentación.

Gasparri y Grau (2009) investigaron los cambios en la configuración de la cobertura entre las provincias de Salta y Tucumán, determinando que se desmontaron 1,4 millones de hectáreas de bosque seco entre la década de los setenta y el año 2007. Los mismos autores exponen que en la década de los setenta la deforestación estuvo asociada principalmente a cambios en la tecnología de maquinaria agrícola y semillas, apoyado en el incremento de las precipitaciones; durante las décadas de los ochenta y noventa se incorporó la demanda mundial de soja que terminó de acelerar entre los años 2001-2007 debido al aumento del precio de los *commodities* y la devaluación de la moneda argentina.

Correa *et al.* (2012) realizaron un análisis temporal de un sector de la región de las Yungas y el Chaco Argentino, para el período 1976-2011. Estos autores determinaron que, durante dicho período, el área cultivada aumentó 5.480.500 hectáreas detectaron un fuerte proceso de fragmentación, evidenciado por el aumento en el número de parches agrícolas y de su tamaño medio.

1.9. Función de impacto de servicios ecosistémicos

Las funciones de impacto (FI) de SE relacionan de manera cuantitativa el nivel de oferta de un SE o un conjunto de SE con una componente de alteración o perturbación ocurrida dentro del territorio o asociado a él. Mediante un modelo matemático se describen los cambios en la provisión de un SE en función del gradiente de variación del factor de estrés, por ejemplo, el gradiente de intensidad de uso de un recurso o una actividad determinada. De esta manera se estima el grado de perturbación que puede soportar el territorio y establecer los niveles de caída en la provisión de SE deseado o soportado por el conjunto de la sociedad (Paruelo y Dieguez, 2019).

Para construir una FI es necesario fijar una escala espacial que sea adecuada para la detección de los cambios (Paruelo y Dieguez, 2019). A nivel de paisaje ocurren la interacción entre el componente humano y el biofísico, pudiéndose detectar las influencias de los patrones espaciales sobre los procesos ecológicos (Wiens y Moss, 2005).

La interacción entre oferta de SE y el factor de estrés, no siempre es lineal (**Figura 8**) y puede presentar tiempos de retardo, ya que las FI son dependientes del contexto productivo, social y ecológico (Paruelo y Dieguez, 2019).

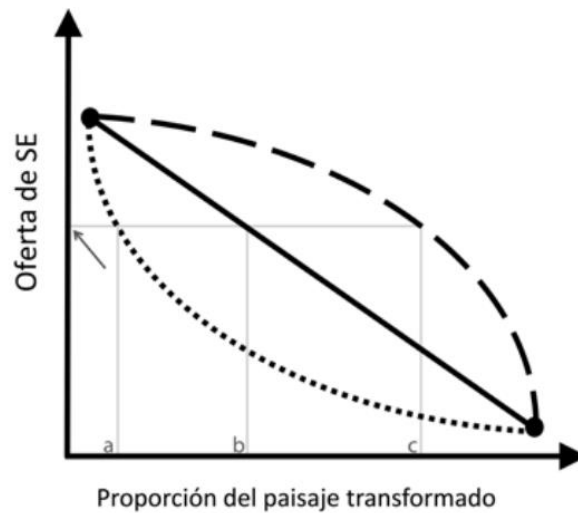


Figura 8. Cambio en el nivel de oferta de un SE teórico en función de tres gradientes posibles de perturbación o estrés sobre el paisaje. Los puntos **a**, **b** y **c** indican, de acuerdo a su curva correspondiente, tres niveles diferentes de transformación del territorio para sostener el mismo nivel de provisión del SE (Tomado de *Paruelo y Dieguez, 2019*).

La curva puede presentar distintos comportamientos, por ejemplo, una oferta inicial estable del SE, es decir que la provisión del SE no se altera frente a un incremento del factor de perturbación, para luego tener una caída abrupta. También pueden existir diferentes niveles de oferta del SE (**Figura 9**).

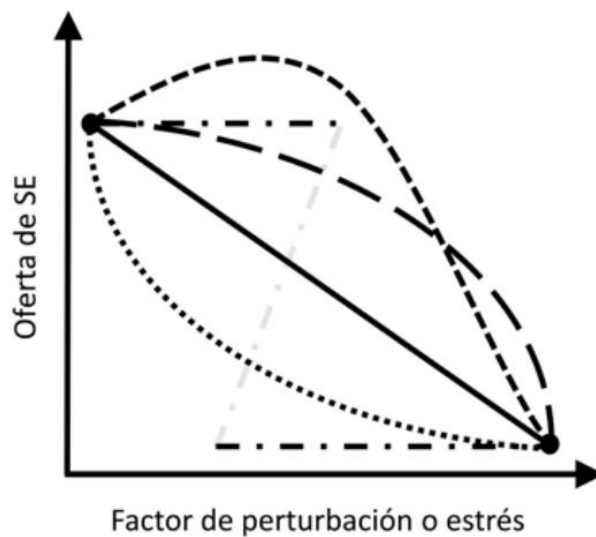


Figura 9. Modelos genéricos de una función de impacto. Se observa la relación entre el grado de perturbación asociado al uso del territorio y el nivel de provisión u oferta de servicios ecosistémicos. Cada trama de línea representan ejemplos de las posibles formas que podría adquirir una función de impacto (Tomado de *Paruelo y Dieguez, 2019*).

Por este motivo, es fundamental detectar los umbrales que permiten identificar la intensidad de uso del suelo o intensidad de la perturbación ante la cual la oferta del SE decae de forma abrupta, ya que en algunos casos, detener o reducir el factor de perturbación no es suficiente para recuperar la función ecosistémica a su estado anterior (Paruelo y Dieguez, 2019).

1.10. Vacancias de conocimiento

Los trabajos mencionados anteriormente llevan a interrogar sobre aspectos que no han sido suficientemente indagados hasta el presente, como, por ejemplo:

- ¿Existe relación entre la provisión de SEI y la agriculturización a nivel de paisaje en el Chaco Seco del noroeste argentino (NOA)?
- ¿Existe relación entre la provisión de SEI a nivel de paisaje y el grado de fragmentación de los bosques en el Chaco Seco del NOA?

1.11. Hipótesis

El reemplazo de la cobertura natural por cultivos extensivos o pasturas implantadas tiende a incrementar la estacionalidad del NDVI, lo que reduce sensiblemente el IPSE, ya que este asume que la provisión de los SE varía positivamente con el promedio del NDVI (para la campaña agrícola) y negativamente con la variabilidad de la estacionalidad (Paruelo *et al.*, 2016).

Teniendo en cuenta lo mencionado anteriormente, se plantearon las siguientes hipótesis para el trabajo:

- El nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios varía con la agriculturización. A partir de esta hipótesis, se predice que *el IPSE disminuye de manera lineal con el incremento del área desmontada.*
- El nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios varía con el nivel de fragmentación del paisaje natural. Se predice que *el IPSE disminuye de manera lineal con el incremento del tamaño medio del lote agropecuario, debido al reemplazo de la cobertura natural por cultivos y al incremento del tamaño de las unidades productivas durante el periodo de estudio.*
- El nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios se comporta de manera diferente en las zonas del Chaco Seco. En base a esta hipótesis, se predice que *el IPSE disminuye considerablemente más en zonas húmedas que en zonas secas, debido al mayor reemplazo de la cobertura natural por cultivos extensivos, que tienden a incrementar la estacionalidad del NDVI.*

1.12. Objetivos

En base a las hipótesis planteadas, los objetivos del trabajo son los siguientes:

Objetivo general:

- Evaluar la vinculación entre la agriculturización del paisaje y el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios en el Chaco Seco del NOA.

Objetivos específicos:

- Determinar la función de impacto para cuantificar la relación entre la provisión de servicios ecosistémicos intermedios y la agriculturización en el Chaco Seco del NOA.
- Determinar la función de impacto para cuantificar la relación entre la provisión de servicios ecosistémicos intermedios y el grado de fragmentación del bosque en el Chaco Seco del NOA.
- Determinar si el nivel de provisión de servicios ecosistémicos intermedios se vincula de manera diferencial en las zonas del Chaco Seco.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de Estudio

El área de estudio corresponde a una porción de la región del Chaco Seco en el noroeste argentino (**Figura 10**). Esta zona abarca un territorio de 27,6 millones de hectáreas y está ubicada entre los 22° y 30° latitud sur y 61° y 66° longitud oeste (Volante, 2014).

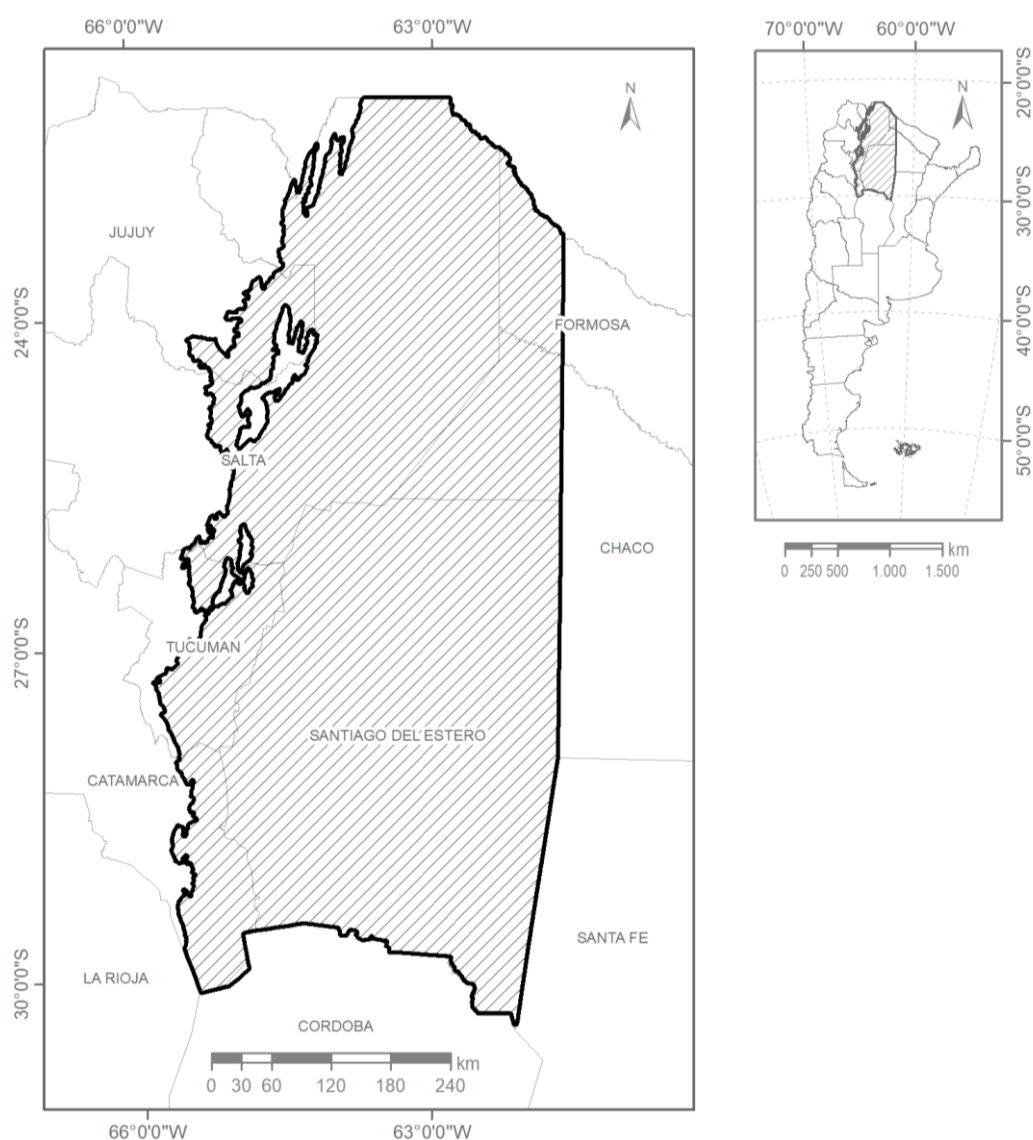


Figura 10. Ubicación del área de estudio (Trama rayada).

El área comprende un 25% de la porción argentina de la ecorregión de Las Yungas y el 42% de la porción argentina de la ecorregión del Gran Chaco e involucra a las provincias de Salta, Tucumán, Santiago del Estero, Chaco,

Catamarca, Jujuy y Formosa. Se corresponde con áreas de precipitaciones mayores a 300 mm anuales y pendientes menores a 15 grados (Volante, 2014).

Cabrera (1971) describió la vegetación de estas dos grandes regiones fitogeográficas de Argentina. La provincia fitogeográfica Chaqueña cubre llanuras y serranías de poca elevación, con clima continental, cálido y precipitaciones principalmente estivales de 500 mm al oeste y 1200 mm al este, con temperaturas medias de 20 °C a 23 °C.

El tipo de vegetación predominante es el bosque xerófilo caducifolio, que incluye en menor proporción, palmares, sabanas, estepas halófilas. Se diferencian cuatro distritos: Oriental, con quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*); Occidental, con quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*); Serrano, con horco quebracho (*Schinopsis haenkeana*); y distrito de las Sabanas, con predominio de sabanas de *Elionurus* (Cabrera, 1971)

En esta región, la ganadería de subsistencia fue tradicionalmente una de las actividades económicas desarrollada por criollos y nativos de la zona (Grau y Aide, 2008). Sin embargo, en las últimas décadas las provincias de Salta, Santiago del Estero, Chaco y Tucumán fueron intensamente afectadas por la deforestación, debido a la expansión agrícola y ganadera del tipo empresarial (Grau *et al.*, 2005; Volante *et al.*, 2006) atribuido a una sinergia entre el incremento de las precipitaciones anuales, el desarrollo tecnológico y factores socio económicos (Zak *et al.*, 2008).

La provincia fitogeográfica de las Yungas (Cabrera, 1971), forma una franja estrecha a lo largo de las laderas orientales de las montañas del noroeste, entre 500 – 2.500 metros de altitud. Presenta clima cálido y húmedo, con precipitación anual de 900 a 2500 mm, principalmente estivales y temperaturas medias de 14 °C a 26 °C.

El tipo de vegetación predominante es la selva nublada, abundantes lianas y epífitos, y un estrato inferior denso formado por arbustos y hierbas. En menor proporción se encuentran bosques de transición más xerófilos, bosques montanos caducifolios y praderas. Pueden diferenciarse tres distritos: Selvas de Transición, ocupa las llanuras al pie de las montañas y los cerros bajos; Selvas Montanas, se extiende por las laderas de las montañas entre los 550 m y los

1200 m; y Bosques Montanos, ocupando las laderas elevadas, aproximadamente entre 1000 y 2500 m (Cabrera, 1971).

Dentro del área de estudio, se seleccionaron aquellas zonas con potencial agropecuario extensivo (agricultura y ganadería), mediante características climáticas y de uso de suelo. En base a las **zonas agroeconómicas homogéneas del NOA (Figura 11)**, se identificaron dos agrupamientos con desarrollo Norte-Sur: la franja central se corresponde con el *Chaco silvo-ganadero* y *Chaco ganadero*. La otra zona, es coincidente con el *Chaco subhúmedo agrícola ganadero extensivo*, y el *Umbral al Chaco con producción extensiva a secano*.

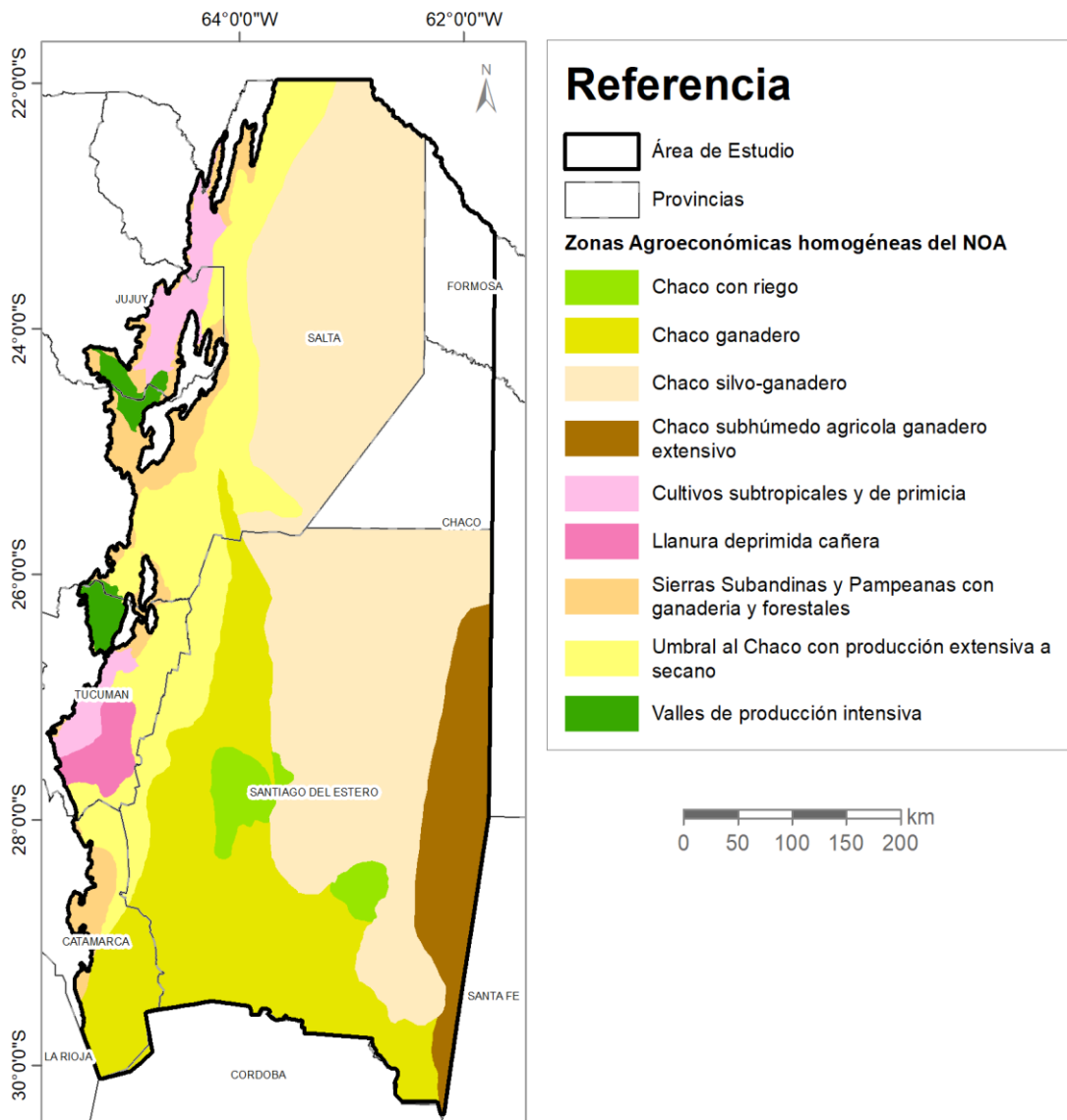


Figura 11. Zonas agroeconómicas homogéneas del Noroeste argentino dentro del Chaco Seco del Noroeste argentino (Bravo *et al.*, 1998).

A continuación, se describen en base a Bravo *et al.* (1998) los territorios que presentan mayor superficie dentro del área de estudio:

Chaco silvo-ganadero se caracteriza por un clima semi-árido con precipitaciones entre 400 y 600 mm anuales, presentando una gran amplitud térmica. Se ubica en una llanura con suelos profundos, bien drenados, susceptibles a erosión, con aptitud principalmente ganadera (89% de la superficie) con predominancia de ganadería bovina de cría y recría extensiva. El resto tiene aptitud ganadero-agrícola (10%), con predominancia de cultivos de sorgo y maíz, para autoconsumo y/o forraje. El recurso forestal se encuentra degradado en distintos niveles, debido a la extracción forestal para leña, postes y carbón, lo que ha provocado una extensa modificación del ambiente natural, el cual se encuentra invadido por vegetación arbustiva leñosa.

Chaco ganadero es una zona de planicie interrumpida por serranías. Se caracteriza por un clima semi-árido, con serranías bajas al Oeste y Sur, lo que provoca diferencias en las precipitaciones anuales, entre 600 – 700 mm al Sur a 500m en el resto del área. Los suelos tienen aptitud ganadera (72% de la superficie), con predominancia de ganadería de cría bovina, caprinos y ovinos. Una pequeña porción del territorio tiene aptitud ganadera-agrícola (3%), concentrada en valles pequeños con presencia muy residual de cultivos de poroto, soja, maíz, sorgo y algodón. El resto del área presenta extrema salinidad y aridez. El recurso forestal está degradado en distintos niveles.

Chaco subhúmedo agrícola ganadero extensivo se encuentra en una llanura afectada fuertemente por la expansión agropecuaria en las últimas décadas. Presenta clima subtropical subhúmedo con lluvias estivales de 700 – 850 mm anuales, con moderada amplitud térmica. Los suelos son bien drenados, desarrollados con aptitud ganadera-agrícola (73% de la superficie) y agrícola-ganadera (27%), principalmente con ganadería de cría bovina y ciclo completo, con presencia de tambos en la zona sur. En las mejores áreas se cultiva lino y girasol y en el resto predomina el algodón, soja, maíz, sorgo y poroto.

Umbral al Chaco con producción extensiva a secano es una franja con orientación Norte – Sur, se extiende desde el límite con Bolivia hacia el Sur por la zona de transición, entre las sierras Subandinas y la llanura chaqueña. Las

precipitaciones están en el orden de 600 a 800 mm anuales concentradas en el periodo estival y son influenciadas por la orografía, con un incremento progresivo en sentido Este - Oeste. Los suelos tienen aptitud agrícola a secano (73%) con distintos grados de limitación. Los cultivos predominantes son poroto, soja, maíz y en menor medida cártamo y trigo. Existen pequeñas superficies hortícolas irrigadas. El resto del territorio posee aptitud agrícola - ganadera (9%), ganadero-agrícola (11%) y ganadera (7%), con ganadería vacuna enfocada en la cría y el engorde, como actividades complementarias a la agricultura.

2.2. Aproximación metodológica

Se construyeron las funciones de impacto con el objetivo de comprender y cuantificar el vínculo entre la provisión de SEI y la agriculturización a nivel de paisaje para la región del CHS del NOA durante el período de años 2000 al 2015 inclusive.

Se calculó a nivel de paisaje: el IPSE como estimador de la provisión de SEI, el porcentaje de desmonte como indicador de la agriculturización y el tamaño medio de lote agropecuario (TML), considerando a este último un indicador de la fragmentación de los bosques.

Se construyeron dos funciones de impacto, una función modela la relación entre la provisión de SEI y el estimador de la agriculturización y la otra función modela la relación entre la provisión de SEI y el indicador de fragmentación de los bosques, para el área de estudio y periodo de tiempo anteriormente mencionados.

2.3. Bases de datos

Se utilizaron imágenes sintéticas del sensor MODIS (<https://modis.gsfc.nasa.gov/>), las mismas son ampliamente utilizadas debido a la continuidad temporal y disponibilidad (Bagnato *et al.*, 2019), correspondientes al producto MOD13Q1 con resolución espacial de 250 m y frecuencia temporal de 16 días. Este producto ofrece información del índice de vegetación: normalizado (NDVI) (Solano *et al.*, 2010). Para cubrir el área de estudio se utilizó una sola escena del producto (h12-v11) (**Figura 12**) por lo tanto, se trabajó con 23 imágenes por año para el período 2000 - 2015 inclusive. Debido a que, durante el procesamiento la última imagen disponible fue la correspondiente al día juliano Nº 353, se trabajó con un total de 365 imágenes.

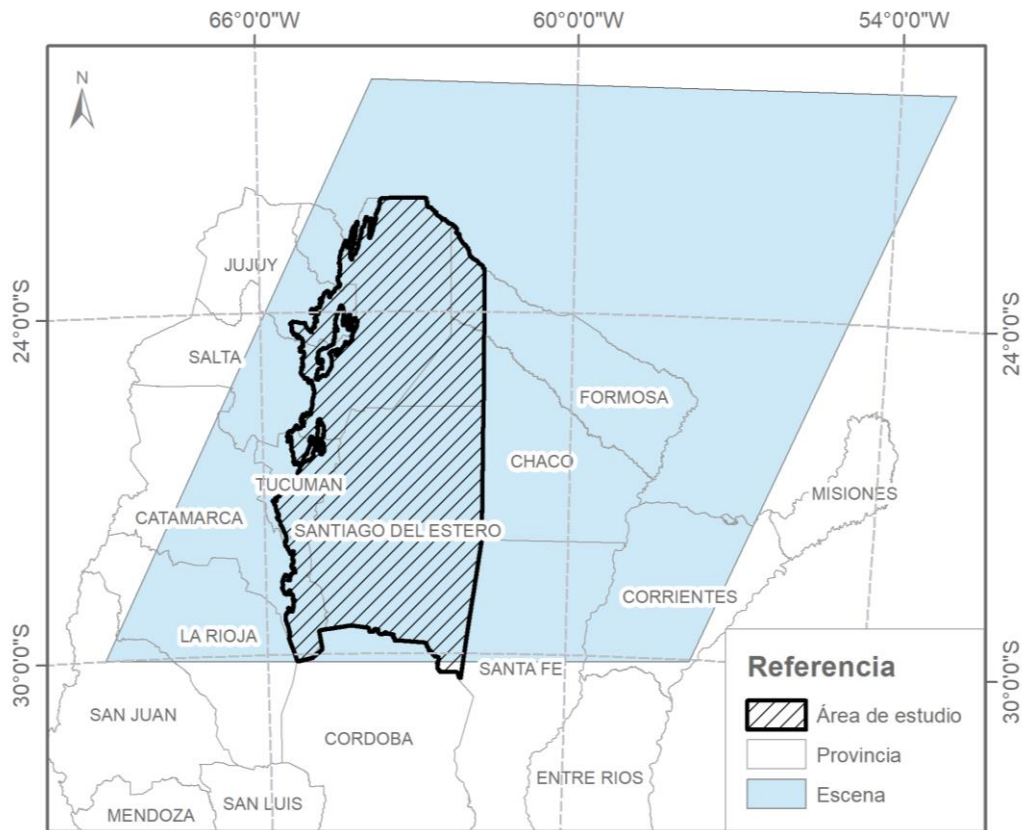


Figura 12. Superficie ocupada por la escena h12-v11 del sensor MODIS (polígono celeste) utilizada para el área de estudio (trama rayada).

La mencionada serie temporal se eligió en función de la disponibilidad total de imágenes sintéticas del sensor MODIS al inicio del procesamiento. Las imágenes MOD13Q1 incluyen entre sus bandas sintéticas el NDVI en la banda 1, representando cada pixel de esta banda el máximo valor de NDVI registrado en un período de 16 días (Rabaglio, 2012).

2.4. Ajuste de series temporales

Se realizó un preprocesamiento de la serie temporal para la banda correspondiente al NDVI, mediante el programa *TIMESAT 3.2* (Jönsson y Eklundh, 2004) para la eliminación de datos espurios o ruidos (**Figura 13**). Estos son producidos por problemas atmosféricos en el momento de adquisición de las imágenes y pueden actuar como fuente de error en la etapa de clasificación.

Se ajusta la serie de datos originales a modelos de regresión, utilizando la banda *pixel reliability* contenida en las imágenes MOD13Q1, que informan sobre la calidad de cada pixel (Volante *et al.*, 2015).

Para suprimir ruidos y suavizar la serie de datos se aplicó un filtro. Se seleccionó de manera empírica el método adaptativo de filtrado *Savitzky-Golay*, que utiliza funciones polinomiales locales basadas en mínimos cuadrados (Jönsson y Eklundh, 2004), ya que este detecta los cambios sutiles en las series de datos, siendo además sensible al ruido (Tan *et al.*, 2011). Se especificó un ancho de ventana de 3 para el filtro *Savitzky-Golay*.

Se ajustaron los parámetros de estacionalidad mediante el programa Matlab, *TSM_GUI*, los cuales fueron establecidos de la siguiente manera: potencia de ajuste=2; corte de estación=0; comienzo y final de estación=10%. Este tipo de configuración se adecua mejor a comportamientos fenológicos como los observados en el área de estudio (Jönsson y Eklundh, 2004; Volante *et al.*, 2015).

Se utilizó la serie suavizada para la extracción de los parámetros estacionales. Se inició el procesamiento con el programa FORTRAM TSF process. Mediante el módulo TSF_fit2img se crearon las variables ajustadas, y mediante el módulo TSF_seas2img se extrajeron las variables descriptoras de la estacionalidad: (a) inicio de la estación, (b) final de la estación, (c) nivel del 90% a la izquierda, (d) nivel del 90% a la derecha, (e) pico (máximo valor), (f) amplitud, (g) duración de la estación, (h) integral bajo la curva, (i) integral sobre la curva que da el área entre la función ajustada y el nivel cero (Jönsson y Eklundh, 2004; Volante, 2016)

Como producto final, se obtuvo una serie temporal de imágenes suavizadas y sin datos faltantes (Volante *et al.*, 2015).

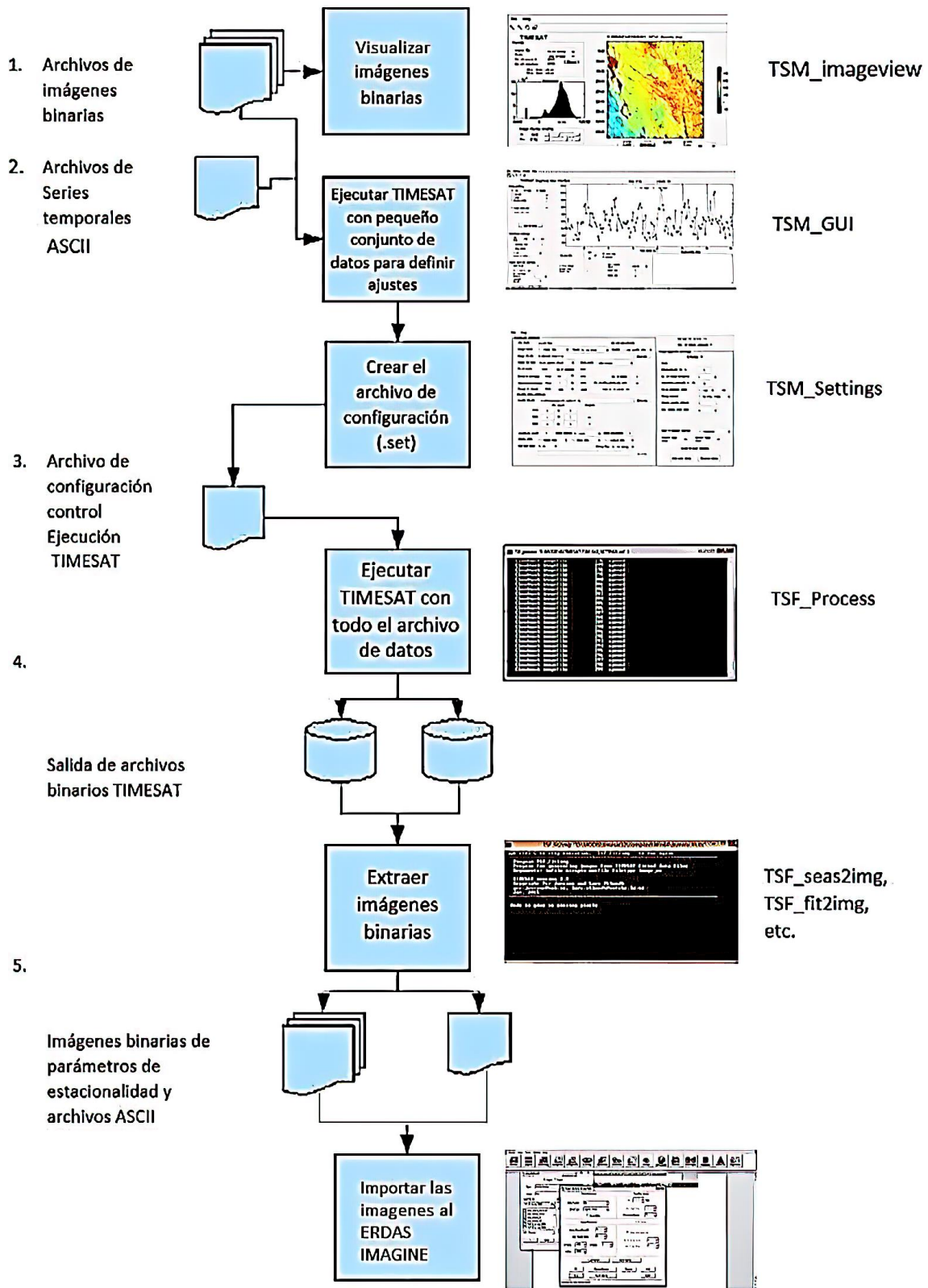


Figura 13. Secuencia de procesamiento de la serie temporal de imágenes del índice de vegetación de diferencia normalizada, mediante el programa TIMESAT, para la eliminación de datos espurios y suavizar la serie de datos (Volante, 2016). Tomado y adaptado de Eklundh y Jönsson (2015). Se muestran los módulos utilizados del programa TIMESAT.

La serie temporal suavizada fue dividida contemplando los ciclos de campañas agrícolas anuales, considerando dicho ciclo entre los meses de setiembre y agosto del año siguiente, logrando un total de 15 bloques de imágenes suavizadas de NDVI (**Figura 14**).

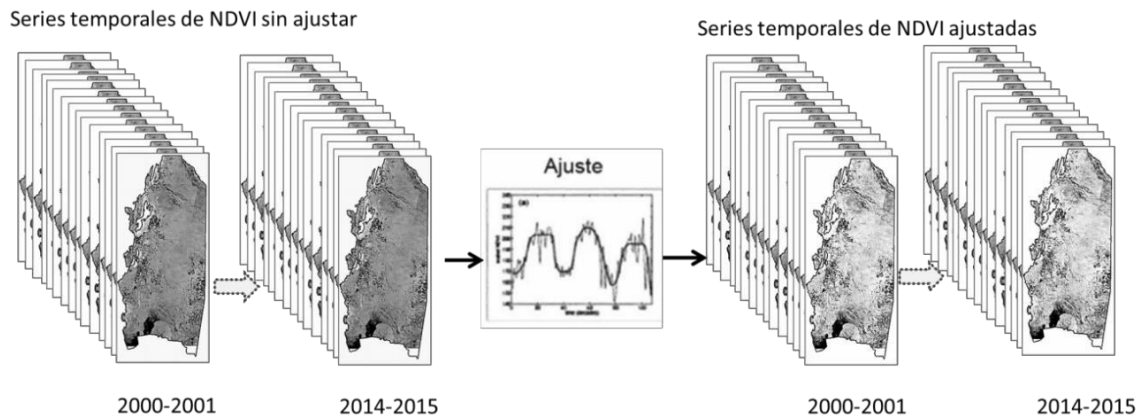


Figura 14. Cada campaña agrícola está compuesta por 23 imágenes del índice de vegetación de diferencia normalizada, las cuales conforman bloques, haciendo un total de 15 para la serie temporal que inicia en el año 2000 y finaliza en el 2015. Estos bloques fueron ajustados mediante el programa TIMESAT. Figura modificada de Volante *et al.* (2015).

Estos bloques fueron procesados mediante la aplicación de un modelo generado con el Software *ERDAS Imagine* (**Figura 15 y 16**) (<http://www.erdas.com>), a partir de la metodología propuesta por Paruelo *et al.* (2016), aplicando el siguiente algoritmo para el cálculo del IPSE para cada campaña agrícola:

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

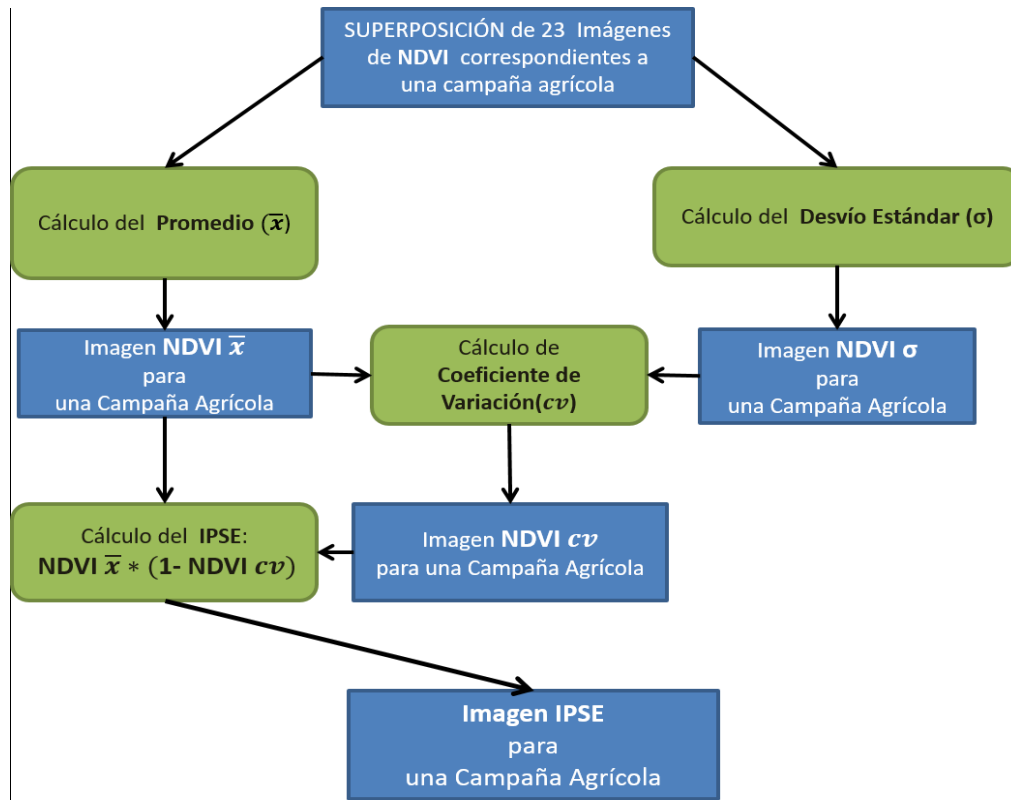


Figura 15. Modelo de procesamiento utilizado para el cálculo del índice de provisión de servicios ecosistémicos correspondiente a cada campaña agrícola, implementado mediante el programa ERDAS IMAGINE 9.2.

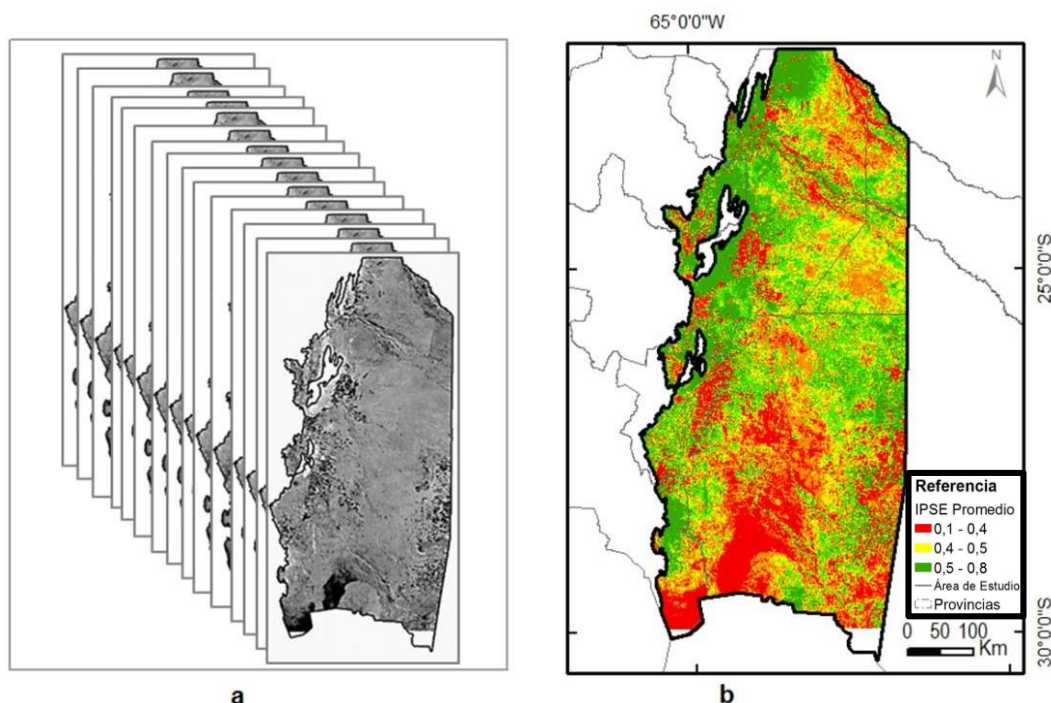


Figura 16. a) Compilado de 23 productos del índice de vegetación normalizada correspondiente a una campaña agrícola. b) Imagen del índice de provisión de servicios ecosistémicos promedio para una campaña agrícola, obtenida luego del procesamiento mediante el programa ERDAS Imagine. Los pixeles rojos indican bajos valores del índice de provisión de servicios ecosistémicos, los amarillos indican valores intermedios mientras que los verdes, indican valores altos del índice.

Se obtuvo información del uso de suelo a partir de cartografía digital de lotes para uso agropecuario del NOA, en particular los mapas correspondientes a la serie temporal de campañas que involucran desde el periodo 2000/01 hasta la campaña 2014/15 inclusive, elaborados por el laboratorio de teledetección y SIG de INTA Salta.

En estos mapas, se pueden identificar los lotes agropecuarios que fueron incorporándose al territorio conforme al avance de los desmontes durante el periodo de estudio. Se generaron mapas de lotes para uso agropecuario para el periodo 2000-2015—amplitud temporal coincidente con la serie temporal utilizada del sensor MODIS—. A partir de estos mapas, se calculó el TML.

Con el objetivo de identificar comportamientos diferenciales, se dividió el área de estudio en función del régimen de precipitaciones. Para ello se consultó cartografía digital de isohietas del NOA generadas también por INTA Salta (Volante *et al.*, 2012a), que comprenden datos promedios obtenidos de 450 localidades entre los años 1934 y 1990, basados en Bianchi y Yañez (1992).

Se integró la información satelital: IPSE, TML, áreas desmontadas acumuladas e isohietas en una base de datos asociada con un Sistema de Información Geográfica (SIG), desarrollado utilizando el software -ArcGIS 9.3 (<http://www.esri.com>)- y el software -ERDAS Imagine 9.2 (www.erdas.com)- (Rabaglio, 2012).

Sobre el mapa del factor IPSE para el área de estudio, se incorporó una grilla compuesta por celdas de 5 km de lado (**Figura 17**), a fin de llevarlo a una unidad de análisis homogénea y calcular el valor promedio del IPSE para cada celda. Estas celdas o unidades de 25 km² tienen un tamaño espacial acorde para la observación y toma de información a escala paisaje.

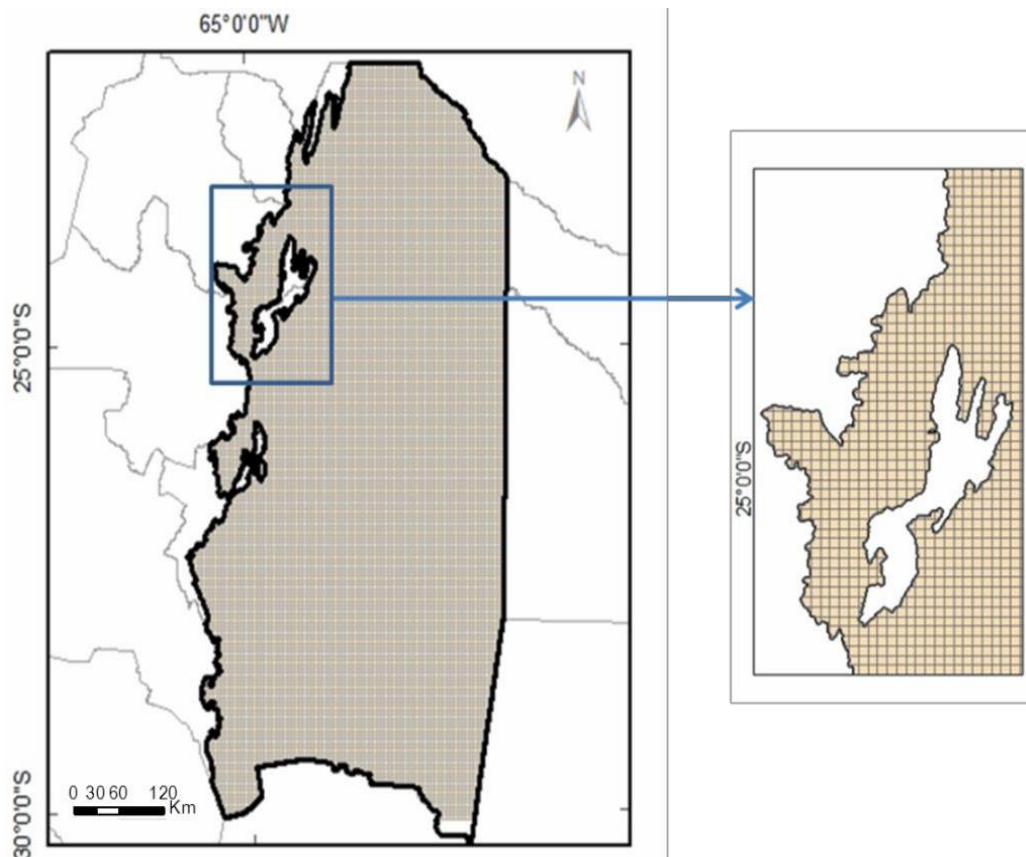


Figura 17. Se aplicó al área de estudio una grilla compuesta por celdas que tienen una superficie de 25 km². A la derecha se observa el detalle de las celdas sobre el área de estudio. Estas celdas o unidades de 25 km² tienen un tamaño espacial acorde para la observación y toma de información a escala paisaje.

En base a los mapas de lotes para uso agropecuario del periodo 2000 al 2015 y la grilla para cada campaña agrícola, se calculó el área desmontada en cada celda, produciendo una base de datos georeferenciada, donde cada celda posee el valor **promedio del IPSE**, el porcentaje de área desmontada y el número de lotes agropecuarios, siendo este último y el área desmontada los insumos utilizados para el cálculo del **TML**, que se encuentra en la base de datos. El TML se obtuvo mediante la calculadora de campos de ArcGIS.

2.5. Selección de datos para el análisis

Del total de celdas generadas en la base de datos georeferenciada, se seleccionaron aquellas que tuvieran algún grado de transformación agropecuaria, eliminando celdas con 1% o menos de superficie desmontada (Rabaglio, 2012).

Mediante el mapa de cobertura del suelo de la República Argentina de los años 2006-2007 (LCCS-FAO) (Collado *et al.*, 2009), se identificaron y excluyeron del análisis aquellas celdas con las siguientes coberturas: cuerpos de agua en movimiento, cuerpos de agua estacionaria, cuerpos de agua, nieve o hielo artificial, salares, salinas, superficies artificiales y áreas asociadas, y superficies construidas.

A continuación, para evitar distorsiones en los valores del IPSE debido al efecto del riego, se detectaron aquellas celdas correspondientes a zonas bajo riego. En la provincia de Salta, se excluyeron las zonas de riego ubicadas en las márgenes del Río Juramento, en las cercanías de las localidades de J.V. González y El Quebrachal, en el departamento Anta y la localidad El Galpón, en el departamento Metán. En la provincia de Santiago del Estero, se excluyeron las zonas de riego aledañas al Río Salí, para trabajar con el conjunto de celdas que corresponden a áreas agropecuarias extensivas.

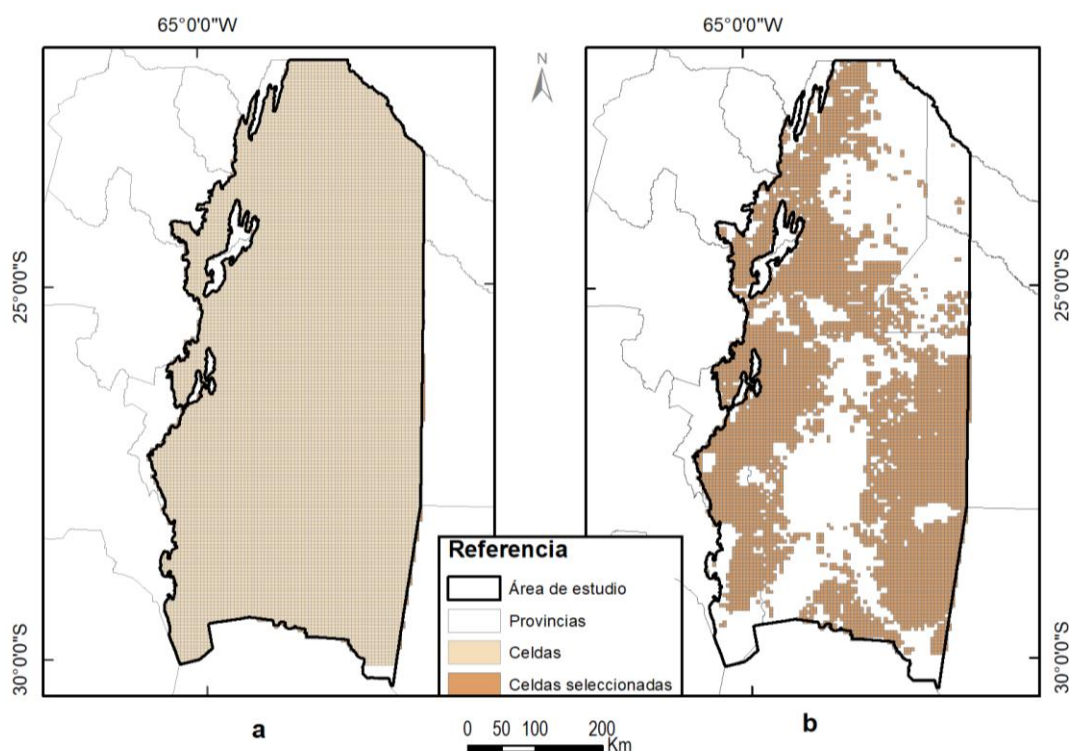


Figura 18. a) Grilla aplicada sobre el área de estudio. b) Celdas seleccionadas para el análisis. Mediante un mapa de cobertura, se excluyeron las zonas productivas bajo riego, zonas bañados, playas de río, cuerpos de agua, salares, salinas y coberturas artificiales (ciudades, pueblos, etc.). En el caso de la campaña 2014/2015 fueron seleccionadas 5.780 celdas, que corresponden a una superficie aproximada de 14,5 millones de hectáreas.

Se generaron inicialmente 11.643 celdas por campaña agrícola (**Figura 18a**). Luego del proceso de filtrado de celdas quedaron seleccionadas entre 3.964 celdas para la campaña 2000/01, incrementándose progresivamente el número de celdas en las sucesivas campañas agrícolas hasta alcanzar 5.780 celdas para la campaña 2014/2015 (**Figura 18b**), que corresponden a una superficie aproximada de 14,5 millones de hectáreas.

2.6. Definición de zonas

En base a la metodología propuesta por Rabaglio (2012), se dividió el área de estudio en dos zonas: zona seca (ZS) y zona húmeda (ZH) (**Figura 19a**), en función del régimen de precipitaciones con el objeto de identificar comportamientos o patrones diferenciales.

La ZS, que se corresponde con el Chaco Silvo-ganadero y el Chaco ganadero (Bravo *et al.*, 1998), forma una franja central con precipitaciones medias anuales de 600 mm o menores; mientras que la ZH, que se corresponde con el Chaco Subhúmedo agrícola ganadero extensivo y el Umbral al Chaco con producción extensiva a secano (Bravo *et al.*, 1998) quedó conformada por aquellos sectores con precipitaciones medias anuales superiores a 600 mm.

Finalmente, luego de aplicados los filtros para la selección de celdas, los grupos de datos para el análisis quedaron establecidos de la siguiente manera (**Figura 19b**):

ZS: entre 1.454 celdas (3,6 millones de hectáreas) para la campaña 2000/01 incrementándose progresivamente el número de celdas en las sucesivas campañas agrícolas hasta alcanzar 2.632 celdas (6,6 millones de hectáreas) para la campaña 2014/15.

ZH: entre 2.510 celdas (6,2 millones de hectáreas) para la campaña 2000/01 incrementándose progresivamente el número de celdas en las sucesivas campañas agrícolas hasta alcanzar 3.148 celdas (7,9 millones de hectáreas) para la campaña 2014/15.

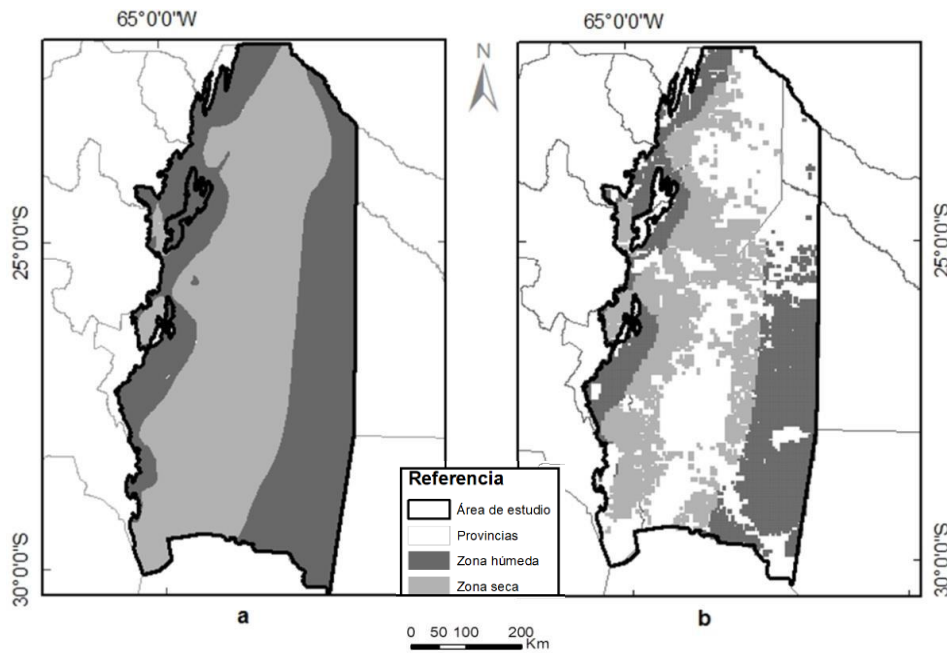


Figura 19. a) Precipitación media anual del área de estudio (Bianchi y Yañez, 1992). En gris oscuro se muestran las zonas con precipitaciones superiores a 600 mm (zona húmeda); en gris claro, las zonas con precipitaciones inferiores a 600mm (zona seca). b) Ejemplo de selección de celdas clasificadas según zona, correspondiente a la campaña 2014/15. Quedaron seleccionadas 3.148 celdas (7,9 millones de ha.) para la zona húmeda y 2.632 celdas (6,6 millones de ha.) para la zona seca.

2.7. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos fueron efectuados utilizando la versión de prueba del software *STATGRAPHICS Centurion XVII v17.2.00* (<http://www.statgraphics.com/>).

Se realizó una selección estratificada al azar de muestras (celdas), para las dos zonas. Cada grupo de celdas (ZH y ZS) fue estratificado en 5 clases según el porcentaje de área desmontada: 1-20%, 21-40%, 41-60%, 61-80% y 81-100%. Se tomaron aproximadamente 50 muestras al azar en cada clase correspondiente a la ZH y la ZS.

Con el objeto de reducir el efecto de autocorrelación espacial, se implementó la restricción de mantener más de 5 km (una celda) de distancia entre cada celda seleccionada. De esta manera se obtuvo un total de 238 muestras en la ZH y 240 muestras en la ZS.

2.7.1. Función de Impacto: Relación entre el IPSE y los desmontes a nivel de paisaje.

Para determinar si el IPSE y la superficie desmontada interactúan y 47

determinar la magnitud de dicha interacción se aplicaron los siguientes análisis estadísticos:

Se realizó un análisis estadístico descriptivo de las muestras obtenidas del IPSE promedio de cada zona. Se aplicó la prueba de normalidad de *Shapiro-Wilk* (estadístico W, nivel de confianza 95%) para determinar si las muestras provienen de una distribución normal. Luego se realizó un *análisis de la varianza* (ANOVA) (estadístico F, nivel de confianza del 90%), para detectar si existen diferencias significativas entre los promedios del IPSE de las muestras de cada zona.

Para la obtención de las **funciones de impacto** de cada zona, se realizó el *análisis de correlación de Pearson* (estadístico r, nivel de confianza 95%) con la finalidad de determinar la dirección y la fuerza de la asociación entre las variables y posteriormente un *análisis de regresión lineal* (estadístico R^2 , nivel de confianza 95%), a fin de describir dicha relación y obtener los modelos que permitan realizar predicciones.

Se trabajó con el estadístico de *Durbin-Watson* (estadístico d, nivel de confianza del 95%), para evaluar si existe autocorrelación serial en los residuos.

Se procedió con un análisis regresión lineal (estadístico R^2 , nivel de confianza del 95%), para obtener las funciones de impacto correspondientes a cada zona del área de estudio. Finalmente se aplicó un ANOVA (estadístico F, nivel de confianza del 90%) para evaluar si existen diferencias estadísticamente significativas entre las variables intercepto y pendiente de los modelos obtenidos para cada zona.

2.7.2. Función de impacto: Relación entre el IPSE y el TML a nivel de paisaje

Para determinar si existe relación entre la fragmentación del bosque debido a la agriculturización del paisaje y la provisión de SEI, se analizó el vínculo entre el TML y el IPSE promedio para las campañas agrícolas comprendidas dentro del periodo 2000/2001 hasta el 2014/2015 en ambas zonas de estudio (ZH y ZS).

Se aplicó la prueba de *Shapiro-Wilk* (estadístico *W*, nivel de confianza 95%) para determinar si las muestras provienen de una distribución normal. Luego se realizó la prueba de *Kruskal-Wallis* (estadístico *K*, nivel de confianza del 95%) para determinar si la variable TML en las muestras presenta independencia entre las zonas.

Para determinar si el IPSE y el TML interactúan, y cuantificar la magnitud de dicha interacción se aplicaron los siguientes análisis estadísticos:

Se realizó el análisis de correlaciones por rango de *Spearman* (estadístico *r*, nivel de confianza del 95%), discriminado por zona. Se trabajó con el estadístico de *Durbin-Watson* (estadístico *d*, nivel de confianza del 95%), para evaluar si existe autocorrelación serial en los residuos.

Luego se realizó un análisis de regresión no lineal con un modelo polinomial de segundo orden (estadístico R^2 , nivel de confianza del 95%), para describir la relación entre las variables en cada zona del área de estudio, obteniendo las funciones de impacto correspondientes. Finalmente se aplicó un ANOVA (estadístico *F*, nivel de confianza del 90%) para evaluar si existen diferencias estadísticamente significativas entre las variables intercepto y pendiente de los modelos obtenidos para cada zona.

La distribución de frecuencia de la variable TML para ambas zonas (**Figura 20**), evidencia que el 95% de los datos se concentran en valores de superficie que van de 0-250 ha. Esto se explica debido a que los lotes agropecuarios en el CHS presentan superficies que van desde 10 ha para los pequeños productores, hasta aproximadamente 250 ha para los grandes productores. Al respecto, Vallejos *et al.*, (2015), indican que para la porción argentina del Chaco Seco, el TML para el periodo 1976-2012 oscila entre 10-100 ha, con una marcada tendencia a incrementar el número de lotes de mayor tamaño. En base a estas evidencias, se estableció 250 ha como límite superior para el análisis del TML.

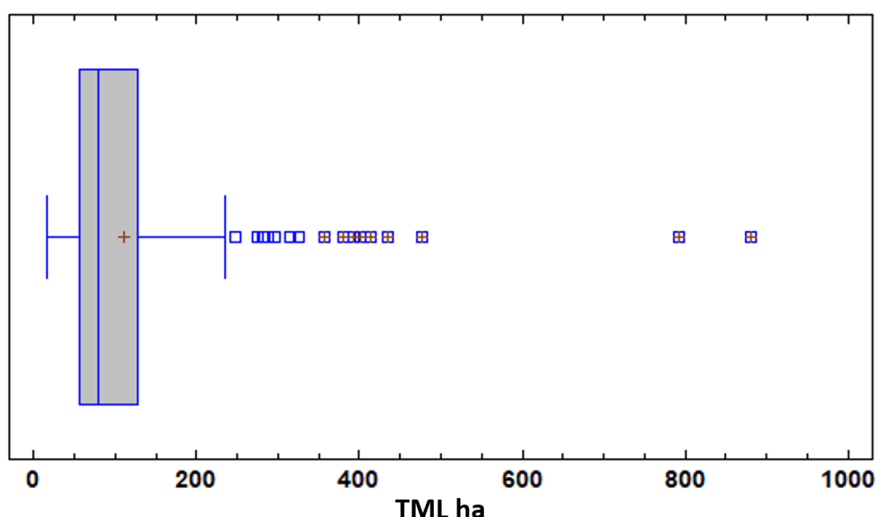


Figura 20. Gráfico de caja y bigotes para la variable **Tamaño Medio de Lote (TML)**. Se observa que el 95% de la distribución del tamaño de los lotes agropecuarios se concentra en valores que van desde 0-250 ha.

3. RESULTADOS

3.1. Relación entre IPSE y el avance de la agriculturización del paisaje en el CHS del NOA.

La **tabla 1** muestra el resumen estadístico de la variable IPSE promedio discriminado por zona. Ambas muestras presentan distribución normal (ZH: $W=0,99$, $p>0,05$; ZS: $W=0,98$, $p>0,05$).

Tabla 1. Resumen estadístico para la variable IPSE promedio de la zona húmeda y zona seca del Chaco Seco.

	Zona húmeda	Zona seca
Cantidad de Celdas	238	240
Promedio	0,43	0,41
Desviación estándar	0,10	0,08
Coefficiente de variación	23,89%	19,24%
Mínimo	0,21	0,21
Máximo	0,72	0,59
Rango	0,51	0,38

Se detectaron diferencias significativas ($F=3,83$; $p<0,1$) en el IPSE promedio entre las zonas evaluadas (**Tabla 2**).

Tabla 2. Análisis de la Varianza para IPSE promedio.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
Entre grupos	0,03		0,03	3,83	0,05
Intra grupos	3,92	76	0,01		
Total (Corr.)	3,95	77			

El IPSE promedio y la superficie de desmonte se relacionan de manera moderada a fuerte, lineal y negativa en ambas zonas (ZH: $r = -0,64$, $p < 0,05$; ZS: $r = -0,70$, $p < 0,05$).

Para obtener las funciones de impacto, se optó por el **análisis de regresión lineal** para ajustar los modelos que relacionan las variables objeto de estudio, designando al promedio anual del IPSE como variable dependiente (IPSE promedio) y a la superficie de desmonte acumulada en porcentaje como variable independiente (Sup. Desmonte%) (**Tabla 3**).

El coeficiente de determinación para ambos modelos (ZH: $R^2 = 0,41$, $p < 0,05$; ZS: $R^2 = 0,48$, $p < 0,05$) indica que el IPSE es sensible a los cambios en la provisión de servicios ecosistémicos a nivel de paisaje debido a la agriculturización y que los modelos obtenidos tienen un buen poder predictivo. No existe autocorrelación serial en los residuos (ZH: $d = 2,14$, $p > 0,05$; ZS: $d = 2,12$, $p > 0,05$).

Tabla 3. Parámetros de las ecuaciones de la recta correspondientes al modelo ajustado que relaciona el IPSE promedio con el Desmonte% en cada zona.

Parámetro	Mínimos Cuadrados	Error Estándar	Estadístico T	Valor-P
Zona Húmeda				
Intercepto	0,557624	0,01	47,80	0,01
Pendiente	-0,002456	0,00	-12,67	0,01
Zona Seca				
Intercepto	0,507376	0,00	67,00	0,01
Pendiente	-0,002049	0,00	-14,93	0,01

La **función de impacto** (Figura 20) para la Zona Húmeda es la siguiente:

$$\text{IPSE}_{\text{promedio}} = 0,557624 - 0,002456 * \text{Sup. Desmonte}\%$$

La **función de impacto** (Figura 20) para la Zona Seca es la siguiente:

$$\text{IPSE}_{\text{promedio}} = 0,507376 - 0,002049 * \text{Sup. Desmonte}\%$$

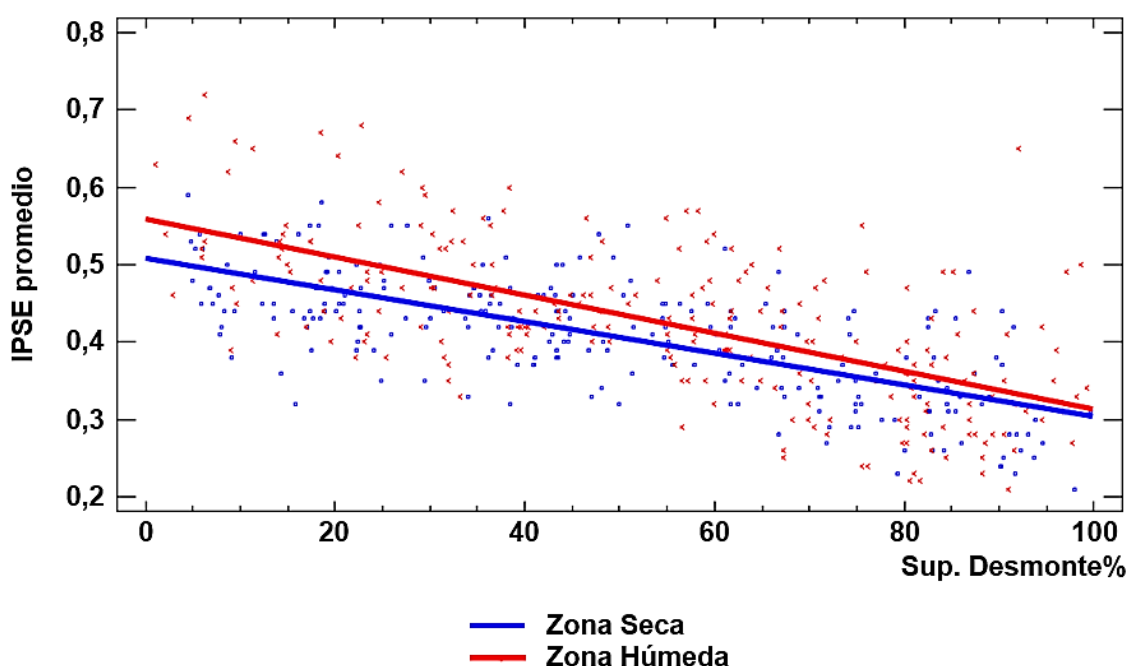


Figura 21. Comparación de las funciones de impacto modeladas mediante ecuaciones lineales para la estimación de los cambios en los servicios ecosistémicos debido a la agriculturización del paisaje en el Chaco Seco del noroeste argentino. En azul se muestra el modelo correspondiente a la zona seca, que forma una franja central con dirección Norte-Sur y en rojo, se muestra el modelo para la zona húmeda, que constituye dos franjas norte-sur ubicadas en la región oriental y occidental del área de estudio.

La **Tabla 4** evalúa la significancia estadística de los términos en el modelo. Existen diferencias estadísticas significativas entre las pendientes y los interceptos para ambas zonas (intercepto: $F= 21,78$, $p<0,1$; pendiente: $F=2,96$, $p<0,1$). Debido a que el modelo obtenido para la ZH presenta valores superiores de IPSE respecto de la ZS, afirmamos que, en general la provisión de SEI es levemente superior en las ZH (intercepto=0,56) respecto a las ZS (intercepto=0,51), para el área de estudio.

Por otro lado, se observa que la pendiente de recta es levemente más

pronunciada en las ZH (0,0025 vs 0,002049), lo que evidencia que la caída en la provisión de SEI debido a la agriculturización es más acentuada en los sistemas ubicados en ZH respecto de las ZS, para el área de estudio durante el periodo analizado.

Tabla 4. ANOVA adicional para las variables intercepto y pendiente correspondientes a los modelos ajustados que relacionan el IPSEpromedio con el Desmonte%.

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>P</i>
Interceptos	0,10	1	0,10	21,78	0,01
Pendientes	0,01	1	0,01	2,96	0,09

Las **Figuras 22 y 23** contienen una secuencia de mapas que grafican el proceso de variación del IPSE en función del avance de la frontera agropecuaria, durante la serie temporal correspondiente a las campañas entre 2000/2001 y 2014/2015.

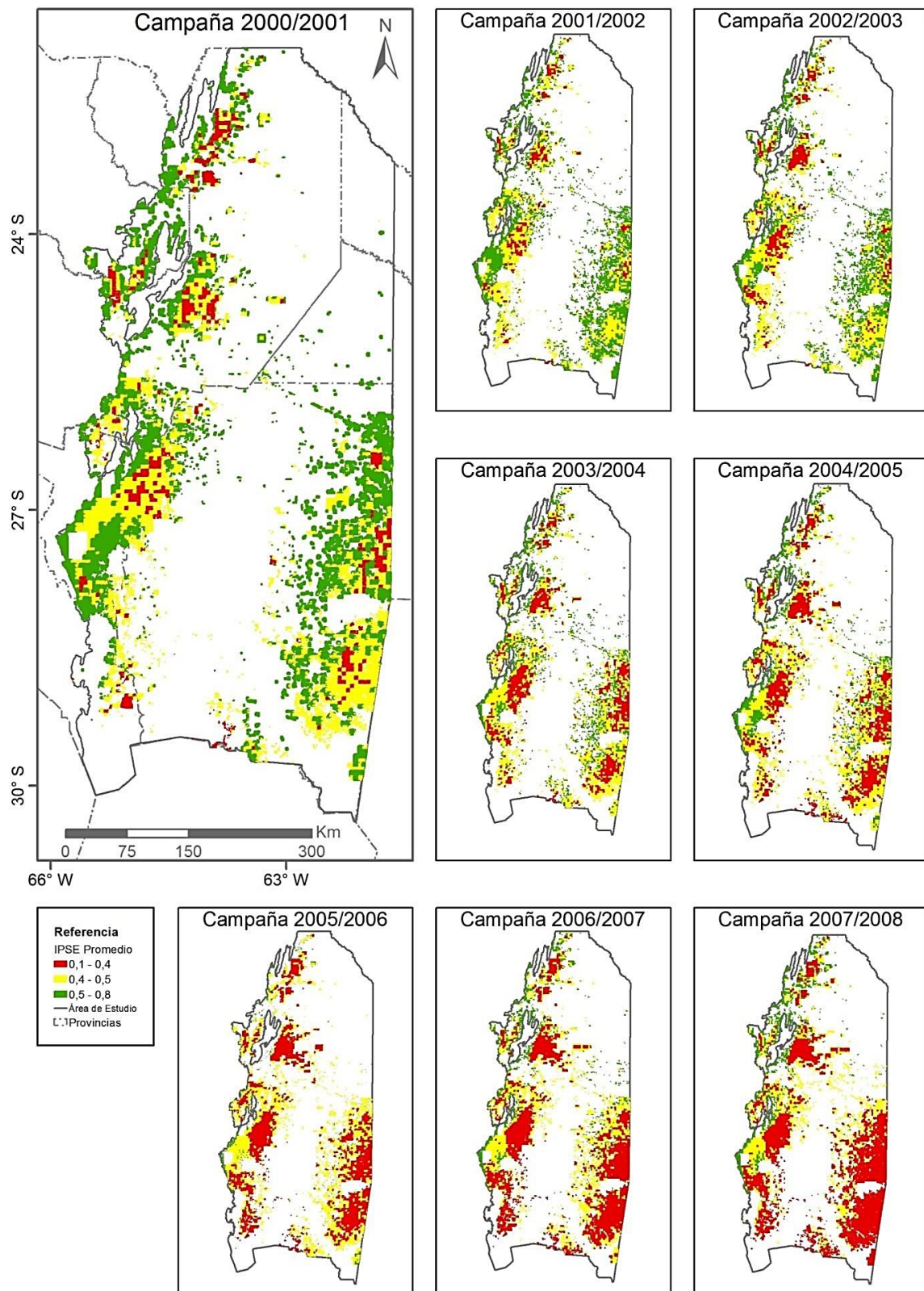


Figura 22. Dinámica del índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE) conforme al avance de la frontera agropecuaria durante las campañas agrícolas 2000/2001 hasta la campaña 2007/2008. Los colores representan el valor del IPSE en celdas de 25 km², cuya superficie desmontada se encuentra entre 1% - 100%. Durante este periodo se destaca, por un lado, la incorporación de nuevos lotes concentrados principalmente en la franja central Norte-Sur del área de estudio (IPSE 0,4-0,5), y por otro, la reducción del IPSE en las celdas más antiguas, debido al progresivo cambio de cobertura y uso de suelo, prevaleciendo el uso agropecuario en detrimento de la cobertura por bosques nativos (IPSE<0,4).

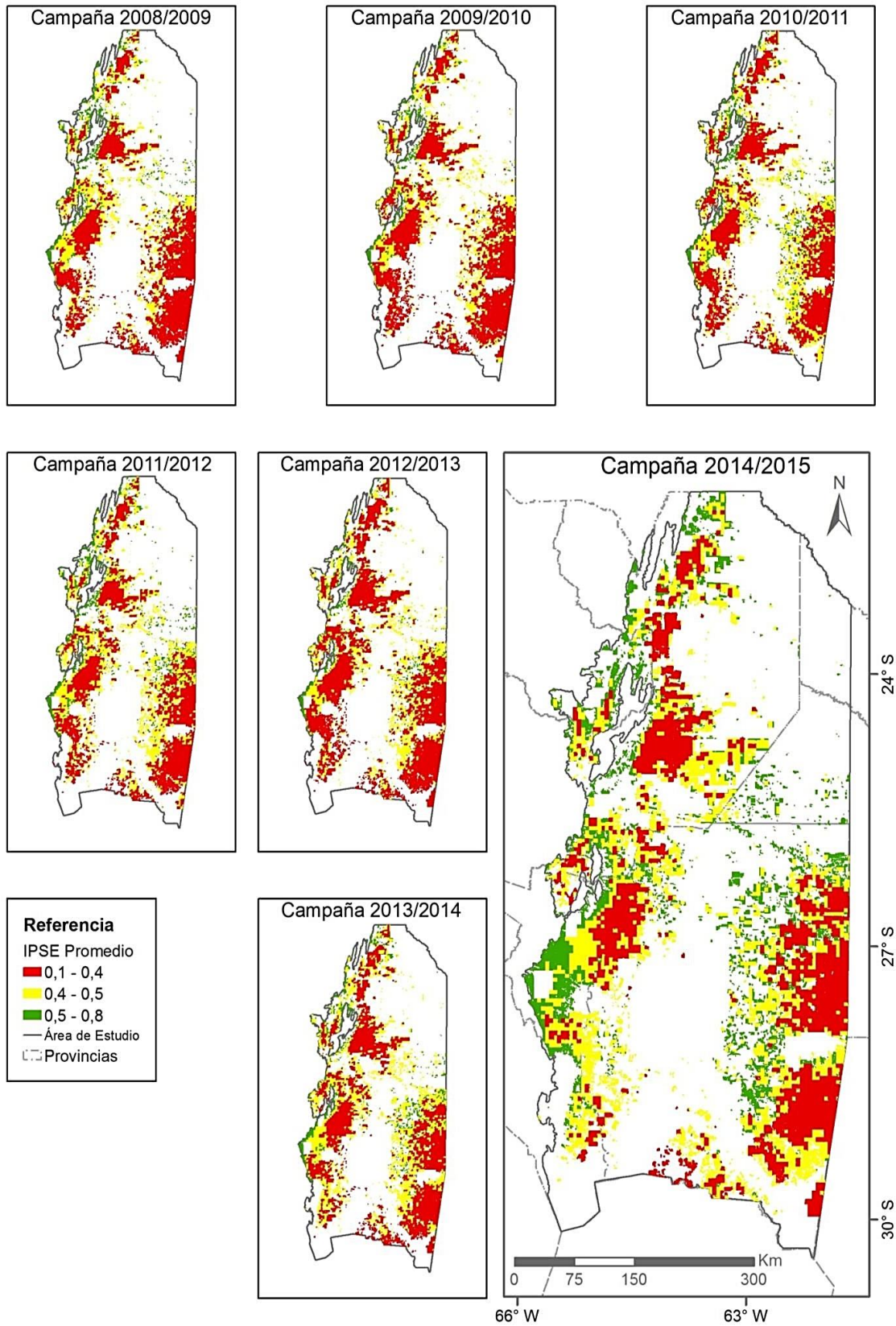


Figura 23. Dinámica del índice de provisión de servicios ecosistémicos (IPSE) conforme al avance de la frontera agropecuaria durante las campañas agrícolas 2008/2009 hasta la campaña 2014/2015. Se incorporan lotes agrupados principalmente en los sectores Noroeste y Sureste con altos valores del IPSE (0,5-0,8). Se mantiene el descenso general del índice (IPSE<0,4), debido a la pérdida de provisión de servicios ecosistémicos intermedios en lotes más antiguos.

3.2. Relación entre el IPSE y la fragmentación del bosque a nivel de paisaje en el CHS del NOA.

La variable TML no presenta distribución normal. Se detectaron diferencias significativas ($K= 51,49$; $p<0,05$) en el TML entre las zonas evaluadas, lo que indica un comportamiento diferencial del TML entre zonas.

El IPSE promedio y el TML presentan una relación no lineal, altamente significativa y de moderada fuerza en ambas zonas (ZH: $r= -0,56$, $p<0,05$; ZS: $r= -0,45$, $p<0,05$).

Ya que dicha relación no puede ser representada adecuadamente mediante un modelo de regresión lineal, optamos un modelo polinomial de segundo orden, que presenta un ajuste más adecuado, designando IPSEpromedio como variable dependiente y al TML como variable independiente.

El coeficiente de determinación (ZH: $R^2= 0,33$, $p<0,05$; ZS: $R^2= 0,21$, $p<0,05$) indica que los modelos tienen un bajo poder predictivo y se deben considerar otras variables para mejorar el ajuste de estos.

La **función de impacto** (Figura 24) para la ZH es la siguiente:

$$\text{IPSE promedio} = 0,638282 - 0,004857 * \text{TMP} + 0,000018 * \text{TMP}^2$$

La **función de impacto** (Figura 25) para la ZS es la siguiente:

$$\text{IPSE promedio} = 0,498803 - 0,001897 * \text{TMP} + 0,000006 * \text{TMP}^2$$

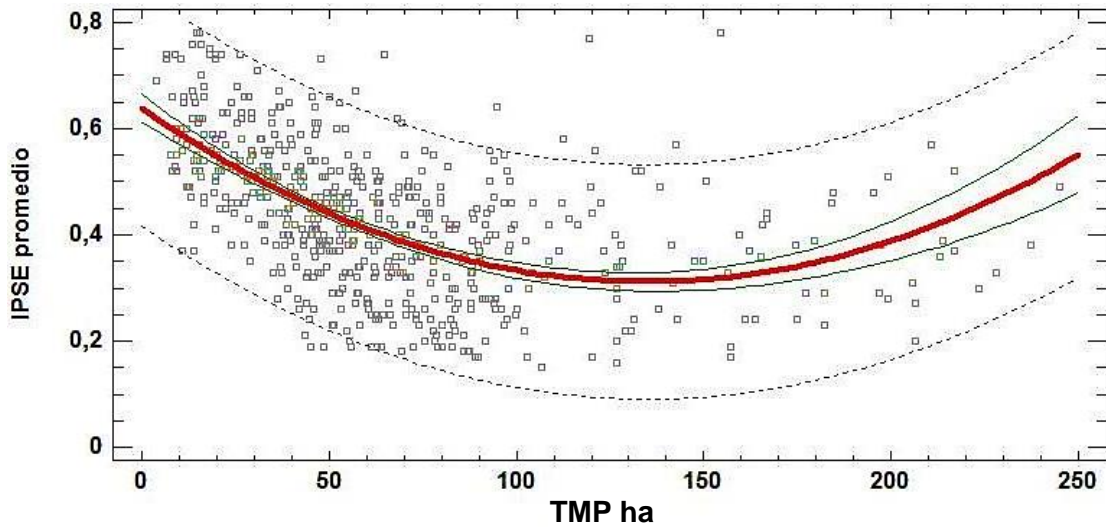


Figura 24. Función de impacto modelada a través de un polinomio de segundo orden para la estimación de los cambios en los servicios ecosistémicos debido a la fragmentación de los bosques a nivel de paisaje en la zona húmeda (franjas en sentido Norte-Sur ubicadas en la región oriental y occidental) del Chaco Seco del noroeste argentino. Las líneas verdes indican el intervalo de confianza (95%) y las puntuadas indican el intervalo de predicción (95%) del modelo.

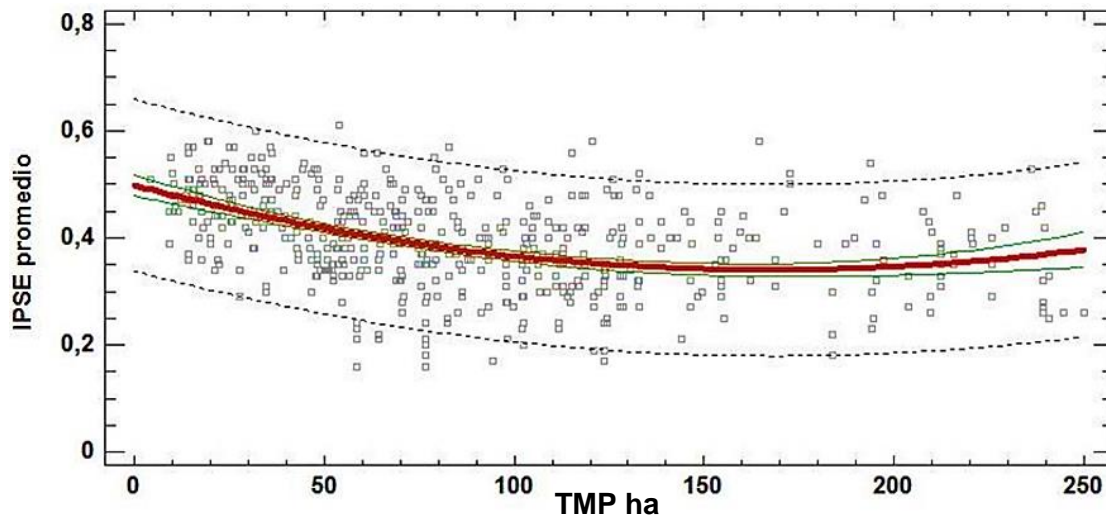


Figura 25. Función de impacto modelada a través de un polinomio de segundo orden para la estimación de los cambios en los servicios ecosistémicos debido a la fragmentación de los bosques a nivel de paisaje en la zona seca (franja central con dirección Norte-Sur) del Chaco Seco del noroeste argentino. Las líneas verdes indican el intervalo de confianza (95%) y las puntuadas indican el intervalo de predicción (95%) del modelo.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La metodología presentada en este trabajo permite la estimación del estado general de los SE. Se basa en dos atributos funcionales claramente vinculados con la dinámica de ganancias del Carbono. Estos atributos tienen la ventaja de que pueden ser monitoreados continuamente mediante una variedad de sensores remotos, a distintas escalas espaciales y temporales, combinando diferentes bases de datos, reduciendo tanto el costo como el tiempo para las estimaciones (Paruelo *et al.*, 2016).

Se obtuvieron las *funciones de impacto* que relacionan la provisión de los SEI con la agriculturización del paisaje y el grado de fragmentación de los bosques a nivel de paisaje, para la región del CHS del NOA, y se discriminó cada función conforme a dos zonas dentro del área de estudio (ZH y ZS).

Los resultados se lograron a partir del tratamiento de más de 300 imágenes satelitales, a las cuales se les aplicó un importante esfuerzo metodológico para remover los ruidos provocados por problemas atmosféricos y falta de datos, propios de este tipo de productos digitales. De esta manera se logró contar con una base de datos correspondiente a una serie temporal de 15 campañas agrícolas (2000/2001 al 2014/2015), para una gran porción del territorio argentino de más de 26 millones de hectáreas, región en la cual están ocurriendo procesos de cambios en el uso del suelo sin precedentes.

Estas transformaciones afectan el medio biofísico alterando la dinámica del agua y del Carbono, el ciclo de los nutrientes y la biodiversidad, cuyos efectos se hacen evidentes a distintas escalas. Por ejemplo los efectos pueden determinar desde pérdidas de suelo por erosión a escala predial pasando por la afectación de la dinámica de agua superficial y subsuperficial y la biodiversidad a escala regional hasta el impacto sobre el balance energético por cambios en el albedo o los niveles de niveles de dióxido de carbono atmosférico (Paruelo y Laterra, 2019).

En este sentido, el reemplazo de la cobertura natural por cultivos extensivos o pasturas implantadas tiende a incrementar la estacionalidad del NDVI, lo que reduce sensiblemente el IPSE, ya que este asume que la provisión

de los SE varía positivamente con el promedio del NDVI (para la campaña agrícola) y negativamente con la variabilidad de la estacionalidad (Paruelo *et al.*, 2016).

Esto se ve reflejado en los resultados del análisis de correlación obtenidos en este trabajo, que concuerdan con lo propuesto por Paruelo *et al.* (2016) y coincide con lo encontrado por Rabaglio (2012), Guerschman *et al.* (2003) y Volante *et al.* (2012b).

Conforme a lo expresado anteriormente, Rabaglio (2012) detectó una disminución del promedio del NDVI (para la campaña agrícola) y un incremento en la estacionalidad a medida que aumenta el porcentaje de superficie desmontada. Esta disminución es más pronunciada en el caso de monocultivos, especialmente cuando ese único cultivo se da en el ambiente húmedo, hecho que ratifica lo encontrado en este trabajo, donde se evidenciaron tendencias similares en ambas zonas (ZH y ZS) mostrando una tasa de cambio levemente más pronunciada en la ZH (ZH: $r=-0,002456$, $p>0,01$; ZS: $r=-0,002049$, $p>0,01$).

El IPSE presentó valores bajos (0,1-0,4) en aquellos sectores en donde la actividad agrícola es intensa y también sobre la franja central del territorio, cuya aptitud principal es ganadera, asociada a sitios altamente pastoreados (considerado un indicador de degradación ambiental), lo que coincide con lo encontrado por Verón *et al.* (2017), quienes trabajaron con el IPSE en la región del chaco árido en Argentina.

Los resultados obtenidos en este trabajo, refuerzan lo propuesto por Paruelo *et al.* (2016), quienes exponen que el IPSE puede ser utilizado como un indicador general del estado y las tendencias de los SE en grandes áreas, ya que el índice es sensible a los cambios asociados a las transformaciones de uso y cobertura del suelo, que resulta de la implementación de la estacionalidad de las ganancias de C, el cual está íntimamente asociado con los cambios de uso (Guerschman *et al.*, 2003; Paruelo *et al.*, 2001).

Respecto de las funciones de impacto obtenidas, estas demuestran que la provisión de SEI en la ZH para un determinado porcentaje de agriculturización del paisaje es en general mayor al obtenido para su correspondiente porcentaje

de agriculturización en la ZS (ZH: -0,002456, ZS: -0,002049, $F=2,96$, $p<0,05$). Estos resultados concuerdan con lo encontrado por Paruelo *et al.* (2016), quienes también trabajaron sobre los bosques del CHS. Obtuvieron valores superiores del IPSE en la zona más oriental del Chaco, donde los bosques están asociados, por un lado, a mayores precipitaciones que tienden a incrementar el promedio anual del NDVI y por otro, a mayores temperaturas que disminuyen la variabilidad intra anual del NDVI, características que en conjunto permiten describir una gran proporción de las diferencias espaciales en la provisión de los SE (Paruelo *et al.*, 2016).

El comportamiento diferencial entre las ZH y ZS, también fue detectado por otros autores como Camba Sans y Paruelo (2015) quienes evidencian una tasa de transformación superior en la zona Este de Santiago del Estero, atribuida principalmente a la mayor precipitación media anual, con un claro avance de la agriculturización en dirección Este-Oeste. Esta franja se corresponde con la ZH considerada en el área de estudio de este trabajo.

En base a lo expuesto anteriormente se puede afirmar que existe evidencia suficiente para probar el cumplimiento de ambas hipótesis planteadas, en cuanto a la provisión de SEI y su relación con el avance de la agriculturización.

Se presenta una situación diferente respecto a las funciones de impacto que relacionan los servicios ecosistémicos con la fragmentación. Esta relación es inversa y de mediana fuerza, lo que concuerda con lo expresado por Jaeger (2000). Dicha relación puede ser modelada mediante una regresión no lineal del tipo polinomial de segundo grado, coincidiendo con lo encontrado por Correa *et al.* (2012), cuyos resultados indican que el TML tuvo un incremento desde el año 1976 hacia el año 2006, donde tuvo su máximo, previo a la sanción de la ley 26.331 en 2007 (Collazo *et al.* 2013).

Los modelos resultantes (**Figuras 24 y 25**), demuestran que el incremento del tamaño del lote reduce progresivamente el valor del IPSE, solo cuando el TML se encuentra entre 10-150 ha. Dicha reducción es más pronunciada en la ZH (-0,004857) que en ZS (-0,001897).

Esta relación inversa se cumple para la primera mitad de las curvas, en las que se observa un gran número de lotes con bajo TML. Cuando el TML supera las 150 ha, se encuentran pocos lotes de gran tamaño, donde la relación no es tan clara, manifestando un comportamiento dual. No se observa una variación evidente del IPSE en ZS, mientras que, en ZH se observa una variación positiva del IPSE. Por lo tanto, del análisis de las funciones de impacto, se concluye que las hipótesis planteadas se verifican parcialmente para tamaños de lotes que van desde 10-150 ha.

Estos resultados no son lo suficientemente satisfactorios para probar completamente las hipótesis. Una posible explicación a este comportamiento puede estar asociado al tamaño del lote y su relación con el sistema de producción implementado.

Los lotes de mayor tamaño pueden estar asociados, por un lado, a sistemas ganaderos con presencia de pasturas megatérmicas implantadas, que tienen una cobertura de la superficie más estable en el tiempo. Por otro lado, al sistema de cultivo de la caña de azúcar, que también presenta una amplia cobertura de la superficie, así como un alto índice de vegetación a lo largo del año. Ambos sistemas poseen curvas estacionales similares, lo que genera un valor más alto del IPSE.

En contraposición, las parcelas agrícolas destinadas a la producción extensiva de granos (soja, maíz, entre otros), generalmente presentan tamaños intermedios de lote y tienen altos índices de vegetación, concentrados en cortos periodos de tiempo, lo que resulta en curvas estacionales más acotadas, dando como resultado un bajo valor del IPSE.

Jaeger (2000), expone que el TML es sensible a la inclusión u omisión de parches pequeños. Esto puede explicar el hecho que la función de impacto correspondiente a la ZH presente una tasa de cambio de los SEI más pronunciada, probablemente debido a la presencia de celdas con un TML menor respecto de la ZS.

Analizar en conjunto sistemas productivos tan dispares como cultivos industriales (caña de azúcar), agricultura extensiva (granos) y ganadería

(pasturas megatérmicas), permite concluir que la metodología presentada es muy simplista y no permite detectar con claridad la relación entre el tamaño del lote y la provisión de SEI. Por lo tanto, sería necesario incorporar una discriminación en base al sistema productivo involucrado, formulando la siguiente hipótesis: Los sistemas de producción están asociados al tamaño del lote.

Las diferencias que encontradas respecto a los modelos para las ZH y ZS ($K= 51,49$; $p<0,05$), también podrían deberse a la manera en que ocurrió el avance de la frontera agropecuaria en la región: desde las zonas más húmedas hacia las más secas (cambio de uso de suelo tipo “tsunami”) (Volante, 2014). Esto podría explicar la mayor presencia de celdas con valores bajos del TML en la ZH, posiblemente asociada a desmontes más antiguos y por el contrario, la mayor presencia de celdas con valores intermedios del TML en las ZS, estaría asociada a desmontes más recientes.

Esto coincide con los resultados de autores como Vallejos *et al.* (2015), quienes trabajaron sobre la región del chaqueña en Argentina, Paraguay y Bolivia y encontraron que durante el periodo 1976-2012, la frecuencia relativa de parches de tamaño pequeño (menos de 20 ha) se redujo y la frecuencia relativa de parches de tamaño medio (más de 50 ha) se incrementó conforme al avance de los años y que el TML para la región del Chaco en Argentina fue 62 ha.

Esta dinámica también fue observada por Correa *et al.* (2012), quienes describen dos frentes decrecimiento agrícola: la franja Tucumán – Norte de Salta por un lado y la franja Este de Santiago del Estero - Norte de Santa Fe por el otro. Ambos frentes fueron convergiendo gradualmente desde el año 1976 hacia la región central del CHS, con el consecuente incremento del tamaño relativo de parches agrícolas impulsado por las mejoras tecnológicas que permitieron la obtención de mejores rendimientos para algunos cultivos en zonas con condiciones agroecológicas más desfavorables (Correa *et al.*, 2012).

Este proceso homogeneiza el paisaje desde el punto de vista funcional y estructural a nivel regional y genera un alto grado de fragmentación en los ambientes naturales, pudiendo provocar con el tiempo, la inversión del paisaje

(Volante, 2014). Tal inversión acarrea pérdidas en otros SEI como el servicio de regulación de la recarga de agua subterránea, que ocurre cuando se reemplazan bosques de zonas semiáridas por agricultura, lo que eleva sustancialmente el nivel freático, debido a que el bosque tiene la facultad de bombear el agua y evitar la elevación de este nivel (Amdan *et al.*, 2013).

En base a todos los resultados obtenidos se afirma que la agriculturización reduce de manera sustancial la provisión de SEI a nivel de paisaje y que es necesario realizar adecuaciones en la metodología aplicada sobre la fragmentación del bosque para tener una conclusión más clara sobre la incidencia que tiene en la provisión de SEI.

Si bien el IPSE proporciona una descripción del nivel de provisión y tendencias temporales de los SE, se podrían lograr estimaciones específicas de valores absolutos de SE incorporando información adicional no considerada en este trabajo (topografía, estructura de la vegetación, discriminación entre lotes destinados a ganadería y agricultura, gestión, etc.).

Finalmente se concluye que la generación este tipo de herramientas, aportan a la construcción de escenarios que permitirán comunicar a los actores involucrados en el territorio las implicancias y repercusiones de sus decisiones respecto al cambio de uso y cobertura del suelo en el bienestar de la población (Latterra *et al.*, 2019), ya que la comprensión de los cambios actuales y futuros en el territorio requiere de conocer no solo el estado actual sino la trayectoria histórica de los aspectos biofísicos y sociales (Paruelo y Latterra, 2019).

Una adecuada descripción y cuantificación de la oferta de SE, permitirá la incorporación del enfoque de SE en los procesos de toma de decisiones (Paruelo, 2019), lo que favorecerá a la articulación entre el sistema científico y las entidades responsables de la toma de decisiones, tanto a nivel público como privado (Paruelo y Dieguez, 2019).

BIBLIOGRAFÍA

- Acuña, L., Minetti, J., & Angueira, C. (2004). La expansión agrícola en Santiago del Estero y Clima asociado. En *X Reunión Argentina y IV Latinoamericana de Agrometeorología*. Asociación Argentina de Agrometeorología.
- Amdan, M. L., Aragón, R., Jobbágy, E. G., Volante, J. N., & Paruelo, J. M. (2013). Onset of deep drainage and salt mobilization following forest clearing and cultivation in the Chaco plains (Argentina). *Water Resources Research*, 49(10), 6601–6612. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20516>
- Bagnato, C. E., Baeza, S., Staiano, L., & Paruelo, J. M. (2019). ¿Cómo estudiar los CUCOS? En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera ed, pp. 42–55). Ediciones CICCUS.
- Baldassini, P., Piñeiro, G., & Paruelo, J. (2015). Cambios en el contenido de carbono orgánico del suelo como consecuencia de la agriculturización en el Chaco semiárido. *Cuarto Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos*, 1. http://www.geap.com.ar/cisen4/libro-resumenes/trabajos/eje5/67_Baldassini_6_5.pdf
- Baldi, G. (2002). *Fragmentación del paisaje en la región de los Pastizales del Río de la Plata : una cuantificación espacial mediante el uso de imágenes LANDSAT TM*. 80.
- Baldi, G., Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116(3–4), 197–208. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.009>
- Baldi, G., Volante, J. N., & Paruelo, J. M. (2019a). Los CUCOS cambian: dinámica del uso y cobertura del suelo. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera ed, pp. 86–100). Ediciones CICCUS.
- Baldi, G., Volante, J. N., & Paruelo, J. M. (2019b). Los CUCOS y el paisaje. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la*

Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial (Primera ed, pp. 74–85). Ediciones CICCUS.

- Bianchi, A. R., & Yañez, C. E. (1992). Las precipitaciones en el Noroeste Argentino. En *Ediciones INTA*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Bianchi, A. R., Yañez, C. E., & Acuña, L. R. (2005). *Base de datos mensuales de precipitaciones del Noroeste Argentino*. Proyecto Riesgo Agropecuario. Instituto Nacional de Tecnología Agripecuaria.
http://www.ora.gov.ar/informes/atlas_noa_precipitaciones.pdf
- Bravo, G., Bianchi, A., Volante, J., Alderete Salas, S., Sempronii, G., Vicini, L., Fernández, M., Lipshitz, H., & Piccolo, A. (1998). *Regiones Agroeconómicas Del Noroeste Argentino*. 228(1), 7.
<http://inta.gob.ar/documentos/regiones-agroeconomicas-del-noroeste-argentino>
- Burel, F., & Baudry, J. (2002). *Ecología del Paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Mundi-Prensa Libros.
- Buzai, G., & Baxendale, C. (2011). *Análisis Socioespacial con Sistemas de Información Geográfica. Perspectiva científica, Temáticas de base raster (Tomo 1)*.
- Buzai, G., & Baxendale, C. (2012). *Análisis Socioespacial con Sistemas de Información Geográfica. Ordenamiento territorial, Temáticas de base vectorial (Tomo 2)*. March 2016, 314.
- Cabrera, A. L. (1971). Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 14, 1–42.
- Camba Sans, G. H., & Paruelo, J. M. (2015). ¿En qué medida fue efectiva la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos? : el caso de Santiago del Estero. *Cuarto Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos*, 38.
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección ambiental - La observación de la tierra desde el espacio* (3ra ed.). Editorial Ariel.

- Collado, A., Ferreyra, E. B., Navarro, M. F., Pezzola, A., Puentes, M. I., & Volante, J. N. (2009). Monitoreo de la cobertura y el uso del suelo a partir de sensores remotos - Cobertura del suelo de la Republica Argentina. Año 2006-2007 (LCCS-FAO). *Ediciones INTA*, 31.
<http://inta.gob.ar/documentos/cobertura-del-suelo-de-la-republica-argentina.-ano-2006-2007-lccs-fao>
- Collazo, M. A. G., Panizza, A., & Paruelo, J. M. (2013). Ordenamiento territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación realizada por provincias del norte Argentino. *Ecologia Austral*, 23(2), 97–107.
<https://doi.org/10.25260/ea.13.23.2.0.1165>
- Correa, J. J., Volante, J. N., & Seghezzi, L. (2012). Análisis de la fragmentación y la estructura del paisaje en bosques nativos del norte argentino. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 16(0329–5184), 97–103. http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-TML-analisis_fragmentacion.pdf
- Costanza, R., Arge, Groot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., & Belt, M. (1997). The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 253–260. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00020-2](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2)
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., Groot, R. S. De, Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Del Val, V. (2011). *Tipos Funcionales de Ecosistemas y Cambios en el Uso del Suelo en el NOA* [Universidad Nacional de Salta].
http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-TML-tipos_funcionales_de_ecosistemas_y_cambios_en_el_uso_.pdf
- Dieguez, H., Staiano, L., Texeira, M., & Paruelo, J. M. (2015). Cambios en la provision de servicios ecosistemicos a lo largo de gradientes de intensidad de uso del suelo. *Cuarto Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos*, 2. <http://www.geap.com.ar/cisen4/libro->

resumenes/trabajos/eje6/53_a_Diequez_6.pdf

- Dormann, C. F. (2007). Effects of incorporating spatial autocorrelation into the analysis of species distribution data. *Global Ecology and Biogeography*, 16(2), 129–138. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00279.x>
- Duarte, C. M. (Coord. ., Abanades, J. C., Agustí, S., Alonso, S., Benito, G., Ciscar, J. C., Dachs, J., Grimalt, J. O., López, I., Montes, C., Pardo, M., Ríos, A. F., Simó, R., & Valladares, F. (2006). *Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el sistema Tierra*. Consejo Superior de Investigacion Cientificas. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Eklundh, L., & Jönsson, P. (2015). *TIMESAT 3.2 with parallel processing Software Manual* (3.2; pp. 1–88). http://web.nateko.lu.se/timesat/docs/TIMESAT32_software_manual.pdf
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>
- Forman, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions* (Vol. 9). Cambridge University Press. https://books.google.com/books?id=sSRNU_5P5nwC&pgis=1
- Forman, R. T. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. Wiley.
- Gangi, D., & Paruelo, J. M. (2019). Glosario. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera ed, pp. 424–438). Ediciones CICCUS.
- Gasparri, N. I., & Grau, H. R. (2009). Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecology and Management*, 258(6), 913–921. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.024>
- Grau, H. R., & Aide, T. M. (2008). Globalization and Land-Use Transitions in Latin America. En *Ecology and Society; Vol. 13, No. 2 (2008)* (Vol. 13, Número 2).
- Grau, H. R., Aide, T. M., & Gasparri, N. I. (2005). Globalization and soybean

- expansion into semiarid ecosystems of Argentina. *Ambio*, 34(3), 265–266.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-34.3.265>
- Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., Bella, C. Di, Giallorenzi, M. C., Pacin, F., Di Bella, C., Giallorenzi, M. C., & Pacin, F. (2003). Land cover classification in the Argentine Pampas using multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 24(17), 3381–3402.
<https://doi.org/10.1080/0143116021000021288>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity , ecosystem services and human well-being. En *Ecosystem Ecology: A new Synthesis* (pp. 110–139). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2), 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Jönsson, P., & Eklundh, L. (2004). TIMESAT - A program for analyzing time-series of satellite sensor data. *Computers and Geosciences*, 30(8), 833–845. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.05.006>
- Lattera, P., Nahuelhual, L., & Barral, M. (2019). ¿De dónde salen y adónde van a parar los servicios ecosistémicos? La oferta, la demanda y sus indicadores. En José María Paruelo & P. Lattera (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera Ed, pp. 122–133). Ediciones CICCUS.
- Ledesma, N. R. (1992). *Caracteres de la semiaridez en el Chaco Seco*. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/30097>
- Ley 26.331. (2007). *Ley Nacional de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos* (p. 10). Boletín Oficial.
<http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/135000-139999/136125/norma.htm>
- McNaughton, S. J., Oesterheld, M., Frank, D. A., & Williams, K. J. (1989). Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature*, 341(6238), 142–144. <https://doi.org/10.1038/341142a0>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystem and human well-being:

- biodiversity synthesis. En *World Resources Institute*. World Resources Institute.
<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>
- Mitchell, A. (2005). *The ESRI Guide to GIS Analysis - V.2: Spatial Measurements and statistics* (First). ESRI Press.
<https://books.google.com.ar/books?id=E2MwIwEACAAJ>
- Muller, O. V., & Berbery, E. H. (2019). El efecto de los cambios en el uso sobre servicios ecosistémicos relacionados con la regulación climática. El caso de la cuenca del Plata. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera ed, p. 176). Ediciones CICCUS.
- Ortega, L. E. (2010). ¿Qué es la expansión de la frontera agropecuaria? Aproximación al caso de Chaco. *Documentos del CIEA*, 6, 87–109.
- Paruelo, J.M. (2008). La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Ecosistemas*, 17(3), 4–22.
<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=575>
- Paruelo, J.M. (2019). Oferta y demanda de servicios ecosistémicos. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera ed, pp. 120–121). Ediciones CICCUS.
- Paruelo, J.M., Alcaraz-Segura, D., & Volante, J. N. (2007). El seguimiento del nivel de provisión de los servicios ecosistémicos. En P. Laterra, E. Jobbágy, & J. M. Paruelo (Eds.), *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial* (1a ed., Número 1417, pp. 141–162). Ediciones INTA.
http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-TML-inta_el_seguimiento_del_nivel_de_provisin_de_los_serv.pdf
- Paruelo, J.M., Piñeiro, G., Mastrangelo, M., Berbery, E. H., Weyland, F., Mastrángelo, M., Berbery, E. H., & Weyland, F. (2019). Conectando la estructura y funcionamiento ecosistémico y los servicios: funciones de producción. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El lugar de la*

naturaleza en la toma de decisiones - Servicios ecosistémicos y ordenamiento territorial rural (Primera ed, pp. 134–143). Ediciones CICCUS.

https://www.researchgate.net/publication/337012322_Conectando_la_estructura_y_funcionamiento_ecosistemico_y_los_servicios_funciones_de_produccion/stats

Paruelo, José M., & Lauenroth, W. K. (1998). Interannual variability of NDVI and its relationship to climate for North American shrublands and grasslands. *Journal of Biogeography*, 25(4), 721–733. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1998.2540721.x>

Paruelo, José María, & Dieguez, H. (2019). Los CUCOS y los servicios ecosistémicos: funciones de impacto. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera, pp. 177–195). Ediciones CICCUS.

Paruelo, José María, & Laterra, P. (2019). Los fines y los medios: Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en procesos de ordenamiento territorial. En José María Paruelo & P. Laterra (Eds.), *El Lugar de la Naturaleza en la Toma de Decisiones. Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial* (Primera Ed, pp. 21–32). Ediciones CICCUS.

Paruelo, José María, Texeira, M., Staiano, L., Mastrángelo, M., Amdan, L., & Gallego, F. (2016). An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. *Ecological Indicators*, 71(August), 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.054>

Pinilla Ruiz, C. (1995). *Elementos de teledetección* (1ra ed.). RA-MA.

Piquer-Rodríguez, M., Torrella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., & Kuemmerle, T. (2015). Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landscape Ecology*, 30, 817–833. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0147-3>

Rabaglio, M. D. (2012). *Impacto del uso del suelo sobre el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) en el noroeste argentino* [Universidad de Buenos

Aires].

<http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/especializacion/2012rabagliomarcelo.pdf>

Seghezzo, L., Volante, J. N., Paruelo, J. M., Somma, D. J., Buliubasich, E. C., Rodríguez, H. E., Gagnon, S., Hufty, M., Rodríguez, H. E., Gagnon, S., & Hufty, M. (2011). Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina): Conflicting Visions of Development. *The Journal of Environment & Development*, 20(3), 251–277. <https://doi.org/10.1177/1070496511416915>

Solano, R., Didan, K., Jacobson, A., & Huete, A. (2010). MODIS Vegetation Index User ' s Guide (MOD13 Series). *The University of Arizona*, 2010(May), 38. https://vip.arizona.edu/documents/MODIS/MODIS_VI_UsersGuide_01_2012.pdf

Tan, B., Morissette, J., Wolfe, R., Esaias, W., Gao, F., Ederer, G., Nightingale, J., Nickeson, J. E., Ma, P., & Pedely, J. (2011). Modis Vegetation Phenology Metrics Estimated With an Enhanced Timesat Algorithm. *Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 4(2), 4. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2010.2075916>

Thornthwaite, C. W. (1948). An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*, 38, 55–94.

Turner, R. K., Georgiou, S., & Fisher, B. (2008). The ecosystem services approach: Valuation of multi-functional wetlands. En *Valuing ecosystem services - The case of multi-functional Wetlands* (1a ed.). Cromwell Press.

Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123(26), 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009>

Verón, S. R., Blanco, L. J., Texeira, M. A., Irisarri, J. G. N., Paruelo, J. M., Gonzalo, J., Irisarri, N., Paruelo, J. M., Irisarri, J. G. N., & Paruelo, J. M.

- (2017). Desertification and ecosystem services supply: The case of the Arid Chaco of South America. *Journal of Arid Environments*, 159(October), 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.11.001>
- Viglizzo, E. F., Carreño, L. V, Volante, J., & Mosciaro, M. J. (2011). Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? *Valoración de Servicios Ecosistémicos*, 6300, 16. <https://doi.org/10.1038/35105052>
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F., & Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.012>
- Volante, José N., Bianchi, A. R., Paoli, H. P., Noé, Y. E., Elena, H. J., Cabral, C. M., Elena Elena, H. J., & Cabral, C. M. (2006). Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del Noroeste Argentino Mediante Teledetección y Sistemas de Información Geográfica Período 2000-2005. Pro.Re.NOA. *Ediciones INTA*, 70. www.inta.gov.ar/region/noa/prorenea
- Volante, José N., Mosciaro, M. J., Poclava Morales, M. C., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., Tiscornia, G., Fuente, M., Maldonado, I., Vega, A., Trujillo, R., Cortéz, L., & Paruelo, J. M. (2015). Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. *RIA*, 1–13. <http://ria.inta.gov.ar/wp-content/uploads/2015/07/Volante-castellano-1.pdf>
- Volante, José Norberto. (2014). *Dinámica y consecuencias del cambio en la cobertura y el uso del suelo en el Chaco Semi-Árido*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2196.4320>
- Volante, José Norberto. (2016). *Series temporales de índices de vegetación con TIMESAT* (pp. 1–37). Universidad de Buenos Aires.
- Volante, Jose Norberto, Noe, Y. E., Gonzalez, A. C., & Bianchi, A. R. (2012). *Isohietas anuales del Noroeste Argentino*. INTA Ediciones. <http://inta.gob.ar/documentos/isohietas-anuales-del-noroeste-argentino-0>
- Wiens, J., & Moss, M. R. (2005). *Issues and perspectives in landscape ecology*.

<https://doi.org/10.1017/CBO9780511614415>

Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D., & Díaz, S. (2008). What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environmental Management*, 42(2), 181–189. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>

ANEXO

En esta sección se exponen conceptos y definiciones claves utilizados frecuentemente en este trabajo.

Agriculturización: es el proceso de avance de las coberturas agropecuarias sobre a las coberturas de vegetación natural (Gangi y Paruelo, 2019). En Argentina, el proceso inició en los '60 caracterizado por la expansión generalizada de los cultivos de maíz, sorgo, poroto, trigo y soja, sostenido por nuevas tecnologías y el aumento del tamaño de las unidades productivas (Volante, 2014).

Bosque nativo:

Los ecosistemas forestales naturales compuestos predominantemente por especies arbóreas nativas maduras, con diversas especies de flora y fauna asociadas, en conjunto con el medio que las rodea- suelo, subsuelo, atmósfera, clima, recursos hídricos- conformando una trama interdependiente con características propias y múltiples funciones, que en su estado natural le otorgan al sistema una condición de equilibrio dinámico y que brinda diversos servicios ambientales a la sociedad, además de los diversos recursos naturales con la posibilidad de utilización económica, comprende aquellos de origen primario, secundario y los resultantes de restauraciones voluntarias (Ley 26.331, 2007).

Desmante: toda intervención antropogénica que modifique las condiciones por las que una cobertura es considerada "bosque nativo" en favor de otro uso de suelo tal como agricultura, ganadería, forestación o desarrollo urbano (Ley 26.331, 2007).

Estructura ecosistémica: es la organización física o el patrón de un determinado sistema, tal como el patrón de parches a escala de paisaje o la estructura de edades y sexos de una población (Gangi y Paruelo, 2019).

Fragmentación: proceso que genera la disgregación de un hábitat continuo en dos o más fragmentos progresivamente empequeñecidos y aislados entre sí por un nuevo hábitat denominado matriz, distinto al original (Forman, 1995).

Función de impacto de servicios ecosistémicos: son modelos que describen cuantitativamente los cambios en el nivel de oferta de un SE o un conjunto de SE a partir de un factor de perturbación o estrés asociado al uso del territorio (Gangi y Paruelo, 2019).

Función ecosistémica: son los procesos ecológicos y evolutivos, como el flujo de genes, las perturbaciones o el ciclo de los nutrientes, entre otros (Gangi y Paruelo, 2019).

Índice de provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE): describe la oferta de un conjunto de SE de regulación a partir de la estimación de dos atributos del funcionamiento de los ecosistemas: la cantidad total de biomasa que producen en un año (productividad) y la estacionalidad de esa producción (la diferencia entre los valores máximos y mínimos de producción de biomasa). Estos atributos funcionales pueden ser estimados a partir de la dinámica estacional del IVN (Índice de Vegetación Normalizado), un índice espectral que puede ser derivado de datos provistos por sensores remotos (Paruelo *et al.*, 2016).

Inversión del paisaje: proceso por el cual la matriz del paisaje (cobertura natural) pasa a estar dentro de lo que anteriormente era considerado un parche (por ejemplo cultivos), debido al proceso de crecimiento de esta cobertura, para establecerse como la nueva matriz del paisaje (Gangi y Paruelo, 2019).

Ley de presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos (Ley 26.331): fue sancionada en el año 2007 y establece "los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejo sostenible de los bosques nativos y de los servicios ambientales que éstos brindan a la sociedad" (Ley 26.331, 2007). Busca promover la conservación a través del ordenamiento territorial de bosques nativos (OTBN) regulando la expansión de la frontera agropecuaria y el cambio de uso de suelo, entre otras medidas (Collazo *et al.*, 2013).

Paisaje: nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al de ecosistema e inferior al de región. Se caracteriza por su heterogeneidad y su dinámica controlada por las actividades humanas. Puede aplicarse a una gama

de escalas geográficas que van desde algunas hectáreas a algunos cientos de kilómetros cuadrados (Burel y Baudry, 2002).

Provisión de servicios ecosistémicos: cantidad, oferta o flujo de un SE generada por unidad de tiempo y espacio a partir del capital natural de los ecosistemas (Gangi y Paruelo, 2019).

Ordenamiento territorial de bosques nativos (OTBN): es una norma incluida en la ley 26.331, que zonifica territorialmente el área de los bosques nativos conforme a categorías de conservación: verde, amarilla y roja (Ley 26.331, 2007).

Servicios ecosistémicos (SE): aspectos funcionales (procesos) y estructurales de los ecosistemas que son utilizados de manera activa o pasiva para producir bienestar humano (Fisher *et al.*, 2009). Según el grado de conexión con la generación de bienestar humano, podrán considerarse SE Intermedios o SE finales (Turner *et al.*, 2008).