

**Caracterización del paisaje serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina)
utilizando SIG. Una aproximación para definir áreas prioritarias para la
conservación.**

**Landscape characterization Tandilia's system (Buenos Aires, Argentina) with
GIS. An approach to define conservation areas priority.**

Florencia R. Jaimes^{1 2}; Malena Sabatino^{3 4} y Lorena P. Herrera^{1 3}

¹Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, Argentina. Ruta Nacional 226, km 73.5, Balcarce, Argentina. ²INTA, Centro Regional Buenos Aires Sur, EEA Balcarce, Argentina. ³CONICET. ⁴Centro de Investigación en Abejas Sociales (CIAS), Instituto de Investigaciones en Producción Sanidad y Ambiente (IIPROSAM-CONICET), Universidad Nacional de Mar del Plata.

E-mail: jaimes.florencia@inta.gob.ar

Jaimes, F. R.; Sabatino, M.; Herrera, L. P. (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.

Recibido: 11 de noviembre de 2019

Aceptado: 5 de diciembre de 2019

Publicado: 27 de diciembre de 2019

RESUMEN

Los ambientes serranos (AS) del Sistema de Tandilia (Pampa Austral, provincia de Buenos Aires) representan refugios de biodiversidad y sitios de provisión de servicios ecosistémicos. Este trabajo tiene como objetivo realizar una caracterización de la estructura del paisaje serrano de Tandilia, teniendo en cuenta la distribución, composición y configuración de los AS utilizando métricas del paisaje. Asimismo, identificamos unidades de paisaje (UP) en base a variables del paisaje (camino, humedales y centros poblados), a partir de las cuales proponemos áreas de importancia para la conservación y restauración de los AS. Los AS cubrieron un área total de 103.487 ha (6,70% del área de estudio) con una superficie promedio de 64 ha distribuidos en 1.600 fragmentos a lo largo de todo el sistema. Un análisis más detallado a nivel de celda o UP de 10.000 ha (200 UP en total) demostró que la superficie ocupada por los AS está en el rango de 0,3 a 4.800 ha distribuidos en 1 a 55 fragmentos/UP. La construcción de un árbol de decisiones a partir de la información contenida en las UP identificó 14 grupos con diferente combinación de tamaño y número de AS y de elementos del paisaje. Esto permitió: i) identificar UP con mayor disponibilidad de hábitat (aquellas con pocos fragmentos de AS grandes), y UP con mayor disponibilidad de elementos conectores (por ej. bordes de caminos); ii) asociar estos elementos del paisaje con las áreas más antropizadas como los centros poblados; y iii) establecer una línea de base para proponer áreas prioritarias para la conservación de los AS y otros elementos semi-naturales del paisaje.

Palabras clave: ambientes serranos, pastizal pampeano, SIG, paisaje.

ABSTRACT

Hill habitats (HH) from the Tandilia system (Southern Pampa, Buenos Aires province) represent biodiversity refuges and ecosystem services provision sites. The objective of this work was to perform a characterization of the hill landscape structure, in terms of their distribution, composition and configuration using landscape metrics. Likewise, we identify landscape units (UP) based on landscape variables (roads, wetlands and urban areas), from which we propose HH conservation and restoration areas. The HH covered a total area of 103.487 ha (6,70% of the study area) with an average surface

of 64 ha distributed in 1.600 patches throughout the entire system. A more detailed analysis at 10.000 ha cell or landscape units (LU) level (a total of 200 LU) showed that the HH occupied a range of 0,3 to 4.800 ha and 1 to 55 patches/LU. A decision tree was built from LU information defining 14 groups with different combinations of HH size, number and landscape elements. This allowed us: i) to identify LU with greater habitat availability (those with few large HH fragments), and LU with greater availability of connecting elements (for ex. roadsides); ii) associate these landscape elements with modified areas (urban); and iii) establish a baseline to propose priority areas for HH and other semi-natural landscape elements conservation.

Keywords: hill or mountain habitats, pampa grasslands, GIS, landscape.

INTRODUCCIÓN

Las sierras septentrionales de la provincia de Buenos Aires representan el basamento cristalino más antiguo de Argentina (Fernández *et al.*, 2008). Se elevan en el sudeste de la llanura pampeana dentro de la subregión Pampa Austral conformando el Sistema de Tandilia. La antigüedad geológica y el aislamiento geográfico de las sierras las convierte en fuente y refugio de gran parte de las especies vegetales y animales de la región (De la Sota, 1967; Ferreti *et al.*, 2014; Vega y Bellagamba, 1990). El paisaje serrano se caracteriza además por pequeños afloramientos rocosos que reciben el nombre de cerrilladas (Herrera y Lattera, 2011). Tanto las sierras como las cerrilladas son consideradas en este trabajo como ambientes serranos (AS), y en conjunto albergan más de 400 especies de plantas vasculares y una gran riqueza de endemismos (Frangi y Barrera, 1996; Kristensen y Frangi, 1996). La vegetación de los AS consiste en pastizales dominados por flechillas, pajonales de paja colorada, arbustales de curro (Soriano *et al.*, 1991; Cabrera, 1976; Frangi, 1975; Frangi y Bottino, 1995; Frangi y Barrera, 1996; Valicenti *et al.*, 2010; Alonso *et al.*, 2009; Yagueddú *et al.*, 2006) y roquedales donde abundan arbustos, helechos y líquenes (Lavernia *et al.*, 2012).

Además de ser refugio de biodiversidad, los AS cumplen importantes funciones dentro del paisaje rural. Provee forraje para el ganado doméstico y hábitat para diversas especies de insectos que actúan como controladores biológicos o polinizadores de

cultivos agrícolas (Gilarranz et al 2014; Barral y Maceira, 2012; Herrera *et al.*, 2013). Sin embargo, los cambios en el uso de la tierra registrados en los últimos años han afectado de manera directa e indirecta a estos ambientes (Paruelo *et al.*, 2006; Bilenca *et al.*, 2009). Estos cambios están asociados al incremento en la utilización de herbicidas como el glifosato para promover la germinación de especies forrajeras anuales como el raigrás (*Lolium multiflorum*) (Rodríguez y Jacobo, 2010), a la deriva de herbicidas desde la matriz agrícola (Obs. Pers.), a la invasión de especies herbáceas y leñosas exóticas (Zalba y Villamil, 2002), a la forestación, a la urbanización y a la implementación de canteras (Kristensen *et al.*, 2014 a, b). A pesar de estos impactos, los AS persisten actualmente como “islas de biodiversidad” en un “mar de cultivos” (Kristensen y Frangi, 1996; Herrera y Sabatino, 2010; Sabatino *et al.*, 2010), y urge la necesidad de incorporarlos en la planificación territorial.

En los paisajes transformados por las actividades humanas, los ambientes no cultivados dispersos en la matriz antrópica son elementos clave para la conservación de la biodiversidad (Sitzia y Terranovi, 2011). Un importante número de investigaciones han centrado sus estudios en describir la estructura de los paisajes fragmentados y analizar su impacto sobre distintos grupos de organismos (Fu y Chen, 2000; Baldi *et al.*, 2006; Sitzia y Trentanovi, 2011; Zulka *et al.*, 2014; Kemper *et al.*, 2000). Para la mayoría de estos estudios el modelo de paisaje de McArthur y Wilson (1965) conformado por la dicotomía hábitat-no hábitat ha servido de inspiración. Sin embargo, lo que en este modelo suele llamarse “no hábitat” en realidad contiene una serie de elementos conectores sumamente importantes para el mantenimiento de numerosas especies y diversas funciones ecosistémicas (Lemaire *et al.*, 2005). En este sentido, el modelo parche-matriz-corredor de Forman (1983) se ajusta más a los paisajes reales, en donde la matriz supone una heterogeneidad que, por simplificación, muchas veces no es tomada en cuenta (Herrera *et al.* 2017a, Sabatino et al 2010). Este es el caso de los elementos lineales del paisaje, como los bordes de cultivos y caminos no cultivados, que actúan como corredores biológicos y reservorios de biodiversidad (Marshall & Moonen 2002, Herrera *et al.* 2017b). Estos ambientes ofrecen refugio y alimento a numerosos insectos benéficos como los polinizadores, cumpliendo de esta manera importantes funciones ecológicas y favoreciendo la estabilidad del ecosistema (Buri *et al.* 2014, Klein *et al.* 2007, Torreta y Poggio, 2013; Sáez *et al.*, 2014). En este

contexto, entendemos al paisaje como un sistema complejo resultante de la interacción sociedad y naturaleza que se desarrolla en un territorio determinado (ASADEP, <https://asadep.wordpress.com/>), siendo una resultante de la modelación efectuada por distintos factores (abióticos, bióticos y antrópicos) cuya propia historia le confiere ciertas particularidades (Morláns, 2005). De esta manera, se trata de una entidad holística que incluye todos sus componentes heterogéneos (Zonneveld, 1988) en distintos grados de transformación y adecuación (McBride, 1977, Zube et al., 1982). La utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG) así como la mayor accesibilidad de las imágenes satelitales facilitaron el uso de métodos cuantitativos para evaluar el paisaje, conocidos como índices de paisaje (*landscape metrics* o métrica del paisaje). Estos índices describen la estructura del paisaje, es decir, la composición y la configuración de los elementos que lo componen (Turner *et al.*, 1989). Los primeros responden a preguntas del tipo: ¿qué hay en el paisaje? y son considerados atributos no espaciales (por ej. número de categorías de uso de la tierra); mientras que los segundos responden a preguntas del tipo: ¿cómo se distribuyen los elementos en el paisaje? y son considerados atributos espaciales (por ej. tamaño promedio de fragmentos de bosques) (Gustafson, 1998; McGarigal y Marks, 1994, 1995). Los índices de paisaje pueden brindar información en cuanto a los atributos espaciales de los fragmentos (por ej. dimensión, forma y número), permitiéndonos caracterizar la morfología del paisaje en estudio, aportando información valiosa para caracterizar y comparar a los paisajes modificados por la agricultura (Herrera *et al.*, 2017a) e identificando los elementos clave para su conservación y/o restauración (Rutledge, 2003).

Hasta el momento en la bibliografía actual no se encuentran trabajos relacionados a la configuración y ordenamiento de los AS. Este trabajo tiene como objetivo general realizar una caracterización de la estructura del paisaje serrano del Sistema de Tandilia. En particular se pretende i) confeccionar un mapa actualizado de la distribución de los AS; ii) aplicar métrica del paisaje para una descripción exploratoria de la composición y configuración del paisaje serrano; iii) identificar unidades del paisaje en base a las características de los AS y otros elementos del paisaje llamadas aquí variables ambientales (elementos lineales, humedales y centros poblados); y iv) proponer áreas de importancia para la conservación y restauración de los AS. El

primer objetivo particular fue desarrollado para todo el Sistema de Tandilia, mientras que los objetivos ii, iii y iv fueron desarrollados en unidades del paisaje definidas en este trabajo como celdas de 10 x 10 km.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El sistema orográfico de Tandilia, también llamado de las Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires se extiende en el distrito Pampeano Austral (Cabrera, 1976) entre los paralelos 36° y 39° de latitud sur (Figura 1). Cubren una longitud de 330 km, un ancho máximo de 55 km, y las alturas mayores oscilan entre 400 y 500 metros sobre el nivel del mar (De la Sota, 1967). El cordón serrano no es continuo, sino que sus elevaciones están separadas por valles y abras (Frenguelli, 1950; Martínez, 2001). El sistema se caracteriza por la presencia de algunos arroyos de cauce lento y ondulado, y por numerosas lagunas de agua dulce o salobre. Los veranos son calurosos con una temperatura media de 20,8°C y los inviernos templados con una temperatura para el mes de julio de 5,2°C. La precipitación media anual es de 800 mm, con un régimen isohigro (Burgos y Vidal, 1951).

Identificación y caracterización de los ambientes serranos y de las variables ambientales en el Sistema de Tandilia

A partir de imágenes Google Earth se digitalizó el área total correspondiente al Sistema de Tandilia siguiendo los límites planteados en Bilenca y Miñarro (2006) y Parera *et al.* (2014). Los AS dentro del sistema fueron digitalizados como polígonos utilizando imágenes de alta resolución espacial Quick Bird (tamaño del pixel: 1 m²) provistas por Google Earth (www.earth.google.com) correspondientes al año 2015. Los AS fueron identificados como aquellas áreas de las sierras y cerrilladas con exposición de roca que no fueron reemplazados por agricultura o plantaciones forestales, o transformados a urbanizaciones o minería. El mapa obtenido en formato vectorial se transformó a formato raster con una resolución espacial de 30 metros y se proyectó en el Sistema de Coordenadas POSGAR (EPSG: 22186) utilizando el programa Quantum

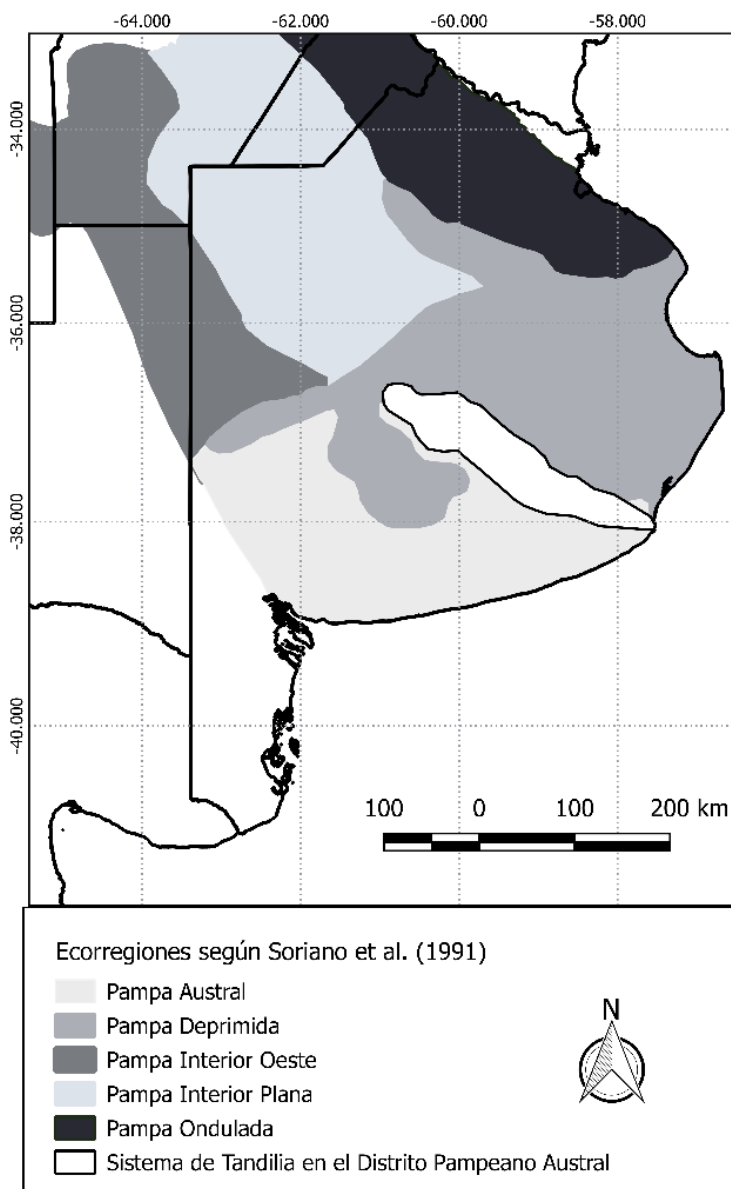


Figura 1. Localización del Sistema de Tandilia en el Distrito Pampeano Austral de Argentina (a)
Ambientes serranos del Sistema de Tandilia (b).

GIS 2.2 y 2.4 (www.qgis.org). El mapa fue validado a partir del modelo de elevación digital de SRTM (<http://srtm.usgs.gov/>) y otros productos (Barral y Maceira, 2012). Se cuantificó la superficie individual y total de los polígonos en los que se identificaron los AS y se calcularon las estadísticas básicas utilizando el programa QGIS©.

A partir del archivo del Instituto Geográfico Nacional "SIG-250"

(<http://www.ign.gob.ar/sig250>) se obtuvieron cuatro capas en el tipo de vector disponible correspondientes a la red vial y a los cursos de agua (líneas), a los centros poblados (puntos) y a los cuerpos de agua (polígonos), en adelante llamadas “variables ambientales”. Las cuatro capas de variables ambientales se recortaron teniendo en cuenta el área delimitada como sistema de Tandilia y se re proyectaron en las coordenadas POSGAR (EPSG: 22186). Finalmente se calculó la superficie total en hectáreas ocupada por los cuerpos de agua (lagunas y bañados), la longitud total en kilómetros de la red vial y los cursos de agua (arroyos), y el número de centros poblados (ciudades, pueblos y parajes) ubicados en el sistema utilizando el programa QGIS©. Las variables calculadas se seleccionaron teniendo en cuenta la información provista por el producto SIG250 del Instituto Geográfico Nacional.

Caracterización de los ambientes serranos en unidades de paisaje (UP)

El mapa con la distribución de los AS y las variables ambientales correspondientes al Sistema de Tandilia fue dividido en 200 celdas o unidades del paisaje (en adelante, UP) de 10 x 10 km (10.000 ha) utilizando el programa QGIS©. Este tipo de segmentación del área de estudio fue usado anteriormente en otros trabajos (Herrera *et al.*, 2009, Kemper *et al.*, 2000). Cada UP fue definida teniendo en cuenta el tamaño promedio de los fragmentos de AS presentes en todo el sistema, que en su mayoría fue menor a 10.000 ha. En cada UP y utilizando el programa Fragstats (©) (McGarigal y Marks, 1994), se calculó la superficie total (ST) ocupada por los AS expresado en ha y el número de fragmentos (NF) en los que se distribuían. Estos índices fueron seleccionados por su aporte como estimadores indirectos de la disponibilidad del hábitat (Saura *et al.*, 2007, 2010). Las variables ambientales mencionadas previamente también se recalcularon para las UP utilizando la misma metodología descrita en el apartado anterior.

Identificación de zonas prioritarias para la conservación y/o restauración de los ambientes serranos.

A través de la elaboración de un árbol de decisiones se realizó una primera aproximación metodológica en relación a las áreas potenciales para conservar y/o restaurar. Las UP en las que se observaron AS fueron agrupadas en diferentes

categorías de nodos según la superficie total, el número de AS y las variables ambientales (longitud de la red vial, presencia de centros poblados y de cuerpos de agua). Un árbol de decisiones es un método de clasificación de datos que permite representar y categorizar espacialmente variables de interés (Birkel Dostal, 2007). El árbol de decisiones se conforma por nodos (puntos donde una decisión se debe tomar) y ramas (posible alternativa o curso de acción a partir de dicho nodo) (Teli y Kanikar, 2015) que permiten organizar la información en forma jerárquica (Sharifi *et al.* 2006), brindando un apoyo valioso para diagnosticar el estado de conservación de un ecosistema y para la toma de decisiones.

El árbol de decisiones quedó definido por cuatro nodos. La selección de los valores umbrales en cada uno de los nodos se definió en base a la distribución de frecuencias de las clases de UP obtenidas para cada variable. El primer nodo involucró la variable ST ocupada por los fragmentos de AS. Se identificaron tres valores umbrales de acuerdo a la frecuencia relativa de ST: 1a) UP con una ST menor a 800 ha, 1b) UP con ST mayor a 800 ha y menor a 2.500 ha, 1c) UP con ST mayor a 2.500 ha. Un 45% de las UP presentaron una superficie ocupada por ambientes serranos inferior a las 800 ha, mientras que las UP con valores de ST entre 800 y 2.500 ha acumularon una frecuencia de aparición del 35% y son el segundo grupo en orden de importancia. Finalmente, las UP con ST superior a las 2.500 ha conformaron el 20%. En este tercer grupo se observaron los valores de ST menos frecuentes y muy extremos (por ejemplo, valores de ST de 17.000 ha) (Figura 1, Apéndice). La segunda categoría de nodos del árbol involucró el NF: 2a) NF menor a 10, y 2b) NF mayor a 10 (Figura 2, Apéndice). La tercera categoría de nodos quedó definida por la longitud de la red vial (principalmente caminos) asociada a los centros poblados (presencia/ausencia). Por lo tanto, se definieron en este caso dos grupos: 3a) red vial < a 40 km sin centros poblados, y 3b) red vial > a 40 km con o sin presencia de centros poblados (Figura 3, Apéndice). De acuerdo a los antecedentes mencionados previamente, en este trabajo se sostiene que un mayor número y longitud de elementos lineales supone un mayor nivel de conectividad de los AS y del paisaje en general. De esta manera, fragmentos de AS más grandes y conectados pueden alojar una mayor biodiversidad y estabilidad, mientras que fragmentos más pequeños y aislados implicarían una menor riqueza específica y condiciones de mayor vulnerabilidad. En el cuarto nodo del árbol de

decisiones incorporamos la variable cuerpos de agua. Teniendo en cuenta los datos de los nodos 1 y 3, el nodo 4 solo afectó a las UP con ST de AS menor a 800 ha y red vial superior a 40 km. En dichas UP se diferenciaron 4a) UP con cuerpos de agua, y 4b) UP sin cuerpos de agua. En este estudio hemos considerado a la vegetación ribereña de los cuerpos de agua como posibles corredores en donde las especies de los AS también pueden estar presentes.

RESULTADOS

Identificación y caracterización de los ambientes serranos y las variables ambientales en el Sistema de Tandilia

Los AS ocuparon una superficie de 100.000 ha (6,70% del área total del sistema) distribuida en 1.600 fragmentos correspondientes a sierras y cerrilladas, y con un tamaño promedio de 64,67 ha (entre 0,028 y 7.126 ha) (Figura 2). Si bien los AS presentaron una amplia variabilidad de tamaños, la mediana de 5,12 ha indicó una dominancia de fragmentos menores a 10 ha (aproximadamente un 60% del total). La distribución del tamaño de los AS no fue homogénea en el área de estudio, ya que se identificaron zonas con mayor concentración de fragmentos pequeños (entre Olavarría y Tandil, y al sur de Tandil), y otras zonas con unos pocos fragmentos grandes (sierras de Balcarce y centro de Tandil).

La red vial del sistema ocupó una longitud de 6.389 km, correspondiendo el 82,40% a caminos de tierra y un 17,4% a caminos pavimentados. Los centros poblados fueron mayoritariamente asentamientos rurales poco urbanizados, ya que 25 de los 38 centros urbanos correspondieron a parajes o pueblos y sólo cuatro a grandes zonas urbanas (Olavarría, Tandil, Balcarce y Mar del Plata). Por otro lado, los cuerpos de agua sumaron un total de 14.449 ha (0,93 % del área total) distribuidas en 165 bañados y lagunas. Los cursos de agua, cubrieron 3.347,7 km distribuidos en 895 vectores de arroyos.

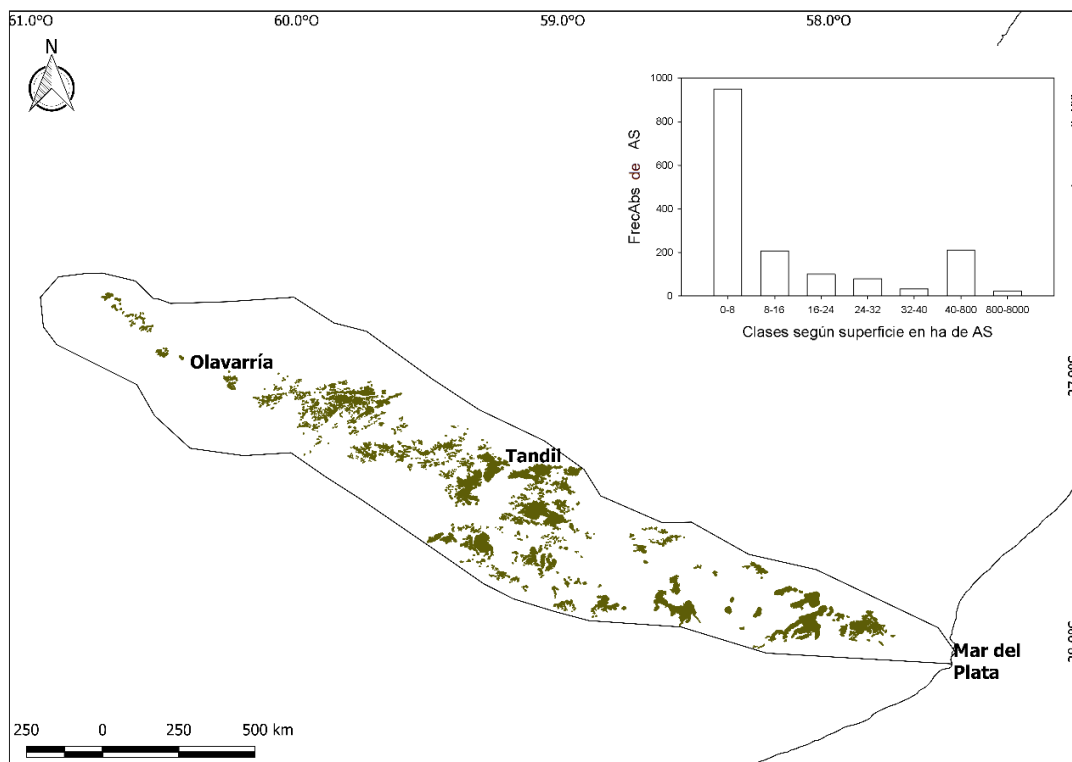


Figura 2: Distribución espacial de ambientes serranos (AS) en el Sistema de Tandilia (a), Histograma de la frecuencia absoluta (FrecAbs) de los AS en función de la superficie ocupada (ha) (de 0 a 8.000 ha) (b).

Caracterización de los ambientes serranos y las variables ambientales en unidades de paisaje (UP)

La superficie de AS en las UP donde fueron detectados (103 de 200) osciló entre 0,3 y 4.897 ha (Figura 3a). Ocho de las 103 UP presentaron una superficie ocupada por los AS superior a las 2.500 ha. Las mismas corresponden a los alrededores de la ciudad de Tandil. Por otro lado, 11 UP presentaron AS de entre 1.771 y 2.500 ha y se ubicaron alrededor de las ocho UP mencionadas anteriormente. Las 84 UP restantes presentaron valores inferiores a 1.700 ha y se localizaron a lo largo de toda el área de estudio. El NF por celda varió entre 1 y 243 (Figura. 3b) y su distribución no fue homogénea. En la zona de las Sierras de Balcarce y Sierra de los Padres el NF fue de 1 a 7 fragmentos/UP mientras que en la zona de Tandil y Olavarría el NF fue mayor, presentando un valor promedio de 26,4 fragmentos/UP y con un máximo de 55 fragmentos/UP.

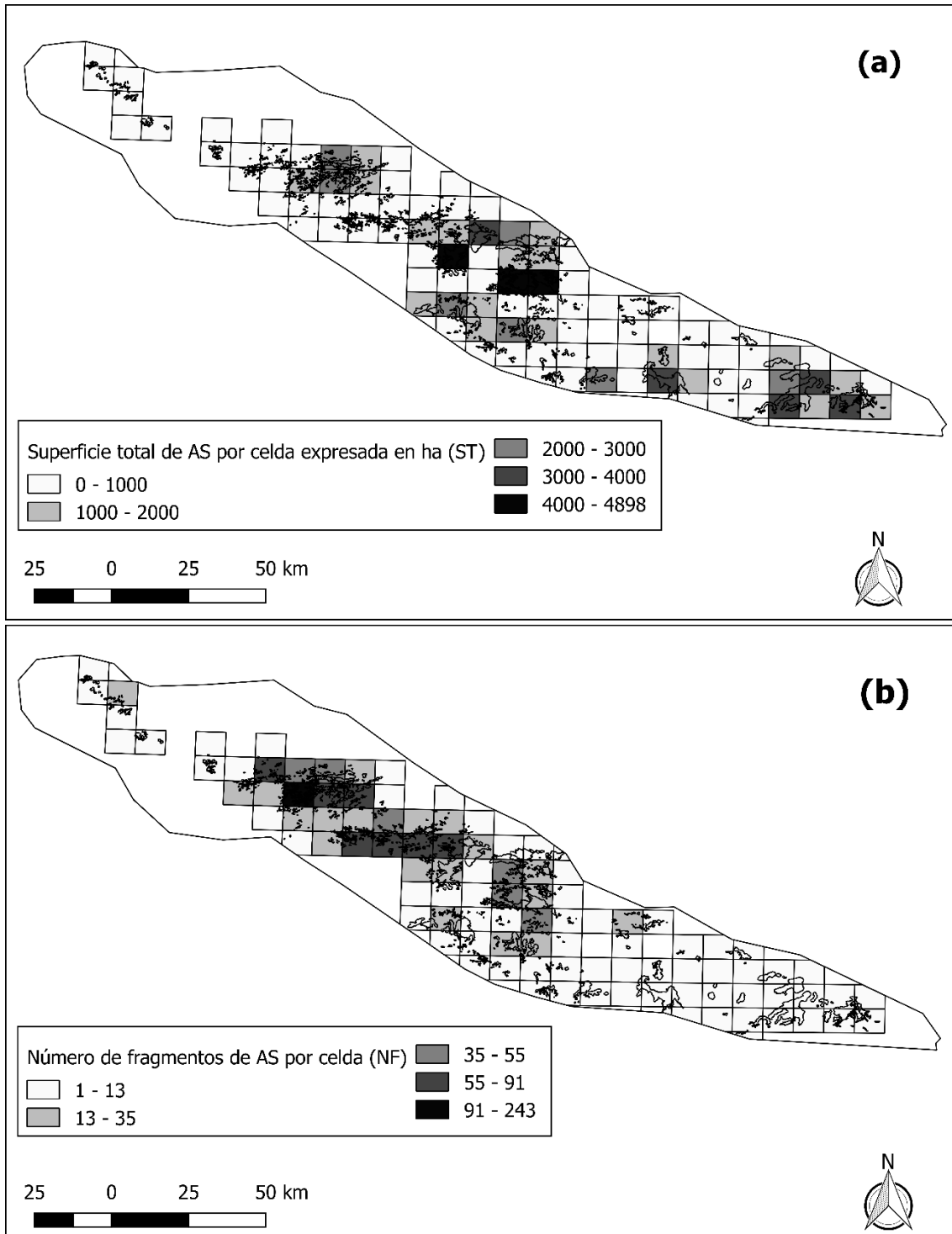


Figura 3: Unidades del paisaje en el Sistema de Tandilia agrupadas según la superficie total (ST) ocupada por ambientes serranos (AS) (a), y el número de fragmentos (NF) de AS por unidad (b). Las unidades del paisaje presentan una superficie de 10 x 10 km, solo se muestran aquellas en donde se registraron AS.

La red vial y los cursos de agua estuvieron presentes en prácticamente la totalidad de las UP con AS (Figura 4a y 4b respectivamente), con mayor densidad de caminos cerca de los centros poblados (0,5 a 137 km/UP). Sólo un 7,47 % de las UP con AS presentó parajes o localidades (Figura 4c). El valor promedio de la longitud de los cursos de agua fue de 23,05 km/UP, mientras que el valor máximo fue de 57 km/UP. Los cuerpos de agua se encontraron presentes en 80 UP (40% del total) (Figura 4d), ocupando una superficie promedio de 193,65 ha/UP (en un rango de 5 a 690 ha).

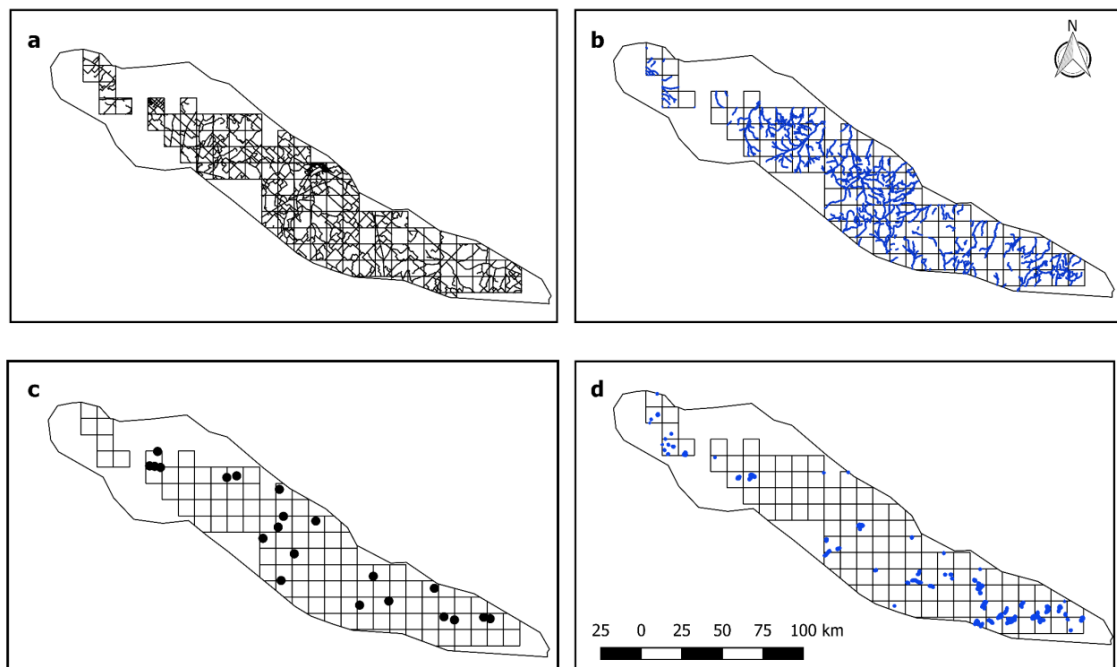


Figura 4: Distribución de la red vial (a), cursos de agua (b), centros poblados (c) y cuerpos de agua (d) en las unidades de paisaje del Sistema de Tandilia que presentaron ambientes serranos.

Identificación de zonas prioritarias para la conservación y/o restauración de los ambientes serranos

El árbol de decisiones permitió identificar 14 clases (Figura 5). Las clases 1 a 4 agruparon UP con valores de ST superiores a 2.500 ha e involucraron 10 de las 103 UP. Estas unidades se distribuyen en algunos sectores aislados dentro del Sistema de Tandilia (en adelante grupo A). Las clases 5 a 8 presentaron valores de ST de AS

entre 800 y 2.500 ha e involucraron 31 UP (grupo B). Mientras que las clases 9 a 14 agruparon las 62 UP restantes con valores de ST de AS inferiores a 800 ha (grupo C).

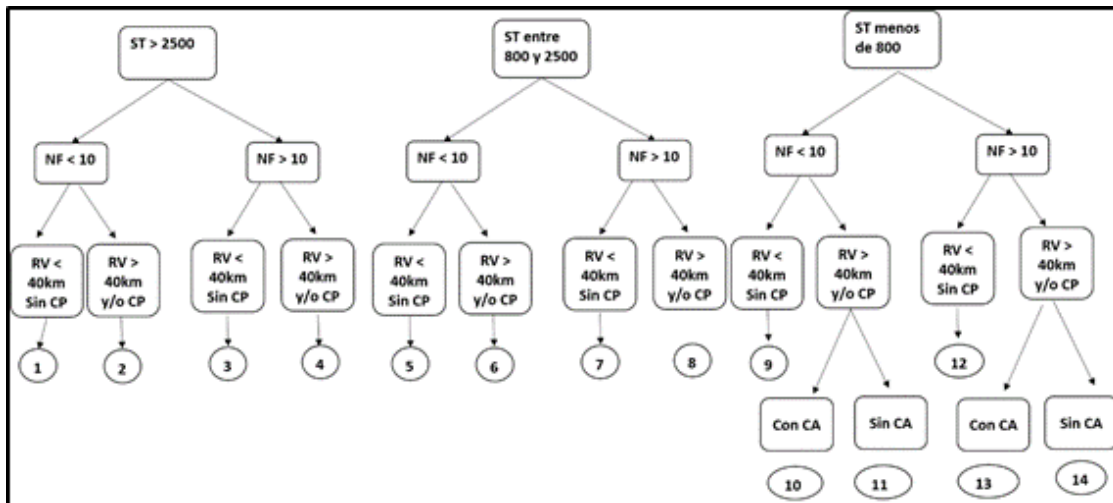


Figura 5: Árbol de decisiones que clasifica a las 103 unidades del paisaje en 14 grupos de acuerdo a la superficie total (ST) de los ambientes serranos (AS), el número de fragmentos (NF) de AS, la red vial (RV), los centros poblados (CP) y los cuerpos de agua (CA).

El grupo A contiene UP con alta disponibilidad de hábitat de AS, caracterizados por altos valores de ST, relativamente bajo NF y pocos elementos de la matriz paisajística, tanto naturales (cursos de agua) como antrópicos (bordes de caminos y centros poblados). El grupo B contiene UP con valores intermedios de ST y NF para los AS. El grupo C incluye más del 50% de las UP del sistema (62 de 103 UP), presentando baja ST y un elevado valor de NF (Figura 6).

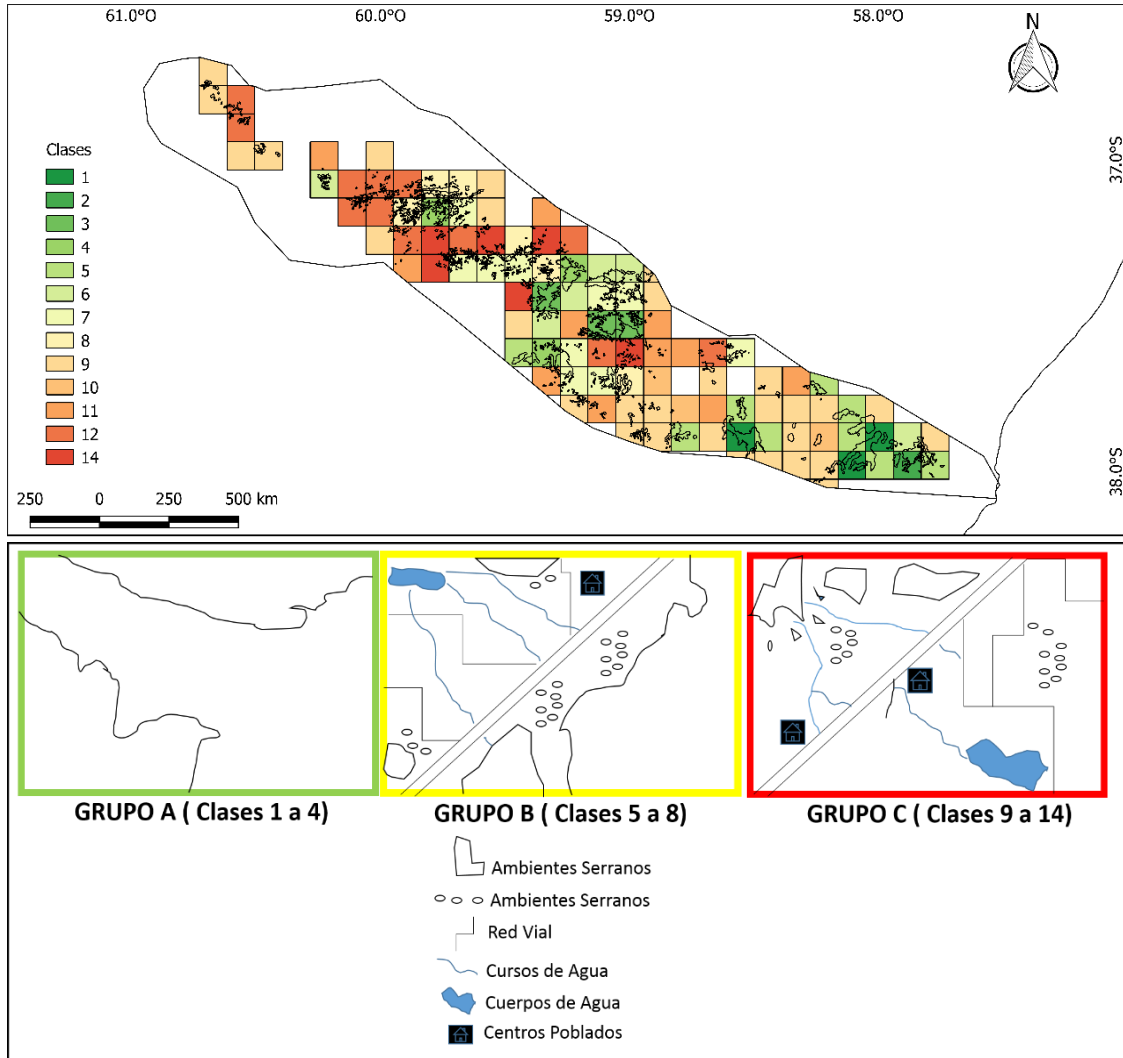


Figura 6. Unidades del paisaje del Sistema de Tandilia clasificadas en 14 clases de UP según el árbol de decisiones (a). Esquema de diferentes tipologías de UP encontrados en el Sistema de Tandilia correspondientes a las clases 1 a 4 (grupo A), 5 a 8 (grupo B) y 9 a 14 (grupo C) (b). En el grupo A predominan los ambientes serranos, B y C predominan otros elementos del paisaje.

DISCUSIÓN

A través de la digitalización de los AS obtuvimos un producto valioso y actualizado que permitió calcular la superficie actual ocupada por sierras y cerrilladas dentro del Sistema de Tandilia, así como también analizar su distribución de tamaño y abundancia en relación con otros elementos del paisaje. La clasificación espectral de

imágenes satelitales ha sido la técnica más utilizada para el mapeo de coberturas de la tierra (Wardlow *et al.*, 2008; Volante *et al.*, 2012). Sin embargo, en paisajes con una alta heterogeneidad espacial caracterizado por un mosaico de coberturas de grano muy fino como el del caso de estudio la discriminación de categorías con similar respuesta espectral se hace dificultosa (Herrera *et al.*, 2009). Por este motivo, decidimos identificar a los AS en este estudio a través de la técnica de digitalización (Wardlow *et al.*, 2008). Sin embargo, con esta metodología no fue posible caracterizar la condición actual de la vegetación, y su potencial estado de conservación. Por otro lado, tampoco hemos utilizado información más detallada de la matriz como la que podría obtenerse a partir del análisis satelital (por ej. tipos de usos de la tierra y su abundancia, productividad).

Los resultados obtenidos en este trabajo indican que en el Sistema de Tandilia dominan AS de tamaño pequeño (menor a 10 ha). Esto, sumado a la baja conectividad que presentan estos ambientes (Herrera *et al.*, 2017a), podría estar afectando el funcionamiento del paisaje en general y de los ecosistemas naturales en particular (Viglizzo *et al.*, 2006; Bernardos y Zaccagnini, 2011; Viglizzo y Jobbágy, 2010; Bilenca y Miñarro, 2004; Soriano *et al.*, 1992). Por lo tanto, contar con un mapa detallado de los AS del Sistema de Tandilia es de suma importancia para la región y para los proyectos sobre ordenamiento territorial que se encuentran en curso (Barral y Maceira, 2011). En este sentido, resulta indispensable disponer de una cartografía que interprete y exprese a niveles escalares adecuados la diversidad ecológica del territorio. El mapeo, la cuantificación y caracterización topológica de los AS realizado en este trabajo y en trabajos anteriores (Sánchez y Núñez, 2004) valoriza la importancia geoestratégica de los mismos en relación a la producción de alimentos y evidencia las amenazas a las que se encuentran actualmente expuestos.

La metodología propuesta y la síntesis presentada en el árbol de decisiones permitieron discriminar, de una manera simple, zonas dentro del Sistema de Tandilia con diferentes combinaciones de tamaño y cantidad de AS en relación a otros elementos del paisaje. Esta primera aproximación pretendió tener una primera (y global) aproximación de las áreas potenciales para conservar y/o restaurar ya que diferenció características de los elementos del paisaje (sierras, corredores, centros urbanos) que favorecen la conservación tal como se han especificado en apartados

anteriores. Esta aproximación es un insumo básico para identificar áreas prioritarias para la conservación de los AS, así como también para proponer áreas de interés para la creación y mantenimiento de elementos lineales en el paisaje que pueden funcionar como corredores o piedras de paso (stepping stones) (Herrera *et al.*, 2017a).

Las UP correspondientes al grupo A (clases 1 a 4) poseen mayor potencial como hábitat continuo, principalmente por presentar pocos fragmentos grandes de AS. De acuerdo con la Teoría de Biogeografía de Islas (MacArthur y Wilson, 1967) y una gran cantidad de estudios que la aplican (Coussins y Eriksson, 2009; Zulka *et al.*, 2014; Sitzia y Terranova, 2011), las islas (fragmentos) de ecosistemas naturales y seminaturales de mayor tamaño albergan una mayor riqueza de especies contribuyendo al pool regional de especies (Saura y Rubio, 2010; Saura *et al.*, 2011). Sin embargo, que la superficie de una UP se encuentre mayoritariamente ocupada por los AS, no garantiza que su estado de conservación (i.e. proporción de especies nativas y/o endémicas) sea alto, o bien que el nivel de antropización (i.e. sobrepastoreo) sea bajo.

El grupo C incluye un total de 62 UP con dominancia de AS pequeños, y con abundancia de elementos lineales, como caminos y arroyos (red vial y cursos de agua). Los fragmentos de menor tamaño en los paisajes agrícolas son susceptibles de recibir distintos impactos desde la matriz circundante (por ej. deriva de agroquímicos, invasión de especies exóticas), y su vegetación puede verse severamente afectada (Williams *et al.*, 2006). Como consecuencia, el hábitat de muchas especies puede verse alterado promoviendo extinciones locales (Driscoll *et al.*, 2013). A pesar de su tamaño, los fragmentos pequeños de AS pueden actuar como piedras de paso (Herrera *et al.*, 2017a). Este rol beneficiaría a muchos organismos que perciben a la matriz como inhóspita y que pueden encontrar en estos ambientes espacios de refugio, alimentación y reproducción. Así, los AS de pequeño tamaño pueden ayudar a incrementar la heterogeneidad y calidad de la matriz (Zulka *et al.*, 2014), por lo que promover estudios que ayuden a conservarlos y restaurarlos sería de vital importancia.

El grupo B involucró UP con condiciones intermedias respecto a los grupos A y C ya que incluye AS con una superficie de entre 800 y 2.500 ha (en promedio 1.467 ± 518 ha). Por otro lado, el NF de AS fue variable presentando un promedio de $33,25 \pm 29,20$ fragmentos/UP; mientras que la longitud promedio por celda de la red vial se

encuentra alrededor de los 50 km. Por lo tanto, en este grupo se pueden encontrar UP con diferentes elementos con diversidad de funciones (por ej. piedras de paso y elementos conectores, hábitat y refugio de especies).

Si bien en este trabajo utilizamos medidas básicas de la composición y la configuración del paisaje, su combinación con las variables ambientales ha permitido identificar diferentes UP dentro del Sistema de Tandilia. Aunque son necesarios estudios en profundidad sobre la condición actual de los diferentes hábitats encontrados en las UP, los resultados presentados aquí son una base importante para generar propuestas de conservación, restauración y manejo a nivel regional. Esto es relevante no solo para conservar la biodiversidad *per se*, sino también para mantener la heterogeneidad y la conectividad de los distintos ambientes del paisaje, así como la multifuncionalidad global del Sistema de Tandilia.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo contó con el apoyo del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Proyecto “Observatorios de Sustentabilidad Rural” PNNAT 1128035 y el PPNAT 1138053: “Evaluación y manejo de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos de interés para la producción agropecuaria”

BIBLIOGRAFÍA

- Alonso, S. I., Guma, I. R., Nuciari, M. C., & van Olphen, A. (2009). Flora de un área de la Sierra La Barrosa (Balcarce) y fenología de especies con potencial ornamental. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 41 (2).
- Baldi, G., Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116 (3), 197-208.
- Barral, M. P. & Maceira, N.O. (2012). Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 34-43.
- Bilencia, D., Codesido, M., González Fisher, C., & Pérez Carusi, L. (2009). Impactos de la actividad agropecuaria sobre la biodiversidad en la ecorregión pampeana:

- impactos de la expansión agrícola y de la intensificación de la agricultura y la ganadería de campo, con algunas recomendaciones de manejo para su mitigación (No. P01 INTA 18275). Grupo de Ecología de Agroecosistemas. Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires (Argentina).
- Bilenca, D., & Miñarro, F. (2004). Identificación de áreas valiosas de pastizal (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (No. 504.73 (8) BIL).
- Birkel Dostal, C. (2007). Delimitación empírica de áreas prioritarias para el manejo del recurso hídrico en Costa Rica. *Reflexiones*, 86 (2).
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D. & Thenail, C. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta oecologica*, 19 (1), 47-60.
- Buri, P., Humbert, J.-Y. & Arlettaz, R.I. (2014) Promoting pollinating insects in intensive agricultural matrices: field-scale experimental manipulation of hay-meadow mowing regimes and its effects on bees. *PloS One*, 9, e85635-e85635
- Burgos, J. J. & A. Vidal. 1951. Los climas de la República Argentina según la nueva clasificación de Thornwhite. *Meteoros* 1: 3 –32.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*, tomo II. Ed. ACME S.A.C.I. Buenos Aires. 85pp.
- Cousins, S. A. (2009). Landscape history and soil properties affect grassland decline and plant species richness in rural landscapes. *Biological Conservation*, 142(11), 2752-2758.
- De La Sota, E. R. (1967). Composición, origen y vinculaciones de la flora pteridológica de las sierras de Buenos Aires (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 11 (2-3), 105-128.
- Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B. & Smith, A. L. (2013). Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in ecology & evolution*, 28 (10), 605-613.
- Fernández, G., Valenzuela, S., Castronovo, R., Ricci, S., Dillon, A., & Ramos, A. G. (2008). El patrimonio geológico-minero como recurso para crear rutas turísticas en

- el Sistema de Tandilia, Argentina. Sociedad Española para la Defensa del Patrimonio Geológico y Minero. *De Re Metallica*, 10-11.
- Ferretti, N., Pompozi, G., Copperi, S., Schwerdt, L., González, A., & Pérez-Miles, F. (2014). La comunidad de arañas Mygalomorphae (Araneae) de la Reserva Natural Sierra del Tigre, Tandilia, Buenos Aires, Argentina. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85 (1), 308-314.
- Frangi, J. L. & M. Barrera. 1996. Biodiversidad y dinámica de pastizales en la Sierra de la Ventana, provincia de Buenos Aires. En Sarmiento y Cabido (eds.): 133-164. Biodiversidad y funcionamiento de pastizales y sabanas en América Latina 7. Ed. CYTED-CIELAT.
- Frangi, J. L. & O. Bottino. 1995. Comunidades vegetales de la Sierra de la Ventana, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista Facultad de Agronomía La Plata*, 71 (1): 93-133.
- Frenguelli, J. (1950). Rasgos generales de la morfología y la geología de la provincia de Buenos Aires. República Argentina.
- Fu, B., & Chen, L. (2000). Agricultural landscape spatial pattern analysis in the semi-arid hill area of the Loess Plateau, China. *Journal of Arid Environments*, 44 (3), 291-303.
- Gilarranz, L.J., Sabatino M., Aizen M.A. & Bascompte. J. 2015. Hot spots of mutualistic networks. *Journal of Animal Ecology* 84 (2): 407–413.
- Gustafson, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, 1 (2), 143-156.
- Herrera, L., & Laterra, P. 2011. Relative influence of disturbance histories and landscape patterns on floristic structure and diversity of fragmented grasslands. *Applied Vegetation Science* 14: 181-188.
- Herrera, L. P., Texeira, M. & Paruelo, J. M. (2013). Fragment size, vegetation structure and physical environment control grassland functioning: a test based on artificial neural networks. *Applied Vegetation Science*, 16 (3), 426-437.
- Herrera, L. P. & Sabatino, M.C. 2010. El valor de los pastizales serranos. *Visión rural* 17.84

- Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R., & Saura, S. (2017a). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation*, 26 (14), 3465-3479.
- Herrera, L.P., Sabatino, M.P., Jaimes, F.R. & Poggio, S.L. (2017b). Una propuesta para valorar el estado de conservación de los caminos rurales en el sudeste bonaerense. *Ecología Austral* 27 (3), 404-414.
- Kemper, J., Cowling, R. M., Richardson, D. M., Forsyth, G. G., & McKelly, D. H. (2000). Landscape fragmentation in South Coast Renosterveld, South Africa, in relation to rainfall and topography. *Austral Ecology*, 25 (2), 179-186.
- Klein, A.-M., Vaissière, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. et al. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 274, 303-313.
- Kristensen, M.J., Lavernia, J., Leber, V. A., Pose, M. P., Dellapé, P., Salle, A., Braccalente, L., Giarratano, M., & Higuera, M (2014) Estudios para la conservación de la Pampa austral. I. Diagnóstico de la biodiversidad local. *Revista Estudios Ambientales*, 2 (1), 105-118. a
- Kristensen, M. J., Lavernia, J., Leber, V., Pose, M. P., Ale, A., & Retondo, L. (2014). Estudios para la conservación de la Pampa austral II. Herramientas para el monitoreo. *Revista Estudios Ambientales*, 2 (2), 25-38.b
- Kristensen, M. J., & Frangi, J. L. (1996). Mesoclimas de roquedales de la Sierra de la Ventana. *Ecología Austral*, 6, 115-122.
- Lavernia, J. M., Kristensen, M. J. & Rosato, V. (2012). Los líquenes de los roquedales de Tandil. *Bioindicadores de la calidad del aire*. CINEA (eds.), 87-94.
- Lemaire, G., Wilkins, R., & Hodgson, J. (2005). Challenges for grassland science: managing research priorities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108 (2), 99-108.
- MacArthur, R H. & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*, Monographs in Population Biol., Princeton Univ. Press, Princeton

- Martínez, G. A. (2001). Historia Geológica Tandilia Oriental y llanura circundante en Massone, H. (Comp.), 2011. Lagunas de Los Padres y La Brava: un recurso natural y social para cuidar y compartir. 1a ed. Universidad Nacional de Mar del Plata. E-Book. ISBN 978-987-544-404-1
- Marshall, E.J.P. & Moonen, A.C. (2002). Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, 5-21.
- McBride, J. R. (1977). Evaluation of vegetation in environmental planning. *Landscape Planning*, 4, 291-312.
- McGarigal, K. & Marks, B. J. (1994). Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Dolores (CO): PO Box, 606, 67.
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p, 351.
- Morláns, M. C. (2005). Introducción a la Ecología del Paisaje. Área ecológica. Catamarca: Editorial Científica Universitaria, Universidad Nacional de Catamarca.
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., & Baeza, S. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10 (2), 47-61.
- Rodriguez, A. M. & Jacobo, E. J. (2010). Glyphosate effects on floristic composition and species diversity in the Flooding Pampa grassland (Argentina). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138 (3), 222-231.
- Rutledge, D. (2003) Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? DOC Science Internal Series 98. Department of Conservation, Wellington. 27 p.
- Sabatino, M., Maceira, N., & Aizen, M. A. (2010). Direct effects of habitat area on interaction diversity in pollination webs. *Ecological Applications*, 20 (6), 1491-1497.
- Sáez, A., Sabatino, M. & Aizen, M. 2014. La diversidad floral del borde afecta la riqueza y abundancia de visitantes florales nativos en cultivos de girasol. *Ecología Austral*, 24, 94-102.

- Sánchez, R. O. & Núñez, M. V. (2004). El sistema de Tandilia: una aproximación a la definición de su espacialidad y compartimentación territorial. En Recopilación de los trabajos presentados en el Segundo Congreso de la Ciencia Cartográfica y IX Semana Nacional de Cartografía, Buenos Aires (pp. 311-322).
- Saura, S. & Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33 (3), 523-537.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83 (2-3), 91-103.
- Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. & Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11 (2), 407-416.
- Sharifi, M. A., Boerboom, L., Shamsudin, K. B., & Veeramuthu, L. (2006). Spatial multiple criteria decision analysis in integrated planning for public transport and land use development study in Klang Valley, Malaysia. In *ISPRS Technical Commission II Symposium* (pp. 85-91). Vienna.
- Sitzia, T. & Trentanovi, G. (2011). Maggengo meadow patches enclosed by forests in the Italian Alps: evidence of landscape legacy on plant diversity. *Biodiversity and Conservation*, 20 (5), 945-961.
- Soriano, A., León, R. J. C., Sala, O. E., Lavado, R. S., Deregibus, V. A., Cauhépé, M. A. & Lemcoff, J. H. (1991). Río de la Plata Grasslands. In 'Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere' (Ed. RT Coupland) pp. 367–407.
- Teli, S., & Kanikar, P. (2015). A survey on decision tree based approaches in data mining. *International Journal of Advanced Research in Computer Science and Software Engineering*, 5 (4), 613-617.
- Torretta, J. P. & Poggio, S. L. (2013). Species diversity of entomophilous plants and flower-visiting insects is sustained in the field margins of sunflower crops. *Journal of Natural History*, 47 (3-4), 139-165.

- Turner, M. G., Dale, V. H. & Gardner, R. H. (1989). Predicting across scales: theory development and testing. *Landscape Ecology*, 3 (3-4), 245-252.
- Valicenti, R., Farina, E., Scaramuzzino, R., & DAlfonso, C. (2010). Ordenación de la vegetación en el paisaje Boca de la Sierras (Azul, Sistema de Tandilia) RASADEP Cambios de uso de la tierra. Causas, consecuencias y mitigación. *Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 1, 111-122.
- Vega, L. E., & Bellagamba, P. J. (1990). Lista comentada de la herpetofauna de las Sierras de Balcarce y Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 5.
- Viglizzo, E. F., & Frank, F. C. (2006). Land-use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. *Ecological Economics*, 57 (1), 140-151.
- Viglizzo, E. & Jobbágy, E. G. (Eds.). (2010). *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires: Ediciones INTA.
- Volante, J. N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M. J., Viglizzo, E. F. & Paruelo, J. M. (2012). Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 12-22.
- Wardlow, B. D. & Egbert, S. L. (2008). Large-area crop mapping using time-series MODIS 250 m NDVI data: An assessment for the US Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment*, 112 (3), 1096-1116.
- Williams, N. S., Morgan, J. W., McCarthy, M. A. & McDonnell, M. J. (2006). Local extinction of grassland plants: the landscape matrix is more important than patch attributes. *Ecology*, 87 (12), 3000-3006.
- Yagueddú, C., Comparatore, V. M., Cardinali, F. J., Martínez Tosto, A. C. & Bevacqua, S. V. (2006). *Cuphea glutinosa* (Lythraceae) en sierras del Sistema de Tandilia: Morfología y Ambiente. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 41(3-4), 285-292.
- Zalba, S. M. & Villamil, C. B. (2002). Woody plant invasion in relictual grasslands. *Biological Invasions*, 4 (1), 55-72.
- Zonneveld, I. S. (1988). Landscape ecology and its application. *Landscape ecology and management*, 3-17.

- Zulka, K. P., Abensperg-Traun, M., Milasowszky, N., Bieringer, G., Gereben-Krenn, B. A., Holzinger, W. & Sauberer, N. (2014). Species richness in dry grassland patches of eastern Austria: a multi-taxon study on the role of local, landscape and habitat quality variables. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, 25-36.
- Zube, E. H., Sell, J. L., & Taylor, J. G. (1982). Landscape perception: research, application and theory. *Landscape planning*, 9(1), 1-33.

APENDICE

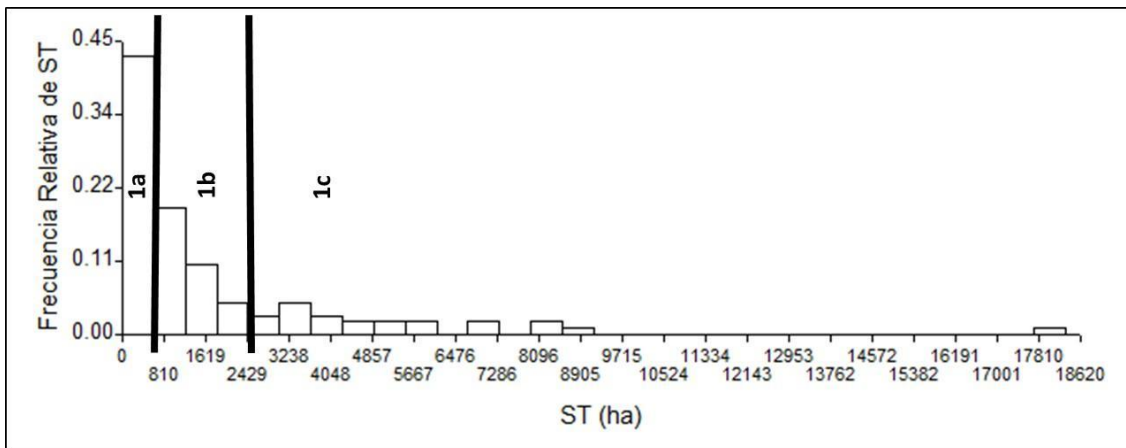


Figura 1: Frecuencia relativa de la superficie total (ST) ocupada por ambientes serranos en las unidades de paisaje estudiadas. Las líneas verticales separan el gráfico en tres categorías que fueron utilizadas para construir el nodo 1 del árbol de decisiones: 1a) ST menor a 800 ha, 1b) ST entre 800 y 2500 ha y 1c) ST mayor a 2500 ha.

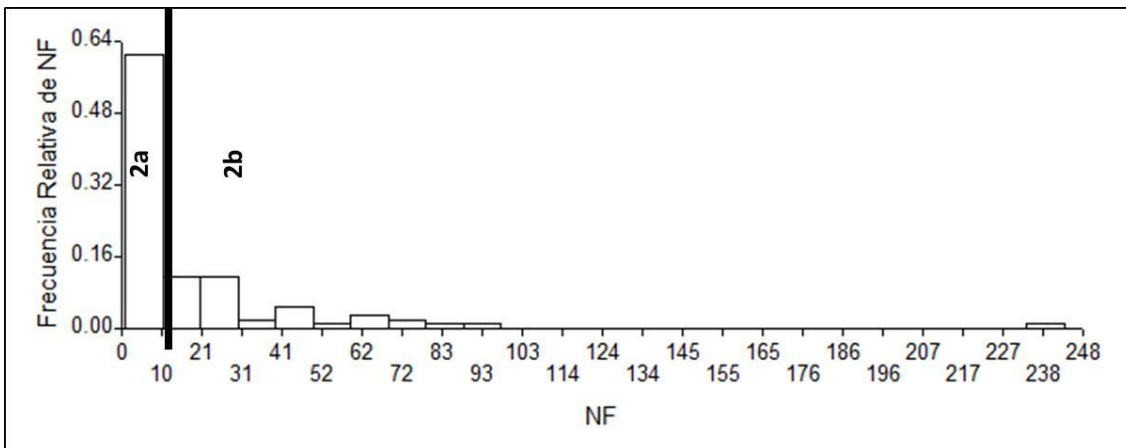


Figura 2: Frecuencia del número de fragmentos (NF) de ambientes serranos en función del NF presentes en las unidades del paisaje estudiadas. Las líneas verticales separan al gráfico en dos categorías que fueron utilizadas para construir el nodo 2 del árbol de decisiones: 2a) NF menor a 10 y 2b) NF igual ó mayor a 10.

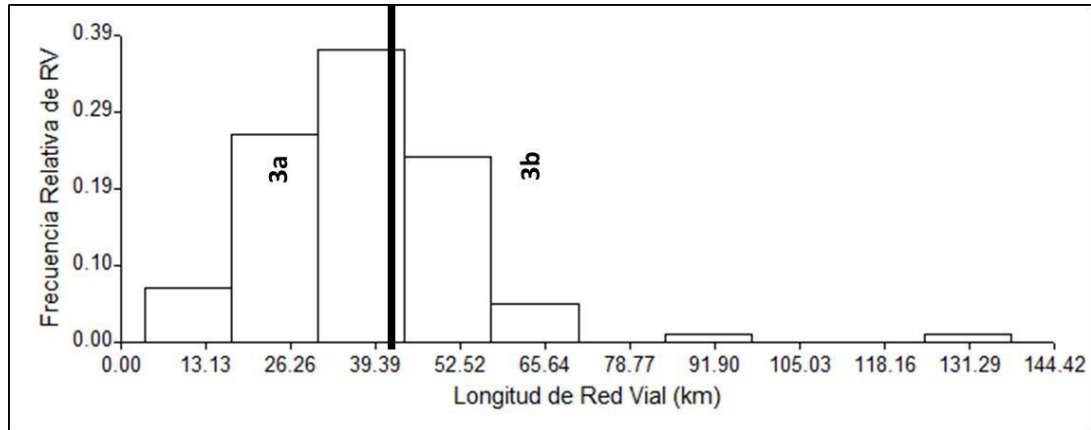


Figura 3: Histograma de la frecuencia del RV (longitud de la Red Vial por celda) en función de la RV presente en las unidades del paisaje estudiadas. Las líneas verticales separan al gráfico en dos categorías que fueron utilizadas para construir el nodo 3 del árbol de decisiones: 3a) RV menor a 40 km y 3b) RV mayor a 40 km.