RIDAA
Repositorio Institucional
Digital de Acceso Abierto de la
Universidad Nacional de Quilmes

Universidad
Nacional
de Quilmes

Galizzi, María Celeste

Análisis de fragmentación, conectividad y servicios ecosistémicos en el distrito San Guillermo (Santa Fe, Argentina).

Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Argentina.
Atribución - No Comercial - Sin Obra Derivada 2.5
https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.5/ar/

Documento descargado de RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes de la Universidad Nacional de Quilmes

Cita recomendada:
Galizzi, M. C. (2024). Análisis de fragmentación, conectividad y servicios ecosistémicos en el distrito San Guillermo (Santa Fe, Argentina). (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Quilmes, Bernal, Argentina. Disponible en RIDAA-UNQ Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto de la Universidad Nacional de Quilmes http://ridaa.unq.edu.ar/handle/20.500.11807/4780

Puede encontrar éste y otros documentos en: https://ridaa.unq.edu.ar

Universidad Nacional de Quilmes
Roque Sáenz Peña 352 // Bernal
Buenos Aires // Argentina
t.: (+41 11) 4365 7100
f.: (+54 11) 4365 7101
info@unq.edu.ar

María Celeste Galizzi, Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto, Abril de 2024, pp. 96, http://ridaa.unq.edu.ar, Universidad Nacional de Quilmes, Secretaría de Posgrado, Maestría en Ambiente y Desarrollo Sustentable

Análisis de fragmentación, conectividad y servicios ecosistémicos en el distrito San Guillermo (Santa Fe, Argentina).

TESIS DE MAESTRÍA

María Celeste Galizzi

celegalizzi@gmail.com

Resumen

Las actividades humanas, especialmente las agrícolas ganaderas, reemplazan la vegetación natural por cultivos y pasturas implantadas modificando la estructura y el funcionamiento del ecosistema y, como consecuencia, fragmentan el paisaje y alteran su capacidad de proveer bienes y servicios. Este tipo de transformaciones ha afectado la región del espinal santafesino. Es por ello que en el presente trabajo se hizo foco en el distrito San Guillermo (Santa Fe, Argentina) para examinar los cambios temporales en el uso del suelo y su impacto sobre la provisión de servicios ecosistémicos. Para el periodo 2000 -2020 se analizaron los cambios en el uso del suelo, así como también se realizó una caracterización de la zona de estudio a través de métricas del paisaje. Por otro lado, se efectuó un análisis de la tendencia temporal del Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE) para el mismo periodo. Para describir los cambios en el uso de suelos se realizó una clasificación no supervisada y una reclasificación sobe imágenes satelitales Landsat 5 y 8. Obteniéndose cuatro tipologías: bosque nativo, vegetación espontánea, cultivos/rastrojos y estructuras edilicias. A partir de estos análisis se calcularon, para cada tipología de uso del suelo, las métricas del paisaje de área, bordes, número de parches y áreas más grande y más pequeña de parche, porcentaje de adyacencias similares, índice de división y de cohesión. Los resultados indicaron un crecimiento concentrado en parches más grandes para la tipología de uso de suelo bosque nativo, una fragmentación de la clase vegetación espontáneas, si bien sigue siendo la cobertura dominante del área de estudio. Así mismo, los usos de suelo cultivos/rastrojos y estructuras edilicias mostraron un proceso de expansión. Por otra parte, los resultados del IPSE muestran una tendencia negativa en todo el periodo analizado para todos los tipos de uso de suelo indicando una inestabilidad del paisaje debido a alteraciones naturales o antrópicas.

Palabras claves: paisaje – fragmentación – uso del suelo – servicios ecosistémicos

Abstract

Human activities, especially livestock farming, replace natural vegetation with crops and implanted pastures modifying the structure and functioning of the ecosystem and, as consequence, fragment the landscape and alter its capacity to provide goods and services. This type of transformation has affected the Spinal region of Santa Fe. That is why in this paper the focus was placed on the San Guillermo district (Santa Fe, Argentina) to examine temporary changes in land use and their impact on the provision of ecosystem services. For the period 2000-2020, changes in land use were analyzed, as well a characterization of the study area through landscape metric. On the other hand, an analysis of temporal trend of de Index of Provision of Ecosystem Services (IPSE) for the same period. To describe the changes in land use, an unsupervised classification and a reclassification on satellite images Landsat 5 and 8 were carried out. Obtaining five types: native forest, spontaneous vegetation, crops, bare soil/stubble, and building structures. Based on these analyses, for each types of land use, the landscape metric of area, borders, number of patches, and larger and smaller patches, and larger and smaller patch areas were calculated, percentage of similar adjacencies, index of division and cohesion. The results indicated a concentrated growth in larger patches for the native forest land use typology, a fragmentation of the spontaneous vegetation class, although it remains the dominant coverage of the study area. Likewise, land uses crops/stubble and building structures showed an expansion process. On the other hand, the results of the IPSE show a negative trend throughout the period analyzed for all types of land use, indicating an instability of the landscape to natural or anthropogenic alterations.
Keywords: landscape – fragmentation – land use – ecosystem services.

Repositorio Institucional Digital de Acceso Abierto, Universidad Nacional de Quilmes

Maestría en Ambiente y Desarrollo Sustentable

Secretaría de Posgrado

Orientación: Gestión Ambiental

Tesis:

Análisis de fragmentación, conectividad y servicios ecosistémicos en el distrito San Guillermo (Santa Fe, Argentina).

Aspirante: Lic. Ma. Celeste Galizzi

Director: Dr. Nicolás Frutos (Instituto de Altos Estudios Espaciales “Mario Gulich”. CONAE/UNC)

Codirector: Mg. Pablo Lacabana (UNQ)

Septiembre 2023

“Hay paisajes
porque hay personas
que habitan, perciben,
interpretan, reconocen
y valoran el territorio”

Lucas Períes

AGRADECIMIENTOS

Gracias…

a mis tutores Nicolás Frutos y Pablo Lacabana,

a la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Quilmes,

a mis docentes de la MAyDS de la UNQ y de la DUGA del Instituto de Altos Estudios Espaciales “Mario Gulich”,

a mi compañero de vida y a nuestros hijos por su paciencia infinita y su apoyo incondicional.

Gracias por ser parte de mi vida y permitirme engrandecer mi historia.

ÍNDICE

Introducción **11**
Introducción general 12
Definición del problema 13
Objetivos 14
Objetivo general 14
Objetivos específicos 14
Marco conceptual **16**
Estado del arte 17
Marco teórico 20
Paisaje 20
Elementos del paisaje 22
Heterogeneidad del paisaje 24
Conectividad y corredores biológicos 26
Proceso de fragmentación 27
Análisis de la estructura y fragmentación del paisaje 32
Funciones ecológicas de los ecosistemas 34
Servicios ecosistémicos de los agroecosistemas 38
Metodología **41**
Metodología 42
Área d estudio 42
Ubicación y extensión 42
Clima…… 43
Geología, geomorfología e hidrología 44
Vegetación 44
La intervención del ser humano 44
Materiales y métodos 45
1. Análisis de fragmentación 45
   A. Selección de imágenes 45
   B. Preprocesamiento 46
   C. Procesamiento 46
   D. Clasificación no supervisada 46
   E. Cálculo de métricas del paisaje 47
2. Provisión de servicios ecosistémicos 51
   Cálculo del Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE) 51
Resultados **52**

1. Identificación de tipos de coberturas y métricas de área 53
2. Métricas del paisaje 58
   a. Bordes de las tipologías de uso del suelo 58
   b. Número de parches de las tipologías de uso del suelo 58
   c. Área de parche más grande 59
   d. Área de parche más pequeño ……..61
3. Variaciones de las métricas de intrincación del paisaje 61
   a. Porcentaje de adyacencias similares 61
   b. Índice de división 62
4. Métrica de conectividad 63
   a. Índice de cohesión 63
5. Provisión de servicios ecosistémicos 63

Discusión 69

Conclusiones y recomendaciones 74

Bibliografía 78

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de las imágenes Landsat utilizadas en el proceso de clasificación……45

Tabla 2. Porcentaje de precisión y sensibilidad obtenidos de la matriz de confusión para el año 2000 y su interpretación …...……55

Tabla 3. Porcentaje de precisión y sensibilidad obtenidos de la matriz de confusión para el año 2011 y su interpretación …...……56

Tabla 4. Porcentaje de precisión y sensibilidad obtenidos de la matriz de confusión para el año 2020 y su interpretación …...……56

Tabla 5. Superficie (land cover) y porcentaje de las diferentes clases de usos del suelo (landscape proportion) del distrito San Guillermo para el mes de mayo de los años 2000, 2011 y 2020…...……57

Tabla 6. Porcentaje de cambio de uso del suelo por periodos……57

Tabla 7. Bordes de las unidades de paisaje de los años 2000, 2011 y 2020 mediante la métrica Edge length (Longitud de borde) …….. ……58

Tabla 8. Variación del número parches de los años 2000, 2011 y 2020 con la métrica Number of patches (Número de parches) …….……59

Tabla 9. Variación del área, en hectáreas, del parche más grande de los años 2000, 211 y 2020 con la métrica Greatest patch (Área de parche más grande)……60

Tabla 10. Variación del área, en hectáreas, del parche más pequeño de los años 2000, 211 y 2020 con la métrica Smallest patch (Área de parche más pequeño)……61

Tabla 11. Variación del porcentaje para la métrica Percentage of Like adjacencies (Porcentaje de adyacencias similares) para los años 2000, 211 y 2020…….62

Tabla 12. Variación de la proporción de área de división de los años 2000, 211 y 2020 con la métrica Landscape division (índice de división)……..63

Tabla 13. Variación de NDVI promedio y NDIcv para cada tipología de uso del suelo para los años 2000, 211 y 2020……65

Tabla 14. Variación del IPSE para los años 2000, 211 y 2020 según tipología de uso del suelo ……..67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Elementos del paisaje……..……23

Figura 2. Funciones de los corredores biológicos……27

Figura 3. Representación del cambio temporal en la composición y configuración del paisaje atribuible a la fragmentación de hábitats desde un hábitat original a un hábitat fragmentado……..……29

Figura 4. Representación del proceso de fragmentación como pérdida de continuidad……30

Figura. 5. Estados de creciente fragmentación del hábitat ……30

Figura 6. Esquema general de la integración de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG) para la caracterización de paisajes……...34

Figura 7. Clasificación de tipos de servicios ecosistémicos……..36

Figura 8. Modelo de cascada: relación entre los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas con el bienestar humano……37

Figura 9. Mapa ubicación zona de estudio en la provincia de Santa Fe y en la ecorregión del Espinal……..42

Figura 10. Imágenes satelitales del Distrito San Guillermo para los años 2000, 2011 y 2020……..……..43

Figura 11. Mapa cobertura de suelo, obtenido por reclasificación de categorización no supervisada K-means para el día 7 de mayo de 2000. ……53

Figura 12. Mapa cobertura de suelo, obtenido por reclasificación de categorización no supervisada K-means para el día 6 de mayo de 2011……54

Figura 13. Mapa cobertura de suelo, obtenido por reclasificación de categorización no supervisada K-means para el día 14 de mayo de 2020……..55

Figura 14. Porcentaje de cambio uso del suelo por tipología en el periodo 2000-2020……..……..….57

Figura 15. Variación del número de parches según la tipología de uso del suelo para el periodo 2000-2011……..……...59

Figura 16. Variación del área del parche más grande para los años 2000, 2011 y 2020……..……60

Figura 17. Porcentaje de adyacencias similares según la tipología de uso del suelo para los años 2000, 2011 y 2020…….…….62

Figura 18. Valores máximos y mínimos de NDVI para el periodo 2011-2020 para el distrito San Guillermo (Santa Fe) …….……..64

Figura 19. Valores promedios anuales de IPSE para el periodo 2011-2020 para el distrito San Guillermo (Santa Fe) …….……..64

Figura 20. Comparación de valores promedios de IPSE en relación del coeficiente de variación del NDVI para el periodo 2011-2020 durante el periodo de análisis……65

Figura 21. Variaciones de NDVI promedio y NDVIcv para cada tipología de uso del selo para los años 2000, 2011 y 2020. ……..……66

Figura 22. IPSE para las diferentes coberturas de suelo para los años 2000, 2011 y 2020 ……67

Figura 23. Variaciones del IPSE para los años 2000, 2011 y 2020 según tipología de uso del suelo……68

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN GENERAL

Forman (1995) define un paisaje como una mezcla de ecosistemas locales, áreas heterogéneas donde los procesos naturales y las actividades humanas interactúan espacialmente para producir un mosaico en constante cambio.

De acuerdo con ello, la teoría de la heterogeneidad del hábitat predice que una mayor heterogeneidad del paisaje se asocia con una mayor biodiversidad, es decir que la riqueza de especies aumenta debido a la significativa disponibilidad de hábitats en el paisaje que permiten la especialización y la coexistencia de especies que no compiten y que están adaptadas a medios diferentes (Molina, 2014; Gurrutxaca San Vicente y Lozano Valencia, 2008).

Cuando un determinado uso antrópico, como el empleo intensivo de tierras para la agricultura y la ganadería, se extiende por un territorio se origina la fragmentación del hábitat y la simplificación del paisaje (Flores – Ramirez y Ceccon, 2014), perturbando el funcionamiento y extensión de los ecosistemas, la composición de las comunidades biológicas y la dinámica de las poblaciones (Gurrutxaca San Vicente y Lozano Valencia, 2008a).

Con la fragmentación se interrumpe la continuidad de los ecosistemas, disminuye la heterogeneidad, desaparecen hábitats y las fuentes de alimento de diversas especies y se modifican las condiciones microclimáticas (Alarcón Jiménez, 2017, Vite Cristóbal *et*. al, 2014). Es decir, las consecuencias sobre el funcionamiento y las propiedades de los ecosistemas afectan los servicios que éstos prestan.

En la provincia de Santa Fe, el desarrollo de los procesos históricos de construcción territorial ha determinado un cambio en la ecorregión del espinal reduciendo dramáticamente su cobertura original y transformándola en un mosaico de parches fragmentados, tierras seminaturales y tierras cultivadas (Muñoz Garachana *et*. al, 2018). Los cambios en el uso de la tierra en la región del espinal podrían traducirse en alteraciones de procesos y servicios ecosistémicos, sin embargo, no se han realizado hasta la fecha investigaciones que evalúen las interacciones entre los componentes naturales o seminaturales y la matriz del agroecosistema de la región.

Por ende, para conocer la influencia de la estructura del paisaje en la dinámica de los servicios ecosistémicos, es importante analizar los diferentes parches de vegetación, ya sea natural o seminatural, de crecimiento espontáneo o cultivada, y su heterogeneidad espacial y temporal (Cavigliasso, 2019; Gavier et. al, 2014).

Existe creciente consenso que para comprender cómo el uso agrícola de la tierra afecta su relación con los servicios ecosistémicos, se requiere una perspectiva de paisaje que contemple el efecto de la configuración espacial de los mosaicos terrestres a múltiples escalas espaciales y temporales (González, 2015). Por ello, en esta tesis se analizó la estructura y composición del paisaje y la variación en la provisión de servicios ecosistémicos para el período 2000-2020 en el distrito San Guillermo, Santa Fe (Argentina).

DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

La fragmentación del paisaje rural ha creado una serie de parches de vegetación remanente rodeada por una matriz de vegetación o de uso de la tierra dominante.

En los agroecosistemas, según Gavier *et*. al (2014):

> “los márgenes de lotes suelen ser remanentes de la vegetación original a los usos previos de lotes. Muchos de los bordes dominados por vegetación baja o pastizales responden a un uso anterior ganadero, y potenciales remanentes de pastizales bajo las alambradas que separaban potreros. Los bordes arbóreos suelen ser remanentes de bosques deforestados para implantar agricultura, y en algunos casos son dominados por vegetación exótica que invade bordes previamente cubiertos con vegetación baja”. (p. 41)

La estructura de los márgenes y el crecimiento de la vegetación espontánea cobra relevancia en paisajes fragmentados, debido a que ofrecen una variedad de servicios ecosistémicos como el control de la erosión, la formación y mantenimiento de suelos fértiles, la purificación del agua y la regulación de plagas a través de la preservación de insectos benéficos y vida silvestre (Fernández y Marasas, 2015).

El distrito San Guillermo (Santa Fe) no es ajeno a esta situación. El desarrollo ganadero en la zona configuró un nuevo paisaje en el que el monte fue

intensamente modificado y la superficie boscosa se convirtió en remanentes de hábitat muy fragmentados y extensiones de cultivo de forrajeras y/u oleaginosas.

Esto ha plasmado la modificación de la estructura y composición del paisaje.

El desmonte para abrir campos configuró el paisaje estableciendo parcelas de 100 m por 100 m entre las cuales se disponía una calle pública para el tránsito de vehículos. Desde hace unos 10 años, muchos de estos caminos se hallan en desuso y han sido colonizados por vegetación espontánea.

Los caminos públicos abandonados, así como los bordes de los campos y de calles transitadas se pueden considerar elementos claves para conservar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en el paisaje agrícola - ganadero sanguillermino.

A partir del análisis de esta situación surgen las preguntas de investigación:

¿Cuáles fueron las transformaciones del paisaje en el Distrito San Guillermo en el periodo 2000-2020?

¿Cuál es el efecto de la transformación del paisaje sobre la provisión de servicios ecosistémicos en el área de estudio?

Para llevar a cabo el estudio se han establecido las siguientes preguntas secundarias:

¿Qué tipos de coberturas vegetales están presentes en el área analizada?

¿Cómo fueron cambiando las coberturas vegetales en los últimos 20 años?

¿Cuál es la dinámica en la relación tipos de coberturas y servicios ecosistémicos intermedios?

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar los cambios temporales en el uso del suelo y su impacto sobre la provisión de servicios ecosistémicos en el distrito San Guillermo, Santa Fe (Argentina).

Objetivos específicos

- Caracterizar el proceso de fragmentación de cobertura vegetal asociada al área del distrito San Guillermo mediante métricas de paisaje.
- Calcular el IPSE anual para el periodo 2011-2020.
- Estimar el IPSE para las coberturas vegetales en el periodo 2000-2020

MARCO CONCEPTUAL

ESTADO DEL ARTE

Las transformaciones que sufre el territorio, a través de la alteración de su dinámica y su funcionamiento ecológico, así como el patrón espacial definido por las mismas ha sido analizado por diversos autores. Con base en las características de los documentos encontrados se pueden establecer tres grandes temáticas: consecuencias de la fragmentación, análisis de la conectividad y los corredores biológicos y finalmente, los servicios ecosistémicos que brindan los paisajes fragmentados, los bordes de campos y caminos rurales.

Los textos que abordan las consecuencias de la fragmentación se caracterizan por proporcionar información acerca de la dinámica espacial y composición de la cobertura vegetal de una región determinada (Alarcón Jiménez, 2017; Vega-Vela *et.* al, 2018; Romero-Berny *et.* al, 2015, León Mata *et.* al, 2014). En estos trabajos, los expertos analizan métricas a nivel paisaje que permiten establecer cambios de uso del suelo en periodos determinados, aumento de la fragmentación y disminución de la conectividad (Alarcón Jiménez, 2017; Vega-Vela *et*. al, 2018; León Mata *et*. al, 2014), cantidad de parches y su tamaño (Romero-Berny et. al, 2015; Vega-Vela *et.* al, 2018; León Mata *et.* al, 2014) y el efecto borde ocasionado (Alburez Orellana, 2017).

Otros autores, exponen cómo las actividades humanas, como la deforestación, la construcción de caminos, la agricultura y la urbanización, generan o incrementan el proceso de fragmentación del hábitat. Ellos señalan la pérdida de hábitat como una de las mayores crisis actuales que comprometen la sustentabilidad de los servicios ecosistémicos (García Quiroga y Abad Soria, 2014; Lasanta Martínez y Errea Abad, 2012). Los expertos especifican que la fragmentación incrementa el riesgo de extinción de las poblaciones, de los hábitats originales por la pérdida de sus entornos, por aislamiento de las poblaciones y por alteración de sus ciclos de vida de los organismos que habitan el ecosistema original (Bordunale, 2019; Alarcón Jiménez, 2017; Thompson *et.* al, 2017; Musicante, 2013; Valdez, 2011; Medan *et.* al, 2011; Martínez Alandi et. al, 2009; Pintó Fusalba, 2009; Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia, 2006).

De acuerdo con ello, Aguilar *et.* al (2019) profundizaron sobre los efectos de la fragmentación en las características genéticas y biológicas de plantas

angiospermas concluyendo que la menor calidad ambiental disminuye la progenie y aumenta su probabilidad de extinción.

Así mismo, los análisis de la fragmentación del paisaje realizados por diversos autores concluyen que este tipo de estudios ofrecen datos necesarios para la conservación de fragmentos y especies (Cavigliasso, 2019; Vega – Vela *et.* al, 2018; Alarcón Jiménez, 2017; García Quiroga y Abad Soria, 2014).

Con relación a la conectividad y corredores biológicos, entendidos como una propiedad del paisaje que hace posible el flujo de materia, energía y organismos, entre diversos ecosistemas, hábitats o comunidades abundan argumentos que consideran diversos grupos taxonómicos. Varios autores concluyen a partir de una revisión bibliográfica sobre la temática que los resultados positivos de los corredores dependen de varios factores como la especie, la matriz, el tamaño de las parcelas y la escala temporal de análisis (Uroy *et*. al, 2019; Flores – Ramirez y Ceccon, 2014; y Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia, 2008; Simberloff y Cox, 1987). Gilbert – Norton *et*. al (2009) comprobaron que los corredores incrementaban y mejoraroban el movimiento entre fragmentos de invertebrados, vertebrados (excepto aves) y plantas. Stewars *et* al. (2019) analizaron la dispersión de mamíferos a través de corredores y parches trampolín en áreas protegidas de Canadá, Nuñez-Regueiro *et.* al (2015) realizaron una investigación similar para una región de Chaco, Argentina, mientras que Saura *et*. al (2014) indagaron el efecto sobre *Dryocopus martius* (pájaro carpintero). En todos los casos llegaron a la conclusión que la eficacia de estos elementos varía según la especie, pudiendo no ser suficientes para la conservación de la misma.

En concordancia con estas apreciaciones, Lees y Peres (2007) señalaron que el estado de conservación y el ancho de los corredores afecta el movimiento de mamíferos a través de ellos.

Thompson *et*. al (2017) dan a conocer otro elemento de importancia, como es el valor de conectividad de los parches. Según estos autores, la metacomunidad debe entenderse como una red espacial dinámica en la cual la clasificación de especies y los efectos de masa para lograr el mantenimiento de la biodiversidad y un ecosistema estable cambia con la tasa de dispersión.

El último tema a abordar son los servicios ecosistémicos proporcionados por la heterogeneidad surgida a partir de la fragmentación y modificación del paisaje. Existen numerosos trabajos que se aproximan a la temática evaluando el aporte de los mismos para el ordenamiento y gestión territorial (Fernández y de la Barrera, 2018; Lovera Pons *et.* al 2018*;* Cortes Santos y Varón Hernández, 2018; Civeira, 2016; Caro-Caro y Torres Mora, 2015; entre otros).

Por otra parte, la literatura sobre servicios ecosistémicos de parches, bordes de campo y caminos y fragmentos no cultivados se refiere a grupos taxonómicos, especialmente insectos, y sus aportes a las zonas cultivadas.

Molina (2014) en su tesis de doctorado demostró que los alambrados son elementos clave en los paisajes agrícolas de la Pampa Ondulada (Argentina) para mantener la riqueza regional de artrópodos. Verifica que en ellos se encuentran especies que mitigan el impacto negativo del manejo agrícola y que la riqueza de especies de los ensambles de artrópodos parasíticos aumenta con la heterogeneidad del paisaje.

Ghiglione *et*. al (2021) y Acosta *et*. al (2016) midieron la diversidad y grupos funcionales de insectos en cultivos de arroz y sus bordes. En ambos casos concluyeron que la heterogeneidad de los bordes de cultivos ayuda a mantener la diversidad, composición y distribución de las comunidades de insectos y por tanto, los servicios ecosistémicos como polinización y control de plagas en los campos sembrados. Resultados similares fueron hallados para huertas agroecológicas y familiares en Córdoba (Bordunale, 2019), La Plata (Fernández y Marasas, 2015; Paleologos *et*. al, 2008) y viñedos en Mendoza (López García *et.* al, 2019). Por su parte Ramírez Rosenstock (2010) determinó que la abundancia y diversidad de carábidos, coccinélidos y áfidos en cultivos de alfalfa efectivamente dependen del tipo de borde.

Cavigliasso (2019) y Freitas Morerira *et*. al (2015) analizaron la relación planta – polinizadores. Según estos autores la pérdida de heterogeneidad compromete la estabilidad del servicio de polinización.

Así mismo, es importante destacar los trabajos de Stupino, 2018; Herrera *et*. al, 2017; Vite- Cristóbal *et*. al, 2014 que miden la diversidad, riqueza y estado de

conservación de la vegetación de bordes de caminos y han desarrollado índices y metodología para su valoración.

Otro punto, que amplía la evidencia presentada, es el desarrollado por González (2015). En su tesis doctoral, este investigador caracteriza el intercambio entre las comunidades de insectos del Chaco Serrano y cultivos de soja. Concluye que los remanentes de bosque poseen una marcada importancia para la conservación de biodiversidad y como fuente de insectos y servicios ecosistémicos para la agricultura.

Con base en la literatura encontrada es posible establecer que para brindar información relevante sobre el funcionamiento del ecosistema es importante tener en cuenta los tres ejes planteados. Por ello, la metodología o metodologías más idóneas para su estudio son aquellas que utilizan SIG, debido a que permiten a partir de información satelital multitemporal identificar patrones de cambios de uso del suelo, evaluar propiedades de cobertura vegetal, reconocer rutas de conectividad, examinar la configuración espacial de los elementos del mosaico, así como también, los cambios en el paisaje que afectan los servicios ecosistémicos (Cavigliasso, 2019; Jaimes *et.* al, 2019; Alarcón Jiménez, 2017; Romero-Berny *et.* al, 2015; Vega-Vela *et.* al, 2018; Molina, 2014)

En este marco, y considerando que es prioritario obtener información que pueda sentar bases científicas para el manejo de agroecosistemas y la conservación de los servicios ecosistémicos ofrecidos por los remanentes no cultivados se presenta este trabajo.

MARCO TEÓRICO

Paisaje

Existen numerosas definiciones de paisaje según la disciplina que aborde la temática. La perspectiva geográfica favorece el estudio de la influencia del ser humano en el paisaje y la gestión del territorio. La ecología, por su parte, enfatiza la importancia del contexto espacial en los procesos ecológicos, y la importancia de estas relaciones en términos de conservación biológica.

Así, desde la visión de la geografía, Matteuci (2004) refiere al concepto original de paisaje, como “un territorio genéticamente homogéneo, en el cual se observa la recurrencia regular y típica de las mismas estructuras geológicas, forma, relieve, agua superficial y subterránea, microclima, variedades de suelo y fito y zoocenosis” (pág. 2). En cambio, Troll (2003) precisa como paisaje geográfico a “una parte de la superficie terrestre con una unidad de espacio que, por su imagen exterior y por la actuación conjunta de sus fenómenos, al igual que las relaciones de posición interiores y exteriores, tienen un carácter específico, y que se distingue de otros por fronteras geográficas y naturales” (pág. 72).

Por otra parte, los ecólogos, lo delimitan como una mezcla de ecosistemas locales, áreas heterogéneas donde los procesos naturales y las actividades humanas interactúan espacialmente para producir un mosaico en constante cambio (Forman,1995). De ahí que no se encuentren dos espacios iguales en la superficie terrestre (Pintó Fusalba, 2009). A juicio de Farina (2016) “el paisaje se puede definir simplemente como *una porción de mundo real* dentro de la cual nos interesa describir e interpretar procesos y patrones” (pág. 42).

Sin embargo, desde una visión de la teoría de los sistemas complejos el paisaje adquiere otros elementos, límites e interrelaciones inherentes a su funcionamiento. En consecuencia, ilustrar la complejidad del paisaje es examinar las características estructurales, morfológicas y funcionales que componen un territorio en un momento determinado y/o su evolución a lo largo del tiempo (Vila Subirós *et.* al, 2006). Esta perspectiva relaciona dos factores: la influencia de los patrones espaciales en los procesos ecológicos y la importancia de la escala en estudios ecológicos (García, 2011; Vila Subirós *et.* al, 2006; Metzger, 2001).

Por tanto, el eje central de análisis en ecología del paisaje es el reconocimiento de la existencia de una dependencia espacial entre unidades de paisaje, es decir, el funcionamiento de una unidad deriva de las interacciones que mantiene con unidades vecinas.

La ecología del paisaje será así una combinación de un análisis espacial de la geografía con un estudio funcional de la ecología (Metzger, 2001). De esta manera integra el estudio de la dinámica de la complejidad fundamentada en la interpretación de la heterogeneidad horizontal y la heterogeneidad vertical. La

primera es propia de la geografía y centra su atención en la distribución de los paisajes a lo largo del territorio (Vila Subirós *et*. al, 2006). Mientras que el análisis de la heterogeneidad vertical es propio de la ecología y se ocupa de la interrelación entre los distintos elementos bióticos y abióticos en una porción determinada del paisaje (Vila Subirós *et*. al, 2006). Al considerar esta complejidad, que resulta de numerosos movimientos y flujos de organismos, materia y energía, las estructuras experimentan cambios a la largo del tiempo y por consiguiente muestran heterogeneidad espacio – temporal (Acuña Prado *et.* al, 2017).

Resumiendo, el tema central de esta disciplina es el efecto de la estructura del paisaje en procesos ecológicos (Metzger, 2001).

Elementos del paisaje

Como se mencionó en el apartado anterior el paisaje se puede definir por 3 grandes aspectos generales: estructura, función y dinámica.

La estructura del paisaje se define como la relación espacial entre los distintos elementos presentes respecto a los tamaños, formas, número, tipos y configuración de los ecosistemas. Se representa bajo 3 elementos (Fig. 1):

- Matriz: componente base para la interpretación del paisaje. Este concepto hace referencia a la cubierta del suelo que predomina en el paisaje (Pintó Fusalba, 2009), la cual ejerce una influencia dominante sobre la flora, la fauna y los procesos ecológicos (Romero y Morláns, 2009).
- Fragmentos, parches, manchas o polígonos: diferentes unidades morfológicas que se pueden señalar en un territorio (Martí y Pintó, 2011; Pintó Fusalba, 2009; Vila Subiros *et.* al, 2006). Representan áreas discretas o períodos de tiempos con condiciones ambientales relativamente homogéneas de carácter no lineal que difieren de su entorno (Martí y Pintó, 2011; Romero y Morláns, 2009). La superficie y la forma del fragmento tienen una correlación con la diversidad de especies que puede albergar (Vila Subiros *et*. al, 2006, Forman, 1995) y una importante influencia en los flujos bióticos y abióticos. Así, cuanto más irregular es la forma de un parche mayor es el área borde e influencia

tiene en la dispersión de plantas y movimiento de animales (Farina, 2016; Romero y Morláns, 2009, Forman, 1995)

* Corredores: conexiones existentes entre parches (Martí y Pintó, 2011; Romero y Morláns, 2009; Vila Subiros *et*. al, 2006).

La disposición espacial de estos elementos, la diversidad de fragmentos y su distribución de tamaños definen las características de la estructura del paisaje condicionando los movimientos de organismos, calidad de hábitat, procesos demográficos e interacciones entre especies (Acuña Prado, 2017). De esta manera, la estructura del paisaje queda definida por un patrón espacial conformado por sus elementos resultado del funcionamiento ecológico del territorio que permite comprender qué procesos ocurren en él.

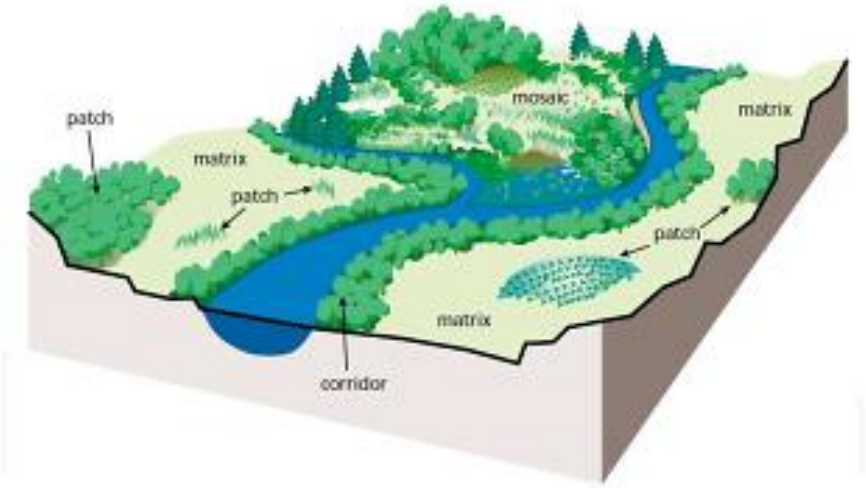

Fig. 1. Elementos del paisaje, tomado de Gôkyer, 2013.

La función del paisaje hace referencia a la interacción de los elementos espaciales, es decir, los flujos de energía, materiales y especies entre los ecosistemas que lo componen. Esta secuencia de procesos que actúan permanentemente garantiza la conservación de un estado homeostático del paisaje en un tiempo dado (Mateo Rodríguez, 2002)

Finalmente, la dinámica del paisaje consiste en la alteración de la estructura y la función del mosaico ecológico en el tiempo. Se origina como resultado de un conjunto de procesos que ocurren en el interior del paisaje y en particular por autorregulación del mismo (Mateo Rodríguez, 2002). La autorregulación consiste en un conjunto de mecanismos que soportan el intercambio de materia

y energía entre las partes del paisaje, y entre el paisaje y su entorno para conservar el equilibrio establecido. Mateo Rodríguez (2002) expone que un "elemento esencial en el análisis de la autorregulación, es el concepto de estado dinámico de los paisajes, que consiste en una determinada correlación de los parámetros de la estructura y el funcionamiento, en un plazo de tiempo dado. Dichos parámetros vienen dados, porque un impacto de entrada concreto al sistema (radiación solar, precipitaciones etc.), se transforma en determinadas funciones de salida (evaporación, escurrimiento etc.)" (pág. 121). La autorregulación se basa en mecanismos de relaciones reversibles que determinan la integridad y las propiedades cualitativas del paisaje, la permanencia o no de su estructura y de las funciones, y su existencia con el cambio de las condiciones externas (Mateo Rodríguez, 2002).

Heterogeneidad del paisaje

Las diferencias y la diversidad dentro de un paisaje, así como las complejas relaciones entre los diferentes elementos del mismo dan origen a la heterogeneidad (Rivarola Gaona, 2017; Farina, 2016; Pintó Fusalba, 2009; Vila Subirós *et.* al, 2006). Ésta describe el modo en que los diversos elementos están relacionados entre sí (Farina, 2016). Un paisaje más heterogéneo es un paisaje con mayor variedad de tipos de cobertura y/o patrón espacial más complejo (Cavigliasso, 2019, Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia, 2008a).

Correspondientemente se puede realizar una distinción entre la heterogeneidad estructural o espacial, temporal y funcional.

La primera, representa las coberturas identificadas y clasificadas por sus características físicas (Cavigliasso, 2019; Vila Subirós *et*. al, 2006). La heterogeneidad temporal expresa la tasa de renovación de un mosaico ambiental en el tiempo (Farina, 2016). Mientras que la heterogeneidad funcional del paisaje establece tipos de coberturas con base a diferencias en la dependencia de ciertos recursos que sustentan a una especie o grupo de especies (Cavigliasso, 2019; Vila Subirós *et*. al, 2006). Esta última no presenta patrones fijos pero la distribución de sus especies condiciona otras heterogeneidades (Farina, 2016).

La unidad estructural de un sistema heterogéneo es el fragmento, parche, mancha o polígono. En los ecosistemas terrestres, generalmente, se trata de manchas de vegetación (Farina, 2016).

Los parches varían de acuerdo con su tamaño, forma, tipo, heterogeneidad y características de borde influyendo en los movimientos de materia y energía que ocurren en ellos.

El tamaño del fragmento tiene un efecto marcado sobre la diversidad biológica. Adaptando la teoría de la biogeografía insular se establece que una reducción en la extensión del parche produce una reducción progresiva de la diversidad biológica y cuanto menor es el tamaño de una población de una especie determinada puede llegar a extinguirse (Valdés, 2011; Vila Subirós *et.* al, 2006; Etter, 1991). Por cierto, Forman (1995), señala que grandes parches de vegetación natural interconectados mantienen viables a la mayoría de las poblaciones al proporcionar importantes beneficios ecológicos para las especies.

Respecto a la forma del parche, se considera que las formas compactas facilitan la conservación de valores naturales (Vila Subirós *et.* al, 2006; Forman, 1995), las irregulares los intercambios con el entorno y en red o laberínticas la conducción o transporte (Vila Subirós *et.* al, 2006). Las trazas curvilíneas e irregulares son propias de condiciones naturales (Farina, 2016; Vila Subirós *et.* al, 2006; Forman, 1995).

La forma que adquiera el fragmento, además, determinará la relación borde/superficie, lo cual tiene implicaciones marcadas sobre la composición y los gradientes energéticos que se crean hacia la matriz circundante (Ries *et.* al 2004; Cadenasso *et.* al, 2003; Forman, 1995; Etter, 1991). Las características del borde dependen, igualmente, de las condiciones internas y externas del parche (Strayer *et.* al, 2003; Forman, 1995; Etter, 1991).

En síntesis, los patrones de heterogeneidad son una propiedad común a todos los paisajes. El parche es su unidad estructural y sus dimensiones, formas y relaciones con el medio en el que se haya incluido son sus principales atributos. Éstos últimos responden a procesos ecológicos estructurantes y funcionales.

Conectividad y corredores biológicos

La conectividad es una propiedad emergente de las interacciones especies – paisaje (Taylor *et.* al, 2006). Es la causa por la cual se mantienen los ecosistemas, hábitats o comunidades a través del flujo de materia, energía y organismos proporcionando elementos a los ecosistemas vecinos, modelando y regulado los provenientes de los parches aledaños (Acuña Prado, 2017; Martinez Alandi *et.* al, 2009; Vila Subirós *et.* al, 2006)

La conectividad integra dos aspectos: uno espacial y otro funcional (Acuña Prado *et*. al, 2017; Matinez Alandi *et.* al, 2009; Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia, 2008a).

La conectividad espacial o conectancia hace referencia a la contigüidad o adyacencia de las manchas de hábitat en el espacio (Acuña Prado et. al, 2017; Matinez Alandi *et*. al, 2009; Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia, 2008a). Mientras que la conectividad funcional es la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de los organismos entre los parches o fragmentos con recursos (García Quiroga y Abad Soria, 2014; Gurrutxaga San Vicente y Lozano Valencia, 2008b; Vila Subiros *et.* al, 2006), es decir la propiedad del paisaje que hace posible el flujo de materia, energía y organismos, entre diversos ecosistemas, hábitats o comunidades.

La conectancia y la conectividad funcional son los aspectos más importantes del paisaje para la dispersión y persistencia de las poblaciones (Forman, 1995).

Los corredores biológicos facilitan la conectividad, interconectan parches para el desplazamiento, intercambio y complementariedad genética, asegurando la conservación de la diversidad biológica, así como los procesos ecológicos y evolutivos de los ecosistemas (Acuña Prado *et*. al, 2017).

Vila Subiros *et*. al (2006) consideran que se pueden identificar cinco funciones propias de los corredores (Fig. 2):

- hábitat, dependiendo de su amplitud;
- conducción al facilitar el desplazamiento de elementos en su interior;
- filtro o barrera parcial, total o inexistente según las especies;

- fuente permitiendo la distribución y expansión de especies desde el corredor hasta la matriz y,
- sumidero dando refugio a especies y otros tipos de elementos procedentes de la matriz.

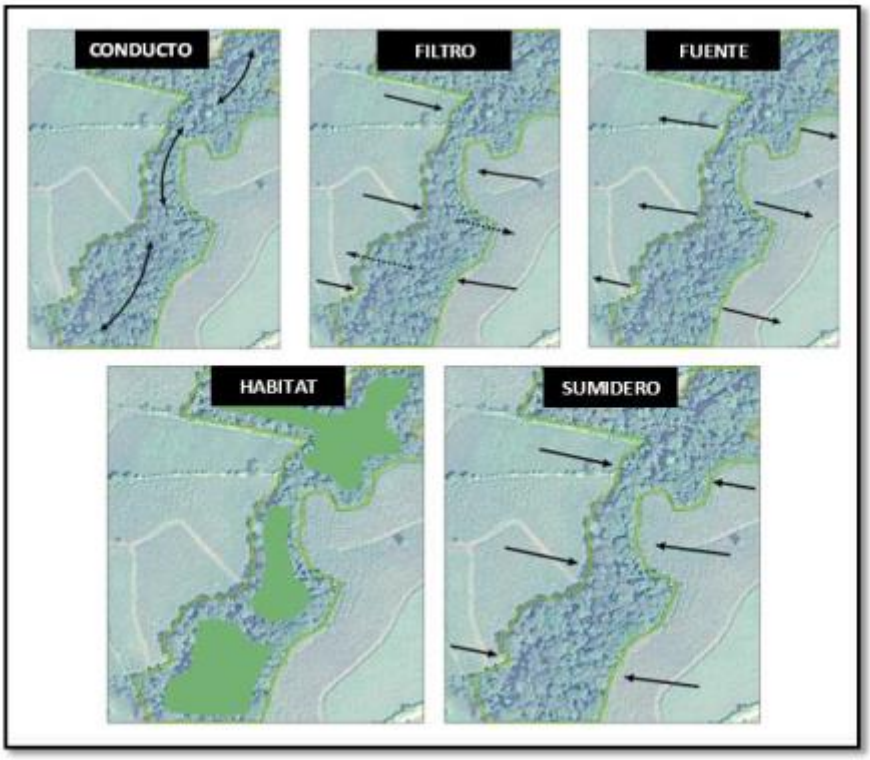

Fig. 2. Funciones de los corredores biológicos. Tomado de Acuña Prado *et*. al, 2017

Al integrar los conceptos de conectividad, corredor y barrera se establecen los flujos ecológicos según la estructura del paisaje. Esta última presenta una propiedad general como es la permeabilidad, es decir, la conectividad para el conjunto de las diferentes especies que lo habitan (Martinez Alandi *et*. al, 2009). Esta cualidad se relaciona con la existencia y el estado de conservación de los corredores, con la distribución espacial de los parches y las características de la matriz. Los paisajes heterogéneos son paisajes permeables (Farina, 2016; Martinez Alandi *et*. al, 2009).

Proceso de fragmentación

La transformación del paisaje consiste en la alteración y cambio, continuos y dinámicos, de los patrones espaciales de los ecosistemas terrestres. Son las

acciones antrópicas o perturbaciones exógenas (expansión de la frontera agrícola, desarrollo urbano, infraestructura vial, industrial, entre otras) las que más afectan a la biodiversidad y en menor grado las perturbaciones naturales o endógenas (incendios naturales, tormentas eléctricas, deslizamiento de tierra) (Armenteras y Vargas, 2016).

Forman (1995) y Collinge y Forman (1998) describieron cuatro patrones generales de modificación del paisaje que determinan diferentes cantidades de bordes y de conectividad a lo largo del tiempo. Los mismos se definen de la siguiente manera:

* Achicamiento: es la reducción en el tamaño de una cobertura terrestre sin que se separe en retazos.
* Disección: consiste en la división de una cobertura terrestre continua en dos o más parches a causa de, por ejemplo, la creación de rutas.
* Perforación: se explica como la apertura de agujeros internos en hábitats anteriormente contiguos.
* Fragmentación: es la separación en fracciones de un hábitat contiguo.

Este último concepto se especifica de forma estricta como el proceso mediante el cual grandes áreas continuas de hábitat son reducidas y divididas en dos o más fragmentos o parches aislados (Ecotono, 1996). La fragmentación ocurre cuando un determinado uso antrópico se extiende por un territorio (Fig. 3) produciendo la simplificación del paisaje (Flores – Ramirez y Ceccon, 2014), la perturbación del funcionamiento y extensión de los ecosistemas y alteraciones en la composición de las comunidades biológicas y la dinámica de las poblaciones (Gurrutxaca San Vicente y Lozano Valencia, 2008a).

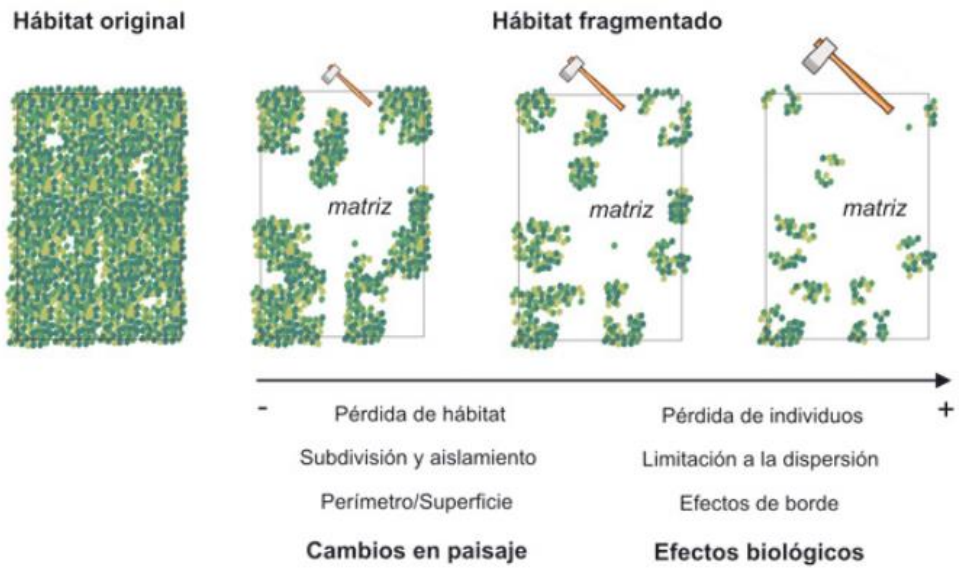

Fig. 3. Representación del cambio temporal en la composición y configuración del paisaje atribuible a la fragmentación de hábitats, desde un hábitat original hacia un hábitat fragmentado. Se indican los principales procesos de transformación paisajística y los efectos biológicos correspondientes. Tomado de García, 2011

Dependiendo de la escala en la cual se produzcan estas transformaciones los organismos pueden responder o no a los cambios en la heterogeneidad espacial generándose respuestas escala – dependientes a la pérdida y subdivisión de hábitats (García, 2011) (Fig. 4). Una escala fina o estructural determina la pérdida de individuos y aumento de distancia entre los mismos, mientras que una escala amplia o paisajística determina la pérdida de hábitats y aumento de las distancias entre fragmentos (García, 2011). Esta discontinuidad espacial se puede considerar como un gradiente de escala de fragmentación que permite comprender la degradación cualitativa de hábitat. De esta manera fragmentación de grano fino hace referencia a sistemas donde los fragmentos son pequeños, pero están relativamente cercanos entre sí (discontinuidades cortas) mientras que la fragmentación de grano grueso se refiere a fragmentos más grandes pero alejados entre sí (García, 2011; Forman, 1995).

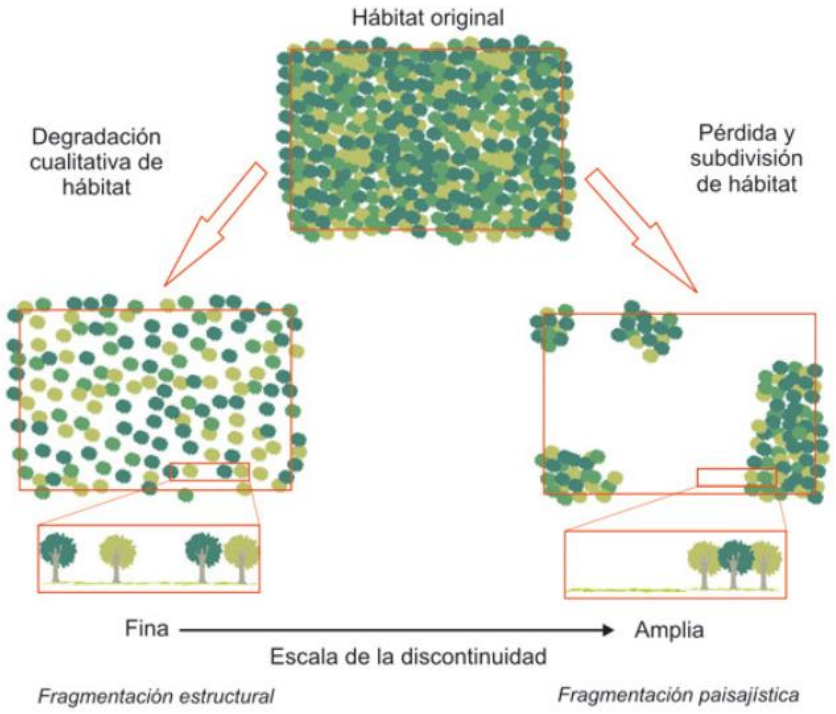

Fig. 4. Representación del proceso de fragmentación como pérdida de continuidad. Tomado de García, 2011

Los granos gruesos o grandes parches de vegetación natural protegen los acuíferos, redes de arroyos interconectados, mantienen viables la mayoría de las especies del interior y proporcionan un hábitat, mientras que los granos finos o pequeños parches de vegetación sirven como trampolines para la dispersión o recolonización de especies y proporcionan heterogeneidad en la matriz (Herrera *et*. al 2017; Forman, 1995). Los parches pequeños son un suplemento para los grandes parches (Forman, 1995).

Según Herrera Calvo y Varela (2013) “los efectos territoriales negativos de la fragmentación sobre los hábitats se explican a partir de 3 procesos: la pérdida de hábitat, la reducción del tamaño de cada mancha de hábitat viable y la interrupción de la comunicación entre fragmentos” (p.54) (Fig. 5).

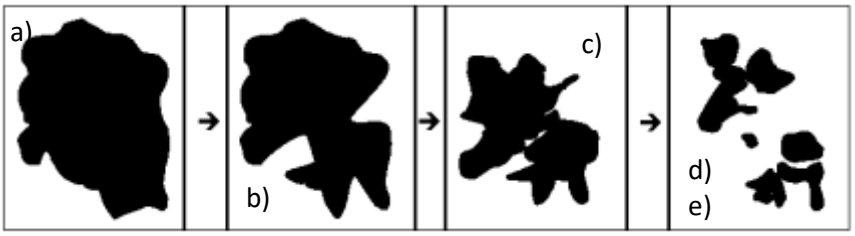

Fig. 5. Estados de creciente fragmentación del hábitat. a) disminución de la superficie total de hábitat, b) disminución del tamaño de los fragmentos, c) aumento del número de fragmentos, d)

aumento de la separación entre los fragmentos, e) aumento de la relación perímetro/superficie de los fragmentos. Tomado de Gurrutxaca San Vicente y Lozano Valencia, 2008a.

Estos procesos de cambio paisajístico influyen de forma diferente en los organismos del hábitat original (García, 2011). Algunos expertos señalan que los mismos favorecen la extinción de las poblaciones a través de 3 mecanismos:

1. Reducción directa en el tamaño de las poblaciones por pérdida neta del hábitat (Herrera Calvo y Varela, 2013; Valdés, 2011; García, 2011; Farigh, 2003).
2. Reducción indirecta en dichos tamaños debido a la dificultad de dispersión entre subpoblaciones por el incremento del asilamiento entre fragmentos (Herrera Calvo y Varela, 2013; Valdés, 2011; García, 2011).
3. Disminución de la eficiencia biológica de las especies de los fragmentos debido al incrementos de la relación perímetro/superficie y a las condiciones ambientales desfavorables que impone la matriz circundante (efecto borde) (Farina, 2016; Herrera Calvo y Varela, 2013; Valdés, 2011; García, 2011).

Por el contrario, otros autores aluden que la matriz dependiendo de su estructura y composición podría actuar amortiguando la susceptibilidad de algunas especies. Es decir, aquellas especies que son capaces de explotar los recursos de la matriz o tolerar sus efectos, mantienen poblaciones viables e incluso aumentan en ambientes degradados con efectos sobre la estructura de las comunidades al interior de los fragmentos de hábitats remanentes (Herrera, 2011; García, 2011).

En definitiva, las consecuencias de la fragmentación sobre las poblaciones de las especies se subordinan a varios factores ligados a este proceso: número y tamaño de parches, cantidad de borde de cada parche y distancia del parche más grande (Martínez Alandi *et.* al, 2009; Santos y Tellería, 2006; Fharig, 2003; Ecotono, 1996) pero también depende del tipo de organismo y de su susceptibilidad a estos procesos (García, 2011; Herrera, 2011; Cagnolo y Valladares, 2011; Santos y Tellería, 2006; Ecotono, 1996).

Análisis de la estructura y fragmentación del paisaje

La teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG) constituyen un conjunto de técnicas, herramientas, metodologías, protocolos que permiten diagnosticar, evaluar y predecir la situación ambiental de un territorio (Salvatierra y Possada, 2015). Estas tecnologías han permitido avanzar en los estudios paisajísticos. Son herramientas que habilitan el análisis de fenómenos a nivel local y regional, a escala temporal y espacial, es decir, consisten en la integración y análisis de la heterogeneidad espacial en formato digital en múltiples escalas (Acuña Prado *et*. al, 2017).

La utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y las imágenes satelitales facilitaron el uso de métodos cuantitativos para evaluar el paisaje (Jaimes *et.* al, 2019) (Fig. 6). Estas metodologías son aplicables a triple nivel (Alarcón Jiménez, 2017, Martí y Pintó, 2011; Vila Subirós *et.* al, 2007, Ortega Salazar, 2007):

a) A nivel de fragmento: medidas cuantitativas basadas en el tamaño y la configuración espacial de cada fragmento individual. Son indicadoras de la forma del parche.
b) A nivel de clase o categorías: los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, a aquéllos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso del suelo, hábitat, etc. Estos índices son indicadores de la fragmentación de cada clase.
c) A nivel paisaje: los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez o al conjunto de usos y cubiertas del suelo. El resultado informa el grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado.

La cuantificación del paisaje a través de índices aporta información sobre la composición y la configuración del paisaje (Jaimes *et*. al, 2019; Acuña Prado *et*. al, 2017; Vila Subirós *et*. al, 2006).

Los índices de composición hacen referencia a características asociadas con la variedad y la abundancia de los tipos de parche dentro del paisaje, pero sin considerar sus caracteres espaciales y su localización en el mosaico (Jaimes *et*. al, 2019; Ortega Salazar, 2007). Como los indicadores de composición requieren

la integración de información referente a todos los tipos de parches se pueden calcular a nivel de clase o paisaje (Ortega Salazar, 2007).

En cambio, los indicadores de configuración espacial precisan la organización espacial, la posición, o la orientación de los parches dentro de cada clase o dentro del paisaje (Jaimes *et*. al, 2019; Ortega Salazar, 2007).

Así, se pueden diferenciar cinco grandes tipos de índices del paisaje (Alarcón Jiménez, 2017; Vila Subirós *et.* al 2006):

- ✓ Índices de área, superficie, densidad y variabilidad: caracterizan la dimensión y en número de fragmentos que conforman un área de estudio (Alarcón Jiménez, 2017; Vila Subirós *et.* al 2006).
- ✓ Índices de forma: describen la forma de los fragmentos que constituyen un determinado paisaje. Se basan en la relación área/perímetro (Alarcón Jiménez, 2017; Vila Subirós *et.* al 2006).
- ✓ Índices de ecotono y hábitat interior: especifican la amplitud del ecotono o hábitat de borde en relación con el hábitat interior (Alarcón Jiménez, 2017; Vila Subirós *et.* al 2006; Mateucci, 2004).
- ✓ Índices de distancia, vecindad y conectividad: calculan la distancia desde el hábitat de borde y ecotono de un fragmento hasta el fragmento más próximo del mismo tipo. Permiten valorar el grado de aislamiento o conectividad existente entre parches (Alarcón Jiménez, 2017; Vila Subirós *et.* al 2006).
- ✓ Índices de diversidad del paisaje: aportan información para comparar distintos paisajes o la evolución de un paisaje a lo largo del tiempo (Alarcón Jiménez, 2017; Vila Subirós *et.* al 2006).

En síntesis, esta reducción de la complejidad del paisaje a valores numéricos o índices determina la importancia ecológica del valor calculado en el patrón del paisaje para diversos periodos temporales (Fig. 6).

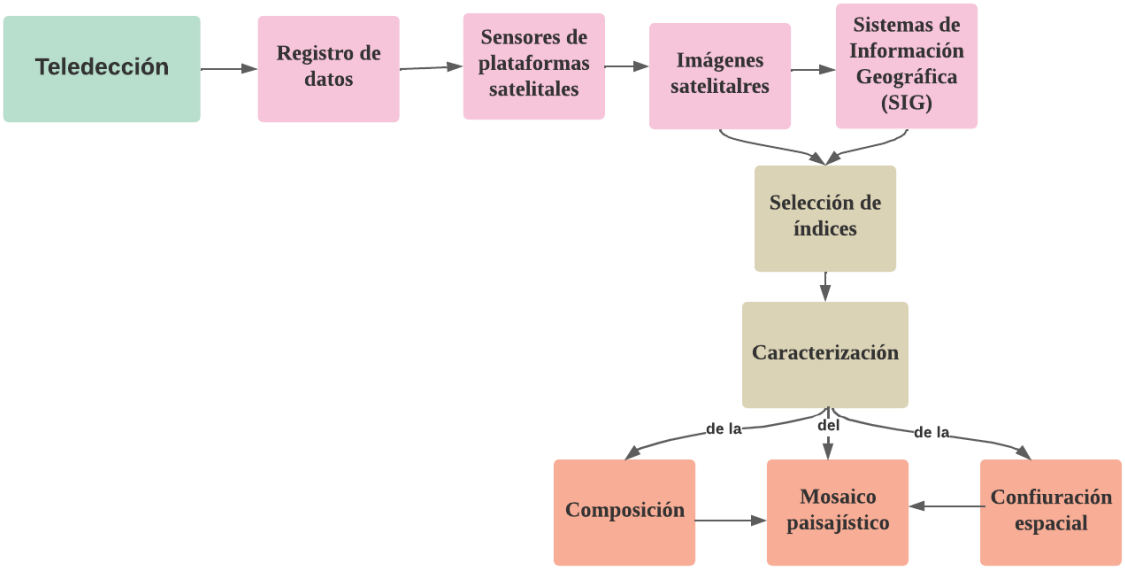

Fig. 6. Esquema general de la integración de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG) para la caracterización de paisajes. Fuente: Elaboración propia, 2023

Funciones ecológicas de los ecosistemas

Como se ha planteado a lo largo del marco teórico, existe una estrecha relación entre el ambiente y el comportamiento humano. El concepto de medio incluye tanto realidades naturales como otras de tipo urbano, social, cultural, etc. Esto significa entender el medio como un sistema constituido por factores físicos y socio – culturales interrelacionados entre sí, que condicionan la vida de los seres humanos y a la vez son modificados y condicionados por éstos (Vega Marcote y Álvarez Suárez, 2005).

En consecuencia, el ser humano a través de la historia ha dependido de los ecosistemas y el medio natural al tomar de allí todo lo que necesita para poder vivir y ha obtenido beneficios de sus funciones.

Un ecosistema, puede ser entendido, como la fuente de materia y energía necesarios para ser procesados a lo largo del sistema productivo hasta su transformación en bienes o servicios de consumo. Las funciones ecosistémicas, por lo tanto, se refieren a “aquellos aspectos de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas con capacidad de generar servicios que satisfagan necesidades humanas de forma directa o indirecta” (de Groot *et*. al, 2002).

Se reconocen cuatro grandes tipos de servicios ambientales que ofrecen los ecosistemas (Escobar *et.* al, 2008):

- de soporte: procesos ecológicos básicos que mantiene el ecosistema (Escobar *et*. al, 2008).
- de provisión: los seres vivos que componen la biodiversidad de un ecosistema proveen bienes tangibles para el consumo y servicios directos e indirectos que benefician a la humanidad (Zacagnini *et*. al, 2014; Escobar *et*. al, 2008).
- de regulación: resultan de la existencia de propiedades emergentes del ecosistema, es decir, procesos naturales que mantienen el equilibrio de las interacciones y condiciones de los ecosistemas. (Zacagnini *et*. al, 2014; Escobar *et*. al, 2008).
- culturales: surgen de la percepción individual o colectiva de su existencia (Escobar *et*. al, 2008).

Son estos bienes y servicios los que le otorgan funcionalidad al ecosistema y de los cuales la sociedad se apropia para lograr su bienestar (Fig. 7).

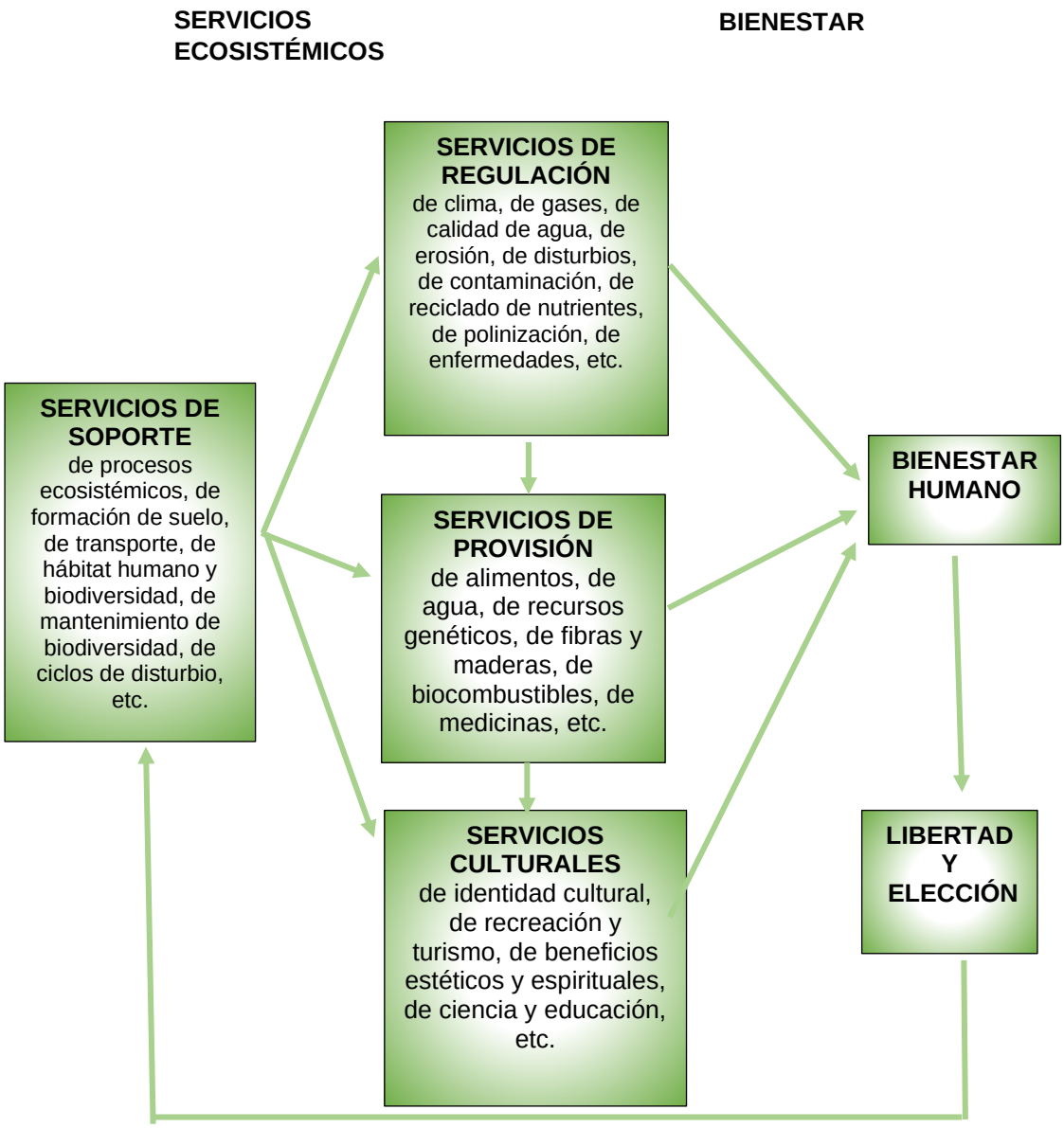

Fig. 7. Clasificación de tipos de servicios ecosistémicos, tomado de Zacagnini *et.* al, 2014.

El modelo de "cascada" propuesto por Haines – Young y Potschin (2010) permite vincular la estructura y el funcionamiento del ecosistema con el bienestar humano. En el mismo, un servicio intermedio está separado del servicio ecosistémico (SE) final.

De esta manera, los servicios intermedios están determinados por la estructura y el funcionamiento del ecosistema, por su nivel de estrés y por la perturbación del mismo. A su vez, las funciones de producción relacionan a los servicios intermedios con los finales que determinan los beneficios que percibe el ser

humano, según sus necesidades, intereses y valores (Paruelo *et*. al, 2016; Haines – Young y Potschin, 2010; Fisher *et*. al, 2009) (Fig. 8).

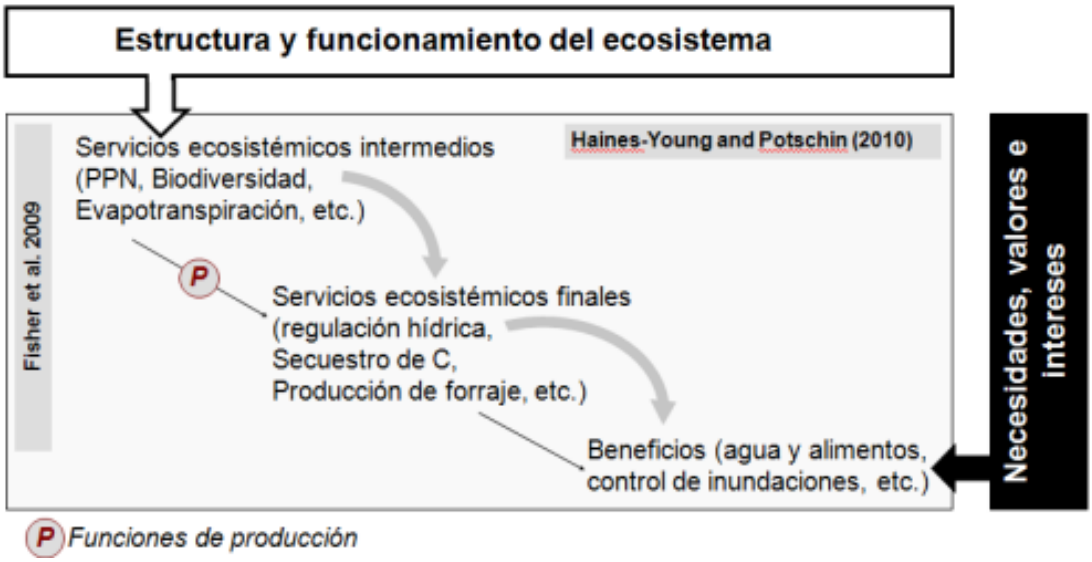

Fig. 8. Modelo cascada: relación entre los aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas con el bienestar humano. Tomado de Paruelo y Dieguez, 2017.

La relación entre estructura y funcionamiento ecosistémico (servicios intermedios) y los SE finales se definen por medio de "funciones de producción" (Paruelo et. al, 2016). Las funciones de producción fueron determinadas por Viglizzo *et*. al (2011) como un conjunto de ecuaciones basadas en indicadores indirectos de la producción primaria neta (PPN) y de su variabilidad interanual, descriptor clave del funcionamiento de los ecosistemas, particularmente sensible a los cambios en el uso del suelo (Paruelo *et.* al, 2016). A partir de estos conceptos Paruelo *et*. al. (2016) formulan el estudio de los servicios ecosistémicos teniendo en cuenta que éstos aumentan con la producción primaria neta y disminuyen con la variabilidad estacional. Esto se soporta en evidencia conceptual y empírica, como lo hacen notar Huaranca *et*. al (2020):

i. la producción primaria determina la energía disponible para el resto de los niveles tróficos,
ii. la disponibilidad de energía a nivel ecosistema determina la oferta de servicios ecosistémicos,
iii. el aumento en la variabilidad estacional en la producción primaria está estrechamente relacionado con los cambios en el uso de la tierra,

iv. los desajustes temporales entre productores primarios y consumidores de recursos disminuyen el uso general de energía y los procesos del ecosistema.

Los atributos funcionales, antes mencionados, se pueden estimar de forma directa al igual que los patrones espaciales de cobertura de la tierra a través del uso de teledetección. El uso de información proporcionada por sensores remotos permite evaluar la dinámica temporal, los cambios fenológicos y la variabilidad interanual de los procesos ecosistémicos (Paruelo *et*. al, 2016) y, por lo tanto, siguiendo el modelo de cascada, obtener información sobre SE intermedios como la dinámica de la ganancia de carbono, las pérdidas de agua, la biodiversidad, la biomasa aprovechable, la protección del suelo y las reservas de carbono orgánico del suelo (Paruelo *et*. al, 2016)

En conclusión, el funcionamiento ecosistémico se puede comprender desde la descripción del nivel de provisión de SE intermedios a partir de estimaciones relacionadas con las ganancias de carbono que pueden ser monitoreadas continuamente en el tiempo y el espacio por teledetección.

Servicios ecosistémicos de los agroecosistemas

Zacagnini *et*. al (2014) definen a los agroecosistemas como “aquellos ambientes usados para la agricultura y la ganadería, con componentes, interacciones y funciones similares a un ecosistema natural, pero con características propias determinadas por los recursos genéticos, el ambiente físico, las prácticas de manejo y los insumos incorporados por los humanos y las interacciones entre componentes biofísicos, espaciales y temporales” (p. 19).

Los ecosistemas agrícolas son esenciales para el bienestar humano, proporcionan alimentos, forrajes, bioenergía y productos farmacéuticos. A su vez, estos sistemas dependen de los servicios ecosistémicos suministrados por los ecosistemas naturales, como la polinización, el control biológico de plagas, el mantenimiento de la estructura y la fertilidad del suelo, ciclo de nutrientes y servicios hidrológicos (Power, 2010, Yong, 2010).

Los remanentes de hábitats naturales y las plantas de crecimiento espontáneo que aparecen junto a los cultivos forman parte de la diversidad asociada

(Stupino, 2018). Su rol es fundamental dentro del agroecosistema, ya que constituyen fuente de alimento y hábitat para organismos de otros niveles tróficos, además contribuyen al ciclado de nutrientes, la regulación del ciclo del agua y del clima, la fotosíntesis y la detoxificación de sustancias químicas nocivas (Stupino, 2018; Herrera *et*. al, 2017; Zaccagnini *et*. al, 2014; de Bello *et*. al, 2010; Yong, 2010; Marshall *et*. al, 2003; Gliessman, 2001).

El mantenimiento de los servicios ecosistémicos y de la diversidad total del ecosistema está determinado por la naturaleza de las comunidades de plantas. Por consiguiente, para conocer la influencia que tiene la estructura del paisaje en la dinámica de los servicios ecosistémicos, es importante analizar los parches de vegetación natural o seminatural, los elementos lineales de vegetación espontánea y su heterogeneidad espacial y temporal (Cavigliasso, 2019; Gavier *et*. al, 2014).

A partir de la aplicación del modelo de cascada es posible estimar un atributo funcional como la dinámica de la ganancia de carbono (C) de todo el agroecosistema y especialmente la de las comunidades de vegetación espontánea. Este servicio ecosistémico intermedio capta muchos aspectos básicos de la estructura y el funcionamiento del ecosistema y muestra una clara relación con servicios finales como la regulación del clima, el control de la erosión del suelo o la provisión de agua (Baldassini, 2018; Paruelo, 2016). También, puede describir las perturbaciones que operan en el ecosistema (Paruelo y Vallejo, 2013), como la fragmentación y los cambios en el uso del suelo. Estos disturbios pueden alterar la provisión de servicios intermedios vinculados al ciclo del carbono y por tanto modificar diversos servicios finales.

La ganancia de C tiene una relación directa y positiva con la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios (Volante *et* al., 2012). Así, este aumento en la disponibilidad de productores primario espontáneos los convierte en un componente integral de los agroecosistemas e influyen en la organización y comportamiento de la biodiversidad. Es decir, garantizan numerosos servicios ecológicos a través de las interacciones y relaciones que se establecen entre las diferentes especies (Cavigliasso, 2019; Bourdenale, 2019; Fernández y Marasas, 2015; Zaccagnini *et*. al, 2014).

La vegetación espontánea que crece en los hábitats no cultivados, entonces, es un componente esencial para garantizar numerosas funciones ecológicas (Fernández y Marasas, 2015) entre las que se destacan la provisión de hábitat (Ghiglione *et*. al, 2021, Bordunale, 2019; Cavigliaso, 2019; Bedoya *et*. al 2017; Acosta *et*. al, 2017), la función de corredores de dispersión (Nuñez – Regueiro *et* al., 2015; Duelli y Obrist, 2003), el abastecimiento de alimentos, especialmente para polinizadores (Ghiglione *et*. al, 2021; Bordunale, 2019; Cavigliaso, 2019; Bedoya *et.* al 2017; Acosta *et*. al, 2017), la provisión de refugio y alimento para predadores y parásitos de plagas de los cultivos (Ghiglione *et*. al, 2021; Bordunale, 2019; Bedoya *et*. al 2017; Acosta *et*. al, 2017, Toretta y Pogio, 2013) y el mantenimiento del carbono del suelo (D'Acunto *et*. al, 2014).

De esta manera, los remanentes no cultivados mitigan los problemas que surgen a partir del proceso de fragmentación, "lo que permite considerar las conexiones espaciales entre manchas para el desplazamiento, intercambio y complementariedad genética, asegurando la conservación de la diversidad biológica, así como los procesos ecológicos y evolutivos de los ecosistemas" (Acuña Prado *et*. al, 2017, p. 19).

METODOLOGÍA

METODOLOGÍA

Este trabajo de investigación corresponde en el sentido estricto de tipo descriptivo – exploratorio, debido a que se orientó a conocer el tipo de fragmentación que presenta la cobertura vegetal del distrito San Guillermo y su impacto en la provisión de servicios ecosistémicos.

ÁREA DE ESTUDIO

Ubicación y Extensión

La localidad de San Guillermo está ubicada en el departamento San Cristóbal de la provincia de Santa Fe (Argentina), su jurisdicción posee 259 Km^2. Se encuentra en el Centro-Oeste de la provincia, cercana a los límites tripartitos de las Provincias de Santa Fe, Córdoba y Santiago del Estero, sobre la Ruta Provincial N.º 23 (Fig. 9).

Con base en lo expuesto por Mateucci (2012) el distrito San Guillermo (Fig. 10) se encuentra en la ecorregión del Espinal (Fig. 9), subregión llanura chaco pampeana con algarrobo, en el complejo ecosistémico pampas llanas altas.

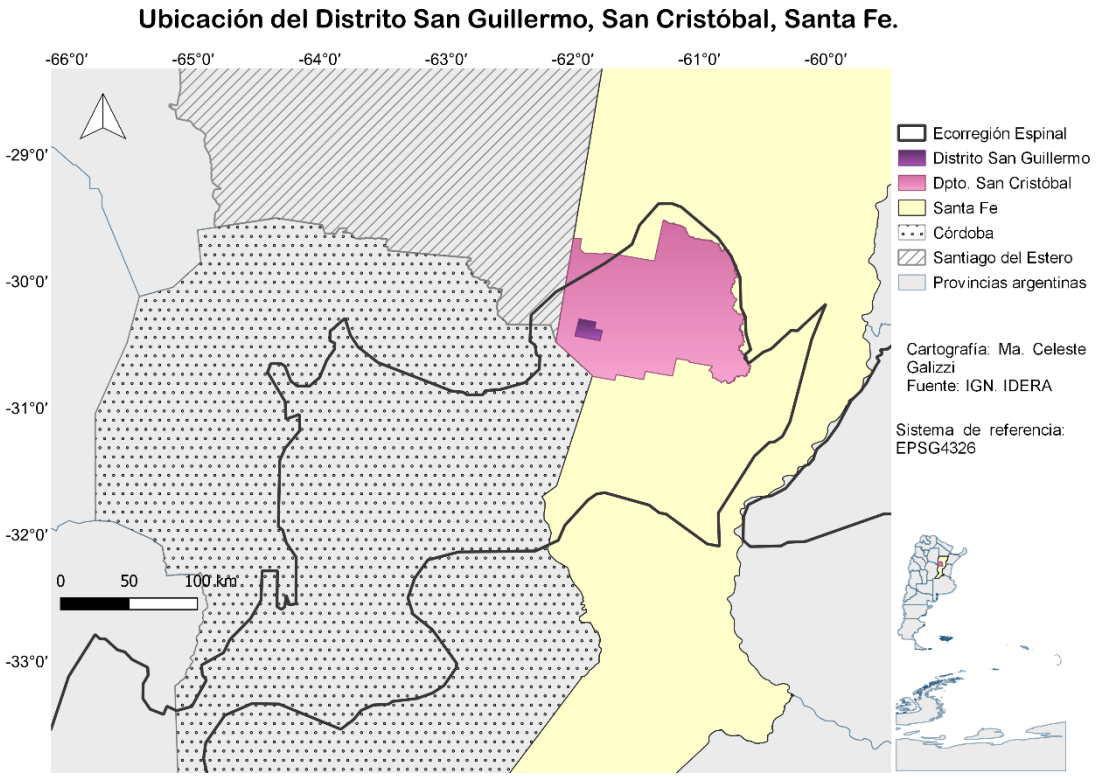

Fig. 9. Mapa ubicación zona de estudio en la provincia de Santa Fe y en la ecorregión del Espinal. Fuente: Elaboración propia, 2023.

Imágenes satelitales del Distrito San Guillermo, Santa Fe (Argentina)

Fig 10. Imágenes satelitales del Distrito San Guillermo para los años 2000, 2011 y 2020. Fuente: Google Earth,2024.

Clima

La región centro oeste de la provincia de Santa Fe se encuentra en la zona climática subtropical continental (Mateucci, 2012). “Las precipitaciones medias mensuales mínimas se registran en invierno (junio a agosto) y se incrementan en primavera, para hacerse máximas en verano y otoño; marzo es el mes más lluvioso. Los promedios anuales son de 800 mm. La temperatura media anual

alcanza valores de 18 °C. Las heladas ocurren entre mayo y septiembre" (Mateucci, 2012, p. 366).

No hay ningún río o arroyo de importancia en este Complejo" (Mateucci, 2012, p. 366).

Geología, geomorfología e hidrología

El complejo pampas llanas altas se encuentra sobre una extensa planicie elevada, suavemente ondulada, con pendientes que no superan el 1 %. Su suelo está constituido por materiales loéssicos franco limosos. El drenaje natural está algo impedido, dadas las condiciones muy planas del relieve, y con la capa freática fluctuante próxima a la superficie (Mateucci, 2012).

Vegetación

Se desarrollan comunidades de especies leñosas y arbustivas, con predominio de ***Geoffroea decorticans*** (chañares), asociados con ***Acacia aromo*** (tusca), ***Prosopis affinis*** (ñandubay), ***Prosopis nigra*** (algarrobo negro), ***Trithrinax campestris*** (palma), ***Clematis montevidensis*** (barba de viejo) (Mateucci, 2012). Las formaciones boscosas de Prosopis son acompañadas por **Celtis ehrenbergiana** y puede ser abundante la palmera **Trithrinax campestris** (Oyarzabal *et.* al, 2018).

La intervención del ser humano

Dentro de la zona del espinal santafesino se fueron desarrollando procesos históricos de construcción territorial que lograron la prevalencia de una estructura económica basada en la producción primaria –ganadería bovina y algunos cultivos industriales–, con escaso nivel de desarrollo industrial y una estructura agraria con fuerte presencia de establecimientos ganaderos con superficies medianas y grandes y, en menor medida, pequeños y medianos establecimientos para la producción agrícola de soja, girasol, forrajes, y en el este arroz. (Lattuada *et.* al, 2019)

La Colonia San Guillermo, hoy ciudad, fue escriturada en 1839. Los lotes resultantes de la traza de la colonia fueron ideales por su extensión aproximada de 100m por 100m para la explotación agropecuaria intensiva (Imhoff, 1990). Al llegar, los inmigrantes, se encontraron con una inmensa llanura, cubierta de pastos naturales y montecitos de algarrobos, espinillos y por algunos palmares (Imhoff, 1990). Inicialmente se dedicaron a la agricultura y luego a la ganadería, obteniendo ganancias y una rápida y positiva adaptación de las familias al lugar (Imhoff, 1990).

Actualmente, la jurisdicción posee una superficie de 24.500 hectáreas, de las cuales 24.000 corresponden al área productiva, con un alto parcelamiento (minifundios). En la época de producción óptima, la misma se reparte en un 60% destinado a la producción láctea, 25% a la ganadería y un 15% a la producción de granos, que se utilizan como complemento para la producción láctea[1]. Se encuentra dentro de una zona muy tecnificada, con tendencias a la cosecha gruesa.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Análisis de fragmentación

A. Selección de imágenes

Se emplearon imágenes del programa Landsat obtenidas del portal de internet del Servicio Geológico de los Estados Unidos (United States Geological Survey – USGS, 2021). Las escenas corresponden a la misión Landsat 5 para los años 2000 y 2011 y Landsat 8 para el 2020. Se filtraron por fecha y se descartaron aquellas que mostraban nubes sobre el área de estudio. Todas corresponden al mes de mayo ya que se ajustan a la mejor y mayor expresión de la vegetación y coincide con las fechas de recolección de la cosecha de soja, trigo y girasol. Finalmente, las imágenes seleccionadas se exponen en la Tabla 1:

Tabla 1: Características de las imágenes Landsat utilizadas en el proceso de clasificación

ID	Satélite	Fecha	Path	Row	Resolución
LT05_L2SP_228081_20000507_20200907_02_T1	Landsat 5	7/5/2000	228	081	30 x 30 m

[1] Recuperado el 10 d cubre de 2018 de http://www.comunasanguillermo.com.ar

LT05_L2SP_228081_20110506_20200822_02_T2		6/5/2011			
LC08_L2SP_228081_20200514_20200820_02_T1	Landsat 8	14/5/2020			

B. Preprocesamiento

Para mejorar el aspecto visual y de información, las imágenes fueron calibradas utilizando las escenas completas. El objetivo de este procedimiento fue convertir los valores digitales a reflectancia en el techo de la atmósfera (TOA, top of atmosphere) (Ariza, 2013). Este proceso se realizó utilizando el software libre QGIS para cada una de las bandas debido a que los parámetros de calibración son diferentes, excluyendo el infrarrojo térmico (banda seis en Landsat 5, bandas 10 y 11 en Landsat 8), por su sensibilidad para mostrar contrastes entre las cubiertas que forman la escena (Bermúdez Ruiz, 2018).

Posteriormente, se realizó el recorte de los archivos de imagen de cada banda, usando los límites definidos por el perímetro del distrito San Guillermo.

C. Procesamiento

A partir del recorte de las imágenes se generó un archivo de juego de bandas mediante el complemento SCP de QGIS, para las bandas del espectro visible, infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo medio (SWIR2).

A partir de esta imagen se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). El mismo, se define como la diferencia entre las reflectancias medidas en el rojo (ρred) y en el infrarrojo cercano (ρnir) normalizada por la suma de ambas:

$$NDVI = \frac{\rho nir - \rho red}{\rho nir + \rho red}$$

D. Clasificación no supervisada

A partir del relevamiento a campo, se determinó que en el área de estudio predomina el uso agrícola y la ganadería extensiva, motivo por el cual se optó

por utilizar el método de clasificación no supervisada para identificar el grado de agregación de los pixeles de las imágenes.

Mediante el complemento SCP se realizó la clasificación no supervisada utilizando el algoritmo K – means. Se ejecutaron varias pruebas con un umbral de distancia de 0.0001 y variando el número de clases, siendo 20 el que mayor sensibilidad y mejor discriminación presentó de la cubierta vegetal.

Acto seguido, se procedió a reclasificar el ráster obtenido, combinando clases a partir de los valores obtenidos de NDVI. Para determinar esta correspondencia se realizó un análisis de transparencia, es decir, a través de la opción simbología en las propiedades de la capa, se asignó transparencia a cada una de las clases presentes, una a la vez y se determinaron los valores de NDVI para cada una de ellas. Además, esta información se complementó con los datos provenientes del Inventario de Bosques Nativos para la región del Espinal (MAyDS, 2019).

Finalmente, se efectuó un reconocimiento de sitios representativos de las clases de coberturas definidas para determinar su correspondencia.

Para evaluar la calidad de las clasificaciones realizadas se elaboró una matriz de confusión, para cada año de estudio, la cual permitió evaluar la precisión con la que fue identificada cada una de las clases discriminadas en los mapas resultantes. La matriz de confusión es una tabla cruzada de valores de campo con valores obtenidos en la clasificación, y que ubica en la diagonal de la tabla los aciertos del proceso, mientras que cualquiera de las otras ubicaciones dentro de la matriz se tratará de errores de asignación (Salomón, 2018). A partir de la misma se calculó la precisión general (obtenida como la sumatoria de la diagonal de la matriz – es decir, los aciertos de todas las clases- dividido el total de píxeles de validación), la precisión de cada clase, es decir, la dispersión del conjunto de valores obtenidos a partir de mediciones repetidas de una magnitud y la sensibilidad que indica la capacidad del estimador para discriminar los aciertos de los errores de identificación.

E. Cálculo métricas del paisaje

En función de las coberturas para toda el área de estudio, se procedió a calcular métricas de paisaje. Para esto, se empleó el complemento Landscape Ecology

Statistics (LecoS) (Jung, 2013) en QGIS que implementa metodologías de FRAGSTATS sugeridas por McGarigal y Marks (1995).

Las métricas que se emplearon fueron las relacionadas a áreas y bordes, de intrincación y de conectividad (McGarigal y Marks, 1995; Matteucci, 2004).

a) Métricas de áreas y bordes

- *Land cover* (Cubierta de suelo): Se estimó el total en hectáreas de cada unidad de paisaje en el área de estudio.

$$LC = \sum_{J=1}^{n} a_{iJ} \left(\frac{1}{10000}\right)$$

a_{ij} = área (m^2) del parche ij.

- *Landscape proportion* (Proporción del paisaje): Se calculó porcentualmente el valor de cada una de las unidades de paisaje del área de estudio.

$$LP = Pi = \frac{\sum_{J=1}^{n} a_{iJ}}{A} \cdot (100)$$

Donde:

Pi = proporción del paisaje ocupado por tipo de parche (clase)

a_{ij} = área (m^2) del parche i

A = área total del paisaje (m^2) ij

- *Edge length* (Densidad de borde): Se calculó el perímetro total en metros lineales de cada clase, esto proporcionó los datos de exposición que presentan los bordes.

$$EL = \sum_{k=1}^{m} e_{ik}$$

Dónde:

e_{ik} =longitud total (m) del borde en el paisaje que involucra el tipo de parche (clase) i; incluye límites de paisaje y segmentos de fondo que involucran parches tipo i.

- *Number of patches* (Número de parches): Se estimó la cantidad de fragmentos de un paisaje, señalando el grado de fragmentación del mismo.

$$NP = n_i$$

Donde:

n_i= número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i.

- *Greatest patch area* (Área de parche más grande): Se determinó el parche más grande y el área que posee en cada unidad de paisaje, lo que corresponde a una medida simple de dominio. En la fórmula, la división entre 10 000 se empleó para obtener los datos en hectáreas.

$$GPA = \left(\frac{max_{j=1}^{\eta} a_{ij}}{A}\right)\left(\frac{1}{10000}\right)$$

Donde:

a_{ij} = área (m^2) del parche ij.

A = área total del paisaje (m^2).

- *Smallest patch area* (Área de parche más pequeña): Se identificó el parche más pequeño y el área que posee en cada unidad de paisaje. En la fórmula, la división entre 10 000 se aplica para tener los datos en hectáreas.

$$SPA = \left(\frac{m_i n_{j=1}^{n} a_{1 \cdot j}}{A}\right)\left(\frac{1}{10000}\right)$$

Donde:

a_{ij} = área (m_2) del parche ij.

A = área total del paisaje (m^2).

b) Métricas de intrincación

- Percentage of like adjacencies (Porcentaje de adyacencias similares): Se calculó a través de la suma del número de estas para cada tipo de parche. Posteriormente, se dividió por el número total de adyacencias de celda en el paisaje y finalmente se multiplicó por 100 y se obtuvo el dato en porcentaje, se agregan todas las teselas presentes dentro del borde del mosaico del paisaje. El borde de este solo se contabilizó una vez, esto fue igual para todas las adyacencias con fondo, lo cual da la idea de homogeneidad mediante un intervalo de 0 a 100. El valor mínimo correspondió a la disgregación máxima y el más alto a un mosaico de una tesela.

$$PLADJ = \left(\frac{\sum_{i=1}^{m} gii}{\sum_{k=1}^{m} g_i k}\right) * 100$$

Donde:

g_{ii} = número de adyacencias similares (uniones) entre píxeles de tipo de parche (clase) i basado en el método de doble conteo.

g_{ik} = número de adyacencias (uniones) entre píxeles de tipos de parches (clases) i y k según el método de doble conteo

- Landscape division (índice de División): Este cálculo se realizó, para mostrar el grado de subdivisión de cada clase. Su valor vario entre 0 y 1; es 0 cuando el mosaico está formado por un único parche y tiende a 1 a medida que la cantidad y tamaño de los parches disminuye. Sus resultados se obtuvieron de la división de 1 menos la suma del área del parche (m^2) dividida por el paisaje total área (m^2), cantidad al cuadrado, sumado a través de todos los parches en el paisaje

$$DI = \left[1 - \sum_{i=1}^{in} \sum_{j=1}^{n} \left(\frac{a_{ij}}{A}\right)^2\right]$$

Donde:

a_{ij} = área (m^2) del parche ij.

A = área total del paisaje (m^2).

c) Métrica de conectividad

Patch Cohesion Index (Índice de cohesión): se calculó la suma de los perímetros de cada parche, la cual se dividió por la suma del producto del perímetro y la raíz cuadrada de cada parche. Este valor se restó de 1 y se normalizó dividiéndolo por 1 menos la inversa de la raíz cuadrada del área del mosaico.

$$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^{n} P_{ij}}{\sum_{j=1}^{n} P_{ij}\sqrt{a}ij}\right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{z}}\right]^{-1}$$

Donde:

a_{ij} = área (m^2) del parche ij.

p_{ij}= perímetro (m) del parche

Z= área del mosaico (m^2)

2. Provisión de servicios ecosistémicos

Cálculo del índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE)

La provisión de servicios ecosistémicos se calculó a partir del índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos (IPSE) propuesto por Paruelo *et*. al (2016). El IPSE revela variaciones en el espacio y a lo largo del tiempo de la provisión u oferta de un conjunto diverso de SE (Paruelo y Diéguez, 2017). Su cálculo se basa en el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI), que expresa la absorción de energía lumínica por la cobertura vegetal, y el coeficiente de variación intra – anual del NDVI, descriptor de la estacionalidad (Paruelo y Diéguez, 2017; Paruelo *et*. al, 2016).

Los datos de NDVI se obtuvieron mediante el producto MOD13Q1 del sensor MODIS adquiridas del portal de descarga AppEARS (NASA, AppEEARS Team. 2023). Este producto es de cobertura global y provee datos desde el año 2000 hasta la actualidad, posee una resolución temporal de 16 días y un tamaño de píxel de 250m x 250m (resolución espacial).

Para el cálculo del IPSE anual, se compilaron con el complemento SCP de QGIS las imágenes del NDVI anual (23 imágenes por año) de 10 años de estudio (2011-2020), en una sola imagen (juego de bandas), a esta imagen se le calculó el NDVI promedio ($\bar{X}$) y la desviación estándar o típica (σ) del NDVI. Con estos resultados se calculó del coeficiente de variación (CV) del NDVI, el cual es el cociente entre el NDVIσ sobre el NDVI$\bar{X}$. Por último, para hallar el Índice de Provisión de Servicios Ecosistémicos se aplicó la fórmula matemática:

$$IPSE = NDVI\bar{X} * (1-NDVI_{CV})$$

El mismo procedimiento se realizó para calcular el IPSE por tipología de uso del suelo para los años 2000, 2011 y 2020.

RESULTADOS

1. Identificación de tipos de coberturas y métricas de área

Como resultado de la reclasificación se obtuvieron 4 usos de la tierra predominantes: bosque nativo, vegetación espontánea, cultivos/rastrojo y estructuras edilicias (Fig. 11, 12 y 13).

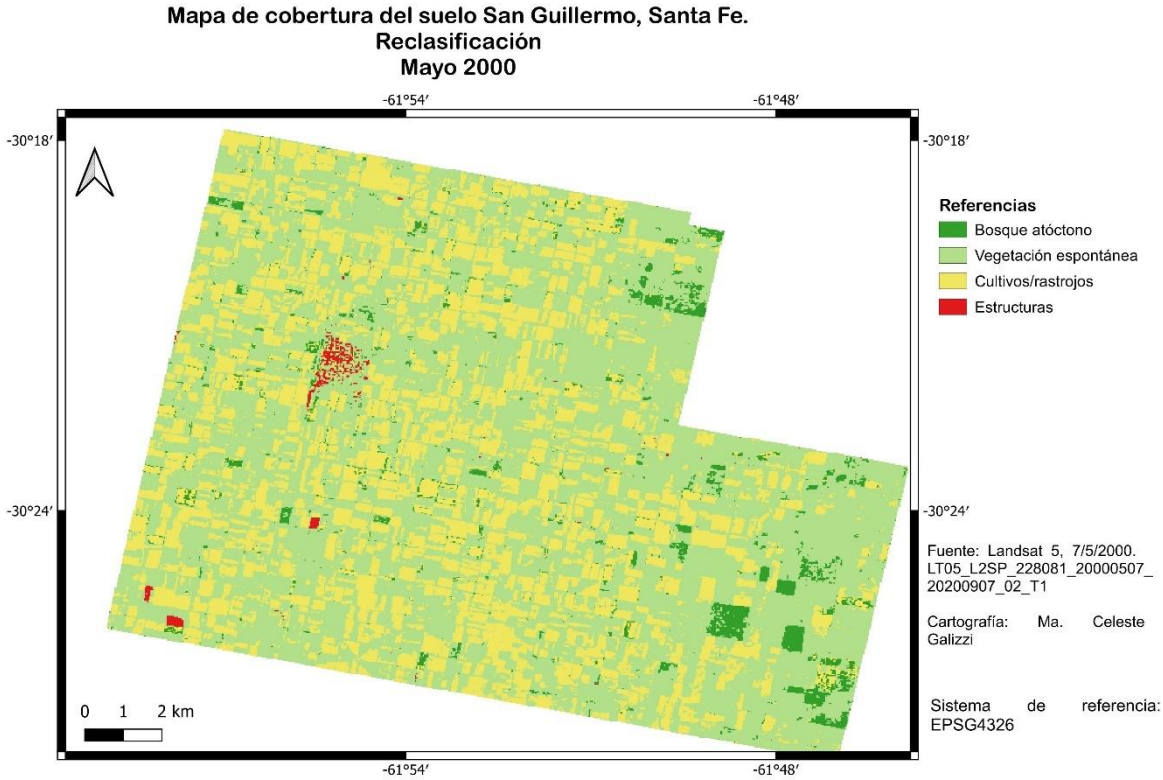

Fig. 11: Mapa cobertura de suelo, obtenido por reclasificación de categorización no supervisada K-means para el día 7 de mayo de 2000. Fuente: Landsat 5, resolución espacial 30 m. Elaboración propia.

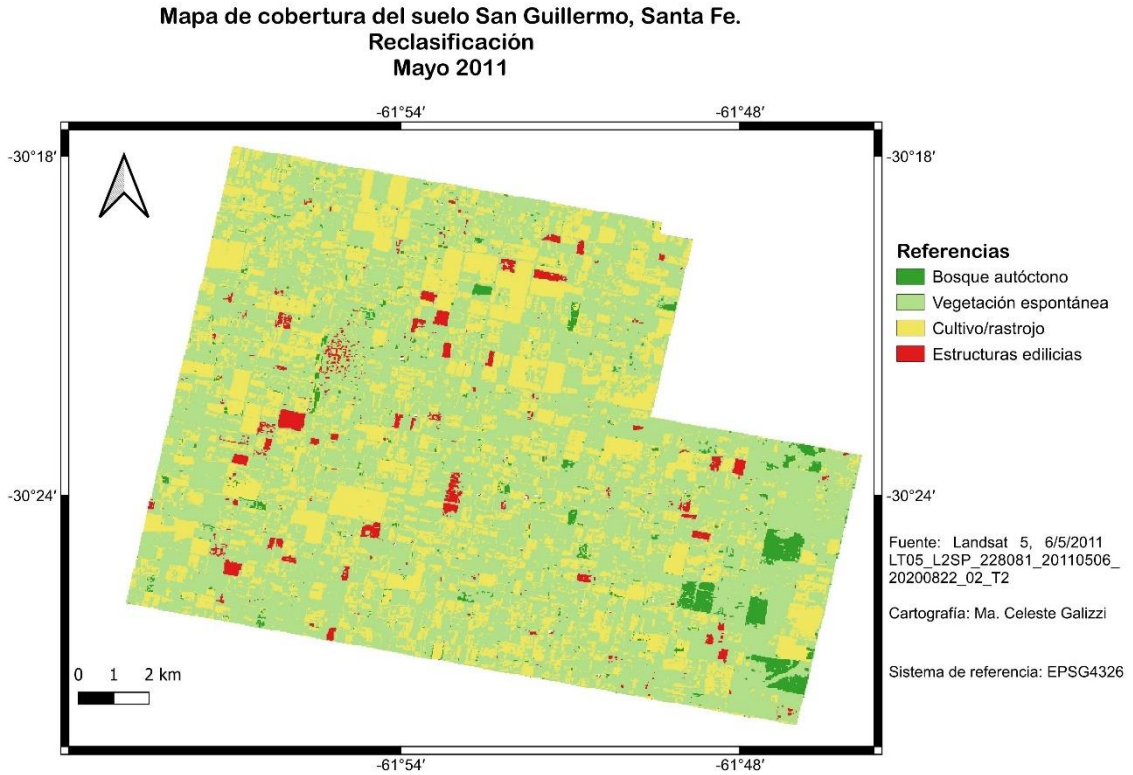

Fig. 12: Mapa cobertura de suelo, obtenido por reclasificación de categorización no supervisada K-means para el día 6 de mayo de 2011. Fuente: Landsat 5, resolución espacial 30 m. Elaboración propia.

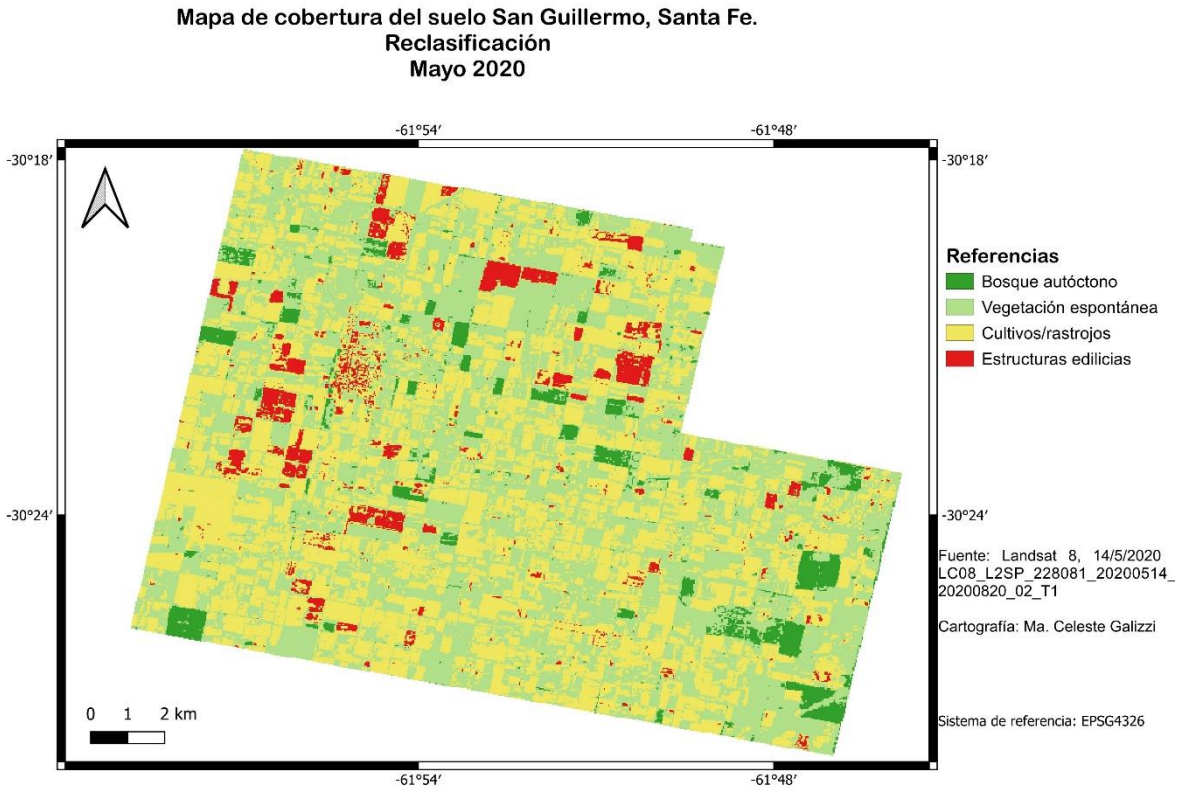

Fig. 13: Mapa cobertura de suelo, obtenido por reclasificación de categorización no supervisada K-means para el día 14 de mayo de 2020. Fuente: Landsat 8, resolución espacial 30 m. Elaboración propia.

Los resultados de la matriz de confusión, precisión y sensibilidad para cada una de las tipologías de uso de suelo, se presentan en las tablas 2, 3 y 4. La precisión general de la reclasificación para el año 2000 fue del 52%, para el año 2011 fue del 56% mientras que en el año 2020 el porcentaje alcanzado de precisión fue del 44%.

Tabla 2: Porcentajes de precisión y sensibilidad obtenidos de la matriz de confusión para el año 2000 y su interpretación. Fuente. Elaboración propia, 2024.

Tipología	Precisión	Sensibilidad	Interpretación
Bosque nativo	28%	33%	No logra clasificar la clase correctamente
Vegetación espontánea	63%	57%	Reconoce esta clase correctamente
Cultivos/rastrojos	42%	47%	No logra clasificar la clase correctamente
Estructuras edilicias	0%	0%	No logra clasificar la clase correctamente

Tabla 3: Porcentajes de precisión y sensibilidad obtenidos de la matriz de confusión para el año 2011 y su interpretación. Fuente. Elaboración propia, 2024.

Tipología	Precisión	Sensibilidad	Interpretación
Bosque nativo	25%	53%	Detecta bien la clase pero incluye muestras de otra categoría
Vegetación espontánea	70%	60%	Reconoce esta clase correctamente
Cultivos/rastrojos	40%	52%	No logra clasificar la clase correctamente
Estructuras edilicias	0%	0%	No logra clasificar la clase correctamente

Tabla 4: Porcentajes de precisión y sensibilidad obtenidos de la matriz de confusión para el año 2020 y su interpretación. Fuente. Elaboración propia, 2024.

Tipología	Precisión	Sensibilidad	Interpretación
Bosque nativo	52%	44%	no detecta la clase muy bien, pero cuando lo hace es altamente confiable.
Vegetación espontánea	42%	58%	Reconoce esta clase correctamente
Cultivos/rastrojos	46%	38%	No logra clasificar la clase correctamente
Estructuras edilicias	33%	6%	No logra clasificar la clase correctamente

La vegetación espontánea fue la que ocupó mayor porcentaje con extensiones correspondientes al 62, 44 y 46% de la superficie de los años 2000, 2011 y 2020 respectivamente (tabla 5) (Fig. 14). Sin embargo, se registró una disminución de esta tipología a través del tiempo con valores que fluctuaron para cada periodo evaluado entre -17,48 y -15,92%, con una recuperación de 1,52% para el periodo 2011-2020 (tabla 6). Por el contrario, el bosque nativo ha aumentado su área 1,39% para el periodo 2000-2020, extendiéndose de una ocupación de 3,27% en el año 2000 a una de 4,66% para el 2020.

La tipología de uso de suelos cultivos/rastrojos aumentó en el periodo 2000 – 2011 y disminuyó en el periodo 2011 – 2020. Así esta tipología representó un 34,35% de la superficie del área de estudio en el año 2000, un 50,84% en el año 2011 y un 44,59% para el 2020 (tabla 5). Estas variaciones representan un 10,24% de aumento en este uso del suelo para el periodo 2000-2020 con un aumento del 16,49% en la etapa 2000 -2011 y una disminución de 6,25% en el periodo siguiente (tabla 6). Este adelanto, fue acompañado por una extensión de las estructuras edilicias, cubriendo al año 2020 el

4,58% de la superficie en estudio (tabla 5), lo que equivale a un aumento del 4,2% para el periodo 2000 – 2020 (tabla 6).

Tabla 5. Superficie (land cover) y porcentaje de las diferentes clases de usos del suelo (landscape proportion) del distrito San Guillermo para el mes de mayo de los años 2000, 2011 y 2020.

Año / Tipología	2000		2011		2020	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Bosque nativo	845,55	3,27	636,54	2,48	1202,22	4,66
Vegetación espontánea	15985,89	62	11459,61	44,52	11871,90	46,08
Cultivos/rastrojos	8854,14	34,35	13083,84	50,84	11514,87	44,59
Estructuras edilicias	98,19	0,38	556,56	2,16	1178,64	4,58

Fuente: elaboración propia, 2023

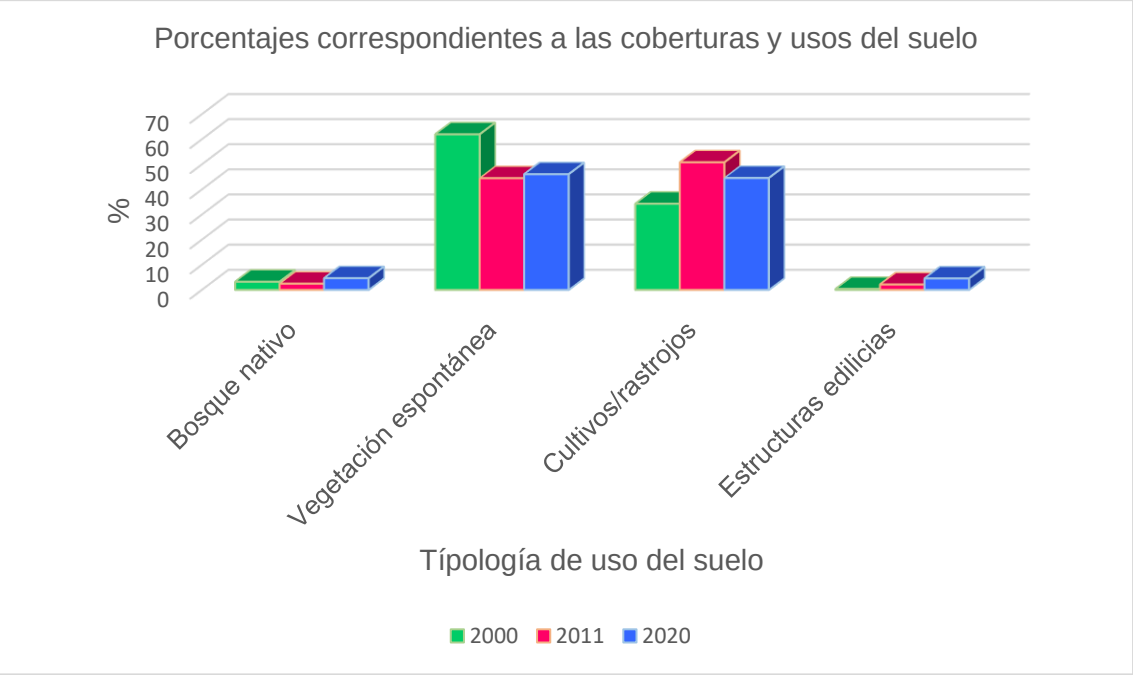

Fig. 14: Porcentaje de cambio de uso del suelo por tipología en el periodo 2000-2020. Fuente: elaboración propia, 2023

Tabla 6. Oscilaciones en los porcentajes de cambio de uso del suelo por periodos.

Periodo / Tipología	2000 - 2011	2011 - 2020	2000 - 2020
Bosque nativo	-0,79	7,14	1,39
Vegetación espontánea	-17,48	1,52	-15,92
Cultivos/rastrojos	16,49	-6,25	10,24
Estructuras edilicias	1,78	2,42	4,2

Fuente: elaboración propia, 2023

2. Métricas del paisaje

a) Bordes de las tipologías de uso del suelo

El análisis de longitud de borde muestra que las tipologías de uso del suelo vegetación espontánea, cultivos/rastrojos y estructuras edilicias (tabla 7) aumentaron su extensión. En el año 2000 la vegetación natural contaba con 2156100 m lineales de borde, mientras que en el año 2011 los metros lineales aumentaran a 2360700, llegando a 2538480 m en 2020. Por su parte, los cultivos/rastrojos contaba con 1918260 m lineales en 2000, 2482440 m en 2011 y 2525880 m en 2020. Las estructuras edilicias en el año 2000 consistían en 44520 m lineales, 186600 m en 2011 y alcanzaron en 2020 355200 m lineales.

La clase bosque nativo osciló disminuyendo y aumentado sus valores para todo el periodo analizado (tabla 7). El bosque nativo inicialmente contaba con 387480 m lineales de borde, disminuyó a 223020 m en 2011 y aumentó el margen a 304080 m en 2020.

Tabla 7. Bordes de las unidades de paisaje de los años 2000, 2011 y 2020 mediante la métrica Edge length (Longitud de borde)

Tipología	**Metros lineales (m) por año**				**Variaciones en metros lineales (m)**	
	2000	**2011**	**2020**		**2000-2011**	**2011-2020**
Bosque nativo	387480	223020	304080		-164460	81060
Vegetación espontánea	2156100	2360700	2538480		204600	177780
Cultivos/rastrojos	1918260	2482440	2525880		564180	43440
Estructuras edilicias	44520	186600	355200		142080	168600

Fuente: elaboración propia, 2023

b) Número de parches de las tipologías de uso del suelo

La variación del número de parches muestra una disminución marcada para el bosque nativo, adquiriendo valores de 1044 manchas para el año 2000, 605 para el año 2011 y 589 para el 2020 (Tabla 8) (Fig. 15). Las tipologías vegetación espontánea y estructuras edilicias aumentaron el número de parches a lo largo del periodo de tiempo analizado. La vegetación espontánea mostró un aumento en las unidades de polígonos, existiendo 375 fragmentos en el año 2000 y 1000 manchas en el año 2020 (Tabla 8) (Fig. 15). En el caso de las estructuras edilicias inicialmente contaba con 92 manchas, aumentando a 388 en el 2011 y 609 en el 2020 (Tabla 8) (Fig. 15).

Los cultivos/rastrojos exhibieron una disminución en el periodo 2000-2011 para aumentar en la etapa 2011-2020. Su valor inicial fue de 1595 parches con una disminución a 1412 fragmentos en el año 2011 y un aumento en el 2020 alcanzado los 1648 parches (Tabla 8) (Fig. 15).

Tabla 8. Variación del número de parches de los años 2000, 2011 y 2020 con la métrica Number of patches (Número de parches)

Tipología	Unidades (u) por año				Variaciones en unidades (u)	
	2000	2011	2020		2000-2011	2011-2020
Bosque nativo	1044	605	589		-439	-16
Vegetación espontánea	375	810	1000		435	190
Cultivos/rastrojos	1595	1412	1648		-183	236
Estructuras edilicias	92	388	609		296	221

Fuente: elaboración propia, 2023

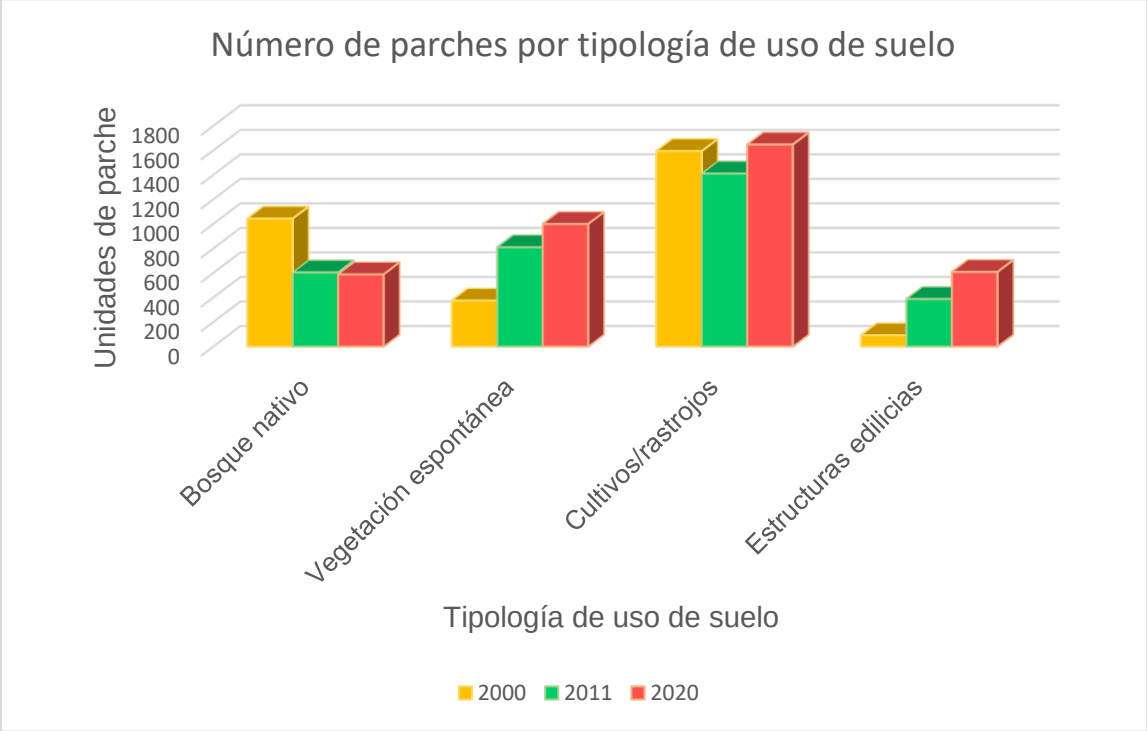

Fig. 15. Variación del número de parches según la tipología de uso del suelo para el periodo 2000 -2011. Fuente: elaboración propia, 2023

c) Área de parche más grande

De acuerdo con el análisis de esta métrica, la tipología vegetación espontánea presentó el parche más grande en los 3 años de estudio (Tabla 9) (Fig. 16), si bien la variación muestra que para el periodo 2000 – 2011 hubo una reducción del fragmento, siendo su área 15824, 52 Ha en al año 2000, 96265,76 ha en el año 2011 y recuperando levemente su área en el 2020 alcanzando la 10816,47 Ha.

El área del parche el bosque nativo mostró un aumento a lo largo de todo el periodo analizado, ocupando inicialmente 79,38 Ha en el 2000 y 133,47 Ha en el 2020 (Tabla 9) (Fig. 16). El mismo comportamiento presentó el parche de las estructuras edilicias, ocupando un área de 30,78 Ha en el 2000 y 79,65 en el 2020.

La mancha más grande de los cultivos/rastrojos aumentó su área para el periodo 2000 – 2011 mostrando un marcado descenso para el periodo 2011-2020, así su extensión fue de 330,75 Ha en 2000, 803,06 Ha en 2011 y 304,02 Ha en 2020 (Tabla 9) (Fig. 16).

Tabla 9. Variación del área, en hectáreas, del parche más grande de los años 2000, 2011 y 2020 con la métrica Greatest patch (Área de parche más grande)

Tipología	Área en hectáreas (ha) por año				Variaciones en hectáreas (ha)	
	2000	2011	2020		2000-2011	2011 -2020
Bosque nativo	79,38	90,99	133,47		11,61	42,48
Vegetación espontánea	15824,52	9635,76	10816,47		-6189,76	1180,71
Cultivos/rastrojos	330,75	803,06	304,02		472,31	-499,04
Estructuras edilicias	30,78	40,77	79,65		9,99	38,88

Fuente: elaboración propia, 2023

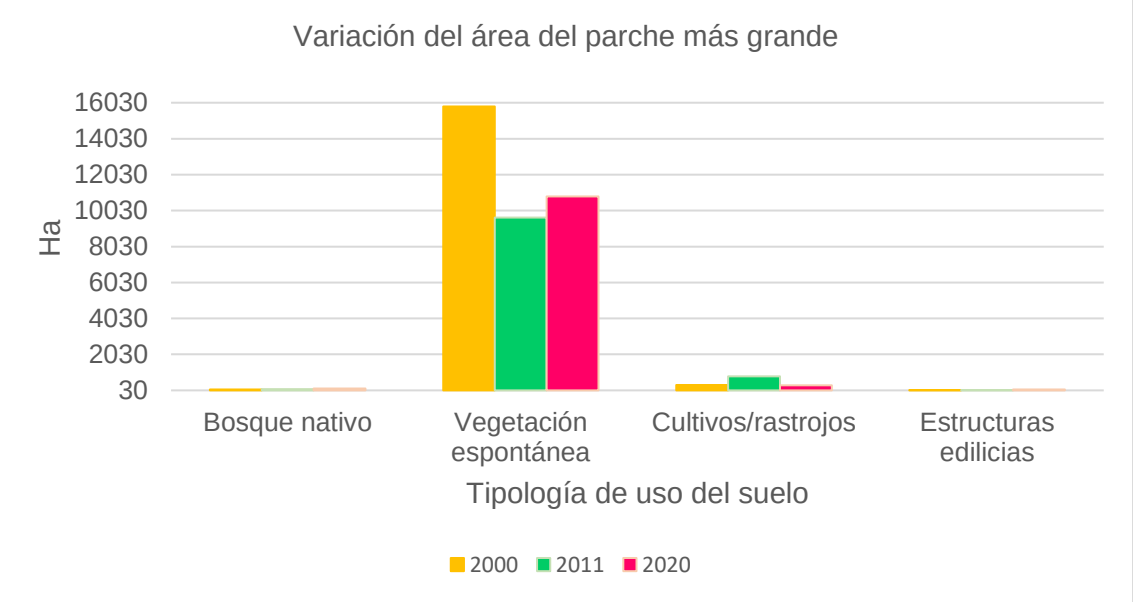

Fig. 16: Variación del área del parche más grande para los años 2000, 2011 y 2020. Fuente: elaboración propia, 2023

d) Área de parche más pequeño

Esta métrica indicó la dimensión en hectáreas del parche más pequeño que tiene cada unidad de paisaje. Los resultados evidenciaron que todas las clases de uso del suelo tuvieron como tesela más pequeña, la mínima unidad espacial en hectáreas que representó 0,09 ha (Tabla 10).

Tabla 10. Variación del área, en hectáreas, del parche más pequeño de los años 2000, 2011 y 2020 con la métrica Smallest patch (Área del parche más pequeño)

Tipología	**Área en hectáreas (ha) por año**				**Variaciones en hectáreas (ha)**	
	2000	**2011**	**2020**		**2000-2011**	**2011 – 2020**
Bosque nativo	0,09	0,09	0,09		0	0
Vegetación espontánea	0,09	0,09	0,09		0	0
Cultivos/rastrojos	0,09	0,09	0,09		0	0
Estructuras edilicias	0,09	0,09	0,09		0	0

Fuente: elaboración propia, 2023

3. **Variaciones de las métricas de intrincación del paisaje**

a) Porcentaje de adyacencias similares

Este índice indica la homogeneidad del paisaje, si el valor tiende al máximo predominan adyacencias entre pixeles del mismos tipo. Las evidencias muestran que el bosque nativo y las estructuras edilicias fueron las tipologías con menor porcentaje de adyacencias similares, pero aumentaron a lo largo del tiempo analizado (Tabla 11) (Fig. 167. En el caso del bosque nativo el valor varió entre 48,88% en el 2000 a 68,11% en el 2020. De manera similar, para las estructuras edilicias el porcentaje osciló entre 29,25% en 2000 y 63,13% en 2020.

La variación del porcentaje de adyacencias similares para la vegetación espontánea muestra una disminución a lo largo del periodo de estudio (Tabla 11) (Fig. 17). La misma parte de un 81,63% en el 2000, reduciéndose a 73,23% en el 2011 para finalmente alcanzar un valor de 72,36%.

Mientras tanto, el uso del suelo cultivos/rastrojos inicia con un porcentaje de adyacencia de 72,03% en 2000, alcanzado un 75,93% en 2011 y mermando a 71,74% en 2020. De esta manera, esta categoría presenta un aumento del 3,9% en las variaciones del

periodo 2000-2011 y una disminución de 4,19% para la etapa 2011-20200. (Tabla11). (Figura 17)

Tabla 11. Variación del porcentaje para la métrica Porcentage of like adjacencies (Porcentaje de adyacencias similares) para los años 2000, 2011 y 2020.

Tipología	Área en % por año			Variaciones en %	
	2000	2011	2020	2000-2011	2011 - 2020
Bosque nativo	48,88	58,53	68,11	9,65	9,58
Vegetación espontánea	81,63	73,23	72,36	-6,84	-0,87
Cultivos/ rastrojos	72,03	75,93	71,74	3,9	-4,19
Estructuras edilicias	49,25	59,81	63,13	10,56	3,32

Fuente: elaboración propia, 2023

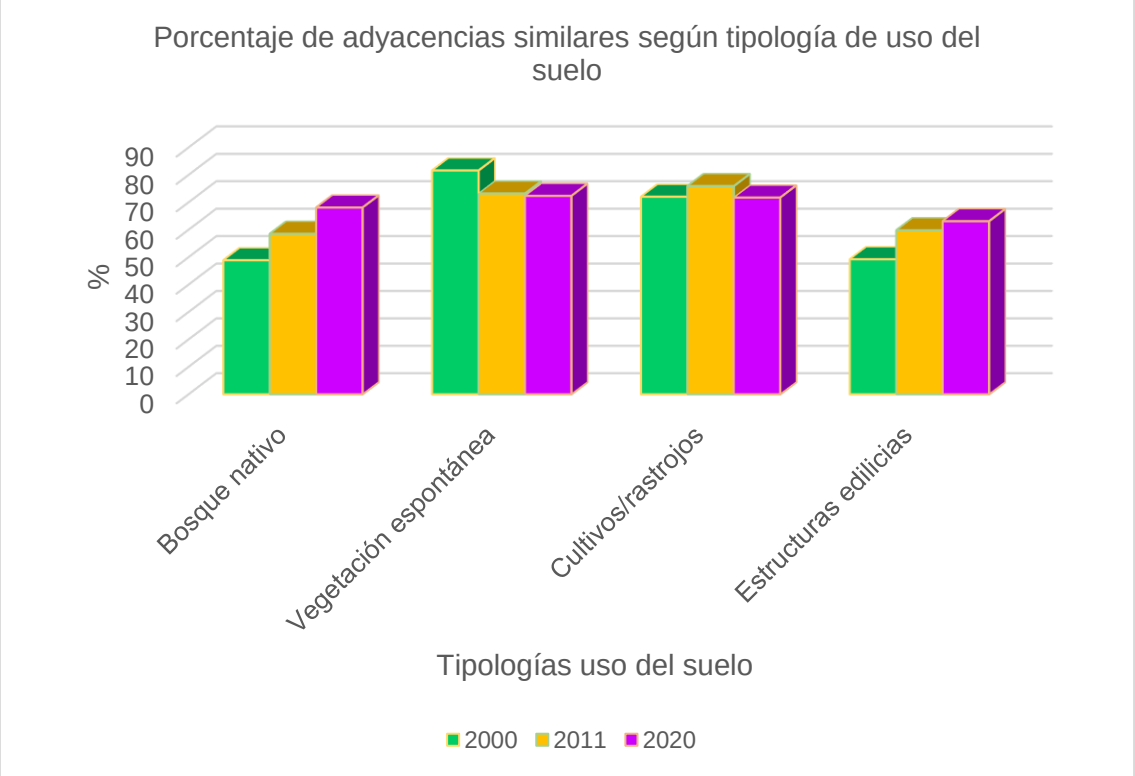

Fig. 17. Porcentaje de adyacencias similares según tipología de uso del suelo para los años 2000, 2011 y 2020. Fuente: elaboración propia, 2023.

b) Índice de división

Esta métrica indica el grado de subdivisión de una clase en muchos parches, independientemente del tamaño, la ubicación o la configuración espacial. En el caso de las tipologías de uso del suelo: bosque nativo, cultivos/rastrojos y estructuras edilicias su valor fue 1 indicando que la cantidad y tamaño de los parches focales disminuye

(Tabla 12). En el caso de la vegetación espontánea muestra la misma tendencia que los anteriores, ya que la proporción evidencia un aumento hacia el valor 1. Las variaciones fueron 0,83 en 2000, 0,95 en 2011 y 0,92 en 2020 (Tabla 12).

Tabla 12. Variación de la proporción de área de división de los años 2000, 2011 y 2020 con la métrica Landscape division (índice de División)

Tipología	Proporción de área por año				Variaciones en la proporción	
	2000	2011	2020		2000-2011	2011 - 2020
Bosque nativo	1	1	1		0	0
Vegetación espontánea	0,83	0,95	0,92		0,12	-0,03
Cultivos/rastrojos	1	1	1		0	0
Estructuras edilicias	1	1	1		0	0

Fuente: elaboración propia, 2023

4. Métrica de conectividad

a) Patch Cohesion Index (Índice de cohesión)

Los resultados de esta métrica tomaron valores muy altos (10^{15}) lo que indica que están por encima del umbral de percolación, es decir, el índice en insensible a la aglutinación de la clase (Matteucci, 2004).

5. Provisión de servicios ecosistémicos

El promedio del NDVI (NDVI$\bar{X}$) del periodo de estudio, osciló entre el máximo 0,929 en el año 2016 al mínimo 0,224 correspondiente al año 2019 (Fig. 18).

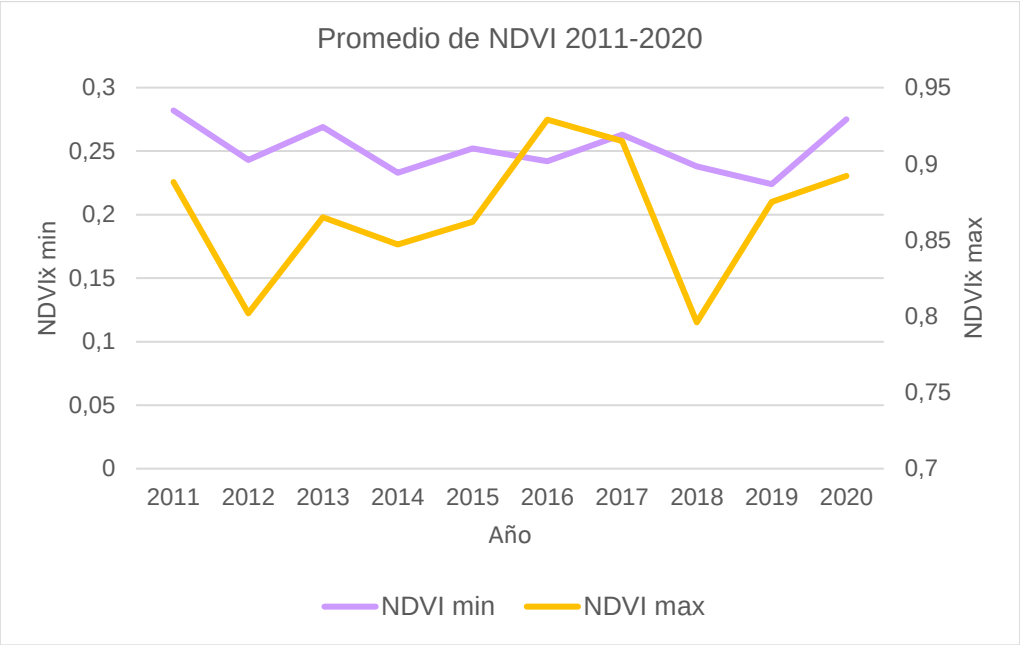

Fig. 18. Valores máximos y mínimos del NDVI$\bar{X}$ para el periodo 2011-2020 para el distrito San Guillermo (Santa Fe). Fuente: elaboración propia, 2023

En la figura 19 se puede observar la variación del IPSE para toda el área de estudio para el periodo 2011-2020. La gráfica evidencia las fluctuaciones en la provisión de SE, con una marcada disminución para los años 2012 y 2018.

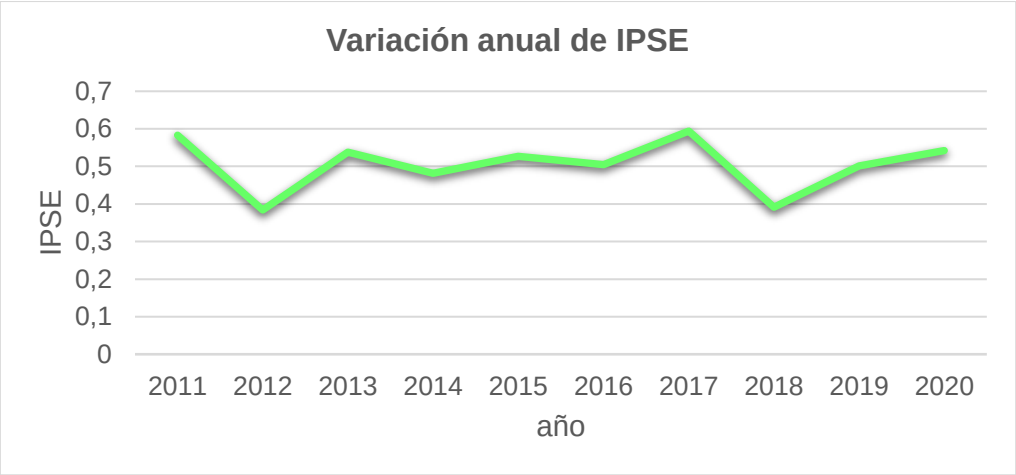

Fig. 19. Valores promedio anuales de IPSE para el periodo 2011-2020 en el distrito San Guillermo (Santa Fe). Fuente: elaboración propia, 2023

Al comparar los valores promedios del IPSE frente a los valores promedios NDVIcv durante la serie temporal analizada, se obtiene que estas dos variables están inversamente relacionadas, siendo que si el NDVIcv disminuye el IPSE aumenta (Fig. 20). El NDVIcv cuanto más cercano a cero más estable en el tiempo mientras que el IPSE es más significativo cuando su resultado es más cercano a 1, debido a que la base de su estimación es el NDVI.

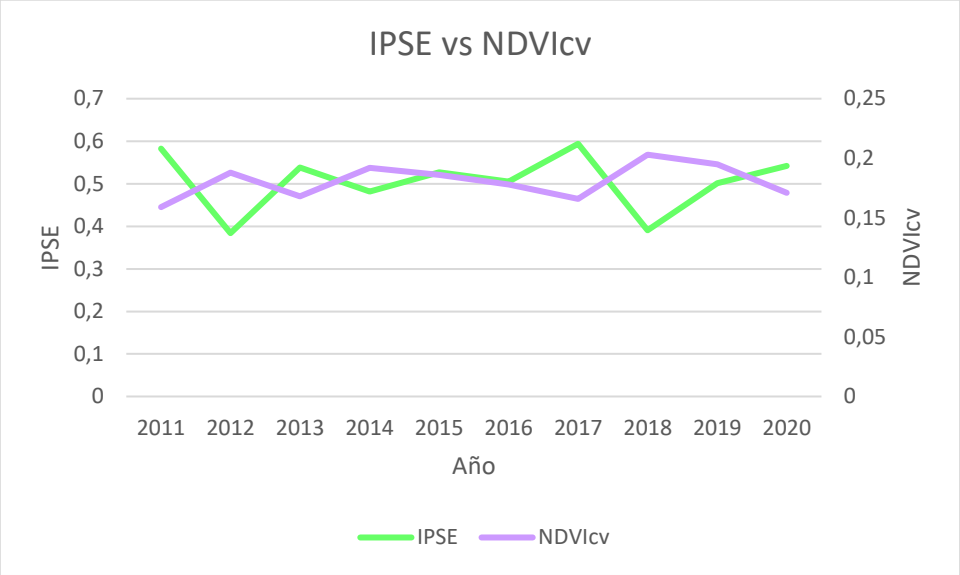

Fig. 20. Comparación de valores promedios del IPSE (izquierda del gráfico) en relación del coeficiente de variación del NDVI (derecha del gráfico) durante el periodo de análisis. Fuente: elaboración propia, 2023

Al analizar las diferentes tipologías de cobertura del suelo se puede observar que para el periodo 2000-2011 el bosque nativo y la vegetación espontánea presentaron una actividad fotosintética similar si se considera el NDVI$\bar{X}$ y el NDVIcv (Fig. 21). Para la etapa 2011-2020 la variabilidad entre las 2 tipologías mostró una trayectoria en disminución para el NDVI promedio y en aumento en el NDVIcv, La tipología cultivos/rastrojos también mostró una tendencia inversamente proporcional entre el NDVI$\bar{X}$ y NDVIcv, siendo su predisposición a la disminución del NDVI$\bar{X}$ y aumento del NDVIcv en el primer período y un comportamiento contrapuesto para la segunda etapa analizada. Las estructuras edilicias exhibieron un comportamiento inverso a la tipología cultivos/rastrojos, aumentando el NDVI$\bar{X}$ en el periodo 2000-2011 y disminuyendo en la etapa 2011-2020.

La tabla 13 presenta los valores de NDVI$\bar{X}$ y NDVIcv para cada uso del suelo.

Tabla 13. Valores de NDVI$\bar{X}$ y NCVIcv para cada tipología de uso del suelo para los años 2000,2011 y 2020.

Tipología	**2000**		**2011**		**2020**	
	NDVI$\bar{X}$	**NDVIcv**	**NDVI$\bar{X}$**	**NDVIcv**	**NDVI$\bar{X}$**	**NDVIcv**
Bosque nativo	0,715	0,075	0,725	0,128	0,650	0,175

Vegetación espontánea	0,723	0,069	0,707	0,146	0,648	0,174
Cultivos/rastrojos	0,731	0,123	0,671	0,180	0,672	0,157
Estructuras edilicias	0,620	0,153	0,680	0,144	0,565	0,221

Fuente: elaboración propia, 2023

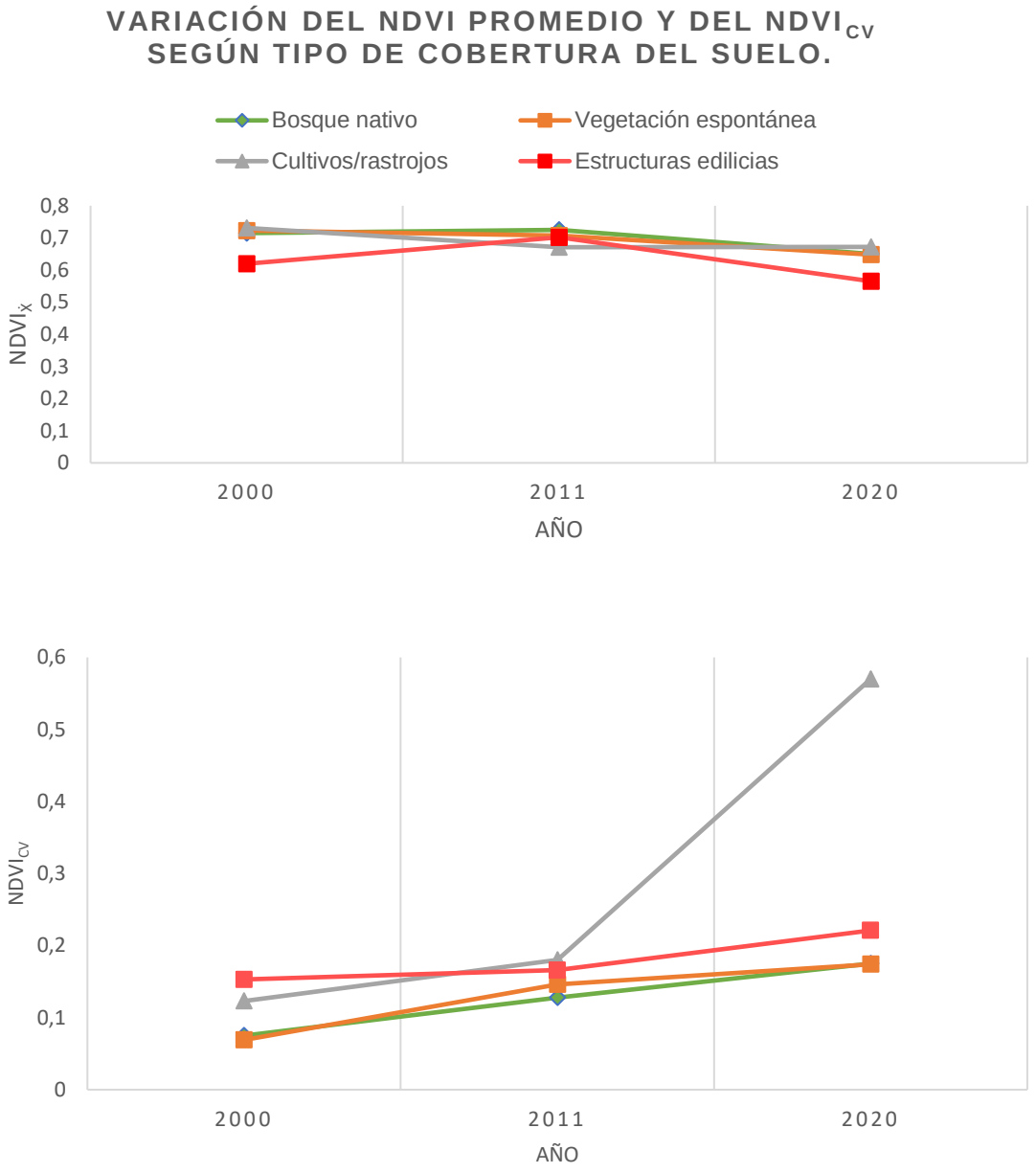

Fig. 21. Variaciones de NDVI$\bar{X}$ y NCVIcv para cada tipología de uso del suelo para los años 2000, 2011 y 2020. Fuente: elaboración propia, 2023

El IPSE vario entre 0,663 y 0,536 para el bosque nativo y entre 0,673 y 0,535 para vegetación espontánea. El valor máximo registrado para los cultivos/rastrojos fue de 0,641 y el valor mínimo fue de 0,550 (Tabla 114) (Figura

22). En el caso de las estructuras edilicias el valor máximo de IPSE fue de 0,585 y el mínimo de 0,44.

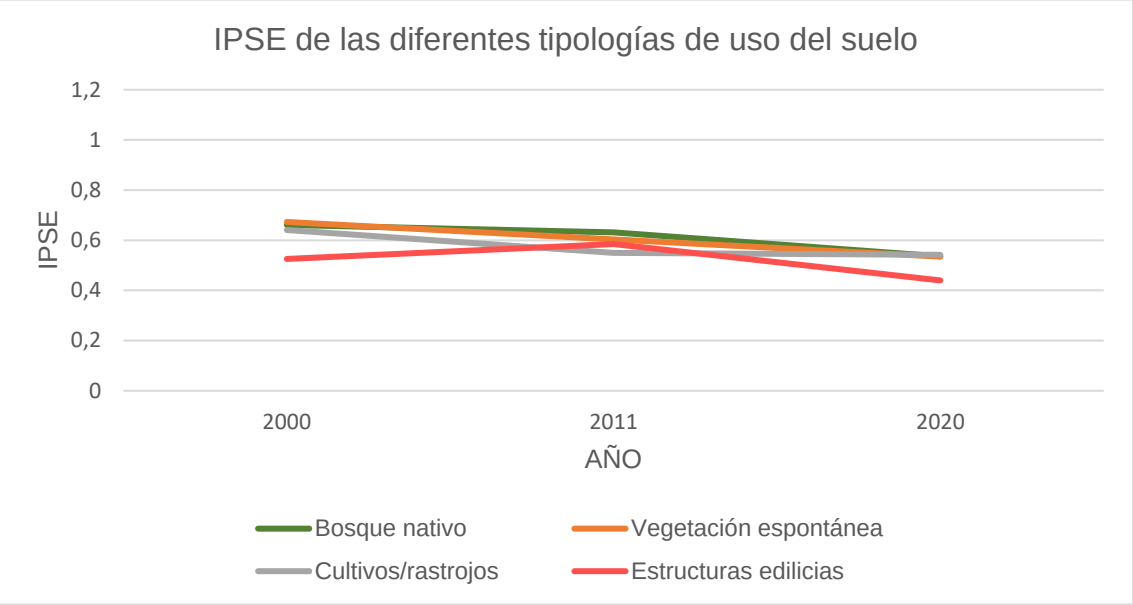

Fig. 22. IPSE para las diferentes coberturas de suelo para los años 2000, 2011 y 2020. Fuente: elaboración propia, 2023

Al evaluar IPSE en relación a la tipología de uso del suelo se registra una tendencia negativa a lo largo del tiempo analizado (Tabla 14) (Fig. 23), es decir que la provisión de SE ha ido cambiando debido a alteraciones naturales o antrópicas en el cambio de uso o la cobertura del suelo. Al correlacionar estos datos con el NDVIcv se observa que sus valores se alejan de 0 con el paso del tiempo para todas las coberturas vegetales lo cual indica una disminución de la estabilidad del ecosistema (Tabla 14).

Tabla 14. Variaciones del IPSE para los años 2000, 2011 y 2020 según tipología de uso del suelo.

Tipología	IPSE			NDVICv		
	2000	**2011**	**2020**	**2000**	**2011**	**2020**
Bosque nativo	0,661	0,632	0,536	0,075	0,128	0,175
Vegetación espontánea	0,673	0,603	0,535	0,069	0,146	0,174
Cultivos/rastrojos	0,641	0,550	0,566	0,123	0,180	0,157
Estructuras edilicias	0,525	0,585	0,44	0,153	0,166	0,221

Fuente: elaboración propia, 2023

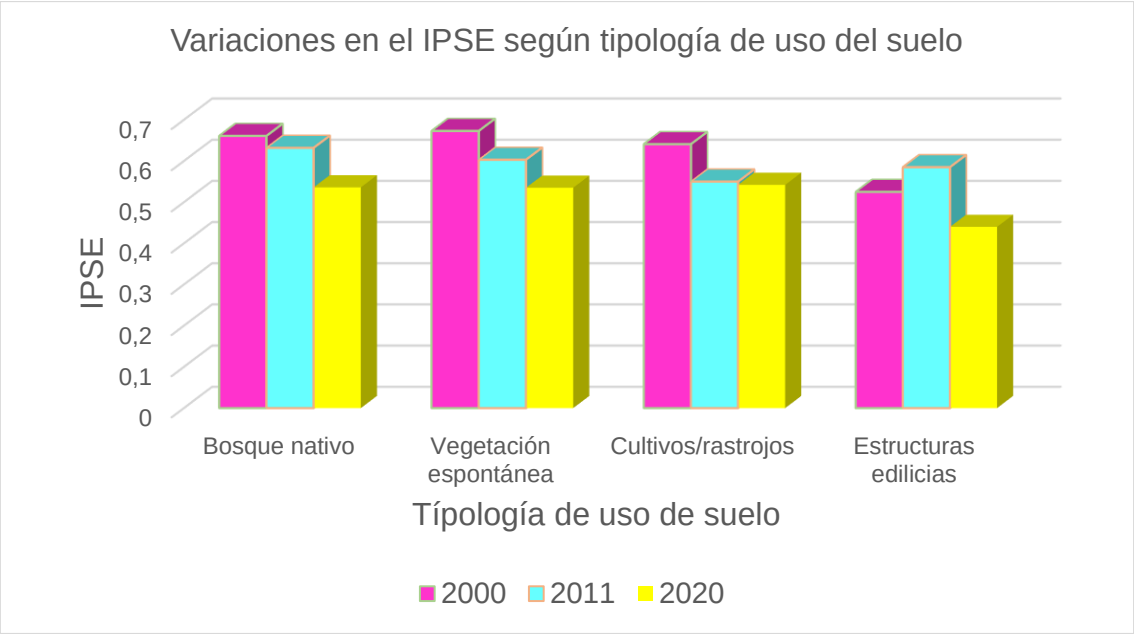

Fig. 23. Variaciones del IPSE para los años 2000, 2011 y 2020 según tipología de uso del suelo. Fuente: elaboración propia, 2023

DISCUSIÓN

Los datos obtenidos en este estudio muestran una variación en la superficie de cobertura y uso de suelo para todas las tipologías descriptas. De esta manera el bosque nativo a lo largo del periodo de estudio mostró un aumento en su superficie acompañado de una reducción de la longitud del borde. Estos cambios fueron asociados a una disminución en el número de parches, un avance en la superficie del parche más grande y un acrecentamiento del porcentaje de adyacencias similares lo cual estaría indicando un proceso de crecimiento y aglomeración de este uso del suelo. Los parches al inicio del estudio se concentraban en la zona sureste del distrito, casi al límite del mismo y al finalizar este trabajo, se encontraron parches distribuidos en toda la matriz, con una marcada concentración en la zona noreste del área examinada.

Por otra parte, la tipología de uso del suelo vegetación espontánea presentó una disminución en la superficie que ocupa y en el porcentaje de adyacencias similares unida a un incremento en la longitud de borde y en el número de parches, lo cual puede estar indicando un proceso de fragmentación. La vegetación espontánea exhibió el parche más grande para los 3 años de estudio indicando una dominancia de este tipo de uso del suelo, sin embargo, muestra una tendencia hacia la reducción del fragmento La vegetación espontánea ha mantenido una distribución heterogénea y extendida en toda el área de estudio.

Por el contrario el uso de suelo cultivos/rastrojos evidenció un aumento en su superficie, en su longitud de borde, en el número de parches y en el área del fragmento más grande combinado con una disminución del índice de porcentaje de adyacencias similares. Estos procesos podrían estar indicando un cambio en la cobertura predominante del paisaje sanguillermino.

Estos últimos cambios fueron acompañados por crecidas en la superficie, la longitud de borde, el número de parches, el área del parche más grandes y el porcentaje de adyacencias similares del uso del suelo estructuras edilicias. Los fragmentos correspondientes a esta tipología se encuentran distribuidos en todo el distrito y probablemente estén asociados a construcciones de depósito de implementos agrícolas así como a la concentración de la población en el ejido urbano.

Sin embargo, la clasificación de bosque nativo, cultivos/rastrojos y estructuras edilicias deben ser revisadas según los resultados arrojados por las matrices de confusión debido a que en la evaluación de las mismas algunas muestras no ha sido clasificada correctamente o incluyen muestras de otras categorías. Este mismo análisis indica una alta precisión y sensibilidad en la categorización de la tipología de uso del suelo vegetación espontánea.

Como se mencionó anteriormente en este estudio se aprecia una disminución de la vegetación espontánea y un aumento de la superficie de cultivos/rastrojos. Estos cambios en el uso del suelo podrían estar indicando un reemplazo de la vegetación espontánea por cultivos. Si bien no se ha hallado bibliografía que describa una situación similar, se pueden establecer comparaciones con lo planteado por diversos autores sobre la relación entre la pérdida de bosque autóctono y el avance de la frontera agrícola. Así, Tasi *et*. al (2008) al analizar el espinal entrerriano en el período 1995-2003 aluden al reemplazo de bosque nativo y pasturas naturales por cultivos de soja y maíz. La región chaqueña, entre 1998 y 2002, registró 618500 Ha desmontadas, en las provincias de Santiago del Estero, Salta y Chaco debido a la expansión agropecuaria (Paruelo *et.* al, 2011; Gasparri *et* al. 2008; Volante *et* al. 2006). Por su parte, Montenegro (2018) indica una disminución en la tasa de deforestación para el “Umbral al Chaco” correspondiente a las provincias de Chaco y Santiago del Estero en el periodo 2008-2017, sin embargo, sostiene que la frontera agrícola en la misma fase se ha expandido. En el caso del bosque nativo del norte argentino se hallaron evidencias de un incremento del número de parches de agricultura para el período 1976-2011 (Volante y Seghezzo, 2012). Evidencias similares fueron halladas para otras ecorregiones del país (Gasparri y Grau, 2006). En las Yungas, la deforestación se restringe sólo a las áreas planas de la Selva Pedemontana para la expansión de soja, otros granos, caña de azúcar y citrus; en el Chaco Húmedo, si bien las tasas absolutas de deforestación son menores, este ambiente ha sido fuertemente reducido y fragmentado; en el Chaco Semiárido la deforestación alcanza su mayor magnitud absoluta para el cultivo de soja y finalmente en la selva misionera la fragmentación ha dado el reemplazo de la flora nativa por plantaciones de pino y el aprovechamiento agrícola (Gasparri y Grau, 2006).

Los estudios para diferentes regiones de América Central y del Sur reflejan una realidad similar, la fragmentación de ecosistemas naturales para el desarrollo de diversas actividades antrópicas. Para el periodo 1993/1994-2011 las regiones del corredor biológico Lago Arenal Tenorio en Costa Rica, el Paisaje Terrestre Protegido Miraflor Moropotente de Nicaragua, los Manglares de Chiapas y Cuchillas de la Zarca en México, Reserva Ecológica Los Ilinizas de Ecuador redujeron la superficie de vegetación natural y aumentaron las áreas reforestadas, plantaciones y áreas de cultivo o destinadas a la ganadería (Guerrero Cuenca, 2021; Bermudez Ruiz, 2018; Romero-Berny *et*. al, 2015; Mata *et.* al, 2014; Ruiz *et.* al, 2013). De la misma manera, la investigación en el distrito de Huaricolca (Tarma - Junín) de Perú para el periodo 2009 -2014 y para la amazonia peruana en la etapa 2001 – 2016 demuestran que la mayor pérdida de cobertura vegetal natural se debe al avance de la agricultura y la ganadería (Hinostroza Medina, 2021; Rojas Briceños *et*. al 2019).

La métrica índice de porcentaje de adyacencias similares tiene un rango de 0 a 100 siendo el valor mínimo para una disgregación al máximo y el más alto valor cuanto todo el paisaje es un solo parche; las evidencias obtenidas muestran que las unidades de paisaje bosque nativo y estructuras edilicias fueron las tipologías con menor porcentaje de adyacencias similares, pero aumentaron a lo largo del tiempo analizado, este último hallazgo coincide con los resultados encontrado por Hinostroza Medina (2021) para el distrito de Huaricolca en Perú. Los valores para las tipologías de uso del suelo vegetación espontánea y cultivos son mayores al 70% lo cual indica su tendencia hacia un único parche, sin embargo, la variación de esta índice muestra una disminución para estas categorías a lo largo del periodo de estudio.

Coincidente con los datos expuestos sobre el número de parches y el índice de adyacencia similares, la métrica del grado de subdivisión para todas las tipologías de suelo, en todo el periodo de análisis indicó una tendencia a la disminución en la cantidad y tamaño de los parches focales.

Estas transformaciones impactan sobre la provisión de servicios ecosistémicos. El IPSE es un indicador sensible a los cambios asociados a las modificaciones de uso del suelo. El NDVI$\bar{X}$, factor incluido en este índice, está estrechamente relacionado con la intercepción de luz solar y las ganancias totales de C y por

tanto asociado a la transformación del suelo (Paruelo *et.* al, 2016). Para el área de estudio se encontró que si el NDVIcv disminuye el IPSE aumenta. El NDVIcv cuanto más cercano a cero más estable en el tiempo mientras que el IPSE es más significativo cuando su resultado es más cercano a 1. Cabe destacar que los valores hallados del IPSE para la región de estudio se encuentran en un rango de variación entre 0,384 y 0,594 y los del NDVIcv entre 0,159 y 0,203, valoraciones que no indicarían la estabilidad del ecosistema. Esta derivación se asemeja a lo hallado por Palacios Sánchez (2017) para el Noroeste argentino (NOA) y por Chevallier-Boutell (2021) para el Chaco Seco argentino. Datos análogos se observan al analizar las diferentes tipologías de suelo. Los valores del IPSE fueron similares para el bosque nativo y la vegetación espontánea. Estos resultados indicarían una mayor provisión de servicios ecosistémicos por estos usos del suelo excepto en el año 2020 donde el valor del IPSE de los cultivos/rastrojos fue mayor que el de las otras categorías. Los datos para los años 2000 y 2011 coinciden con lo hallado por Guzman Guaraca (2021), que alude un IPSE mayor para áreas de pastizal para la Cuenca Alta del río Sauce Chico en la provincia de Buenos Aires y lo descubierto por Huaranca *et*. al (2020) y Paruelo *et*. al (2016) que encontraron bajos valores de IPSE para los cultivos y valores intermedios para la zona boscosa del Chaco semiárido.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- ✓ En el Distrito San Guillermo (Santa Fe, Argentina) se registraron 4 tipologías de uso de suelo: Bosque nativo, vegetación espontánea, cultivos/rastrojos y estructuras edilicias.
- ✓ El área de estudio presentó modificaciones en la estructura espacial del paisaje dentro del periodo de investigación. Las variaciones tuvieron efectos sobre las diferentes tipologías de uso del suelo.
- ✓ El bosque nativo mostró una tendencia de crecimiento concentrado en parches más grandes, lo cual se evidencia en el aumento de su superficie, del área de parche más grande y del índice de adyacencias similares y en la disminución de su longitud de borde, del número de parches y en la cantidad y tamaño de los parches focales.
- ✓ La vegetación espontánea fue la clase que presentó las mayores pérdidas en superficie a lo largo de los años de análisis. A pesar de ello esta categoría mostró el parche de mayor tamaño representando a la matriz del paisaje. Por tanto, reflejó un proceso de fragmentación, aumentando el efecto borde, disminuyendo su superficie, el área del parche más grande, el porcentaje de adyacencias similares y la cantidad y tamaño de parches focales y aumentando el número de fragmentos.
- ✓ Los cultivos/rastrojos presentaron un proceso de expansión, siendo la clase con mayor crecimiento de superficie. Esta categoría, a lo largo del tiempo estudiado, aumentó su superficie, la longitud de su borde, el número de parches y disminuyó el área de parche más grande, el porcentaje de adyacencias similares y la cantidad y tamaño de los parches focales. Estos datos denotarían una tendencia de cambio en la cobertura predominante del paisaje.
- ✓ Las estructuras edilicias tuvieron un aumento en todas las categorías de análisis del paisaje.
- ✓ La caracterización del proceso de fragmentación sobre las coberturas vegetales relevadas indicaría una fragmentación de la vegetación espontánea y no del bosque nativo, este proceso sería un efecto del crecimiento de las zonas antrópicas.
- ✓ A pesar del avance de las tipologías de uso del suelo cultivos/rastrojos y estructuras edilicias y del proceso de fragmentación de la vegetación espontánea, esta última sigue teniendo dominancia sobre el paisaje del

área de estudio. Esto indicaría que el grado de fragmentación del mismo aún no es muy elevado, pero que si continúa la tendencia actual este índice va a ser superior y la dominancia puede pasar a otra clase del paisaje.

- ✓ El IPSE anual del área de análisis muestra una disminución para el periodo 2000-2020 y el $NDVI_{CV}$ un aumento para la misma etapa. Estos datos indican una inestabilidad del paisaje debido a una limitación en la disponibilidad de biomasa verde para los consumidores primarios que repercute en la organización de procesos ecológicos y en las interacciones e interrelaciones que se establecen entre las especies.
- ✓ Los IPSE registrados para el bosque nativo y para la vegetación espontánea muestran mayores valores para los años 2000 y 2011 que los cultivos/rastrojos, por lo tanto, tuvieron una mayor capacidad de provisión de servicios ecosistémicos, en estos años, probablemente debido a su baja estacionalidad.
- ✓ El IPSE del año 2020 muestra un comportamiento diferente siendo mayor el correspondiente a la categoría cultivos/rastrojos que los de bosque nativo y vegetación espontánea.
- ✓ Los valores de IPSE para el bosque nativo y vegetación espontánea disminuyeron en el periodo de estudio por lo que habrían reducido su provisión de SE.
- ✓ Los resultados hallados de la aplicación de las matrices de confusión indican que la metodología de clasificación para las diferentes coberturas de suelo debe ser revisada, por lo cual, si bien la aplicación de métricas a nivel paisaje resultan ser un método adecuado podría quedar enmascarado por estas diferencias en la precisión de las clasificaciones la detección de cambios de uso de suelo en el periodo de análisis.
- ✓ La provisión de SE es medible por medio de sensores remotos, teniendo en cuenta los dos atributos funcionales que se encuentran conectados a las ganancias de C, los cuales se pueden monitorear en el tiempo y el espacio.
- ✓ El uso de datos de teledetección posibilitó una primera caracterización, monitoreo y comparación relativa entre las coberturas, constituyendo así el primer trabajo de este tipo que se realiza en el área de estudio

Es por ello que se sugiere:

- la conservación de la vegetación espontánea de caminos púbicos en desuso y bordes de campos para resguardar la provisión de servicios ecosistémicos.
- elaborar estudios periódicos de usos del suelo, siguiendo la metodología de esta investigación para realizar análisis comparativos con la información generada, de manera que permitan efectuar acciones para reducir el impacto sobre la vegetación boscosa y espontánea, elementos claves de los SE.
- efectuar estudios similares donde se optimice la calidad de resolución espacial de las imágenes satelitales, con el fin de obtener resultados más detallados sobre las unidades del paisaje.

El presente trabajo puede ser considerado un punto de partida para nuevos análisis de la zona en estudio, a partir de los interrogantes surgidos durante el desarrollo del mismo:

¿Cuáles son las consecuencias de la fragmentación sobre la biodiversidad?

¿Qué vegetación se establece espontáneamente en los caminos públicos abandonados? ¿Es vegetación nativa? ¿Cómo se relaciona con el resto de la biodiversidad?

¿Cuáles son las redes de conectividad estructural y funcional que establecen las especies en este paisaje? ¿Qué modelo/s de corredor/es determinan la vegetación y el desplazamiento de organismos?

¿Cuál es la importancia de la relación entre la distribución de vegetación espontanea en el espacio y los lotes cultivados?

¿Qué acciones de conservación y restauración se deben llevar a cabo en el paisaje sanguillermino?

Los datos obtenidos a partir de esta investigación y las que puedan surgir a partir de los cuestionamientos planteados proporcionarán herramientas para una correcta planificación, gestión y restauración del paisaje permitiendo una recuperación de servicios ecosistémicos que disminuyan la vulnerabilidad y aumenten la adaptación del territorio frente al cambio climático.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, L.; Jahnke, S.; Redaelli, L. y Pires, P. (2017). *Insect diversity in rice field under two management system of levees vegetation.* Braz. J. Biol. 77(4):731-744.

Acuña Prado, E. Molina Jiménez, J. y Rodríguez Vindas, S. (2017). *Análisis de la estructura del paisaje en el corredor biológico Alexander Skutch, Pérez Zelecón, en los años 2005, 2012 y 2016.* Tesis de licenciatura. Universidad Nacional, Costa Rica. Recuperado el 2 de febrero de 2021 de https://repositorio.una.ac.cr/bitstream/handle/11056/14205/AN%C3%81LISIS%20DE%20LA%20ESTRUCTURA%20DEL%20PAISAJE%20EN%20EL%20CORREDOR%20BIOL%C3%93GICO%20ALEXANDER%20SKUTCH%2C%20P%C3%89REZ%20ZELED%C3%93N%2C%20E.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Aguilar, R.; Cristobal-Perez, E.; Balvino-Olvera, F.; Aguilar-Aguilar, M.; Aguirre-Acosta, N.; Ashworth, L.; Lobo, J.; Marten-Rodrıguez, S.; Fuchs, E.; Sánchez-Montoya, G.; Bernardello, G. y Quesada, M. (2019). *Habitat fragmentation reduces plant progeny quality: a global synthesis*. Ecology Letters, 22: 1163–1173. Recuperado el 19 de abril de 2021 de https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/ele.13272

Alarcón Jimenez, L. (2017). *Análisis de fragmentación y conectividad ecológica entre relictos de cobertura vegetal asociada al área de influencia del Río Cravo Sur en el municipio de Yopal – Casanare- Colombia.* Tesis de grado. Universidad Nacional Abierta y a Distancia. Bogotá, Colombia. Recuperado el 2 de febrero de 2021 de https://core.ac.uk/reader/344723790

Alburez Orellana, M. (2017). *Análisis de fragmentación paisajística y conectividad estructural del Biotopo Protegido para la Conservación del Manatí "Chocón Machacas".* Recuperado el 21 de mayo de 2021 de http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/06/06_4042.pdf

Ariza, A. (2013). Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission). Versión 1.0. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá. Colombia. Recuperado el 18 de julio de 2022 de https://www.un-spider.org/sites/default/files/LDCM-L8.R1.pdf

Armenteras, D. y Vargas, O. 2016. *Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas.* Acta Biológica Colombiana 21(1) 229-239.

Recuperado el 8 de marzo de 2021 de http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=319049262003

Baldassini, P. (2018-12- 17). *Provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco Semiárido: efectos de los cambios en el uso del suelo y la variabilidad climática sobre la dinámica del carbono.* Tesis de doctorado. UBA. Buenos Aires.

Bedoya, A.; Fernández Herrera, C. y Pérez García, K. (2017). *Diversidad de la entomofauna asociada a la vegetación aledaña a cultivos de arroz, maíz y algodón*. Temas agrarios 23(2):107-120.

Bermúdez Ruiz, G. (2018). Evaluación del cambio de uso de la tierra y fragmentación de la cobertura forestal en el corredor biológico Lago Arenal Tenorio, mediante técnicas de teledetección, Costa Rica. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Costa Rica. Recuperado el 28 de marzo de 2023 de https://repositorio.una.ac.cr/handle/11056/14282?show=full

Bordunale, A. (2019-7-18). *Abundancia y diversidad de insectos benéficos en la vegetación espontánea de huertas agroecológicas en función de variables a escala local y de paisaje.* Tesis de grado. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba. Recuperado el 2 de octubre de 2020 de https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/11675/Tesina%20Agostina%20Bordunale.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Cagnolo, L. y Valladares, G. (2011). *Fragmentación del hábitat y desensamble de redes tróficas.* Ecosistemas 20(2): 68-78. Recuperado el 19 de marzo de 2023 de http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=693.

Cardenasso, M.; Pickett, S.; Weathers, K. y Jones, C. (2003). *A Framework for a Theory of Ecological Boundaries*. BioScience 53(8): 750-758. Recuperado el 21 de enero de 2022 de https://www.researchgate.net/publication/232669779_A_Framework_for_a_Theory_of_Ecological_Boundaries

Caro-Caro, C. y Torres Mora, M. (2015). *Servicios ecosistémicos como soporte para la gestión de sistemas socio ecológicos: aplicación en agroecosistemas*. Orinoquia 19(2): 237-252

Cavigliasso, P. (2019). *Servicio ecosistémico de polinización en sistemas productivos con diferentes usos del suelo del Espinal entrerriano, Argentina.* Tesis doctoral. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Recuperado el 2 de octubre de 2020 de https://inta.gob.ar/documentos/servicios-ecosistemicos-de-polinizacion-en-sistemas-productivos-con-diferentes-usos-del-suelo-del-espinal-entrerriano-argentina

Civeira, G. (2016). *Servicios ecosistémicos en ambientes urbanos: su relación con la estructura, la planificación y el diseño del paisaje.* Tesis doctoral. Universidad Da Coruña. España. Recuperado el 12 de enero de 2022 de https://ruc.udc.es/dspace/bitstream/handle/2183/17252/Civeira_Gabriela_TD_2016.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Collinge, S. y Forman, R. (1998). *A Conceptual Model of Land Conversion Processes: Predictions and Evidence from a Microlandscape Experiment with Grassland Insects*. Oikos 82: 66–84. Recuperado el 2 de mayo de 2023 de http://www.jstor.org/stable/3546918.

Cortes Santos, A. y Varon Hernández, C. (2018). *Efecto de borde sobre la vegetación emergente en áreas fragmentadas de piedemonte en la reserva forestal protectora Caño Vanguardia y Quebrada Vanguardiuno, Villavicencio – Meta*. Tesis de grado. Universidad Santo Tomás. Colombia. Recuperado el 26 de mayo de 2021 de https://repository.usta.edu.co/bitstream/handle/11634/13673/2018albertocortes.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Chevallier-Boutell, S. (2021). *Impactos de los cambios en el uso del suelo sobre la provisión de Servicios Ecosistémicos en el Chaco Seco argentino*. Tesis de grado. Universidad de Buenos Aires. Recuperado el 19 de marzo de 2023 de http://mapbiomas-br site.s3.amazonaws.com/3a%20edicao%20premio%20mapbiomas/Concurso_Mapbiomas_Chaco_ChevallierBoutellSofia_-_Sof%C3%ADa_Mar%C3%ADa_Chevallier_Boutell.pdf

D'Acunto, L.; Semmartin, L. y Ghersa, C. (2014). *Uncropped field margins to mitigate soil carbon losses in agricultural landscapes*. Agriculture Ecosystem and Environment 183:60-68.

de Bello, F.; Lavorel, S.; Díaz, S.; Harrington, R.; Cornelissen, J.; Bardgett, R.; Berg, M.; Cipriotti, P.; Feld, C.; Hering, D.; Martins da Silva, P.; Potts, S.; Sandin, L.; Sousa, J.; Storkey, J.; Wardle, D. Harrison, P. (2010). *Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits*. Biodiversity & Conservation 19: 2873-2893

de Groot, R.; Wilson, M. y Boumans, R. (2002). *A Typology for the Classification Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services*. Ecol Econ. 41(3): 1-20. Recuperado el 26 de enero de 2022 de https://www.researchgate.net/publication/297563783_A_Typology_for_the_Classification_Description_and_Valuation_of_Ecosystem_Functions_Goods_and_Services

Duelli, P. y Obrist, M. (2003*). Biodiversity indicators: the choice of values and measures*. Agriculture Ecosystem and Environment 98:87-98.

Econtono (1996). *Fragmentación y metapoblaciones*. Centro para la Biología de la Conservación, invierno, p. 2.

Escobar, E.; Maass, M. Alcocer, J. y Azpra-Romero, E. (2008). *Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas*. Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 161-189.

Etter, A. (1991). *Introducción a la ecología del paisaje: un marco de integración para los levantamientos ecológicos.* Recuperado el 3 de marzo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/266391069_INTRODUCCION_A_LA_ECOLOGIA_DEL_PAISAJE_Un_Marco_de_Integracion_para_los_Levantamientos_Ecologicos

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34:487-515.

Farina, A. (2016). *Ecología del paisaje.* Publicacions Universitat Alacant. Recuperado el 12 de julio de 2021 de https://elibro.net/es/ereader/campusunq/60609?page=42

Fernández, I. y de la Barrera, F. (2018). *Capítulo 4: Biodiversidad urbana, servicios ecosistémicos y planificación ecológica: un enfoque desde la ecología del paisaje.* Biodiversidad urbana en Chile: Estado del arte y los desafíos futuros.

Universidad Central de Chile. Recuperado el 12 de enero de 2022 de https://www.researchgate.net/publication/328747893_Biodiversidad_urbana_servicios_ecosistemicos_y_planificacion_ecologica_un_enfoque_desde_la_ecologia_del_paisaje/stats#fullTextFileContent

Fernández, V. y Marasas. M. (2015). *Análisis comparativo del componente vegetal de la biodiversidad en sistemas de producción hortícola familiar del Cordón Hortícola de La Plata (CHLP), Provincia de Buenos Aires, Argentina. Su importancia para la transición agroecológica.* Rev. Fac. Agron. La Plata 114(1): 15-29.

Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P. (2009). *Defining and classifying ecosystem services for decision making*. Ecology Economy 68 (3), 643–653. Recuperado el 25 de mayo de 2023 de https://www.econstor.eu/bitstream/10419/80264/1/571829937.pdf

Flores – Ramírez, E. y Ceccon, E. (2014). *La restauración de corredores en paisajes fragmentados ¿mejora la dinámica de las especies? Evidencias experimentales. Aspectos ecológicos, microbiológicos y fisiológicos de la restauración de ambientes degradados de zonas áridas*. (122 p.) Mendoza, Argentina. Inca Editorial.

Forman, R. (1995). *Some general príncipies of landscape and regional ecology*. Landscape Ecology 10(3): 133-145.

Freitas Morerira, E.; Boscolo, D. y Viana, B. (2015). *Spatial Heterogeneity regulate plant – pollinator networks across multiple Landscape scale*. PLoS One 10(4):1-19

García, D. (2011). *Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema.* Ecosistemas 20(2): 1-10. Recuperado el 12 de diciembre de 2022 de http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=687

García Quiroga, F. y Abad Soria, J. (2014). *Los corredores ecológicos y su importancia ambiental: propuestas de actuación para fomentar la permeabilidad y conectividad aplicada al entorno del río Cardeña (Ávila y Segovia).* Observatorio Medioamental (17):253-298. Recuperado el 17 de marzo de 2021 de https://revistas.ucm.es/index.php/OBMD/article/view/47194/44257

Gasparri, I; Grau, R. Y Manghi, E. (2008). Carbon pooles and emisions from deforestation in extratropical forests of Northern Argentina between 1900 and 2005. Ecosystems 11:1247-1261. Recuperado el 28 de mayo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/225167347

Gasparri, I. y Grau, R. (2006). Patrones regionales de deforestación en el subtrópico argentino y su contexto ecológico y socio-económico. Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre. 582 p. Buenos Aires. Recuperado el 27 de mayo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/280528125

Gavier, G.; Calamari, N y Zacagnini, M. (2014). *Elementos lineales del paisaje como prácticas amigables de manejo del "hábitat" para la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos.* Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. (95 p.). Buenos Aires, Argentina. PNUD. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. INTA. Recuperado el 8 de noviembre de 2020 de https://www.researchgate.net/publication/271205520_Manual_de_Buenas_Practicas_para_la_Conservacion_del_suelo_la_Biodiversidad_y_sus_Servicios_Ecosistemicos

Ghiglione, C.; Zumoffen, L.; Dalmazzo, M.; Strasser, R. y Attademo, A. (2021). *Diversidad y grupos funcionales de insectos en cultivos de arroz y sus bordes bajo manejo convencional y agroecológico en Santa Fe, Argentina*. Ecología Austral 31:261-276.

Gilbert-Norton, L.; Wilson, R.; Stevens, J. y Beard, K. (2009). A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. Conservation Biology 24(3); 660-668.

Gliessman, S. (2001). Agroecología. Processos ecológicos em agricultura sustentável. Segunda Edición. Brasil. Editora da Universidade

Gôkyer, E. (2013). *Understanding Landscape Structure Using Landscape Metrics*. Advances in Landscape Architecture. 940 pag. Recuperado el 1 de mayo de 2023 de https://www.intechopen.com/chapters/45411

González, E. (2015). *Intercambio de insectos entre bosque y matriz de cultivos en Chaco Serrano fragmentado*. Tesis doctoral. Centro de Investigaciones Entomológicas de Córdoba (IMBIV, CONICET). Córdoba. Argentina.

Recuperado el 23 de abril de 2021 de https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/12719/TESIS%20Gonz%c3%a1lez%20Ezequiel.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Guerrero Cuenca, P. (2021). Análisis espacial y temporal del cambio de uso de suelo en la Reserva Ecológica Los Ilinizas en cuatro períodos de tiempo. Tesis de grado. Universidad Central del Ecuador. Recuperado el 28 de marzo de 2023 de http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/24728/1/UCE-FCB-CB-GUERRERO%20PAUL.pdf

Gurrutxaga San Vicente, M. y Lozano Valencia, P. (2008) a. *Ecología del Paisaje. Un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre.* Estudios geográficos 256(265):519-543.

Gurrutxaga San Vicente, M. y Lozano Valencia, P. (2008) b. *Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿soluciona la problemática de la fragmentación de hábitats?* Observatorio Medioambiental 11:171-183.

Gurrutxaga San Vicente, M. y Lozano Valencia, P. (2006). *Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial*. Polígonos 16:35-54. Recuperado el 8 de marzo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/259573614

Guzman Guaraca, A. (2021). *Caracterización del funcionamiento y la provisión de servicios ecosistémicos de los principales tipos de cobertura vegetal en la Cuenca alta del río Sauce Chico, Provincia de Buenos Aires.* Trabajo final de especialización. Universidad de Buenos Aires. Recuperado el 19 de marzo de 2023 de http://ri.agro.uba.ar/greenstone3/library/collection/tesis/document/2021guzmanguaracaadrianacatalina

Haines – Young, R. y Poschin – Young, M. (2010). *Chapter six*: *The links between biodiversity, ecosystem service and human well-being.* Ecosystem Ecology: A New Synthesis. 174 p. Cambridge University Press. Recuperado el 21 de mayo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/266373863

Herrera, L.; Sabatino, M.; Jaimes, F. y Poggio, S. (2017). *Una propuesta para valorar el estado de conservación de los bordes de caminos rurales en el sudoeste bonaerense*. Ecología Austral 27: 404-414.

Herrera, L.; Sabatino, M.; Jaimes, F. y Saura, S. (2017). *Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stone: an assessment of grassland biome in South America*. Biodivers. Conserv. 26: 3465-3479

Herrera Calvo, P. y Varela, E. (2013). *Landscape ecology, ecological connectivity and territory. An approach to the state of the art from a technical and scientific perspective*. Dossier Ciudades 1: 43-70.

Herrera, J. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación.

Hinostroza Medina, L. (2021). Análisis del grado de fragmentación del paisaje mediante herramientas de información geográfica y teledetección en el distrito de Huaricolca (Tarma - Junín). Tesis de grado. Universidad Católica Sedes Sapientiae. Recuperado el 20 de marzo de 2023 de https://repositorio.ucss.edu.pe/handle/20.500.14095/1021

Huaranca, L.; Agüero, J.; Insaurralde, C.; Volante, J. y Seghezzo, L. (2020). *Degradación de la productividad en Salta Forestal durante el periodo 2001 – 2015. Salta, Argentina.* Tercer Congreso Internacional del Gran Chaco Americano. Recuperado el 19 de marzo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/356759602

Imhoff, A. 1990. *San Guillermo: un pueblo que crece bajo el signo del trabajo*.

Jaimes, F. Sabatino, M. y Herrera, L. (2019). *Caracterización del paisaje serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) utilizando SIG. Una aproximación para definir áreas prioritarias para la conservación.* Revista Estudios Ambientales 7(2): 39-65.

Jung, M. (2013). *LecoS-A python plugin for automated landscape ecology analysis*. Science Direct. 31, 18-21. Recuperado el 10 de noviembre de 2020 de https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006

Lasanta Martinez, T. y Errea Abad, M. (2012). *Homogeneización y fragmentación en el paisaje rururbano de Logroño.* Zubía 30:7-28.

Lattuada, M.; Nogueira, M.; Porstmann, J. y Urcola, M. (2019). S*anta Fe: territorio y desarrollo: un estudio de trayectorias regionales asimétricas*. Tomo 1. Buenos

Aires, Argentina. Editorial Teseo – UAI. Recuperado el 11 de enero de 2021 de https://uai.edu.ar/media/112766/mario-lattuada-santa-fe-territorio-y-desarrollo-tomo-1.pdf

Lees, A. y Peres, C. (2007). *Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals*. Conservation Biology, Volumen 22(2):439–449.

León Mata, G. de; Pinedo Álvarez, A. y Martínez Guerrero, J. (2014*). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México.* Investigaciones Geográficas 84:42-53. Recuperado el 7 de enero de 2022 de http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n84/n84a5.pdf

López García, G.; Mazzitelli; M.; Fruitos, A.; González, M.; Marcucci, B.; Giusti, R.; Alemanno, V. del Barrio, L. Portela, J. y Debandi, G. (2019). *Biodiversidad de insectos polinizadores y depredadores en agroecosistemas vitícolas de Mendoza, Argentina. Consideraciones para el manejo del hábitat*. Revista De La Facultad De Ciencias Agrarias UNCuyo, 51(1), 309–322. Recuperado el 21 de mayo de 2021 de https://revistas.uncu.edu.ar/ojs/index.php/RFCA/article/view/2453

Lovera Pons, V., Roldán Aragón, I. E., Sánchez Robles, J., & Torres Lima, P. (2018). *Evaluación del servicio ecosistémico de rendimiento hídrico entre los años de 1994 y 2016 en el municipio de Valle de Bravo, estado de México*. Papeles de Geografía, (64), 93–113. Recuperado el 12 de enero de 2022 de https://revistas.um.es/geografia/article/view/322931/230431

Mata, G.; Álvarez, A y Guerrero, J. (2014). *Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México.* Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía 84:42-53. Recuperado el 8 de marzo de 2021 de http://www.investigacionesgeograficas.unam.mx/index.php/rig/article/view/36568

McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest

Research Station. Recuperado el 10 de noviembre de 2020 de https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351

MAyDS. (2019). *Ordenamientos territoriales de bosque nativo en el marco de la Ley N° 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos*. [Cartografía digital]. Escala 1:250.000. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Recuperado el 10 de abril de 2021 de https://sinia.ambiente.gob.ar/geovisor.php

Martí, C. y Pintó, J. (2011). Pautas metodológicas para el estudio de la transformación del paisaje litoral de la Costa Brava. Ería 86:215-236

Marshall, E.; Brown, V.; Boatman, N. y Lutman, P. (2003). *The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields*. Weed Research 43: 77-89.

Martínez Alandi, C.; Múgica de la Guerra, M.; Castell Puig y Lucio Fernández, J. (2009). *¿Por qué es importante* preserva y mejorar la conectividad ecológica del territorio? Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. (86 pág.). Madrid, España. Ed. FUNGOBE. Recuperado el 3 de marzo de 2021 de http://www.redeuroparc.org/system/files/shared/monografia2.pdf

Mateo Rodríguez, J. (2002). Geografía de los paisajes. Primera parte. Ciudad de La Habana, Cuba. Editorial Universitaria. Recuperado el 8 de abril de 2021 de https://www.academia.edu/16049008/Geograf%C3%ADa_de_los_paisajes._Primera_Parte_Paisajes_naturales

Matteucci, S. (2012). *Ecorregión espinal. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. 752 p. 1ra ed. - Buenos Aires, Argentina. Orientación Gráfica Editora. Recuperado el 6 de agosto de 2018 de https://www.researchgate.net/publication/268447092_Ecorregiones_y_complejos_ecosistemicos_Argentinos

Matteucci, S. (2004). Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón – proceso. Memorias del primer seminario argentino de geografía cuantitativa. Recuperado el 30 de marzo de 2023 de http://server.ege.fcen.uba.ar/ecoregional/Docs/teorico/Matteucci%202004%20Metricas.pdf

Medan, D.; Torreta, J.; Hodara, K.; de la Fuente, E. y Montaldo, N. (2011). *Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina*. Biodivers Conserv 20:3077–3100. Recuperado el 25 de mayo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/226793567_Effects_of_agriculture_expansion_and_intensification_on_the_vertebrate_and_invertebrate_diversity_in_the_Pampas_of_Argentina

Metzger, J. (2001). *O que é ecologia de paisagens?* Biota Neotropica 1(1-2). Recuperado el 18 de marzo de 2023 de *http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematicreview+BN00701122001*

Molina, M. (2014-03-08). *Influencia de la heterogeneidad del paisaje sobre la diversidad y la estructura trófica de los ensambles de artrópodos en ambientes agrícolas de la Pampa Ondulada*. Tesis de Doctorado. Facultad de Agronomía – UBA, Buenos Aires.

Montenegro, D. (2018). *Cambios de usos del suelo en el semiárido tucumano-santiagueño y su relación con las leyes de protección ambiental*. I Jornadas Platenses de Geografía, 17 al 19 de octubre de 2018, La Plata, Argentina. EN: [Actas]. La Plata: Universidad Nacional de La Plata. Facultad de Humanidades y Ciencias de la Educación. Departamento de Geografía. En Memoria Académica. Disponible en: http://www.memoria.fahce.unlp.edu.ar/trab_eventos/ev.11295/ev.11295.pdf

Muñoz Garachana, D.; Aragón, R. y Baldi, G. (2018*). Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal*. Ecología Austral 28:553-564

Musicante, M. (2013). *Efectos de la fragmentación del hábitat sobre himenópteros antófilos (Insecta) en el Bosque Chaqueño Serrano*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Recuperado el 13 de abril de 2021 de https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/11603/Tesis%20%20Musicante%20Mariana%20Laura.pdf?sequence=1&isAllowed=y

NASA, AppEEARS Team. (2023). Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples (AppEEARS). Ver. X.X. NASA EOSDIS Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC), USGS/Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota, USA. Recuperado el 28 de marzo 2022 de https://appeears.earthdatacloud.nasa.gov/

Núñez-Regueiro, M.; Branch, L.; Fletcher Jr., R.; Marás, G.; Derlindati, E. y Tálamo, A. (2015). *Spatial patterns of mammal occurrence in forest strips surrounded by agricultural crops of the Chaco region, Argentina*. Biological Conservation 187: 19–26

Ortega Salazar, M. (2007). Análisis de la estructura del paisaje en la VI Región del Libertador General Bernardo O'Higgins. Tesis de grado. Universidad Austral de Chile. Chile.

Oyarzabal, M.; Clavijo, J.; Oakley, L.; Biganzoli, L.; Tognetti, P.; Barberis, I.; Maturo, H.; Aragón, R.; Campanello, P.; Prado, D.; Oesterheld, M. y León, R. (2018). *Unidades de vegetación de la Argentina*. Ecología Austral 28:40-63.

Palacios Sanchez, E. (2017). *Cambios en el nivel de provisión de servicios ecosistémicos en el Noroeste Argentino en el periodo 2005-2015.* Trabajo final de especialización. Universidad de Buenos Aires. Recuperado el 19 de marzo de 2023 de http://ri.agro.uba.ar/greenstone3/library/collection/tesis/document/2017palaciossanchezelcyjohana

Paleólogos, M.; Flores, C.; Sarandon, S.; Stupino, S y Bonicatto, M. (2008). *Abundancia y diversidad de la entomofauna asociada a ambientes seminaturales en fincas hortícolas de La Plata, Buenos Aires, Argentina*. Revista Brasileira de Agroecología 3(1):28-40.

Paruelo, J. y Diéguez, H. (2017). Un índice integrador de la provisión de servicios ecosistémicos basadas en información satelital. Memoria IV Foro sobre servicios ecosistémicos: Conocimientos e investigación sobre servicios ecosistémicos. 67 pag. Montevideo. Uruguay. IICA. Recuperado el 19 de marzo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/342923454

Paruelo, J.; Texera, M.; Staiano, L.; Mastrángelo, M.; Amdan, L. y Gallego, F. (2016). An integrative indexo of Ecosystem Service provisions based on remotely

sensed data. Ecological Indicators 71:145–154. Recuperado el 23 de marzo de 2023 de http://ri.agro.uba.ar/files/download/articulo/2016paruelo.pdf

Paruelo, J. y Vallejos, M.. (2013). *Ecosystem Services Related to Carbon Dynamics: Its Evaluation Using Remote Sensing Techniques.* Recuperado el 25 de mayo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/282577718_Ecosystem_Services_Related_to_Carbon_Dynamics_Its_Evaluation_Using_Remote_Sensing_Techniques

Paruelo, J.; Verón, S.; Volante, J.; Seghezzo, S.; Vallejos, M.; Aguiar, S.; Amdan, L.; Baldassini, P.; Ciuffolif, L.; Huykman, N.; Davanzo, B.; González, E.; Landesmann, J. Y Picardi, D. (2011). *Elementos conceptuales y metodológicos para la Evaluación de Impactos Ambientales Acumulativos (EIAAc) en bosques subtropicales. El caso del este de Salta, Argentina.* Ecología Austral 21:163-178.

Pintó Fusalba, J. (2009). *El concepto de paisaje y su aplicación en el planeamiento territorial y ambiental*. Geografía tradiçoes e perspectivas: Interdiciplinaridade, meio e representaçoes. San Pablo, Brasil. CLACSO Editora Expressao Popular. Recuperado el 17 de marzo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/313847387_El_concepto_de_paisaje_y_su_aplicacion_en_el_planeamiento_territorial_y_ambiental

Power, A. (2010). *Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies.* Phil. Trans. R. Soc. B 365: 2959–2971

Ramírez Rosenstock, M. (2010). Efectos del hábitat de borde sobre la abundancia y diversidad de insectos depredadores afidófagos y áfidos en cultivos de alfalfa de la región metropolitana. Tesis de grado. Universidad de Chile. Chile.

Ries, L.; Fletcher, R.; Battin, J. y Sisk, T. (2004). *Ecological Responses to Habitat Edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained*. Annual Review of Ecology and Systematics. 35. 491-522. Recuperado el 21 de enero de 2022 de https://www.researchgate.net/publication/221959401_Ecological_Responses_to_Habitat_Edges_Mechanisms_Models_and_Variability_Explained

Rivarola Gaona, J. (2017). Evolución de la estructura espacial del paisaje de la ecorregión del pantanal, región occidental, Paraguay, periodo 1987 – 2016. Tesis

de maestría. Universidad Nacional de Asunción. Paraguay. Recuperado el 23 de abril de 2021 de https://www.conacyt.gov.py/sites/default/files/TESIS%20JUAN%20RIVAROLA.pdf

Rojas Briceño, N.; Barboza Castillo, E.; Maicelo Quintana, J.; Oliva Cruz, S. y Salas López, R. (2019). *Deforestación en la Amazonía peruana: Índices de cambios de cobertura y uso del suelo basado en SIG*. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 81, 2538, 1–34. Recuperado el 27 de mayo de 2023 de https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/2538

Romero, C. y Morláns, M. (2009). Capítulo 4: aportes más significativos de la ecología de paisaje a la ciencia del paisaje. Evolución de la fragmentación del paisaje en el valle central de Catamarca. Periodo 1973-2007. (79 pág.). Catamarca, Argentina. Editorial Científica Universitaria. Recuperado el 17 de marzo de 2021 de http://editorial.unca.edu.ar/Publicacione%20on%20line/Ecologia/imagenes/pdf/cap-IV.pdf

Romero-Berny, E.; Acosta-Velázquez, J.; Tovilla-Hernández, C.; Schmook, B. y Gómez-Ortega, R. (2015). *Land coverage changes and fragmentation of mangroves in the Soconusco Region, Chiapas, Mexico, 1994-2011*. Revista Geográfica de América 54: 153-169. Recuperado el 7 de enero de 2022 de https://www.redalyc.org/pdf/4517/451744545007.pdf

Ruiz, V.; Savé, R. y Herrera, A. (2013). *Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflor Moropotente Nicaragua, 1993 – 2011.* Ecosistemas 22(3):117-123. Recuperado el 21 de mayo de 2021 de https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/814

Salomón, A. (2018). Clasificación de usos y coberturas del suelo del sudeste de la provincia de Buenos Aires utilizando Google Earth Engine. Trabajo de Especialización. Universidad de Buenos Aires. Recuperado el 17 de abril de 2024 de http://ri.agro.uba.ar/files/download/tesis/especializacion/2022salomonalejandroluis.pdf

Salvatierra, H. y Possada, E. (2015). *Metodologías basadas en sistemas de clasificación Corine – FAO en los estudios de la cobertura y uso de la tierra apoyado en geotecnologías.* Conferencia: V Congreso Nacional de Geografía de Universidades Públicas. Neuquén. Argentina. Recuperado el 27 de enero de 2022 de https://www.researchgate.net/publication/282852020_METODOLOGIAS_BASADAS_EN_SISTEMAS_DE_CLASIFICACION_CORINE-FAO_EN_LOS_ESTUDIOS_DE_LA_COBERTURA_Y_USO_DE_LA_TIERRA_APOYADO_EN_GEOTECNOLOGIAS

Santos, T. y Tellería, J. (2006). *Pérdida y fragmentación del hábitat: efectos sobre la conservación de especies.* Ecosistemas 15(2):3-12. Recuperado el 19 de marzo de 2023 de http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=423

Saura, S.; Bodin, Ö y Fortin, M. (2014). *Stepping Stone are crucial for species long -distance dispersal and range expansion trough habitat networks*. Journal of Applied Ecology 51:171-182.

Simberloff, D. y Cox, J. (1987). *Consequences and Costs of Conservation Corridors*. Conservation Biology 1(1): 63-71.

Stewart, F; Darlington, S.; Volpe, J. Mc. Adie, M. y Fisher, J. (2019). *Corridors best facilitate functional connectivity across a protected area network*. Scientific reports 9:1-9.

Strayer, D.; Power, M.; Fagan, W.; Pickett, S y Belnap, J. (2003). *A Clasificación of Ecological Boundaries*. BioScience 53(8): 723-729. Recuperado el 17 de julio de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/232683519_A_Classification_of_Ecological_Boundaries

Stupino, S. (2018). *Diversidad vegetal espontánea en agroecosistemas hortícolas de La Plata y su relación con diferentes estilos de agricultura: Importancia para la sustentabilidad*. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. Argentina.

Tasi, H.; Wilson, M.; Schulz, G.; Indelángelo, N Y Bedendo, D. (2008). *Uso de la tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos (Argentina).* Conferencia: Primeras Jornadas-Taller Nacional de Protección y Manejo Sustentable del

Bosque Nativo. La Paz - Entre Ríos – Argentina. Recuperado el 28 de mayo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/301625784

Taylor, F.; Fahrig, L. y Con, K. (2006). *Chapter 2: Landscape connectivity: a return to the basics.* Connectivity Conservation. Recuperado el 26 de mayo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/282651915_Landscape_connectivity_A_return_to_the_basics

Thompson, P.; Rayfield, B. y González; A. (2017). *Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks*. Ecography 40: 98–108. Recuperado el 7 de abril de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/309686682_Loss_of_habitat_and_connectivity_erodes_species_diversity_ecosystem_functioning_and_stability_in_metacommunity_networks

Torreta, J. y Poggio, S. (2013). *Species diversity of entomophilous plants and flower-visiting insects is sustained in the field margins of sunflower crops*. Journal of Natural History 47:139-165. Recuperado el 3 de marzo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/246548330_Species_diversity_of_entomophilous_plants_and_flowervisiting_insects_is_sustained_in_the_field_margins_of_sunflower_crops

Troll, C. (2003). *Ecología del paisaje.* Gaceta ecológica 68: 71-84. Recuperado el 8 de marzo de 2021 de http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=53906808

United States Geological Survey – USGS (2021). Recuperado el 29 de octubre de 2021 de https://earthexplorer.usgs.gov/

Uroy L., Ernoult A. y Mony C. (2019). *Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns*. Landscape Ecology 34(9). Recuperado el 11 de julio de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/330772080_Effect_of_landscape_connectivity_on_plant_communities_a_review_of_response_patterns

Valdez, A. (2011). *Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo*. Ecosistemas 20 (2):

11-20. Recuperado el 25 de febrero de 2021 de https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/19

Vega Marcote, P. y Álvarez Suárez, P. (2005). Planteamiento de un marco teórico de la Educación Ambiental para un desarrollo sostenible. Revista Electrónica de Enseñanza de las Ciencias 4(1). Recuperado el 26 de enero de 2022 de http://reec.webs.uvigo.es/volumenes/volumen4/ART4_Vol4_N1.pdf

Vega-Vela, V.; Muñoz-Roble, C.; Rodríguez-Luna, E.; López-Acosta, J. y Sera-Lagunes, R. (2018). *Análisis de la fragmentación del paisaje de la Reserva de la Biosfera los Tuxtlas, Veracruz, México.* Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 5(14): 227-238.

Viglizzo, E., Carreno, L., Volante, J., Mosciaro, M., 2011. *Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa?* Valoración De Servicios Ecosistémicos: Conceptos, Herramientas Y Aplicaciones Para El Ordenamiento Territorial. Ediciones INTA, pp. 17–36. Recuperado el 15 de mayo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/260555002_Valuacion_de_los_Bienes_y_Servicios_Ecosistemicos_Verdad_objetiva_o_cuento_de_la_buena_pipa

Vila Subirós, J.; Varga Linde, D.; LLausàs Pascual, A. y Ribas Palom, A. (2006). *Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía*. Doc. Anal. Geogra. 48:151-166. Recuperado el 17 de marzo de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/39107731

Vite Cristóbal, C.; Alaniz Méndez, J.; Pech Canche, J.; Ramos Hernández, E. (2014). *Indicadores de diversidad, estructura y riqueza para la conservación de la biodiversidad vegetal en los paisajes rurales*. Tropical and subtropical agroecosystems 17 (2):185-196.

Volante, J. y Seghezzo, 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 (01): 97- 103. Recuperado el 22 de abril de 2021 de https://www.researchgate.net/publication/260555156

Volante, J.; Alcaraz-Segura, D.; Mosciaro, M.; Viglizzo, E. y Paruelo, J. (2012). *Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina*.

Agriculture, Ecosystems & Environment, 154, 12-22. Recuperado el 25 de mayo de 2023 de http://monitoreodesmonte.com.ar/archivos/Volante_et_al_2012-AGEE.pdf

Volante, J.; Bianchi, A.; Paoli, H.; Noé, Y.; Elena, H. y Cabral, C. (2006). *Análisis de la Dinámica del Uso del Suelo Agrícola del Noroeste Argentino Mediante Teledetección y SIG. Período 2000-2005*. Ediciones INTA. Pp. 64. Recuperado el 28 de mayo de 2023 de https://www.researchgate.net/publication/262413814

Yong, A. (2010). La biodiversidad florística en los sistemas agrícolas. Cultrop 31(4). Recuperado el 11 de julio de 2021 de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S02585936201000040001 2

Zacagnini, M.; Calamari, N.; Goijman, A.; Solari, L.; Suárez, R.; Decarre, J. y Gavier, G. (2014). *Capítulo 1 El agroecosistema como hábitat de la biodiversidad*. Manual de Buenas Prácticas para la Conservación del suelo, la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos. 95 p. Buenos Aires. Argentina. PNUD. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. INTA