

**Cartografía de remanentes de pastizal natural y análisis
de la fragmentación de un paisaje altamente
transformado:**

las Planicies del Este uruguayo

Lic. Cecilia Ríos Mendaro

Orientadores: Dr. Felipe Lezama

Dr. Santiago Baeza

Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales

Facultad de Ciencias, UDELAR

Montevideo, Uruguay

2019

Tribunal

Dr. Germán Baldi

Dr. Daniel Panario

Ing. Agr. Álvaro Roel

Financiación

Este trabajo fue realizado en el marco del Convenio MGAP (RENARE) - UdelaR (Fac de Ciencias, Fac. de Agronomía) *"Desarrollo de un mapa SIG de los pastizales naturales de las regiones geomorfológicas: Areniscas, Basalto, Cristalino Central, Cristalino del Este y Noreste"* y contó con la beca de posgrado nacional de la ANII.

Resumen

Las Planicies del Este es una región del Uruguay de gran importancia para su conservación, comprendiendo zonas de humedales y pastizales característicos que albergan gran biodiversidad. La principal actividad agrícola de la zona es el cultivo de arroz, que en nuestro país generalmente presenta un sistema de manejo por el cual se rota el cultivo luego de dos años. Durante el tiempo de descanso, esos suelos presentan un uso y cobertura vegetal que varía según posibilidades y voluntad del productor o arrendador, generando un mosaico muy variado en el paisaje. Los mapas detallados del uso-cobertura del suelo brindan una información indispensable para la cuantificación de cambios, al tiempo que son un punto de partida imprescindible para la generación de planes de uso y manejo de los recursos naturales, y promover medidas destinadas a su conservación. La actividad agrícola en las Planicies del Este ha generado la pérdida y remplazo de los ecosistemas naturales, fenómeno que no está debidamente cuantificado, habiendo una ausencia hasta el momento de mapas de la zona que den cuenta de los remanentes de pastizal allí presentes. Esto en parte se debe a lo complejo de mapear porciones tan pequeñas de pastizal, con fisonomía y/o comportamiento espectral similar al de los diversos escenarios pos agrícolas que los rodean. En esta tesis se enfrentó dicha dificultad metodológica, desarrollando una técnica sencilla y replicable, que tiene en cuenta el contexto y las características biológicas y de uso humano en la zona de estudio. Mediante la construcción de una máscara con la historia agrícola de los últimos diez años y su aplicación a una clasificación supervisada, se logró diferenciar los pastizales naturales de todos los demás recursos forrajeros. De esta manera se generó un mapa actualizado de las Planicies del Este que capta con gran precisión los remanentes de pastizal natural, logrando una exactitud global de 96%. El mismo revela que de las regiones geomorfológicas estudiadas en Uruguay, las Planicies del Este es la que presenta menor cobertura de Pastizal Natural (21%), lo que difiere drásticamente de las estimaciones censales. Mediante la aplicación de distintas métricas de paisaje, se analizó la fragmentación del pastizal y sus determinantes, evidenciándose el gran avance de este proceso en la zona. La conservación del pastizal a escala de paisaje se vio asociada a distintas variables que restringen la expansión de la agricultura, relegando el pastizal hacia sitios en donde se combinan características desfavorables para el desarrollo de esta actividad. Este trabajo representa un insumo importante para la investigación y la gestión, implicando un antecedente valioso en la revalorización de los parches marginales de pastizal natural, en la presente coyuntura global de pérdida y transformación alarmantes a los que están siendo sometidos.

Índice General

| | |
|--|----|
| Índice de Figuras | 1 |
| Índice de Tablas..... | 3 |
| Capítulo 1. Introducción General | 5 |
| El bioma Pastizal, su degradación y reducción por la actividad humana..... | 5 |
| Los Pastizales del Río de la Plata y el avance de la agricultura sobre los pastizales naturales de Uruguay | 6 |
| La agricultura arrocerá en las Planicies del Este | 8 |
| Las Planicies del Este y la importancia de su conservación | 9 |
| Presentación de la situación problema, relevancia de la investigación..... | 10 |
| Objetivos | 11 |
| Capítulo 2. Cartografía de las Planicies del Este uruguayo | 12 |
| Introducción | 12 |
| Metodología | 15 |
| Área de estudio | 15 |
| Cartografía..... | 15 |
| Máscara de uso agrícola 2007-2017 | 15 |
| Clasificación supervisada..... | 18 |
| Mapa de uso-cobertura del suelo | 19 |
| Resultados | 20 |
| Discusión | 23 |
| Mapa de uso/cobertura que discrimina el Pastizal Natural en las Planicies del Este | 24 |
| Reconstrucción de la historia agrícola para la discriminación de coberturas complejas ... | 26 |
| El remplazo del pastizal natural en las Planicies del Este | 28 |
| Consideraciones finales..... | 30 |
| Capítulo 3. Fragmentación del Pastizal en las Planicies del Este | 32 |
| Introducción | 32 |
| Metodología | 35 |
| Cálculo de Métricas de paisaje..... | 35 |
| Definición de sitios interesantes para la conservación | 39 |
| Mapeo de las Métricas de Paisaje..... | 40 |
| Evaluación de los principales determinantes de la Fragmentación..... | 40 |
| Resultados | 43 |
| Análisis de la fragmentación del pastizal en las Planicies del Este | 43 |

| | |
|--|----|
| Variación intra-regional de la fragmentación en las Planicies del Este | 44 |
| Sitios prioritarios para la conservación | 44 |
| Determinantes de la fragmentación en las Planicies del Este | 45 |
| Discusión | 50 |
| Avanzada Fragmentación del Pastizal en las Planicies del Este | 50 |
| Factores que condicionan el asentamiento de la actividad arrocera, determinan la variación espacial de la fragmentación en las Planicies del Este | 52 |
| Zonas de interés para su conservación | 55 |
| Consideraciones finales..... | 55 |
| Capítulo 4. Aportes de este trabajo | 57 |
| Principales resultados | 57 |
| Perspectivas | 59 |
| Bibliografía | 62 |

Índice de Figuras

Capítulo 2

Figura 1. Imagen en falso color compuesto de una porción del área de estudio (RGB:543).....17

Figura 2. Ejemplo de histogramas de los valores de frecuencia relativa de a) IVN (expresada como porcentaje), de los píxeles interpretados como suelo desnudo (SD) y como recursos forrajeros (RF); b) reflectancia en Banda 4 de *Landsat 8* (expresada como porcentaje), de los píxeles interpretados como SD y nubes; c) reflectancia en Banda 5 de *Landsat 8* (expresada como porcentaje), de los píxeles interpretados como SD y agua.....17

Figura 3. Ejemplo de árbol de decisión creado a partir de los umbrales de valores de reflectancia en las bandas que mejor separan las clases. "b1", "b2", "b3" hacen referencia al IVN, banda 4 y banda 5 de *Landsat 8*, respectivamente. LT: menor que, GT: mayor que, LE: menor o igual, GE: mayor o igual.....18

Figura 4. Mapa del Uruguay y un acercamiento sobre las Planicies del Este, con los registros georreferenciados a campo (puntos rojos).....19

Figura 5. Mapa de uso/cobertura del suelo de la región Planicies del Este.....23

Capítulo 3

Figura 1. Mapa de la zona de estudio, con las Unidades del Paisaje (celdas en rojo) de 10x10 km., para las cuales se calcularon las métricas de fragmentación.....36

Figura 2. Ejemplo del cálculo de las métricas propuestas por Jaeger (2000) en un paisaje simplificado.....39

Figura 3. Variación espacial de las métricas de fragmentación del Pastizal Natural. Se encuentran resaltadas aquellas celdas con valores de porcentaje de paisaje (PP) mayor o igual a 30%; número de parches (NP) menor o igual a 30 parches; tamaño promedio de parche (TPP) mayor o igual a 1.000.000 m² (100 ha.); y tamaño máximo de parche (TMP) mayor o igual a 10.000.000 m² (1.000 ha.).....47

Figura 4. Variación espacial de las métricas de fragmentación del Pastizal Natural. Se encuentran resaltadas aquellas celdas con valores de grado de división (GD) menor a 0.9 (probabilidad en escala de 0-1); índice de división (ID) menor o igual a 30 parches; tamaño efectivo de malla (TEM) mayor o igual a 10.000.000 m² (1.000 ha.); y distancia al vecino adyacente (DVA) menor o igual a 100m.....48

Figura 5. Mapa de uso-cobertura del suelo de las Planicies del Este generado en el Capítulo 2, interceptada con la grilla de UP (10x10km). En rojo figuran las UP que presentan características de interés para su conservación, por contar con una mayor extensión pastizal, menos fragmentado y compuesto por remanentes con mayor grado de cohesión entre ellos.....49

Figura 6. Esquema de distintos estados del proceso de fragmentación (Baldi et al. 2006, adaptado de Forman 1995 y Jaeger 2000). En gris se representa la cobertura original y en blanco la nueva cobertura.....56

Índice de Tablas

Capítulo 2

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Lista de fechas de las imágenes de <i>Landsat 5</i> y <i>Landsat 8</i> , utilizadas para la construcción de la máscara de uso agrícola..... | 17 |
| Tabla 2. Errores de comisión, omisión y exactitud global de los mapas de dos clases, expresados en porcentaje. Se muestran los resultados para cada imagen utilizada en la construcción de la máscara de uso agrícola..... | 21 |
| Tabla 3. Matriz de contingencia entre los resultados de la clasificación obtenida y la verdad de campo, expresada en porcentajes (a) y píxeles (b) para el mapa final..... | 22 |
| Tabla 4. Errores de omisión y comisión por clase (expresada en porcentaje) de la clasificación..... | 22 |

Capítulo 3

| | |
|---|----|
| Tabla 1. Lista de las métricas de paisaje aplicadas para el análisis de fragmentación del pastizal..... | 38 |
| Tabla 2. Lista de variables biofísicas y de uso humano del territorio incluidas en el SIG..... | 42 |
| Tabla 3. Promedio; desvío estándar; valor máximo y mínimo, de la cobertura del paisaje expresada como porcentaje (PP) para las clases bañado, pastizal y uso agrícola..... | 46 |
| Tabla 4. Número de parches (NP), tamaño promedio de parche (TPP) y tamaño máximo de parche (TMP) en hectáreas. Se presentan valores promedios de las clases bañado, pastizal y uso agrícola..... | 46 |
| Tabla 5. Promedio; desvío estándar; valor máximo y mínimo para las métricas de fragmentación analizadas para la clase pastizal: grado de división (GD), expresado como probabilidad; índice de división (ID), expresado como número de parches; tamaño efectivo de malla (TEM), expresado en hectáreas; y distancia euclidiana al vecino adyacente (DVA), expresado en metros..... | 46 |

Tabla 6. Resultados de los modelos de regresión lineal múltiple, para las métricas de paisaje incluidas en el análisis (porcentaje de agricultura, porcentaje de pastizal, tamaño efectivo de malla -TEM- y distancia al vecino adyacente -DVA-). Se representan el coeficiente de determinación de cada variable para cada métrica (r^2 parcial), el coeficiente acumulado al incorporar la variable al modelo de regresión (r^2 acumulado) y el coeficiente estandarizado de cada variable (β), todas con significancia estadística (menor a 0.05).....49

Capítulo 1. Introducción General

El bioma Pastizal, su degradación y reducción por la actividad humana

Los pastizales son biomas dominados por especies de la familia *Poaceae* (gramíneas), la quinta familia con más especies (más de 7500 especies) y la más ampliamente extendida en el mundo (Gibson 2009). La clasificación realizada en el marco del Análisis Piloto de Ecosistemas Globales (PAGE, por su sigla en Inglés), estima que los pastizales cubren 52.5×10^8 ha. o el 40.5% del total de la superficies de la Tierra (White et al. 2000).

Por ocupar un área tan grande, los ecosistemas de pastizales proporcionan muchos bienes y servicios importantes (White et al. 2000): alimentos, forraje y ganado, provisión de agua potable y de riego, biodiversidad, recursos genéticos, almacenamiento de carbono, generación de suelo, rol sustancial en el ciclo de nutrientes, eliminación de contaminantes del aire y emisión de oxígeno, mantenimiento del funcionamiento de cuencas hidrográficas, regulación del clima, hábitat humano y de vida silvestre, empleo, contribución a la belleza estética, turismo y recreación (Sala & Paruelo 1997; Gibson 2009). Sin embargo, un problema que se ha generado a la hora de valorar dichos bienes y servicios, es que muchos de ellos no tienen un valor de mercado claro (Sala & Paruelo 1997), haciendo más difícil que se visualice la necesidad de conservarlos.

Los pastizales tienen una larga historia de uso por el hombre e inevitablemente esto ha generado cambios de distintas dimensiones en los ecosistemas, llevando más recientemente, a la pérdida de gran parte de este bioma. Las principales modificaciones de los pastizales se deben a la agricultura, la fragmentación, a la llegada e introducción de especies no nativas invasoras, a la falta de fuego, desertificación, urbanización/asentamientos humanos y la introducción de ganado doméstico (Gibson 2009). La transformación de los pastizales a tierras agrícolas, ha sido la principal alteración que ha sufrido este bioma en todo el mundo, generando grandes extensiones con mosaicos que combinan parches de pastizal y agricultura o, en otras áreas, la conversión total. Si se excluyen los mosaicos agrícolas del cálculo, el área de pastizal global se reduce 7.1×10^8 ha. (White et al. 2000). Mientras tanto, datos del año 2005 evidencian que solo el 4.6% de este bioma es protegido. Los pastizales, sabanas y matorrales templados tienen un índice de riesgo de conservación más alto que cualquier otro bioma terrestre (la proporción de hábitat convertido en relación al hábitat protegido en el año 2005

era de 10:1), poniendo en riesgo la provisión de los numerosos bienes y servicios ecosistémicos que dependen de ellos (Hoekstra et al. 2005).

Los Pastizales del Río de la Plata y el avance de la agricultura sobre los pastizales naturales de Uruguay

La gran pérdida de superficie de pastizal es una realidad que no sortea el Sur del continente americano, y particularmente los pastizales del Río de la Plata han sido fuertemente afectados (Krapovickas & Di Giacomo 1998; Guerschman, Paruelo, Di Bella, et al. 2003; Paruelo et al. 2005; Baldi et al. 2006; Jobbágy et al. 2006; Paruelo et al. 2006; Baldi & Paruelo 2008; Volante et al. 2015). Estos representan una de las superficies más extensas de este bioma en Sudamérica y una de las más importantes del mundo. Ocupan un área de 70 millones de ha. y se localizan entre el Este de Argentina, Uruguay y Río Grande del Sur, en Brasil (Soriano 1991); cubriendo más del 70% de la región templada de Argentina y Uruguay (considerando pastizales y arbustales) (Soriano 1991). Dentro de esta región se reconoce una gran heterogeneidad ambiental y edáfica, que se ve reflejada en marcadas diferencias fitogeográficas (Soriano 1991). Constituye un importante reservorio de carbono a nivel mundial debido a las formas recalcitrantes de sus compuestos orgánicos, que impiden su rápida circulación a la atmósfera (Guo & Gifford 2002; Chapin et al. 2011).

Desde hace más de 400 años, este bioma ha estado sometido a distintas presiones de uso por el hombre, sin embargo este proceso se ha visto intensificado en las últimas décadas, debido a los cambios tecnológicos y en las condiciones del mercado internacional (Paruelo et al. 2005). El amplio rango de alteraciones generadas, que van desde la apropiación de una parte de la productividad de la comunidad nativa a través de la herbivoría por ganado doméstico, hasta un reemplazo total de la cobertura vegetal por agricultura o forestación (Paruelo et al. 2004; Altesor et al. 2005; Baeza & Paruelo 2018), puede verse traducido en una creciente fragmentación del paisaje natural. Como consecuencia de ello, los parches de hábitat que sostienen a las distintas poblaciones que componen los pastizales naturales, se han visto fraccionados, reducidos en tamaño y experimentan procesos crecientes de aislamiento, con consecuencias negativas sobre la biodiversidad (Krapovickas & Di Giacomo 1998; Sala et al. 2000). Los cambios en el uso del suelo en esta región, ya han demostrado generar pérdidas de otros servicios ecosistémicos (Jobbágy et al. 2006; Paruelo et al. 2006; Ayala 2011), a la vez que numerosos estudios revelan las consecuencias de la expansión agrícola sobre el clima, los

balances de carbono, nitrógeno y fósforo, las emisiones de gases con efecto invernadero (Houghton 2001; Viglizzo et al. 2011) y el ciclo hidrológico (Nosetto et al. 2005).

Este fuerte proceso de “agriculturización” de los sistemas productivos extensivos también se ha reconocido luego del año 2000 en Uruguay. Según el Censo Agropecuario de dicho año en nuestro país, el 82% del territorio (15,7 millones de ha.) se destinaba a la explotación ganadera (DIEA & MGAP 2000), pero desde entonces a esta parte, ha habido un gran cambio en el uso del suelo, marcado principalmente por el avance del cultivo de soja (Jobbágy et al. 2006; Paruelo et al. 2006; Baeza et al. 2011; Baeza et al. 2014). Según Baeza et al. (2014) el cálculo de las coberturas cultivo de verano, doble cultivo, forestación y monte, a partir de imágenes satelitales para la campaña agrícola 2011-2012, suman un poco más de 5 millones ha., no incluyendo las pasturas implantadas (que el nivel de resolución no permitió separarlas de otros recursos forrajeros perennes, al igual que no se separó la clase monte de forestación, teniendo que incluir los montes nativos dentro del cálculo anterior). La superficie con cultivos creció en base a la intensificación en el área agrícola tradicional y la expansión hacia otras zonas del país, mostrando un gran aumento en el litoral Oeste de Uruguay y su expansión hacia el Centro-Sur y algunas porciones del Este y Noroeste del país (Paruelo et al. 2006; Arbeletche & Gutiérrez 2010; Arbeletche et al. 2012; Baeza et al. 2014; Baeza 2016; Baeza & Paruelo 2018). Otro proceso de cambio en el uso del suelo en Uruguay, fue el aumento de la forestación comercial en el Noroeste, litoral Oeste (departamentos de Rio Negro y Paysandú) y sobre la región de Sierras del Este (Paruelo et al. 2006; Baeza et al. 2014; Baeza 2016).

Un trabajo reciente de Baeza y colaboradores, cartografía el uso-cobertura del suelo de gran parte de Uruguay, y cuantifica la superficie remanente de pastizales naturales (Baeza et al. 2019). Las regiones geomorfológicas estudiadas del Uruguay donde se encuentra una mayor cobertura de pastizal son la Cuesta Basáltica (75% del área cartografiada, 4.190.777 ha.), las Sierras y Lomadas del Este (66% del área cartografiada, 2.110.493 ha.), y la Cuenca Sedimentaria del Noreste (51.3% del área cartografiada, 1.745.596 ha.). Mientras que la menor cobertura de pastizal se registró para la región Centro-Sur (38.8% del área cartografiada, 872.607 ha.). Sin embargo, y a pesar de ser conocido el proceso de cambio en el uso de la tierra en las regiones del litoral Oeste y Planicies del Este del Uruguay, no existe un mapa de uso-cobertura del suelo que dé cuenta de los remanentes de pastizal en estas zonas de nuestro país, por lo que aún no ha sido descripta y cuantificada dicha transformación.

La agricultura arrocerera en las Planicies del Este

En la región de las Planicies del Este de Uruguay, debido a la disponibilidad de suelos aptos y la abundante disponibilidad de fuentes de agua, el rubro productivo que encontró su mayor esplendor fue el cultivo de arroz. En esta región, el proceso de agriculturización comenzó en la década del 70'a partir de la consolidación de la orientación exportadora del sector arrocerero (Canepa, 2018). Esto impulsó mejoras tecnológicas que permitieron mediante obras de sistematización y drenaje, un gran aprovechamiento de la zona, colonizando primero las llanuras medias y altas adyacentes a la Laguna Merín, y más tarde avanzando sobre zonas bajas (Scarlatto 1993). Sin embargo, desde la zafra 98-99' se ha detenido la expansión del sector en la zona (DIEA, 2017). Uruguay presenta actualmente alrededor de 170.000 ha. de producción de arroz de regadío, de las cuales aproximadamente el 72% son desarrolladas en el Este del territorio (118.391 ha.) (DIEA & MGAP 2017). Si bien este gran avance no es semejante al de la actividad sojera, el desarrollo del sector del arroz en nuestro país ha sido único en comparación con otras regiones. Esto se debe al aumento significativo en la producción total nacional; al aumento en los rendimientos que se atribuyen a las mejoras agronómicas combinadas con variedades de alto rendimiento desarrolladas localmente (Zorrilla 2015; Pittelkow et al. 2016); y a la elevada calidad del grano, lo que le ha permitido ingresar a mercados de exportación de alto valor.

Actualmente, la Asociación de Cultivadores de Arroz (ACA), la Gremial de Molinos Arroceros (GMA), el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), la Facultad de Agronomía y el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU), promueven un manual de "buenas prácticas agrícolas" (Battello et al. 2013) que implican un conjunto de principios y recomendaciones técnicas aplicables a la producción, procesamiento y transporte de alimentos, que permiten alcanzar altos niveles productivos y generan valor agregado al producto final. Su implementación en el cultivo de arroz fue orientada a asegurar la calidad e inocuidad del producto, un uso más adecuado de los recursos naturales involucrados en el proceso de producción y brindar garantías para la salud y seguridad a las personas que participan en el mismo (Battello et al. 2013). Según numerosas investigaciones cuyos resultados empíricos han sido compilados en dicho manual, el arroz debiera cultivarse con una lógica rotativa de uso agrícola y uso pastoril, que consiste en dos años consecutivos de cultivo, seguido de dos a cuatro años de pasturas para producir carne y lana. Debido a esta práctica de rotación implementada por gran parte de los productores arroceros de la zona (Battello et al. 2013; DIEA & MGAP 2017), una superficie muy grande de la región ha pasado a estar constituida por rastrojos de edad variable (Carámbula 1993; Bonilla et al. 2006; Pittelkow et al. 2016), que

durante el primer y segundo año proveen de escaso forraje. Recién a partir del tercer año y de forma progresiva, se va regenerando el tapiz natural y comienzan a prosperar las especies de cierto valor forrajero (Arrarte 1969). Esta situación hace que los altos rendimientos obtenidos por el cultivo del arroz, se vean disminuidos por la baja productividad del rastrojo, lo que suele conducir a los productores al cultivo o siembra en cobertura de especies palatables de buen rendimiento (Carámbula 1993), y a hacer más usuales prácticas de reducción de los tiempos de descanso entre un cultivo y el siguiente.

En este contexto de manejo y uso de la tierra en las Planicies del Este, en donde parte de la superficie del suelo que no está siendo utilizada por la actividad agrícola, está cubierta tanto por rastrojos pos agrícola de diferentes edades como por pasturas implantadas; el pastizal ha quedado reducido a pequeños fragmentos dispersos y aislados. Muchos de ellos han sobrevivido con poca influencia antrópica como pasturas viejas, rincones de potreros o cultivos abandonados. Las comunidades vegetales presentes en la mayoría de ellos, pueden ser consideradas diferentes etapas de un proceso de sucesión secundaria de un campo antiguo, en los cuales el pastoreo se ha mantenido generalmente como una perturbación constante (León & Oesterheld 1982). Debido a que probablemente la vegetación nativa en esta región haya sido en gran parte eliminada, las comunidades de plantas presentes en estos remanente de pastizal son una importante fuente de diversidad y abundancia de especies nativas (Burkart et al. 2011), de la cual se desconoce su estado y composición actual.

En la actualidad, no existe un mapa que dé cuenta de los remanentes de pastizal natural en las Planicies del Este, debido a que presentan un comportamiento espectral muy similar al de los escenarios post agrícolas de edad variable y diferente estado sucesional que los rodean, siendo muy difíciles de captar con las técnicas habituales de teledetección. Esto ha llevado a que en los mapas de uso-cobertura del suelo, los pastizales sean clasificados dentro de categorías genéricas en las que se incluyen pasturas implantadas y otros recursos forrajeros, resultando poco útiles para fines de conservación e investigación.

Las Planicies del Este y la importancia de su conservación

Brazeiro et al. (2015a) propusieron un esquema de regionalización que delimita siete grandes eco-regiones, que dan cuenta de la variabilidad geomorfológica y biótica de nuestro territorio. En dicho trabajo, la zona de las Planicies del Este uruguayo constituyen la eco-región Graben de la Laguna Merín, con una extensión de 1.648.444 ha. Presenta un rango altitudinal que va de 0-40 m., las geofomas dominantes son los planos y depresiones, y los tipos de suelos que

predominan son los planosoles, argisoles, gleysoles e histosoles. El Graben de la Laguna Merín es una de las dos eco-regiones de nuestro país con mayor porcentaje de su territorio con prioridad para la conservación, con un 19,4% (339.983 ha.) de su extensión como de máxima y alta prioridad (Brazeiro 2015). Presenta un nivel de riqueza intermedio (724 especies), con valores considerables de anfibios, reptiles, mamíferos y leñosas, y muy alta diversidad de aves. El número de especies indicadoras es alto, presentando la mayor riqueza eco-regional de aves indicadoras (49 especies) (Brazeiro 2015). Adicionalmente, en el año 1984, Uruguay adhirió a la convención Ramsar incluyendo los bañados localizados en la cuenca de la Laguna Merín y Costa Atlántica (Bañados del Este y Franja Costera), como su primer sitio en la lista de humedales de importancia internacional. Los Bañados del Este son considerados uno de los sistemas de humedales más extensos, ricos y variados de América del Sur, especialmente importantes porque constituyen un reservorio de agua dulce que abastece a todos los ecosistemas aledaños, además de por su gran número de hábitats y su alta biodiversidad (Clara & Maneyro 1999).

A pesar de los aspectos mencionados, que convierten a esta zona de nuestro país en un importante foco de interés para su estudio, son escasos los trabajos que han abordado el estudio de su vegetación natural y su estado de conservación (ver no obstante, Arrarte 1969; Barreneche & Zarucki 2017). Un trabajo de Arrarte del año 1969, reconoce tres tipos de formaciones vegetales en las Planicies del Este: campos uliginosos (campos planos mal drenados, que permanecen saturados de agua durante el invierno y que excepcionalmente son cubiertos por agua de inundaciones); campos paludosos (generalmente se conocen como “bañados” y justamente son aquellas áreas planas que permanecen inundadas y saturadas por agua gran parte del año) y formaciones acuáticas (existentes en los esteros y áreas permanentemente cubiertas de agua). Los remanentes de esta vegetación natural, actualmente constituyen superficies marginales inmersas en una matriz agrícola, fundamentalmente arroceras.

Presentación de la situación problema, relevancia de la investigación

El proceso acentuado de agriculturización desarrollado en los Pastizales del Río de la Plata, en nuestro país, y particularmente en la región de las Planicies del Este a través de la expansión de la actividad arroceras, ha determinado cambios no solo en la composición del paisaje (proporción de los distintos tipos de cobertura) sino también en su configuración (patrón con

el que se distribuyen los distintos tipos de cobertura). La continuidad espacial del pastizal se ha visto fragmentada, amenazando los bienes y servicios que de él provienen.

El conocimiento del uso-cobertura del suelo y del grado de fragmentación del sistema natural que se ha visto transformado, proveen información a partir de la cual se pueden inferir cambios sobre aspectos estructurales y funcionales del ecosistema, aun cuando no se conozcan los detalles de los procesos ecológicos involucrados (Saunders et al. 1991; O'Neill et al. 1997). Así mismo, permiten cuantificar los cambios, generar planes de uso y manejo de los recursos naturales, y promover medidas destinadas a la conservación (Baeza et al. 2014).

Objetivos

El objetivo general de esta tesis fue evaluar el grado de conservación del pastizal natural de las Planicies del Este de Uruguay a nivel de paisaje, para proveer información de importancia para la investigación y la gestión.

El presente trabajo comprendió cuatro objetivos específicos:

- 1) Diseñar y poner a punto una metodología que permita discriminar pequeñas áreas de pastizal natural, de otras coberturas que presentan un comportamiento espectral y/o fenológico similar.
- 2) Elaborar una cartografía del uso/cobertura del suelo para las Planicies del Este, con especial énfasis en la discriminación del pastizal natural.
- 3) Describir la fragmentación del pastizal en la zona de estudio a partir del cálculo de diversas métricas de paisaje útiles como indicadores del grado de conservación.
- 4) Explorar los factores determinantes de la distribución espacial de la fragmentación del pastizal, analizando distintas variables biofísicas y variables vinculadas al uso humano del territorio.

La tesis está organizada en cuatro capítulos. En el capítulo 1 (este capítulo) se presenta el tema de estudio, sus antecedentes generales y se plantea la problemática ambiental. En el capítulo 2 se desarrollan los objetivos específicos 1 y 2. En el capítulo 3 se llevan adelante los objetivos específicos 3 y 4. Finalmente, en el capítulo 4 se sintetizan y discuten los principales resultados en un contexto más general, se exponen los principales aportes de este trabajo, su utilidad y las perspectivas a futuro.

Capítulo 2. Cartografía de las Planicies del Este uruguayo

Introducción

La descripción espacialmente explícita del uso/cobertura del suelo es una información imprescindible para la cuantificación de sus cambios, así como para la generación de planes de uso y manejo de los recursos naturales, y promover medidas destinadas a su conservación (Hansen et al. 2000; Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2000; Baeza et al. 2014). Los sensores a bordo de satélites son una herramienta de gran utilidad para la elaboración de mapas de uso/cobertura del suelo sobre grandes extensiones de territorio (Paruelo et al. 2004). El éxito de estas técnicas, se debe a que las imágenes generadas por estos sensores proveen datos cuantitativos y espacialmente continuos de la superficie terrestre. Las diferentes coberturas del suelo son discriminables por la particularidad de la respuesta espectral de los distintos materiales que las componen y los cambios temporales que operan sobre ellas (Curran 1985). La frecuencia de visita de los satélites, permite inferir información sobre la fenología de la vegetación (Guyot 1990), así como describir algunos procesos ecosistémicos importantes. Esto es posible en la medida que se “traduce” las medidas de radiación reflejada o emitida registradas por el satélite, en índices espectrales y variables sintéticas con significado biofísico. Uno de los índices más utilizados es el Índice de Vegetación Normalizado (IVN), el cual integra dos aspectos claves de la vegetación fotosintéticamente activa: absorbe prácticamente toda la radiación en la longitud de onda del rojo (R) debido a los pigmentos fotosintéticos, a la vez que refleja una gran porción de la longitud de onda del infrarrojo cercano (IRc) debido a la estructura del mesófilo foliar. El IVN se calcula como: $IVN = (IRc - R) / (IRc + R)$ (Tucker 1979; Tucker et al. 1985). Este índice ha demostrado tener una relación estrecha y positiva con la fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa Absorbida (fRFAA) por la vegetación verde y por tanto con la Productividad Primaria Neta Aérea (PPNA) (Baret & Guyot 1991; Prince 1991; Paruelo et al. 1997; Gower et al. 1999; Piñeiro et al. 2006).

Con el propósito de diferenciar las distintas coberturas complejas de la superficie terrestre, muchos estudios han acudido a la información brindada por las series temporales de imágenes MODIS (del Inglés: *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (Friedl et al. 2002; Lobell & Asner 2004; Wessels et al. 2004; Wardlow et al. 2007; Clark et al. 2010; Lyburner et al. 2011; Clark et al. 2012; Baeza et al. 2014). Este abordaje tiene la desventaja de no poder

describir lo que ocurrió previamente al año 2000, año en que comenzó a ser operacional dicho satélite. Adicionalmente, dada la baja resolución espacial de este sensor, no es posible captar patrones a fina escala en paisajes muy heterogéneos. Sin embargo, a partir de la apertura de los archivos *Landsat*, trabajos más recientes aprovecharon su resolución espacial (30 m.) y su extensión cronológica (1984 hasta la fecha), para generar conjuntos de clasificaciones de múltiples fechas o series temporales intra-anales e inter-anales, junto al cálculo de métricas que involucran la variabilidad temporal-espectral, pudiendo así capturar información fenológica importante que permite elaborar mapas de uso-cobertura con mayor nivel de detalle (Guerschman, Paruelo, & Burke 2003; Hansen et al. 2011; Maxwell & Sylvester 2012; Griffiths et al. 2013; Müller et al. 2015).

Estudios en áreas muy transformadas por la expansión agro-pastoril en la sabana del Cerrado brasileiro han logrado discriminar la vegetación natural de otros usos y coberturas del suelo, a partir de la combinación de métricas espectrales y temporales utilizando imágenes *Landsat* (Müller et al. 2015). Sin embargo el mapeo de pastizales ha resultado complejo, particularmente si se trata de diferenciar vegetación nativa, de otros recursos forrajeros semi-naturales o implantados (Schuster et al. 2015). Esto se debe a que las propiedades espectrales de los pastizales son poco claras y diferenciables de otras coberturas similares. A su vez, se componen por vegetación con gran diversidad espacial, estructural e incluso temporal, lo cual sumado a que en estos contextos los pastizales suelen constituir pequeñas superficies, la implementación de una metodología única que capte toda su variabilidad, se ha visto realmente dificultada (Hill et al. 2005; Schuster et al. 2011; Wright & Wimberly 2013; Schuster et al. 2015).

En lo que respecta a estos tipos de abordajes sobre las Planicies del Este de nuestro país, no es mucha la información disponible. El uso/cobertura del suelo ha sido escasamente descrito y no se dispone de mapas actuales que brinden suficiente nivel de detalle. El único antecedente documentado (Carballo y Di Landro, 1994) clasifica el uso cobertura del suelo en la región, discriminando campo natural de rastrojos post agrícolas y praderas artificiales, mediante interpretación visual de una imagen satelital del año 1992. El mismo constituye el primer trabajo cartográfico a partir de imágenes *Landsat* en Uruguay. Trabajos más actuales, como el de Baeza y colaboradores (2011), describen el uso-cobertura del suelo con gran nivel de detalle y con especial énfasis en discriminar las principales unidades de pastizal natural en las regiones predominantemente ganaderas del Uruguay, pero dicho trabajo no contempla la zona en la que se enfoca el presente estudio. Con menor resolución espacial y conceptual, Cal et al. (2011) y Baeza et al. (2014) describen el uso-cobertura del suelo para todo el país,

abarcando esta zona, pero no discriminan entre recursos forrajeros cultivados y naturales. Lo mismo ocurre en otras descripciones de uso-cobertura del suelo a nivel regional y continental (Baldi & Paruelo 2008; Blanco et al. 2013).

Como se expuso en el capítulo 1, la principal actividad económica de las Planicies del Este es el cultivo de arroz (MGAP & DIEA 2011). Según la guía de “buenas prácticas agrícolas” (Battello et al. 2013) promovida por la ACA, la GMA, el INIA, la Facultad de Agronomía y el LATU, este cultivo debiera estar incluido dentro de un plan de rotaciones, que consiste en dos años consecutivos de cultivo, seguido de dos a cuatro años de descanso, con o sin pasturas cultivadas para producir carne y lana. Llevado a la práctica, el manejo de la rotación de este cultivo queda sujeto a las condiciones económico-financieras de cada productor y las condiciones particulares del mercado nacional e internacional en ese momento específico, pudiendo verse diversos escenarios que van desde la rotación con cultivos de verano (comúnmente soja) o rotación con pasturas implantadas, hasta abandono del campo como rastrojo. Durante el primer y segundo año, dichos rastrojos proveen de escaso forraje, siendo a partir del tercer año y de forma progresiva, que comienzan a prevalecer especies perennes características de pastizal natural (Arrarte 1969). Debido a esto, una superficie muy grande de la región pasa a estar constituida por un abanico de situaciones post agrícolas que presentan fisonomías muy similares, y por ende un comportamiento espectral muy similar también.

La ausencia de antecedentes en lo que refiere a la clasificación de remanentes de pastizal natural, en contextos con tanta heterogeneidad de coberturas que se comportan fenológicamente de forma muy similar, resulta especialmente desafiante y hace necesario que se analicen las herramientas tecnológicas disponibles y se sistematice una metodología que resulte práctica y eficiente. En este capítulo se atiende este desafío combinando los conocimientos sobre las características del cultivo de arroz en nuestro país, con los insumos satelitales de mejor calidad disponibles en forma gratuita, incorporando el componente temporal a las técnicas clásicas de clasificación, para generar una metodología de discriminación de pastizal natural en contextos de uso-cobertura del suelo complejos. Dicha metodología se implementa en la producción de un mapa que da cuenta de los remanentes de pastizal natural en una región altamente transformada por el avance de la frontera agrícola.

Metodología

Área de estudio

Brazeiro *et al.* (2015a) propusieron un esquema de regionalización que delimita siete grandes eco-regiones, que dan cuenta de la variabilidad geomorfológica y biótica de nuestro territorio. En dicho trabajo, la zona de las planicies del Este uruguayo constituyen la eco-región Graben de la Laguna Merín, con una extensión de 1.648.444 ha. En nuestro trabajo, el área de estudio excluyó del Graben de la Laguna Merín la superficie con fuerte influencia oceánica, constituyendo una superficie total de 743.642 ha., abarcando un rango latitudinal que va desde 32°28'S a 33°54'S. La temperatura media anual ronda los 16.4°C y las precipitaciones acumuladas anuales son de aproximadamente 1207mm (INUMET 2019). El principal uso del suelo en esta región es la ganadería bovina extensiva y el cultivo de arroz, siendo conocida tradicionalmente como la “Cuenca Arrocería del Uruguay” (MGAP & DIEA 2011). Los ecosistemas predominantes son la pradera estival con tapiz denso, los humedales conformados por comunidades hidrófilas y se destacan poblaciones de palmares (Achkar *et al.* 2012).

Cartografía

Se implementó una metodología que consistió en dos etapas complementarias. En primera instancia, se generó una máscara que integró todas aquellas porciones del área de estudio que tuvieron uso agrícola en al menos una ocasión en los últimos diez años. En la segunda etapa, se generó una clasificación supervisada con las clases: cultivo de verano, cultivo de invierno, bañado, monte, forestación y recursos forrajeros (RF); a partir de la mejor imagen *Landsat* más cercana a la fecha en que se salió al campo para recabar datos visuales de uso-cobertura de suelo. Al superponer la máscara a la clasificación, se incorporó la información de la historia agrícola de los últimos diez años, lo que permitió diferenciar los pastizales naturales (aquellos píxeles clasificados como RF que no fueron enmascarados), de todos los demás recursos forrajeros que tuvieron historia agrícola reciente y que presentan una señal espectral similar para la fecha de la clasificación.

Máscara de uso agrícola 2007-2017

Para la construcción de la máscara se utilizaron 12 imágenes *Landsat* del 2007 hasta el 2017 de la escena *path 222/row 083*. Se seleccionó una imagen por año, en fechas con la menor cobertura de nubes, procurando abarcar los tiempos de cosecha de los cultivos predominantes en la zona, y los tiempos de preparación del suelo para la zafra siguiente. Cuando no se contó con una imagen en estas condiciones para un determinado año, se utilizó la anterior o

siguiente más próxima (Tabla 1). Todas las imágenes fueron obtenidas del sitio web oficial de la USGS (http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/Satellite_Products). Fueron corregidas radiométricamente utilizando la fecha, el día juliano, el ángulo de elevación solar y la distancia de la tierra al sol; y atmosféricamente, separando el efecto producido por la dispersión *Rayleigh* (Chander & Markham 2003; Chander et al. 2007).

La identificación del uso agrícola en cada imagen se basó en la interpretación visual de potreros/lotes con suelo desnudo sobre una composición falso color compuesto, debido a que las superficies agrícolas presentan muy baja o nula cobertura vegetal al momento de la siembra del cultivo y luego de su cosecha. Como en el caso del arroz las operaciones de maquinaria necesarias para el cultivo (laboreo, nivelación, elaboración de canales de riego, etc.) implican la preparación del terreno mucho antes de su siembra, el suelo suele permanecer sin cobertura durante mucho tiempo. La ventaja de identificar el uso agrícola a partir del suelo desnudo, radica en que este posee un comportamiento espectral muy diferente al resto de las cubiertas presentes y resulta muy sencilla su discriminación (Figura 1). Para cada imagen se interpretaron al menos 100 polígonos con suelo desnudo y 100 pertenecientes a cada una del resto de las coberturas presentes (RF, bañados, forestación, nubes, sombras, agua y urbano). El 70% de los polígonos fue utilizado para discriminar los distintos usos del suelo (entrenamiento) y el resto para evaluar el proceso de discriminación (evaluación). Con dicho objetivo, se determinaron rangos de valores de reflectancia de los píxeles pertenecientes a la clase “cultivos” y a la clase “otros” (en la que quedaron incluidas todas las demás coberturas). Las bandas espectrales utilizadas fueron de *Landsat 5*: 1,2,3,4,5 y 7; de *Landsat 8*: 2,3,4,5,6 y 7; y el Índice de Vegetación Normalizado (IVN). Se analizaron los valores de reflectancia de cada banda considerada e IVN, de los píxeles de los polígonos de entrenamiento calculando los promedios, máximos y mínimos, y se construyeron histogramas con las frecuencias acumuladas relativas para determinar los rangos de dispersión (Figura 2).

Estos resultados se tradujeron en reglas simples de pertenencia o no a cada clase, definidas a partir de los umbrales en los valores de reflectancia de las diferentes bandas o combinaciones de bandas que maximizan la separación. Las reglas generadas fueron utilizadas en árboles de decisión implementados en ENVI (*Exelis Visual Information Solutions, Boulder, Colorado*) (Figura 3), con los que se construyó un mapa binario con las categorías “uso agrícola” y “otros” para cada año. Se le asignó valor 0 a la clase “uso agrícola”, valor 1 a las otras categorías que quedaron definidas como “otros” y se aplicó un filtro modal 3x3. Para evaluar qué tan correctas fueron las reglas de decisión utilizadas para elaborar estos mapas, se construyó una matriz de contingencia para cada uno de ellos, utilizando los polígonos de evaluación. La

máscara final de uso agrícola se generó con el producto de los doce mapas binarios. La máscara quedó definida con valor 0 para todas aquellas porciones de territorio que en alguna de las imágenes analizadas fue clasificada como suelo desnudo.

Tabla 1. Lista de fechas de las imágenes de *Landsat 5* y *Landsat 8*, utilizadas para la construcción de la máscara de uso agrícola

| Imágenes <i>Landast 5</i> | Imágenes <i>Landast 8</i> |
|---------------------------|---------------------------|
| 20/07/2007 | 15/04/2013 |
| 12/01/2008 | 05/08/2013 |
| 07/06/2009 | 27/10/2014 |
| 13/10/2009 | 12/09/2015 |
| 23/04/2010 | 13/08/2016 |
| 01/09/2011 | 20/01/2017 |



Figura 1. Imagen en falso color compuesto de una porción del área de estudio (RGB:543). El cuadrante rojo se posiciona sobre un potrero con suelo desnudo (superficie de color celeste). Las porciones de territorio con distinto grado de cobertura vegetal, varían en las distintas tonalidades de rosa.

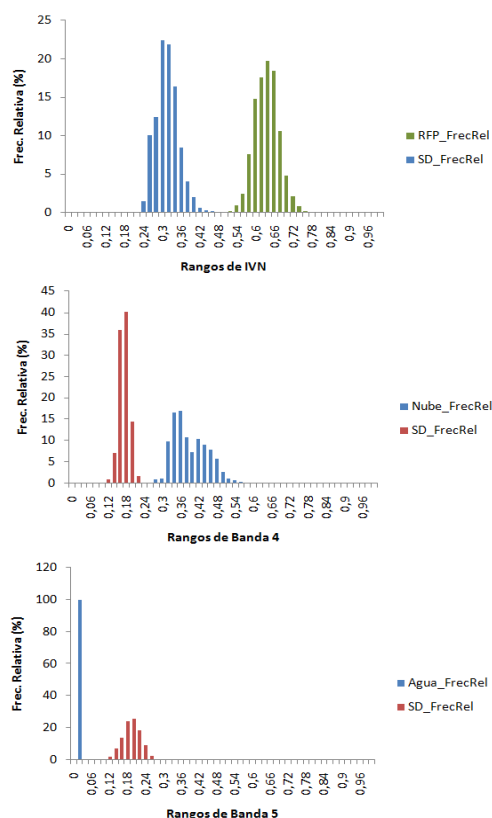


Figura 2. Ejemplo de histogramas de los valores de frecuencia relativa de a) IVN (expresada como porcentaje), de los pixeles interpretados como suelo desnudo (SD) y como recursos forrajeros (RF); b) reflectancia en Banda 4 de *Landsat 8* (expresada como porcentaje), de los pixeles interpretados como SD y nubes; c) reflectancia en Banda 5 de *Landsat 8* (expresada como porcentaje), de los pixeles interpretados como SD y agua.

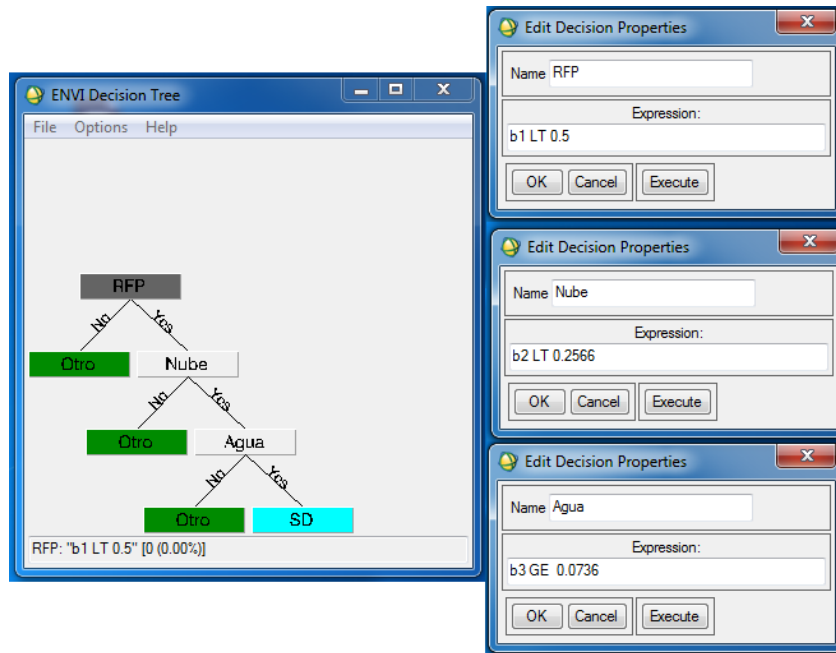


Figura 3. Ejemplo de árbol de decisión creado a partir de los umbrales de valores de reflectancia en las bandas que mejor separan las clases. "b1", "b2", "b3" hacen referencia al IVN, banda 4 y banda 5 de *Landsat 8*, respectivamente. LT: menor que, GT: mayor que, LE: menor o igual, GE: mayor o igual.

Clasificación supervisada

Se realizó una clasificación supervisada utilizando la imagen *Landsat 8* de la fecha 13/8/2016 (imagen sin presencia de nubes más reciente a la fecha de salida al campo). Con la imagen corregida atmosférica y radiométricamente, se construyó una imagen multi-banda compuesta exclusivamente por las bandas reflectivas.

Los datos de campo para entrenar el algoritmo de clasificación y para evaluar la clasificación resultante se obtuvieron en febrero del 2017. Para ello, se diseñó una ruta de muestreo con un sistema de información geográfico que abarcó toda la región de estudio. En la recorrida se identificó a qué uso-cobertura del suelo corresponde la superficie que se observa a ambos lados del camino y se registró con GPS. Se digitalizaron 658 polígonos correspondientes a los lotes donde se encontraban los registros de cobertura del suelo (Figura 4). Las clases registradas a campo fueron: pastizal; bañado (siendo las áreas que Arrarte (1969) definió en la zona de estudio como campos paludosos y formaciones acuáticas: áreas planas que permanecen inundadas y saturadas por agua gran parte del año, los primeros; y aquellas existentes en los esteros y áreas permanentemente cubiertas de agua, las segundas); cultivo de verano; cultivo de invierno; pradera implantada; forestación; monte nativo; suelo desnudo; rastrojo; arbustos; urbano y agua, las cuales se confirmaron y corrigieron para la fecha a

considerar en la clasificación, con una interpretación visual de la imagen a clasificar en falso color compuesto (RGB:432) y utilizando *Google Earth* (<http://www.google.com/earth/download/ge/>).

Los polígonos fueron superpuestos a la máscara de uso agrícola generada, para excluir a aquellos que se solaparan. Los restantes se dividieron al azar en dos subconjuntos para cada clase, el 70% de ellos se utilizaron para entrenar el algoritmo de clasificación y el otro 30% se utilizó como verdad de campo para construir la matriz de contingencia y evaluar el resultado de la clasificación supervisada. La regla de decisión utilizada para clasificar cada pixel fue la de máxima verosimilitud, estableciendo un umbral de confianza del 95% (Lillesand et al. 2014). Las clases definidas en la clasificación fueron: bañado, monte nativo, forestación, cultivos y recursos forrajeros (RF). Esta última incluye al pastizal natural, las pasturas implantadas y los rastrojos de edad variable.

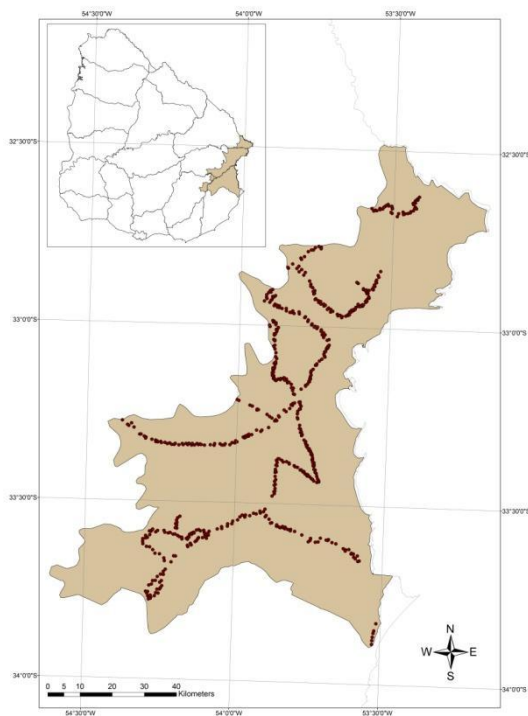


Figura 4. Mapa del Uruguay y un acercamiento sobre las Planicies del Este, con los registros georreferenciados a campo (puntos rojos).

Mapa de uso-cobertura del suelo

El mapa final de uso-cobertura del suelo se obtuvo al combinar la máscara de uso agrícola con la clasificación supervisada, pudiendo discriminar las siguientes categorías: "uso agrícola" que incluye a los pixeles clasificados como "cultivos" en la clasificación supervisada y las porciones

del área de estudio que quedaron incluidas dentro de la máscara; "pastizal natural" constituida por aquellos píxeles de la clase "RF" que quedaron por fuera de la máscara; bañado; monte nativo y forestación. Adicionalmente se agregaron dos categorías superpuestas al mapa final, cuerpos de agua y centros urbanos, ambas obtenidas de información vectorial relevada por la DINOT y disponibles en la Infraestructura de Datos Espaciales de Uruguay (IDEUy: <http://ide.uy/>).

La precisión del mapa final se evaluó a partir de una matriz de contingencia, utilizando como verdad de campo aquellos polígonos de datos de campo, corregidos y reinterpretados para la imagen utilizada en la clasificación, que no quedaron dentro de la máscara agrícola.

Resultados

La evaluación del proceso de construcción de la máscara demostró que la metodología actúa de forma consistente y constante. Las reglas de decisión generadas presentaron una exactitud promedio de 98% en la discriminación de los polígonos de SD del subconjunto de datos reservados para la evaluación. La exactitud global y los errores de comisión y omisión para cada una de las imágenes utilizadas en el proceso de construcción de la máscara se muestran en la Tabla 2.

El mapa de uso-cobertura del suelo generado cubre una superficie de 743.642 ha., de las cuales el 21% (155.021 ha.) son pastizales naturales. El 60% corresponden a uso agrícola, el 13% a bañados, el 4% a monte nativo y el 2% a agua, siendo despreciables la forestación y el área urbana (Figura 5). La evaluación de la clasificación presentó muy buenos resultados. La matriz de contingencia (Tabla 3) reveló una exactitud global del 96% mientras que el *coeficiente kappa* fue de 0.94. Los errores de comisión y omisión fueron en general bajos y equitativamente distribuidos. La categoría mejor discriminada fue monte, mientras que el mayor grado de mezcla se dio entre las categorías uso agrícola y pastizal, fundamentalmente debido a errores de omisión (21.4%), donde un 20.7% de los píxeles de la categoría uso agrícola fue clasificado como pastizal (tabla 3).

Tabla 2. Errores de comisión, omisión y exactitud global de los mapas de dos clases, expresados en porcentaje. Se muestran los resultados para cada imagen utilizada en la construcción de la máscara de uso agrícola.

| Fecha | Cobertura | Comisión (%) | Omisión(%) | Exactitud global |
|------------|-----------|--------------|------------|------------------|
| 20/07/2007 | SD | 0,0 | 3,7 | 97,7 |
| | otros | 5,9 | 0,0 | |
| 12/01/2008 | SD | 0,0 | 0,2 | 99,9 |
| | otros | 0,2 | 0,0 | |
| 07/06/2009 | SD | 1,4 | 0,6 | 99,1 |
| | otros | 0,5 | 1,2 | |
| 13/10/2009 | SD | 1,0 | 0,0 | 99,4 |
| | otros | 0,0 | 1,7 | |
| 23/04/2010 | SD | 4,3 | 0,0 | 98,0 |
| | otros | 0,0 | 3,7 | |
| 01/09/2011 | SD | 0,1 | 13,6 | 93,2 |
| | otros | 11,9 | 0,1 | |
| 15/04/2013 | SD | 0,0 | 0,5 | 99,8 |
| | otros | 0,5 | 0,0 | |
| 05/08/2013 | SD | 0,0 | 0,6 | 99,7 |
| | otros | 0,6 | 0,0 | |
| 27/10/2014 | SD | 0,0 | 1,4 | 99,3 |
| | otros | 1,4 | 0,0 | |
| 12/09/2015 | SD | 0,0 | 9,4 | 95,3 |
| | otros | 8,6 | 0,0 | |
| 13/08/2016 | SD | 0,0 | 0,1 | 100,0 |
| | otros | 0,1 | 0,0 | |
| 20/01/2017 | SD | 0,0 | 5,9 | 98,3 |
| | otros | 2,3 | 0,0 | |

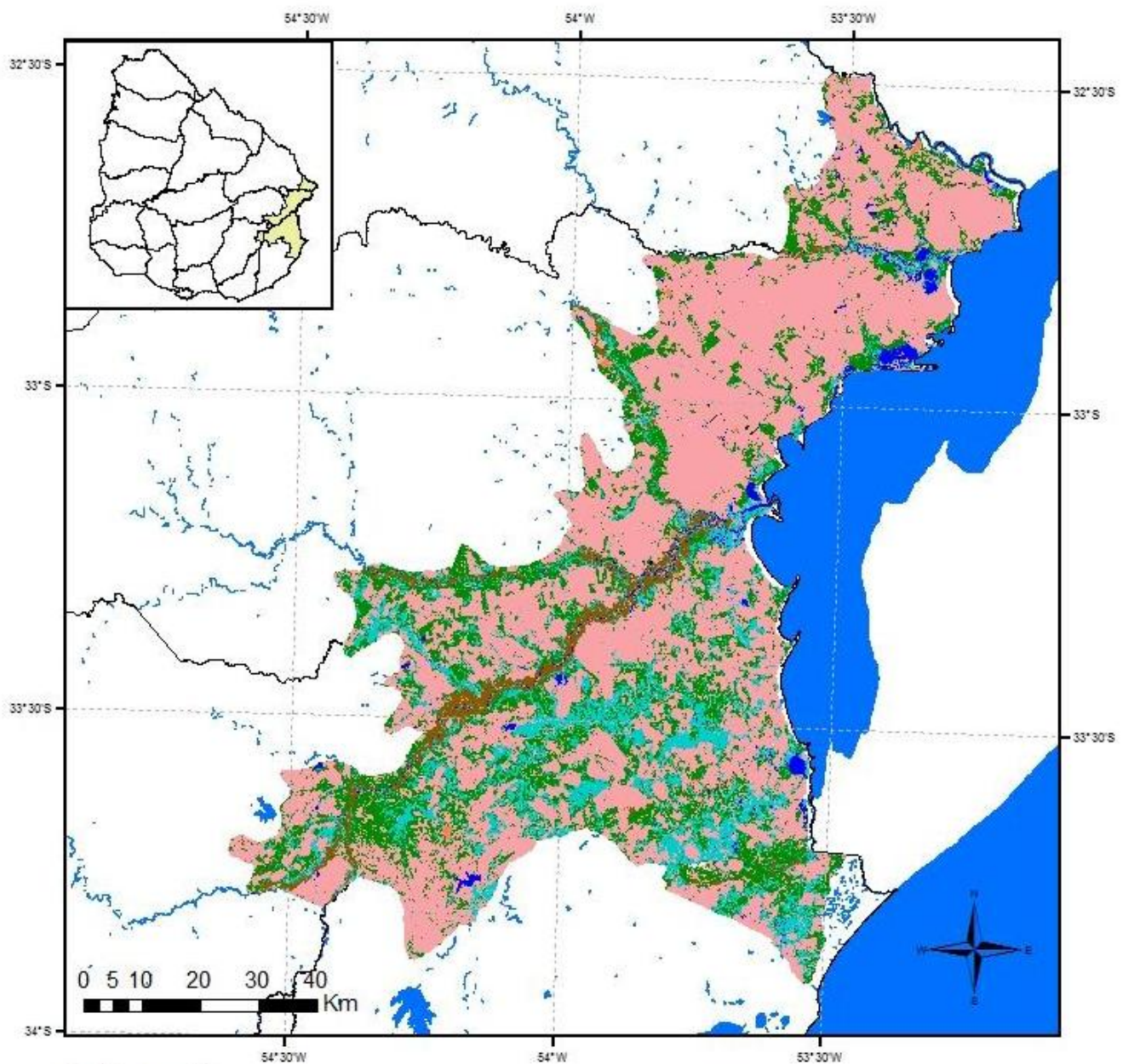
Tabla 3. Matriz de contingencia entre los resultados de la clasificación obtenida y la verdad de campo, expresada en porcentajes (a) y pixeles (b) para el mapa final.

| Clase <i>Clasificación</i> | Verdad de campo | | | | | |
|-------------------------------|-----------------|-------------|-------------|--------------|-------------|------------|
| | Forestación | Bañado | Monte | Uso Agrícola | Pastizal | Total |
| Forestación | 97,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 7,7 |
| Bañado | 0,1 | 98,7 | 0,5 | 0,3 | 3,1 | 17,8 |
| Monte | 0,0 | 0,0 | 99,5 | 0,2 | 0,0 | 45,0 |
| Uso Agrícola | 0,5 | 0,1 | 0,0 | 78,6 | 0,0 | 10,4 |
| Pastizal | 2,3 | 1,2 | 0,0 | 20,7 | 96,9 | 19,0 |
| Total | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

| Clase <i>Clasificación</i> | Verdad de campo | | | | | |
|-------------------------------|-----------------|-------------|-------------|--------------|-------------|--------------|
| | Forestación | Bañado | Monte | Uso Agrícola | Pastizal | Total |
| Forestación | 901 | 0 | 1 | 0 | 0 | 902 |
| Bañado | 1 | 1989 | 24 | 5 | 59 | 2078 |
| Monte | 0 | 0 | 5250 | 3 | 0 | 5253 |
| Uso Agrícola | 5 | 1 | 0 | 1212 | 0 | 1218 |
| Pastizal | 21 | 25 | 0 | 319 | 1858 | 2223 |
| Total | 928 | 2015 | 5275 | 1542 | 1917 | 11677 |

Tabla 4. Errores de omisión y comisión por clase (expresada en porcentaje) de la clasificación.

| Clase | Error (%) | |
|------------------|-----------|----------|
| | Omisión | Comisión |
| Forestación | 2,9 | 0,1 |
| Bañado | 1,3 | 4,3 |
| Monte | 0,5 | 0,1 |
| Uso Agrícola | 21,4 | 0,5 |
| Pastizal Natural | 3,1 | 16,4 |



Referencias









| | | | |
|--|--|---|--|
|  Sin Clasificar |  Pastizal natural |  Forestación |  Urbano |
|  Uso Agrícola |  Bañado |  Monte |  Agua |

Figura 5. Mapa de uso/cobertura del suelo de la región Planicies del Este.

Discusión

En este trabajo se generó un mapa de alta resolución espacial y conceptual actualizado, del uso/cobertura del suelo de las Planicies del Este de Uruguay. Gracias a la aplicación de una técnica sencilla que contempla características claves del uso del suelo en la zona de estudio, y que combina información de la historia de uso con las metodologías clásicas de teledetección,

el mapa logra discriminar con precisión el pastizal natural del resto de los recursos forrajeros o diferentes estadios sucesionales post agrícolas presentes en el área.

Mapa de uso/cobertura que discrimina el Pastizal Natural en las Planicies del Este

En esta tesis se discrimina con precisión y gran nivel de detalle los pastizales naturales remanentes en las Planicies del Este de Uruguay. Su antecedente directo (Carballo y Di Landro, 1994) también clasificó el pastizal natural separándolo de las praderas artificiales y los rastrojos agrícolas, a partir de la fotointerpretación de una imagen *Landsat* TM del año 1992. Sin embargo, el mapa de uso-cobertura del suelo generado no se encuentra disponible en formato digital, así como tampoco su matriz de contingencia, limitando la comparación con nuestros y otros resultados, casi exclusivamente al área ocupada por cada categoría. Un trabajo de Baldi y Paruelo (2008) en el que caracterizaron la dinámica de los cambios en el uso-cobertura del suelo en el período 1985-1989 y 2002-2004 para ocho áreas pilotos, abarcando las distintas subdivisiones de los Pastizales del Río de la Plata, generan un mapa para la zona de las Planicies del Este, utilizando imágenes *Landsat*. Sin embargo, su clasificación no discrimina pastizales naturales, de praderas implantadas u otros recursos forrajeros. Cal y colaboradores (2011) generaron un mapa de cobertura del suelo de todo Uruguay, fundamentalmente a partir de la fotointerpretación de imágenes *Landsat* de diferentes momentos del año, para el período 2007-2008. Pero dicha clasificación es evaluada a campo para la categoría genérica "áreas terrestres cultivadas o manejadas" en la que agrupan, por ejemplo, diferentes cultivos, pasturas permanentes y forestación; siendo dudosa la discriminación de las superficies de pastizal natural a partir de ella. Baeza y colaboradores (2014) clasifican el uso-cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de IVN-MODIS, obteniendo un mapa con alto nivel de exactitud a la hora de ubicar RF (90%). Sin embargo, dado a que este tipo de cubiertas vegetales presentan alto grado de variación fenológica, se observó un inevitable solapamiento de sus firmas, dificultando la separación de los pastizales naturales de los mejoramientos y pasturas implantadas. Si bien los autores no discuten este punto, seguramente una parte importante de la superficie de nuestra zona de estudio que es reportada como RF por Baeza et al. (2014), sean rastrojos post-agrícolas.

Otros mapas generados a nivel regional, continental e incluso global, no logran el nivel de precisión y resolución alcanzado en nuestro trabajo. La mayoría de los abordajes implementados en ellos para el mapeo del uso-cobertura del suelo, no pretendían hacer énfasis en la discriminación de pastizales naturales. Aquellos en los que se utilizaron series temporales de índices de vegetación y cálculos de métricas, provenientes de sensores como AVHR (Advanced Very High Resolution Radiometer) y MODIS (Hansen et al. 2000; Friedl et al.

2010; Clark et al. 2012; Blanco et al. 2013; Graesser et al. 2015; Volante et al. 2015); no permiten la discriminación de clases similares, como los pastizales naturales de las pasturas implantadas, debido al alto grado de superposición de sus firmas espectrales. Esto se debe principalmente a la resolución espacial con la que cuentan las imágenes provistas por dichos sensores, limitando las aproximaciones fenológicas; y la gran variabilidad que presentan estas coberturas. Al utilizar imágenes con mayor resolución espacial (*Landsat*), Baldi et al. (2008) tampoco discriminan pastizales naturales de sembrados, ya que la metodología de clasificación no fue diseñada para diferenciar la amplia variedad de coberturas que tienen un comportamiento espectral similar.

En nuestro trabajo, si bien se alcanzó una exactitud global elevada (96%), similar e incluso superior a las obtenidas en clasificaciones de uso-cobertura del suelo realizadas previamente (Hansen et al. 2000; Friedl et al. 2010; Clark et al. 2012; Blanco et al. 2013; Graesser et al. 2015; Volante et al. 2015), el mayor grado de mezcla se dio entre las categorías uso agrícola y pastizal. Seguramente esto también se deba a lo similar del comportamiento espectral de los pastizales y los escenarios posteriores a la cosecha del arroz. Sin embargo, dicha mezcla fue fundamentalmente por errores de omisión de la clase uso agrícola (21.4%), no siendo tan significativo el error de comisión de la clase pastizal (16.4%). De todos modos, y teniendo en cuenta el objetivo de poder localizar los remanentes de pastizal natural, haber logrado un error de omisión bajo de dicha categoría (3.1%) permite afirmar que casi la totalidad de remanentes de pastizal natural en la zona, se ven representados en el mapa generado.

En la presente cartografía, la clase pastizal natural quedó definida por aquellas superficies de territorio con un tiempo de diez años sin haber sido cultivadas. Esto se fundamenta en que la rotación del cultivo de arroz suele consistir en dos años de cultivo seguidas de dos a cuatro años de descanso (DIEA & MGAP 2003; Battello et al. 2013; DIEA & MGAP 2017), por lo que en un lapso de diez años (en el que quedan comprendidas casi dos campañas arroceras de régimen de rotación 2-4), los campos que se utilizan para esta actividad productiva presentan alta probabilidad de ser captados en al menos una ocasión. Dicho de otro modo, se consideró pastizal natural a aquellos campos que durante el tiempo en el que se podrían haber implementado dos campañas arroceras (para la mayor parte de los sistemas de rotación de la zona), no fueron utilizados con ese propósito. Debido a esto, probablemente existan superficies con historia agrícola más antigua a diez años, que quedaron clasificadas como pastizal natural. No obstante, según Arrarte (1969) el ensamble de especies característico de las comunidades de pastizal de la región, comienza a prevalecer de forma progresiva a partir de los tres años de abandono del cultivo.

Reconstrucción de la historia agrícola para la discriminación de coberturas complejas

La similitud de comportamiento espectral entre ciertos cultivos, pasturas implantadas y la vegetación natural, es algo que tradicionalmente ha generado alto grado de mezcla en las señales espectrales de estas cubiertas, llevando muchas veces a resultados de uso-cobertura del suelo confusos (Sano et al. 2010; Blanco et al. 2013; Grecchi et al. 2013; Graesser et al. 2015). Con la finalidad de poder diferenciar los pastizales de otras coberturas, algunos estudios resaltan que las series temporales intra-anales presentan gran potencial (Müller et al. 2015; Schuster et al. 2015). Pero la gran dificultad que se enfrentó en nuestro trabajo radica en que la vegetación natural presenta un comportamiento fenológico similar al de la vegetación que cubre los campos dedicados a la actividad arrocerá durante los años de descanso. Schuster y colaboradores (2015) lograron diferenciar siete clases de pastizal de una reserva natural al Noreste de Alemania, a partir de una serie temporal intra-anual generada al combinar imágenes satelitales multi-espectrales de fina resolución espacial (*RapidEye*: 5x5m.), con imágenes de radar de apertura sintética (*TerraSAR-X*). Sin embargo, los autores reconocen que el gran esfuerzo requerido para lograr una buena clasificación, es una desventaja a mejorar; al igual que el hecho de que factores como la topografía, la composición del ecosistema específico y sus características (dominancia de alguna especie en particular, condiciones del suelo, etc.), afecten la discriminación de las clases, haciendo difícil replicarlo en otros ambientes.

Contrariamente a lo que ocurre con los pastizales, las coberturas sembradas tienden a presentar una señal espectral clara y una firma fenológica característica del tipo de cultivo, elementos que resultan útiles para discriminar superficies que tuvieron agricultura en algún momento, de las que no. La construcción de series temporales para identificar tierras siempre cultivadas, es algo presente en la bibliografía. Algunos trabajos como el de Maxwell y colaboradores (2012), combinan series intra e inter-anales con métricas espectrales y temporales, para detectar patrones y así lograr buenas clasificaciones. En dicho trabajo utilizaron 230 imágenes intra e inter-anales de *Landsat TM* del Sur Oeste de Kansas, para discriminar pastizales de cultivos a partir de un conjunto de métricas anuales de series temporales de NDVI (NDVI anual máximo, desvío estándar del NDVI anual máximo, etc.) con buenos resultados. Sin embargo, los autores resaltan que en otras áreas, las distinciones entre estas dos coberturas del suelo pueden no resultar tan claras y que sería necesario evaluar esta metodología en otros lugares y para distintos tipos de cultivos. Otros trabajos combinan las series temporales con análisis basados en objetos, para generar metodologías computacionales automáticas y así distinguir áreas cultivadas (Yan & Roy 2014; Schmidt et al.

2016). Schmidt y colaboradores (2016), con la finalidad de crear un mapa de la actividad agrícola en Queensland, Australia; utilizaron todos los archivos históricos de *Landsat* para componer una imagen sintética generada por pixel y por banda espectral (excluyendo la banda térmica), para cada estación de crecimiento (de invierno y verano) de cada año. Cada una de estas imágenes sintéticas fue segmentada mediante GEOBIA (del Inglés: Geographic Object-Based Image Analysis), para luego atribuirles métricas espectrales y temporales de la correspondiente estación, y así generar una clasificación con las clases “cultivo” y “no cultivo” para cada estación de crecimiento de cada año. Si bien esta metodología les permitió crear una historia consistente de la cobertura del suelo y del uso agrícola, y reconocer cuáles métricas espectrales y temporales son más importantes para este cometido; esta metodología implica numerosos pasos de procesamiento.

Además de la gran complejidad de las técnicas reportadas en los trabajos anteriores, el área de estudio que se abarca en este trabajo presenta la dificultad de contar con muy pocas imágenes de buena calidad por año (en algunos casos ni siquiera una), dada la gran nubosidad que cubre con asiduidad esta región de nuestro país. Esto impide la aplicación de procedimientos como el cálculo de métricas espectrales y temporales, o reduce significativamente su exactitud.

En lo que refiere particularmente a los cultivos de arroz, la implementación de técnicas generalizadas de observación basada en teledetección y monitoreo, se ha visto tradicionalmente dificultada. Dada la gran diversidad genética de estos cultivos, es posible su implantación en ambientes muy distintos y puede ser cultivado bajo una amplia gama de condiciones de manejo, que van desde cultivo de verano con alta mecanización e irrigación (Italia, Japón, EEUU, Australia, Brasil), hasta cultivo en secano (algunas regiones de América Latina, la zona sub-Sahara en África y sur y sudeste de Asia); en rotación con otros cultivos, como el sistema arroz/trigo de China e India, o el triple cultivo intensivo de regadío en Indonesia y Vietnam (GRiSP (Global Rice Science Partnership), 2016 en Boschetti et al. 2017). La diversidad de escenarios agrícolas en torno a los cultivos de arroz, ha llevado a utilizar estrategias particulares en cada contexto y localización geográfica (Nelson et al. 2014; Boschetti et al. 2017). Recientemente se ha estado trabajando en torno al desarrollo de un método de detección fenológica de cultivos de arroz basado en la identificación automática de las áreas cultivadas a partir de la detección de los campos inundados previos a la siembra y al rápido crecimiento del cultivo posterior a su siembra, dado que son dos características típicas de la mayoría de cultivos de arroz (Boschetti et al. 2017). Las prácticas de cultivo aplicadas en Uruguay difieren de la considerada en dicho trabajo, por lo que la firma fenológica no sería igual para nuestro sitio de estudio. Además, como ya fue mencionado, dada la fuerte

nubosidad que cubre esta zona de nuestro país, la exactitud de la información obtenible a partir de la construcción de la firma fenológica disminuye mucho, no siendo de utilidad.

En este trabajo se optó por reconstruir la historia agrícola, analizando las características propias del cultivo predominante de la zona, en búsqueda de patrones que permitieran su amplio reconocimiento a partir de la implementación de una técnica sencilla y replicable. En Uruguay el cultivo de arroz se siembra en seco, sobre el suelo laboreado y nivelado durante el verano, y luego de la cosecha se drena el terreno; por lo que durante buena parte de la rotación, la superficie permanece como suelo desnudo. A su vez, como la gran mayoría de las imágenes de buena calidad coincidieron con fechas en las que los cultivos de arroz que van a ser sembrados ese año, se encuentran en la etapa de preparación o post-cosecha; para seguir sólo un criterio y ahorrar tiempo de manipulación y procesamiento, se decidió construir una serie temporal de superficies agrícolas, a partir de su detección como suelo desnudo (cuya señal espectral es muy clara de reconocer y presenta baja probabilidad de mezcla con otras coberturas).

El remplazo del pastizal natural en las Planicies del Este

Nuestro mapa de uso-cobertura del suelo para las Planicies del Este, aporta una información inexistente hasta el momento. La superficie de pastizal natural (21%) resultó llamativamente inferior a la declarada en el último censo agropecuario (61%). Si bien los datos presentados en el censo corresponden a todas las tierras productivas (excluidos pedregales sin pasturas, arenales, lagunas, etcétera) que no fueron consideradas praderas artificiales, campo natural sembrado en cobertura o campo natural fertilizado; existen dificultades metodológicas que suelen presentarse en los censos agropecuarios, impuestas desde la base censal hasta la encuesta en sí misma, que llevan a la subestimación de la superficie sembrada (Hoffman et al. 2013). La confianza plena que se deposita sobre el productor quien responde al censo, y las diferencias en los conceptos que se manejan, que deberían ser saldadas por los empadronadores (tales como qué se entiende por campo natural, campo natural sembrado en cobertura o fertilizado) y que muchas veces se dan por conocidas o se evitan para no sesgar las respuestas del productor; podrían estar siendo factores que distancian las respuestas a la realidad. A su vez, el censo incluye en la categoría campo natural, todos los rastrojos con más de tres años sin cultivo, mientras que en nuestro trabajo fueron considerados diez años de recuperación del rastrojo. Si bien hay seis años de diferencia entre la realización del censo agropecuario y la presente cartografía, el análisis de la encuesta agrícola nacional realizado por

la (DIEA & MGAP 2017) muestra que la superficie cultivada de arroz no ha variado significativamente en los últimos años. Por lo tanto, la fuerte disidencia encontrada no puede atribuirse a un cambio en la matriz productiva, justificando la necesidad de repensar el diseño de las encuestas aplicadas en los censos agropecuarios en nuestro país, a la hora de relevar datos referentes al campo natural.

El mapa de uso-cobertura del suelo para las Planicies del Este mostró que el 60% de la superficie se encuentra bajo uso agrícola (actual o reciente), resultado muy razonable dado que el 72% de la producción total nacional, se desarrolla en esta región (DIEA & MGAP 2017). En cuanto a la cobertura de pastizal natural, las Planicies del Este presentan los valores más bajos (21% de la superficie cartografiada) al ser comparada con las demás regiones de Uruguay para las que se dispone de mapas detallados. Hasta el momento, la región Centro Sur había presentado el porcentaje más bajo de superficie con pastizal natural con un 38,8% de su extensión, mientras que la región con mayor porcentaje es la Cuesta Basáltica con un 75% (Baeza et al. 2011; Baeza et al. 2019). Estos resultados reflejan información novedosa, no solo porque permiten asignarle cifras al marcado remplazo de las coberturas naturales por la actividad agrícola en las Planicies del Este; sino que permiten a la vez alarmar sobre el grado de pérdida de los pastizales naturales en una de las zonas de nuestro país considerada de mayor relevancia para su conservación (Brazeiro 2015). En este sentido, sería de gran utilidad contrastar nuestros resultados con el mapa generado por Carballo y Di Landro (1994) para evaluar el cambio en el uso-cobertura del suelo en estos años. Esto no fue posible debido a que el mismo no se encuentra disponible en formato digital, al tiempo que tampoco sería posible realizar una comparación directa con su clasificación, ya que las clases no fueron definidas de la misma forma que en nuestro trabajo. Por ejemplo, aquí la categoría pastizal natural implica además, que dicha superficie no tuvo uso agrícola en ninguno de los diez años anteriores a la clasificación, mientras que en el trabajo de Carballo y Di Landro no estuvo así definido. Sin embargo, sí es posible realizar una comparación tentativa de la clase "uso agrícola" de nuestro trabajo con la sumatoria de los valores de las clases "Arroz zafra 91-92", "rastrojo nuevo", "rastrojo viejo" y "pradera artificial" del trabajo del año 1994, debido a que conceptualmente reúne no sólo a las superficies sembradas en el año de la clasificación, sino también a los rastrojos nuevos y antiguos. La suma de estas categorías se encuentra en el entorno del 50% de la región cartografiada para el año de dicha clasificación. Esto muestra que la agricultura arrocerera ya había generado una fuerte transformación en la región en la década del 90', de manera que el proceso que se evidencia en nuestro trabajo no es algo nuevo para la zona. Aunque pudo haber un leve aumento en la superficie sembrada en el último tiempo,

es imposible afirmarlo a partir de la comparación con la información disponible de dicho trabajo.

Si bien no hubo especial énfasis en cartografiar los humedales en la zona estudio, debido a la gran cantidad de píxeles de entrenamiento y evaluación, el mapa generado logró un alto nivel de precisión en su discriminación (98,7% de los píxeles reservados para la evaluación fueron correctamente clasificados, con errores de omisión y comisión de 1,3 y 4,3 respectivamente) mostrando una cobertura de humedales de 13% en el área de estudio. Si bien el avance de la agricultura en otras regiones del país se ha dado sobre la superficie de pastizal, la bibliografía sugiere que en esta zona también lo ha hecho sobre la superficie de humedales mediante obras de drenaje (Scarlatto 1993). En el año 1984 Uruguay adhirió a la convención Ramsar de protección y conservación de los humedales, siendo los Humedales del Este y Franja Costera su primer sitio incluido en la lista de humedales de importancia internacional por ser uno de los más extensos, ricos y variados de América del Sur. Por lo que el mapa generado en esta tesis es también un aporte novedoso, dada la ausencia hasta el momento de mapas con el presente nivel de detalle que evidencien las superficies de humedales y dada la gran importancia nacional que tiene la conservación de dicho ecosistema en el Este de nuestro país.

Consideraciones finales

Los buenos resultados obtenidos confirman la utilidad en la discriminación del pastizal natural de la presente metodología, que tiene en cuenta el contexto y las características biológicas y de uso humano que presenta la zona. Con la técnica utilizada, otros usos agrícolas relativamente comunes, como la agricultura intensiva del litoral Oeste (mayoritariamente, sojera), pueden ser detectados ya sea mediante la identificación del suelo desnudo pre o post cosecha, como por su clasificación directa como cultivo de verano a partir de su señal espectral característica en la estación estival. Esto permitirá generar o mejorar la precisión de los mapas de uso-cobertura del suelo, en otras regiones fuertemente transformadas por la actividad agrícola. A su vez, la presente metodología diseñada para una serie temporal de 10 años, puede ser extrapolable a una serie temporal más amplia con un ajuste metodológico no muy dificultoso, lo que permitiría evidenciar el proceso de remplazo de las cubiertas naturales de la zona a lo largo del tiempo, la expansión de la actividad agrícola y la pérdida de pastizal natural. Adicionalmente, la técnica utilizada permite identificar campos con distinto tiempo de descanso del cultivo de arroz. Esto podría ser de gran utilidad para monitorear la dinámica de las rotaciones arroceras, y así evaluar más detalladamente la implementación de las prácticas agropecuarias recomendadas a nivel ministerial, así como su efecto sobre la productividad del cultivo de arroz y de los remanentes de pastizal.

El mapa de uso-cobertura del suelo aquí generado, permitirá describir y caracterizar las comunidades vegetales naturales que componen los remanentes de pastizal de la zona (información ausente hasta el momento), el efecto de la fragmentación sobre las mismas, así como el tiempo y manejo del rastrojo del arroz necesarios para su restauración en aquellos sitios transformados. Esta información hará posible mejorar los planes de ordenamiento territorial y/o medidas destinadas a la conservación, además de servir para el monitoreo de estos sistemas naturales tan importantes para la estabilidad ecosistémica.

Capítulo 3. Fragmentación del Pastizal en las Planicies del Este

Introducción

La creciente transformación de la cobertura del suelo por los distintos usos humanos del territorio, se puede ver traducida en el aislamiento y pérdida de grandes extensiones de hábitats para muchas especies en todo el planeta. El concepto de "fragmentación del paisaje" hace referencia a los procesos por los cuales la estructura de un paisaje puede verse modificada hacia configuraciones más heterogéneas o parcheadas, donde los remanentes de vegetación original constituyen parches rodeados por una matriz más o menos transformada (Saunders et al. 1991). Como resultado, las poblaciones vegetales y animales presentes en los remanentes de hábitats pueden subdividirse, verse reducidas y aisladas en mayor o menor grado. Esta situación altera muchos procesos ecosistémicos, que a su vez continúan moldeando la estructura del ecosistema al propiciar, por ejemplo, la extinción de ciertas especies y aumentar la probabilidad de colonización de otras (Wilcox & Murphy 1985; Saunders et al. 1991; Forman 1995).

En la historia de la Tierra, fenómenos naturales como glaciaciones, incendios, erupciones volcánicas, etc.; han generado el aislamiento y reducción de las poblaciones de plantas y animales nativos. Sin embargo, lo que caracteriza la fragmentación producto de la actividad humana, es la rapidez del proceso y sus problemáticas consecuencias. En particular, se sabe que reduce la conectividad del paisaje, afectando las dinámicas metapoblacionales y el flujo genético (Saunders et al. 1991; Gerlach & Musolf 2000; Keyghobadi et al. 2005). Asimismo, puede afectar el clima local, el balance hídrico, el valor paisajístico y el valor recreativo (Kapos 1989; Saunders et al. 1991; O'Neill et al. 1997; Forman et al. 2003).

Conocer el grado de fragmentación que presenta un paisaje, permite inferir cambios en los ecosistemas, evaluar el nivel de alteración generado por la actividad humana y monitorear la sustentabilidad del uso de la tierra (O'Neill et al. 1997; O'malley et al. 2003; Moser et al. 2007). Esto es posible gracias a la utilización de imágenes satelitales, de los mapas de uso-cobertura del suelo que de ellas derivan, de sistemas de información geográficos y de los conocimientos teóricos y empíricos en ecología del paisaje (O'Neill et al. 1997). Para medir la relación entre los patrones espaciales del paisaje y aspectos específicos del funcionamiento ecosistémico, se han desarrollado numerosas métricas, que han resultado buenos indicadores de cambios en la condición ecológica del paisaje (Turner et al. 2001). A su vez, lograr describir con cierto nivel

de detalle, ciertos patrones más allá del porcentaje de cobertura de un determinado bioma de interés, sino también su grado de división, cuántos parches remanentes quedan, el tamaño de los mismo y qué tan aislados se encuentran unos de otros, permite entender con mayor precisión los procesos que vienen ocurriendo por detrás y cuáles podrían proseguir.

En las últimas décadas ha aumentado el interés en reconocer y describir los factores determinantes (“drivers”) de los procesos de fragmentación, en la medida que permiten avanzar en los modelos de cambio en el uso-cobertura de la tierra (Veldkamp & Lambin 2001). Estos resultan de suma utilidad en el diseño de planes de manejo, ya que permiten evaluar y proyectar mejor el futuro de estos cambios y sus efectos sobre el funcionamiento de los sistemas terrestres. Los modelos representan sólo parte de la complejidad de los sistemas, por no incorporar todos los aspectos de la realidad, pero proveen de valiosa información sobre el comportamiento de los mismos bajo un rango de condiciones (Veldkamp & Lambin 2001). Dada la complejidad de los sistemas naturales y del efecto de la actividad humana sobre ellos, se hace necesario abordar los análisis de los determinantes de la fragmentación y de los cambios del uso del suelo, utilizando diferentes escalas espaciales y temporales (Turner et al., 1995. en Veldkamp & Lambin 2001). Sin embargo, a escala local los actores directos en el cambio del uso de la tierra se pueden identificar y pueden determinarse relaciones, que simplifican mucho su estudio. Si bien la densidad de redes de transporte o la presencia de asentamientos urbanos son señaladas como determinantes importantes del proceso de fragmentación a varias escalas espaciales (von Haaren & Reich 2006; Matsushita et al. 2006), a escala de paisaje, la topografía y el potencial agroclimático se han reconocido como los determinantes claves de los patrones de cambio en el uso de la tierra (Veldkamp & Lambin 2001).

Los bosques tropicales y los pastizales templados son en la actualidad, foco del estudio de la pérdida y fragmentación de hábitat, ya que resultan particularmente preocupantes por ser puntos críticos de pérdida de biodiversidad (Reid et al. 2005; Gardner et al. 2009). Pero es claro que esto no siempre ha sido así. Casi el 85% de los estudios en el tema durante los últimos 20 años se realizaron en América y Europa, con los bosques templados y las aves como los grupos más estudiados (Fardila et al. 2017). Tanto en las zonas templadas como en las tropicales, los ecosistemas de pastizales han recibido menos atención en comparación con los bosques, seguramente por la larga historia de transformación de este bioma (White et al. 2000) y por la tradicional falta de reconocimiento de su importancia de conservación (Overbeck et al. 2007). Sin embargo, los estudios centrados en los pastizales han ido

umentando con el tiempo, basados en el grado de modificación que experimentan y su vulnerabilidad por situarse en suelos con rentabilidad agrícola y ganadera (Fardila et al. 2017).

En los pastizales del Río de la Plata, durante los últimos años se han producido estudios de fragmentación enfocados en cuantificar el grado de transformación del uso-cobertura del suelo por la intensificación agrícola (Baldi et al. 2006; Baldi & Paruelo 2008; Baeza et al. 2010; Gazzano & Achkar 2014), la pérdida de hábitat de ciertas especies particulares (Demaría et al. 2003; Cairo & Zalba 2007), u otros efectos del proceso de fragmentación sobre la composición, riqueza y diversidad de las comunidades vegetales del pastizal a escalas locales y regionales (Perelman et al. 2017; Staude et al. 2018; Yezzi et al. 2018). A su vez, varios autores han reconocido a las variables edáficas y climáticas que condicionan la expansión agrícola, como los principales determinantes del cambio del uso del suelo, y por ende de la fragmentación del pastizal natural en esta región (Viglizzo et al. 2001; Guerschman, et al. 2003; Baldi et al. 2006a).

En Uruguay son particularmente pocos los estudios que abordan la fragmentación de los pastizales. Dos de ellos abarcan una porción del litoral Oeste (Gazzano & Achkar 2014; Tiscornia et al. 2014), dando cuenta del proceso de fragmentación y aislamiento del pastizal, producto de la intensificación del cultivo de soja y el desarrollo del sector forestal. En otro estudio, realizado por Baeza y colaboradores (2010), se calcula el grado de fragmentación a partir de una de las métricas más ampliamente aceptadas en la actualidad (el tamaño efectivo de malla) en la zona Centro-Norte del país, donde predomina la actividad ganadera por excelencia. En este trabajo se encuentran muy bajos valores de fragmentación, que al compararlos con los de otras unidades fitogeográficas de los Pastizales del Río de la Plata (Baldi et al. 2006), evidencian el elevado grado de conservación del pastizal en dicha zona de nuestro país, resultando de un buen punto de comparación para otras superficies dentro del territorio nacional y de la región. Finalmente, Baldi y Paruelo (2008) comparan la situación en el período 1985-1989 con el período 2002-2004 en distintas regiones de los pastizales del Río de la Plata (donde quedan incluidas las Planicies del Este) y analizan diferentes métricas del paisaje. Sin embargo, para dicho análisis utilizan clasificaciones de uso-cobertura del suelo, en las que no diferencian los pastizales naturales de otros recursos forrajeros, de manera que la sobrestimación de su cobertura real está afectando los resultados de las métricas de paisaje. Hasta el momento, los trabajos realizados en nuestro país no abordaron el estudio detallado de los determinantes de la fragmentación del pastizal.

Los resultados del capítulo 2 de esta tesis, muestran que en las Planicies del Este de Uruguay se localiza uno de los principales focos de sustitución del pastizal natural por uso agrícola del país. A pesar de la gran transformación que ha sufrido esta región, no existen antecedentes que evalúen el grado de fragmentación de los pastizales naturales y los principales determinantes de este proceso. La pregunta central que se intenta responder en este capítulo es cuál es la contribución relativa de distintos factores biofísicos y antrópicos en la configuración espacial de la fragmentación a escala local, en las Planicies del Este.

Varios autores han resaltado que los pastizales naturales tienden a encontrarse en zonas marginales, donde la agricultura o la ganadería intensiva no son actividades económicamente rentables (Krapovickas & Di Giacomo 1998; Guerschman, Paruelo, Di Bella, et al. 2003; Baldi et al. 2006; Paruelo et al. 2006; Baeza 2016). Como en las Planicies del Este, la principal actividad productiva es el cultivo de arroz, la hipótesis de trabajo es que la distribución espacial de los remanentes de pastizal natural, depende principalmente de los factores que determinan una aptitud favorable para el desarrollo del sector productivo arrocero.

La predicción que se desprende de esta hipótesis y que será puesta a prueba en este capítulo, es que las zonas más transformadas, donde hay una mayor fragmentación del pastizal, serán aquellas donde las condiciones para el cultivo de arroz sean más atractivas en términos agro-económicos: zonas con mayor porcentaje de suelos que facilitan establecer una lámina de agua de inundación; con menor pendiente; con mayor densidad de cursos fluviales; zonas con predios de mayor tamaño; y zonas cercanas o con accesibilidad a los polos logísticos arroceros.

En este capítulo se describe y cuantifica el grado de fragmentación del pastizal en las Planicies del Este, se analizan los factores que determinan su configuración espacial y se proponen sitios interesantes para la conservación.

Metodología

Cálculo de Métricas de paisaje

En base a los resultados del capítulo 2 de esta tesis, se consideró que el pastizal es el elemento del paisaje que ha sido fragmentado, por lo que las áreas remanentes de pastizal serán los “parches” en el estudio de los patrones de fragmentación. La fragmentación fue analizada a partir de ocho métricas aplicadas a nivel de clase (pastizal) (Tabla 1). Para ello se vectorizó el mapa de uso-cobertura del suelo generado en el capítulo 2, eliminando los polígonos correspondientes a cuerpos de agua y urbanos, y todos aquellos polígonos con área menor a

18.000 m² (equivalente a 20 píxeles *Landsat*) para evitar trabajar con artefactos del método de clasificación y corrección del mapa. Dicho mapa vectorizado se interceptó con una grilla de tamaño de celda de 10x10 km geoposicionada de modo que coincidiera con los píxeles *MODIS* (para facilitar posibles análisis *a posteriori*). Las celdas de esta grilla fueron consideradas las "Unidades del Paisaje" (de aquí en adelante UP) del estudio de fragmentación, por presentar un tamaño que logra reflejar la heterogeneidad del paisaje, al tiempo que permite realizar análisis manteniendo un buen nivel de detalle. El área de estudio comprende 74 UP que tienen al menos el 70% de su superficie clasificada en el mapa del capítulo 2 de esta tesis (Figura 1).

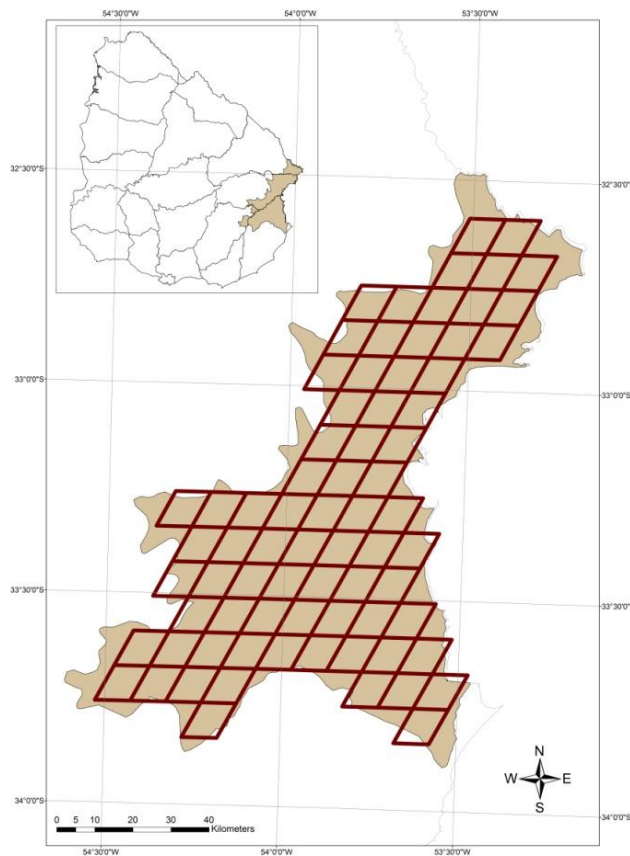


Figura 1. Mapa de la zona de estudio, con las Unidades del Paisaje (celdas en rojo) de 10x10 km., para las cuales se calcularon las métricas de fragmentación.

Para cada UP se calculó el *Porcentaje de Paisaje*, el *Número de Parches*, el *Tamaño Promedio de Parche* y el *Tamaño Máximo de Parche* de la clase de interés; según las ecuaciones que se muestran en la tabla 1. Además de ser calculadas para la clase Pastizal, estas cuatro medidas también se calcularon para las clases Uso Agrícola y Bañado, a modo de poder comparar ciertos patrones. Dichas métricas brindan información sobre atributos simples que describen algunas características del paisaje y son fáciles de interpretar, sin embargo, no necesariamente reflejan los procesos que pueden estar ocurriendo. Por lo que se calcularon también, tres

métricas que han demostrado ser las más útiles en este tipo de estudios (Jaeger 2000): *el Grado de División, el Índice de División y el Tamaño Efectivo de Malla* (Tabla 1). Estas métricas son poco sensibles a la presencia de parches muy pequeños, son de interpretación intuitiva, matemáticamente simples, implican poco insumo de datos, su reacción es monótona frente a diferentes fases del proceso de fragmentación, son aplicables a distintas escalas y distintos tipos de hábitats, y son capaces de distinguir patrones espaciales. Se basan en la probabilidad de que dos puntos cualquiera en el espacio elegidos al azar, se encuentren ubicados en el mismo parche, lo que se denomina "Grado de Coherencia", siendo el "Grado de División" su complemento. De modo que: el *Grado de División* (GD) del paisaje se define como la probabilidad de que dos puntos en el espacio elegidos al azar, no se ubiquen en el mismo parche (a mayor GD, mayor grado de fragmentación). Por otro lado, el *Índice de División* (ID) y el *Tamaño Efectivo de Malla* (TEM) son dos construcciones matemáticas, generadas a partir del GD real de la UP. El ID es el número de parches que uno obtiene al dividir el área total en partes de igual tamaño, conservando el mismo GD que tenía la configuración original (a mayor ID, mayor grado de fragmentación); y el TEM es el tamaño de esos parches (a mayor TEM, menor fragmentación). En la figura 2, se ejemplifica la aplicación de estas métricas en un sistema simplificado. A estas tres métricas se les aplicó la modificación matemática propuesta por Moser (2007) para el TEM, que elimina lo que la autora llama el "problema de borde", que surge al considerar los bordes artificiales que se generan en los límites de las celdas dentro de las cuales se calculan las métricas de fragmentación. Adicionalmente se calculó la *Distancia al Vecino Adyacente* (DVA), a partir del promedio de las distancias euclidianas mínimas entre los parches de pastizal en cada unidad del paisaje, lo cual refleja el grado de aislamiento de los mismos (cuanto mayor es la DVA, mayor es el aislamiento).

Tabla 1. Lista de las métricas de paisaje aplicadas para el análisis de fragmentación del pastizal.

| Métrica de Paisaje | Sigla | Fórmula |
|-------------------------------------|-------|--|
| Porcentaje de Paisaje | PP | $100 \frac{\sum_{i=1}^n \hat{A}_i}{\hat{A}_t}$ |
| Número de Parches | NP | n |
| Tamaño promedio de Parche | TPP | $\frac{\sum_{i=1}^n \hat{A}_i}{n}$ |
| Tamaño máximo de Parche | TMP | \hat{A}_{max} |
| Grado de División Modificado | GD | $1 - \sum_{i=1}^n \frac{\hat{A}_i \cdot \hat{A}_i^{cimpl}}{\hat{A}_t \cdot \hat{A}_t^{cimpl}}$ |
| Índice de División Modificado | ID | $\frac{\hat{A}_t \cdot \hat{A}_t^{cimpl}}{\sum_{i=1}^n (\hat{A}_i \cdot \hat{A}_i^{cimpl})}$ |
| Tamaño Efectivo de Malla Modificado | TEM | $\frac{1}{\hat{A}_t} \cdot \sum_{i=1}^n (\hat{A}_i \cdot \hat{A}_i^{cimpl})$ |
| Distancia al Vecino Adyacente | DVA | $\frac{\sum_{i=1}^n (d_i)}{n}$ |

Abreviaciones: n es el número de parches; \hat{A}_i el área del parche i (en m^2); \hat{A}_t el área total de la unidad de paisaje (en m^2); \hat{A}_{max} el área del parche más grande (en m^2); \hat{A}_i^{cimpl} el área completa del parche del cual \hat{A}_i es una parte (en m^2); \hat{A}_t^{cimpl} el área total de la unidad de paisaje contando el área completa de los parches (en m^2); d_i la distancia euclidiana del parche i a su vecino más cercano (en m).

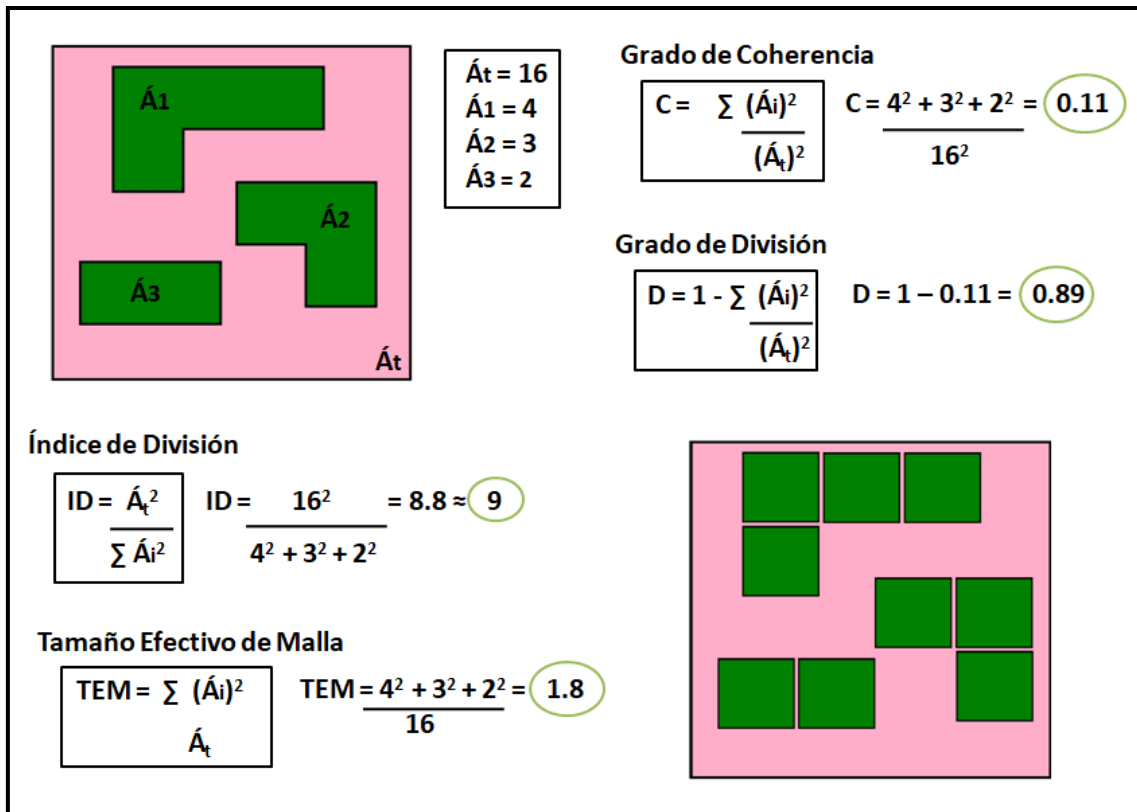


Figura 2. Ejemplo del cálculo de las métricas propuestas por Jaeger (2000) en un paisaje simplificado: en verde se ilustran los parches de pastizal, en rosa la matriz agrícola. \hat{A}_t es el área total de la unidad de paisaje (UP); \hat{A}_1 , \hat{A}_2 y \hat{A}_3 son las áreas de los tres parches de pastizal presentes en la UP. Las fórmulas de las métricas calculadas figuran en los recuadros bajo el nombre de cada una. En la imagen inferior derecha, los parches de pastizal se encuentran subdivididos según el Índice de División y el Tamaño Efectivo de Malla. Estas métricas representan respectivamente, el número y tamaño de parches de pastizal que se obtiene al dividir el área total de la UP, en parches de pastizal de igual tamaño, sin modificar el Grado de Coherencia y División que presenta la UP.

Definición de sitios interesantes para la conservación

En función de los resultados obtenidos para las distintas métricas del paisaje, se definieron parámetros para definir UP de interés para su conservación. Se consideraron UP de interés aquellas con valores de PP mayor o igual a 30%; NP menor o igual a 30 parches; TPP mayor o igual a 1.000.000 m² (100 ha.); TMP mayor o igual a 10.000.000 m² (1.000 ha.); GD menor a 0.9 (probabilidad en escala de 0-1); ID menor o igual a 30 parches; TEM mayor o igual a 10.000.000 m² (1.000 ha.); y DVA menor o igual a 100 m. La definición de estos umbrales responde al conocimiento del área de estudio y a la observación de la distribución de los datos en el conjunto de UP.

Mapeo de las Métricas de Paisaje

Los resultados de las ocho métricas calculadas para cada una de las unidades del paisaje, fueron editados en una tabla en Excel de manera de poder trabajar con ellos en un SIG, en nuestro trabajo se utilizó el software ArcGIS® de ESRI (ESRI 2011). Los resultados de cada métrica fueron guardados como capas de información e integrados a un sistema de información geográfica. A los efectos de su visualización, cada una de las métricas fue clasificada en diez categorías según el método de “*natural breaks (Jenks)*” (Smith et al. 2018) y representadas como mapas, con colores graduados en la grilla de UP. En dichos mapas, se resaltaron las UP que presentaron valores dentro de los parámetros de interés para su conservación.

Evaluación de los principales determinantes de la Fragmentación

Para analizar los controles biofísicos y antrópicos de la fragmentación en la región se construyó una base de datos espacialmente explícita compuesta por siete conjuntos de datos:

1) Métricas de fragmentación del paisaje: para simplificar el análisis se decidió trabajar con las métricas más ampliamente utilizadas o aceptadas en la bibliografía, que son el porcentaje de la cobertura objeto de estudio (en nuestro trabajo: porcentaje de pastizal -PP-) y el TEM. Ambas permiten tener una idea de la extensión de los parches de pastizal y su grado de fragmentación dentro de cada UP. Adicionalmente se decidió incluir la DVA, cómo medida de cuán aislados entre sí se encuentran los fragmentos de pastizal en cada UP; y el porcentaje de cobertura de agricultura (cómo se desarrolla en el capítulo 2, representa las superficies de cultivo actual o reciente -últimos diez años-).

2 y 3) Variables vinculadas a la influencia antrópica: se incluyó información de la red de caminería y del catastro rural. Ambas variables se asocian al grado de antropización en una determinada región. Particularmente la densidad de caminos es un atributo que favorece el desarrollo de la actividad humana, y a su vez ésta promueve el desarrollo de más redes viales. Por su parte, el catastro rural es una división generada por el hombre, de forma arbitraria y heterogénea en el paisaje, por la cual se definen padrones. Si bien el tamaño de los padrones no necesariamente se corresponde con el tamaño de los potreros o los lotes agrícolas, podría ser una variable determinante del grado de fragmentación del paisaje ya que el cultivo de arroz tiende desarrollarse preferentemente en predios de gran tamaño. Esto se debe principalmente a las dimensiones de la maquinaria necesaria en los distintos momentos del ciclo de la producción (Battello et al. 2013).

4) Variables edáficas: se incorporó información sobre el tipo de suelo, particularmente el porcentaje de Planosoles y el porcentaje de Planosoles y/o Gleysoles. Esto se debe a que estos tipos de suelos (particularmente el primero) presentan ciertas características en el horizonte "B" de su perfil, que le dan la propiedad de retener mejor el agua, volviéndose ideal para el cultivo de arroz (Scarlatto 1993). De manera que el tipo de suelo podría ser una variable importante en el establecimiento del arroz, y por ende en la fragmentación de los pastizales en las Planicies del Este. De modo similar, el índice de productividad Coneat, es una variable que suele tomarse en cuenta para determinar el uso del suelo agrícola, pudiendo explicar la distribución regional de la fragmentación, por lo que también fue incluida en el análisis.

5) Variables hidrológicas: la densidad de cursos de agua, así como sus superficies y la densidad de bordes de los mismos, fueron incluidas en el análisis. Debido a que la actividad arrocera es altamente dependiente de recursos hídricos (Battello et al. 2013), resultó interesante evaluar si estas variables se encuentran determinando el asentamiento de dicha actividad en torno a sitios de particular acceso al agua.

6) Variables topográficas: se incluyó información sobre la altura del terreno y su variación. Esto se debe a que también existe preferencia de la agricultura arrocera por zonas bajas y los terrenos planos, ya que facilita la logística de direccionamiento del agua para su inundación y posterior drenaje (Battello et al. 2013), disminuyendo los costos de preparación del terreno para el cultivo.

7) Ubicación en el espacio (latitud, longitud): las coordenadas de latitud y longitud de las distintas UP también fueron incluidas en el estudio, en la medida que sirven de indicador del grado de agregación espacial que presentan las dos principales coberturas del suelo que se evaluaron (uso agrícola y remanentes de pastizal). El grado de agregación puede ser asociado intuitivamente a ciertas otras variables, como por ejemplo, la agregación entorno a algún polo logístico industrial, etc.

Para ello se construyó un sistema de información geográfica con un conjunto importante de capas de información de disposición libre y gratuita, provenientes de diversas fuentes. Las diferentes variables fueron resumidas a nivel de UP para toda la zona de estudio (Tabla 2).

De forma de minimizar el uso de información redundante, la correlación entre variables explicativas fue analizada mediante el coeficiente de correlación de *Pearson* para las muestras paramétricas, y de *Spearman* para las muestras no paramétricas. Finalmente se generaron modelos de regresión lineal múltiples que tenían como variable dependiente a las métricas Porcentaje de Agricultura, Porcentaje de Pastizal, TEM de Pastizal y DVA de parches de Pastizal; y como posibles variables independientes, las variables explicativas descriptas en la

tabla 2 que no presentaron correlación significativa entre sí. Todas las operaciones SIG fueron realizadas en *ArcGis 10.3* y los análisis estadísticos en *SPSS Statistics v.20*.

Tabla 2. Lista de variables biofísicas y de uso humano del territorio, incluidas en el SIG.

| Variable | Atributo | Descripción | Fuente |
|-------------------------|--|--|--------------------------------|
| Caminería | Densidad total | Extensión de caminería de todos los tipos (rutas y caminería departamental) en la unidad del paisaje, por superficie clasificada ¹ en el mapa de uso-cobertura del suelo. | IDE ² |
| | Densidad de caminería departamental | Extensión de caminería departamental, por superficie clasificada. | IDE |
| | Densidad de rutas. | Extensión total de rutas (primarias, secundarias, terciarias e internacional, por superficie clasificada). | IDE |
| Catastro Rural | Densidad | Cantidad de padrones en la unidad del paisaje, por superficie clasificada. | DINOT ³ |
| | Tamaño | Tamaño promedio de los padrones en la unidad del paisaje. | DINOT |
| Tipo de suelo | % Planosoles | Porcentaje de la superficie en la unidad del paisaje que tiene Planosoles como suelo dominante. | RENARE ⁵ |
| | % Planosoles y/o Gleysoles | Porcentaje de la superficie en la unidad del paisaje, que tiene Planosoles y/o Gleysoles como suelos dominantes. | RENARE |
| Índice de Productividad | Promedio | Promedio de los valores del Índice de productividad CONEAT de los suelos comprendidos en la unidad del paisaje. | RENARE |
| | Desvío Estándar | Desvío Estándar de los valores del Índice de productividad CONEAT. | RENARE |
| Hidrología | Densidad de cursos | Extensión de cursos hidrológicos en la unidad del paisaje por superficie clasificada. | IDE |
| | Densidad de superficie | Superficie acumulada de cuerpos de agua por superficie clasificada. | IDE |
| | Densidad de bordes de cursos | Extensión de bordes de cursos hidrológicos por superficie clasificada. | IDE |
| Altura | Promedio | Promedio de alturas sobre el nivel del mar de la superficie comprendida en la unidad del paisaje. | USGS ⁴ |
| | Desvío Estándar | Desvío estándar de las alturas dentro de la unidad del paisaje. | USGS |
| | Rango | Rango de alturas dentro de la unidad del paisaje. | USGS |
| Regionalización | Gradiente latitudinal | Coordenadas en el eje Y del centroide de la unidad del paisaje. | Sistema de coordenadas UTM21S. |
| | Gradiente longitudinal | Coordenadas en el eje X del centroide de la unidad del paisaje. | Sistema de coordenadas UTM21S. |

1: los cálculos por superficie clasificada no tienen en cuenta las porciones de las UP (celdas de la grilla) que no están cartografiadas. 2: IDE: infraestructura de datos espaciales del Uruguay. 3: USGS ASTER GDEM: *Advanced Spaceborne*

Thermal Emission and Reflection Radiometer, Global Digital Elevation Map. 4: DINOT: Dirección nacional de Ordenamiento Territorial. 5: RENARE: Dirección general de recursos naturales renovables, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.

Resultados

Análisis de la fragmentación del pastizal en las Planicies del Este

Coincidiendo con los resultados del área total clasificada (capítulo 2 de esta tesis), el promedio de la cobertura de pastizal expresada como porcentaje, resultó de 21% con un desvío estándar (D.E.) de 11% (Tabla 3). Esto evidencia la gran variabilidad de la superficie de pastizal por UP dentro de la zona de estudio, con valores mínimos de casi 2% y máximos de 54% (Tabla 3). Cada UP (de 100 km²) mostró en promedio 38 parches de pastizal de 57 ha., con un valor de tamaño máximo de parche de 953 ha. (Tabla 4).

El promedio de la cobertura de la clase agricultura, fue de 61% con un D.E. de 20% (Tabla 3). La agricultura estuvo presente en todas las UP, llegando a cubrir en algunos casos la totalidad de la celda. Esta categoría presentó casi la misma cantidad promedio de parches por UP (37) que la clase pastizal, pero de superficie promedio 40 veces mayor (2302 ha.), y tamaño máximo de parche más de cinco veces mayor (5373 ha.) (Tabla 4).

Por su lado, la clase bañado presentó en promedio una cobertura de 13% con un D.E. de 11%, valor mínimo de 0.15% y máximo de 48%. Por cada UP se encontraron en promedio 41 parches de bañado, aunque de pequeños tamaños (29 ha. en promedio), siendo de 650 ha. el tamaño máximo de parche.

Las métricas de fragmentación calculadas mostraron en promedio para toda la región de estudio, un elevado grado de división de los pastizales (GD), un elevado índice de división (ID) y un bajo tamaño efectivo de malla (TEM) (Tabla 5). Los valores obtenidos del GD muestran que la probabilidad de que dos sitios elegidos al azar (dentro de cada UP) se ubiquen en distintos parches de pastizal, es de 0.97 (con un D.E. de 0.06). El ID fue de 617 parches, y el TEM fue 351 ha. (con D.E. de 2568 parches y 710 ha., respectivamente). Esto es equivalente a decir que, si se dividiera la superficie de pastizal de cada celda en parches de igual tamaño, de manera de lograr el mismo grado de división que el que existe en la configuración real, encontraríamos en promedio 617 parches por celda, de 351 ha. de extensión promedio, existiendo -no obstante- una gran variabilidad a lo largo de toda la zona de estudio. Los parches de pastizal mostraron

una distancia promedio entre ellos de 152 m., también con amplia variabilidad en la región (desvío estándar de 68 m.) (Tabla 5).

Variación intra-regional de la fragmentación en las Planicies del Este

En las figuras 3 y 4 se presenta la distribución espacial de los resultados de las métricas del paisaje, en la región de las Planicies del Este de nuestro país. Las UP con valores que resultan indicadoras de una mayor fragmentación del pastizal, se encuentran en tonalidades más claras; mientras que las UP donde el pastizal podría llegar a estar más conservado, se presenta en tonalidades más oscuras.

Al analizar la variación espacial de las métricas del paisaje aplicadas a la clase pastizal, se observó una concentración de las UP con mayor porcentaje de paisaje (PP) hacia el Sur de la región de estudio (Figura 3a), no siempre correspondiéndose con las de menor número de parches (NP) (Fig. 3b) o con las de mayor tamaño promedio de parche (TPP) (Fig. 3c), aunque habiendo más coincidencias con las de mayor tamaño máximo de parche (TMP), que parecieron concentrarse también hacia el Sur de la región (Fig. 4d). Las UP con menor NP, se localizaron mayoritariamente hacia el Norte de zona de estudio (Fig. 3b), mientras las de mayor TPP no parecen mostrar un patrón específico de regionalización (Fig. 3c). Si bien el grado de división fue elevado para todas las UP (todas mayores a 0.6), las unidades con menor GD del pastizal (Fig. 4a) se concentraron al Sur del área de estudio. Del mismo modo lo hicieron las de menor ID (Fig. 4b) y mayor TEM (Fig. 4c); mientras que las UP con mayor ID se localizaron hacia el Norte (Fig. 4b) y las de menor TEM se distribuyeron por el Centro y Norte de la región (Fig. 4c). Por su parte, las UP donde los parches de pastizal se encuentran más cercanos, también se localizaron al Sur de la región, concentrándose principalmente hacia el Norte las UP donde los parches se encuentran más aislados (Fig. 4d).

Sitios prioritarios para la conservación

En las figuras 3 y 4, se presentan enmarcadas en amarillo aquellas UP que mostraron valores dentro de los parámetros definidos como de interés para su conservación. Mientras que en la figura 4 aparecen las UP seleccionadas por presentar los mejores resultados, con respecto a todas las métricas del paisaje calculadas. Estas últimas, combinan alto porcentaje de cobertura de pastizal (entre 40,28% y 53,82%), bajo número de parches (entre 16 y 37), y coinciden con altos valores de tamaños promedio (entre 112,70 ha. y 5388,37 ha.) y de tamaños máximos de

superficie de pastizal (entre 3527,37 ha. y 8283,96 ha.). Presentan también, los menores valores de fragmentación en la región, evidenciados por los mayores valores de TEM (entre 1144,86 ha. y 3870,07 ha.), por los menores valores de GD (entre 0,70 y 0,87), de ID (entre 5,44 y 14,21), y de DVA (entre 71,88 m. y 88,31 m.).

Determinantes de la fragmentación en las Planicies del Este

Los modelos de regresión lineal múltiple explicaron una porción importante de la varianza en las métricas de fragmentación del paisaje (Tabla 6). Casi la mitad de la variación en los niveles de fragmentación estuvo explicada por las variables biofísicas e indicadoras de uso antrópico seleccionadas. El porcentaje de uso agrícola se relacionó significativa y positivamente con la variación latitudinal y la densidad de caminería total, y negativamente con la densidad de padrones (Tabla 6). Esto es equivalente a decir que las UP en las que hay mayor porcentaje de su territorio destinado a la actividad agrícola, son aquellas entorno a ciertos puntos particulares en los que además existe una red vial más desarrollada, y donde hay menor cantidad de padrones (por lo tanto, estos son de mayor tamaño). Complementariamente, el porcentaje de pastizal está relacionado positivamente con la densidad de padrones y el rango de alturas, y negativamente con la densidad de caminería (Tabla 6). Dicho de otro modo, las UP con mayor porcentaje de pastizal se encuentran en zonas del territorio en las que hay mayor cantidad de padrones (es decir que estos son de menor tamaño), donde hay mayor variabilidad topográfica y donde la caminería se encuentra menos desarrollada.

Por otro lado, la variación espacial del TEM se explica positivamente por el rango de alturas (Tabla 6), es decir que aquellas zonas con mayor TEM (y por ende, menor fragmentación), son aquellas en las que existe mayor variabilidad topográfica. Finalmente, la DVA se vio relacionada positivamente a la densidad de cursos hidrológicos y a la latitud y negativamente a la densidad de padrones (Tabla 6). Lo que quiere decir que los remanentes de pastizal se encuentran más aislados entre sí, en las UP en las que hay mayor presencia de ríos y otros cursos hidrográficos, así como en torno a ciertos puntos particulares del territorio, y en zonas donde hay menor densidad de padrones (por ende, padrones de mayor tamaño).

Tabla 3. Promedio; desvío estándar; valor máximo y mínimo, de la cobertura del paisaje expresada como porcentaje (PP) para las clases bañado, pastizal y uso agrícola.

| PP | Bañado | Pastizal | Uso Agrícola |
|----------------|--------|----------|--------------|
| Promedio | 12,59 | 20,66 | 60,85 |
| Desv. Estándar | 11,07 | 11,20 | 20,32 |
| Máximo | 47,58 | 53,82 | 96,59 |
| Mínimo | 0,15 | 1,79 | 17,75 |

Tabla 4. Número de parches (NP), tamaño promedio de parche (TPP) y tamaño máximo de parche (TMP) en hectáreas. Se presentan valores promedios de las clases bañado, pastizal y uso agrícola.

| Valor Promedio | Bañado | Pastizal | Uso Agrícola |
|----------------|--------|----------|--------------|
| NP | 41 | 38 | 37 |
| TPP (ha) | 28,68 | 57,26 | 2301,67 |
| TMP (ha) | 649,65 | 952,72 | 5373,21 |

Tabla 5. Promedio; desvío estándar; valor máximo y mínimo para las métricas de fragmentación analizadas para la clase pastizal: grado de división (GD), expresado como probabilidad; índice de división (ID), expresado como número de parches; tamaño efectivo de malla (TEM), expresado en hectáreas; y distancia euclidiana al vecino adyacente (DVA), expresado en metros.

| Pastizal | GD (prob.) | ID (n°) | TEM (ha.) | DVA (m) |
|----------------|------------|---------|-----------|---------|
| Promedio | 0.97 | 617 | 351 | 152 |
| Desv. Estándar | 0.06 | 2568 | 710 | 68 |
| Máximo | 1.00 | 21488 | 3870 | 387 |
| Mínimo | 0.70 | 5 | 0.4 | 71 |

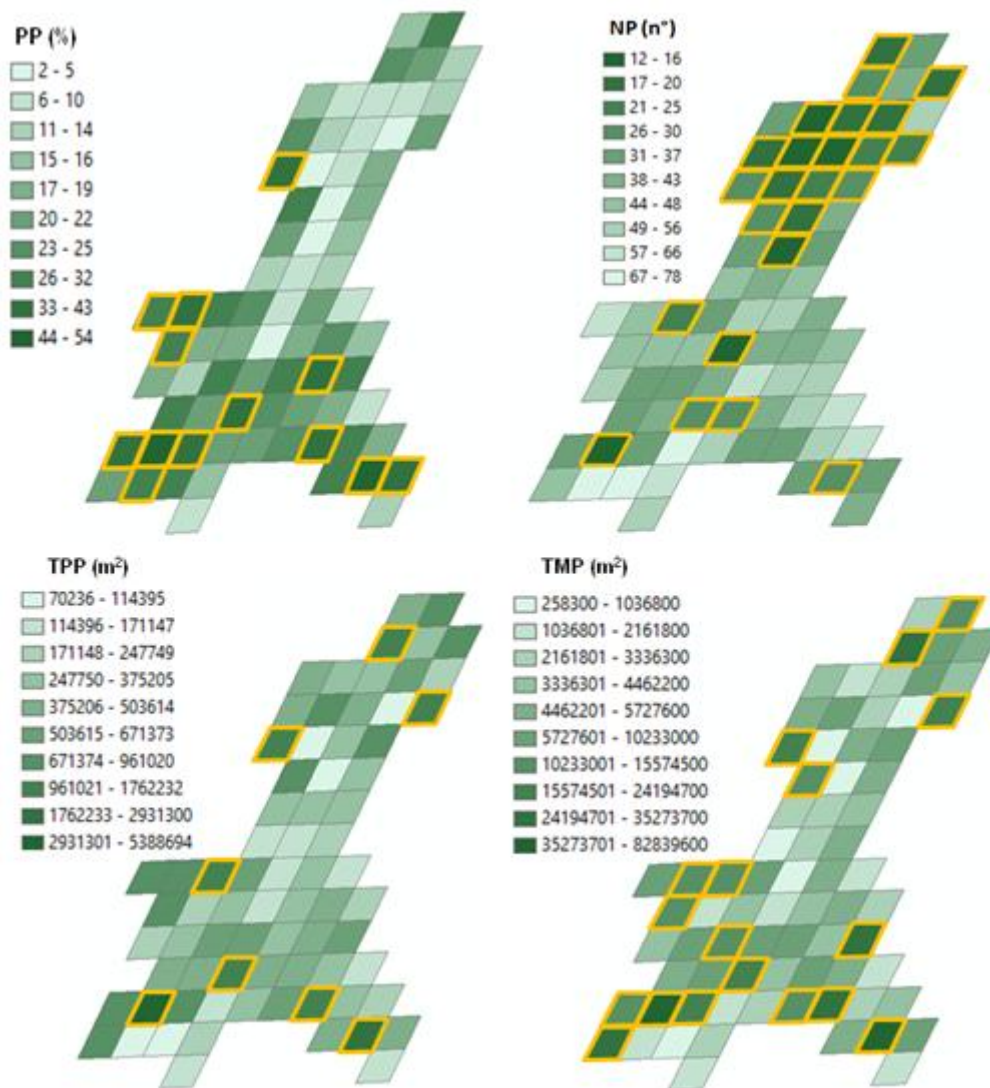


Figura 3. Variación espacial de las métricas fragmentación del Pastizal Natural. Se encuentran resaltadas aquellas celdas con valores de porcentaje de paisaje (PP) mayor o igual a 30%; número de parches (NP) menor o igual a 30 parches; tamaño promedio de parche (TPP) mayor o igual a 1.000.000 m² (100 ha.); y tamaño máximo de parche (TMP) mayor o igual a 10.000.000 m² (1.000 ha.).

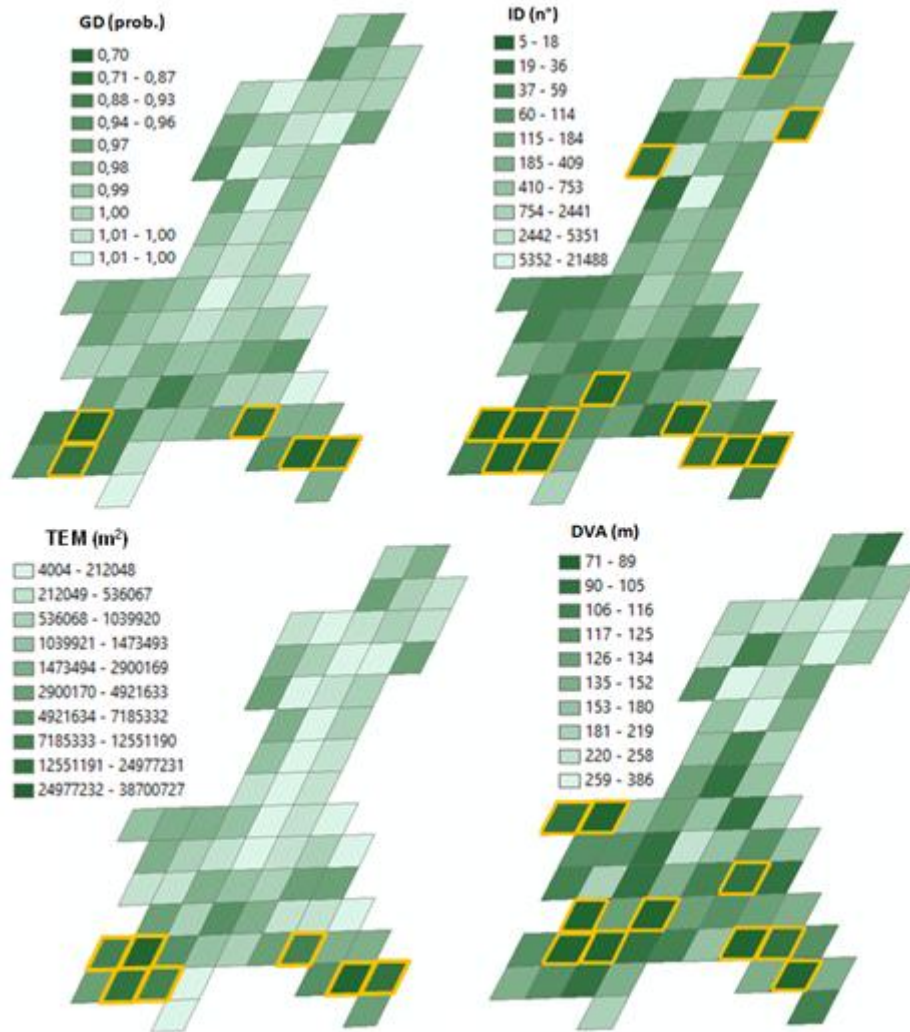


Figura 4. Variación espacial de las métricas fragmentación del Pastizal Natural. Se encuentran resaltadas aquellas celdas con valores de grado de división (GD) menor a 0.9 (probabilidad en escala de 0-1); índice de división (ID) menor o igual a 30 parches; tamaño efectivo de malla (TEM) mayor o igual a 10.000.000 m² (1.000 ha.); y distancia al vecino adyacente (DVA) menor o igual a 100 m.

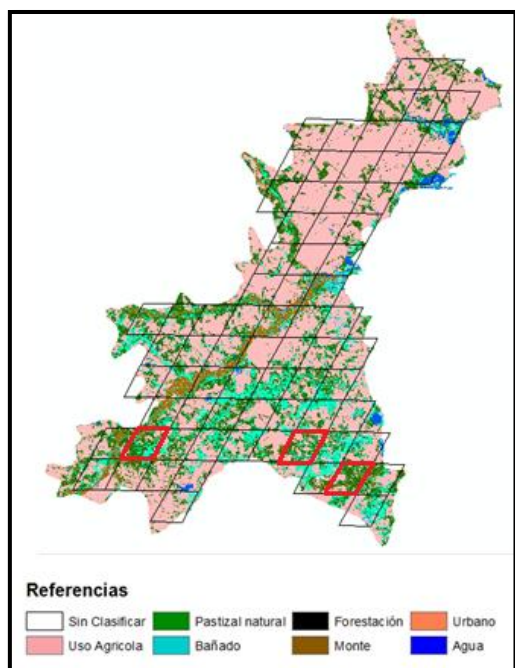


Figura 5: Mapa de uso-cobertura del suelo de las Planicies del Este generado en el Capítulo 2, interceptada con la grilla de UP (10x10km). En rojo figuran las UP que presentan características de interés para su conservación, por contar con una mayor extensión pastizal, menos fragmentado y compuesto por remanentes con mayor grado de cohesión entre ellos.

Tabla 6. Resultados de los modelos de regresión lineal múltiple, para las métricas de paisaje incluidas en el análisis (porcentaje de agricultura, porcentaje de pastizal, tamaño efectivo de malla -TEM- y distancia al vecino adyacente -DVA-). Se representan el coeficiente de determinación de cada variable para cada métrica (r^2 parcial), el coeficiente acumulado al incorporar la variable al modelo de regresión (r^2 acumulado) y el coeficiente estandarizado de cada variable (β), todas con significancia estadística (menor a 0.05).

| Var. dependientes | Var. explicativas | r^2 parcial | r^2 acumulado | β |
|-------------------|---------------------------------|---------------|-----------------|---------|
| % Agricultura | Gradiente Latitudinal | 0.36 | 0.36 | 0.41 |
| | Densidad de caminería total | 0.09 | 0.45 | 0.37 |
| | Densidad de padrones | 0.04 | 0.49 | -0.23 |
| % Pastizal | Densidad de padrones | 0.20 | 0.20 | 0.44 |
| | Densidad de caminería total | 0.13 | 0.33 | -0.34 |
| | Rango de alturas | 0.08 | 0.41 | 0.30 |
| TEM | Rango de alturas | 0.41 | 0.41 | 0.65 |
| DVA | Densidad de cursos hidrológicos | 0.26 | 0.26 | 0.37 |
| | Densidad de padrones | 0.14 | 0.40 | -0.36 |
| | Gradiente Latitudinal | 0.07 | 0.47 | 0.28 |

Discusión

Este capítulo presenta uno de los primeros trabajos sobre la fragmentación de los pastizales naturales en Uruguay. En él no solo se describe y cuantifica el proceso de fragmentación de una de las regiones menos conservadas de nuestro país, sino que se analiza también su distribución espacial y se identifican los principales controles biofísicos y antrópicos que están determinando dicha distribución. Los resultados encontrados muestran que las Planicies del Este se encuentran en un avanzado proceso de fragmentación del pastizal natural en comparación con otras zonas del país y la región; ocupando superficies relegadas por la actividad agrícola, particularmente por la actividad arrocera. Dado a que este trabajo está hecho con una resolución espacial y conceptual para la que no hay antecedentes en nuestro país, el grado de fidelidad de los resultados de las métricas de paisaje es elevado, permitiendo a la vez, identificar porciones del territorio con potencial para su conservación.

Avanzada Fragmentación del Pastizal en las Planicies del Este

Las métricas de paisaje calculadas en este capítulo permiten interpretar más fácilmente el mapa de uso/cobertura del suelo generado en el capítulo anterior de esta tesis. Basándonos en el bajo porcentaje de pastizal encontrado, el elevado número de parches remanentes y su reducido tamaño promedio, las Planicies del Este uruguayo se encuentran en una situación avanzada de fragmentación del pastizal natural. El mismo ha pasado a estar escasamente representado en el paisaje, y los remanentes se encuentran muy divididos en parches de pequeña superficie. La clase bañado también se encuentra poco representada y muy dividida en fragmentos pequeños, sabiendo que por su topografía y su posición en el paisaje, es una zona donde tendería a haber mayor presencia de bañados (Achkar et al. 2012). Al contrastar lo antes dicho, con el alto porcentaje de uso agrícola en la región de estudio y el gran tamaño de sus parches, se evidencia cómo la transformación agrícola ha fragmentado el paisaje natural de las Planicies del Este, al igual que ya se ha observado en tantas regiones de los Pastizales del Río de la Plata (Viglizzo et al. 2001; Guerschman, Paruelo, Di Bella, et al. 2003; Guerschman 2005; Paruelo et al. 2005; Baldi et al. 2006; Baldi & Paruelo 2008; Clark et al. 2012).

Las comparaciones entre diferentes trabajos de fragmentación deben realizarse con prudencia, debido a que pueden variar mucho dependiendo de la mínima unidad cartográfica (entidad más pequeña a ser mapeada como un área discreta) y de la unidad del paisaje (celda) consideradas en las métricas (Li & Wu 2004). En este sentido, una de las métricas más útiles para la comparación es el Tamaño Efectivo de Malla (TEM), debido a su baja sensibilidad a

cambios en la mínima unidad cartográfica, por el bajo peso que tienen los parches muy pequeños (Saura 2002). Comparando nuestros resultados de TEM y otras métricas calculadas (PP, NP y TPP de pastizal) con los de Baldi *et al.* (2008), podríamos afirmar que las Planicies del Este se encuentra en los estados más avanzados del proceso de fragmentación del pastizal natural (*shrinkage* y *attrition*), según el esquema conceptual propuesto por Jaeger (2000) (Figura 6).

Baldi y Paruelo (2008) analizaron distintas regiones de los Pastizales del Río de la Plata (incluyendo nuestra zona de estudio) a partir de imágenes *Landsat* a las cuales les realizaron las mismas correcciones y filtros post-clasificación, que los aplicados en el presente trabajo. Su unidad de paisaje es de 8x8 km y la nuestra de 10x10 km., por lo cual se podría decir que son comparables. En dicho trabajo, el estudio de fragmentación para la escena en la que queda comprendida nuestra zona de estudio, está hecho diferenciando los Campos del Norte de los Campos del Sur. Sus resultados muestran valores de fragmentación fuertemente menores a los encontrados en nuestro trabajo (Campos del Norte: TEM=5067 ha., Campos del Sur: TEM=4564 ha., nuestro trabajo para toda la zona: TEM=351 ha.). Pero es pertinente hacer al menos dos consideraciones: una es que en la escena *Landsat* utilizada por los autores, también está incluida parte de la zona de las Lomas del Este, donde el avance de la agricultura aún no ha generado transformaciones similares a las que han ocurrido en las planicies (Baeza et al. 2019), por lo que es probable que eso esté minimizando sus efectos sobre los resultados de fragmentación. La segunda y principal consideración que debiera realizarse, es que el mapa utilizado por los autores no hace énfasis en diferenciar los pastizales naturales de los demás recursos forrajeros, y dado que tampoco pudieron conseguir más de una imagen anual para la zona en las fechas que consideraron, es probable que hayan sobrestimado dicha cobertura (al menos en esta zona del territorio, donde el escenario es tan complejo).

Los datos existentes de fragmentación del pastizal para otras zonas de Uruguay, son de la Cuesta Basáltica, región tradicionalmente ganadera donde el pastizal presenta buen grado de conservación (Baeza et al. 2010). Los valores de fragmentación para el Basalto son extremadamente bajos (TEM=160.000ha.), siendo de las regiones de los Pastizales del Río de la Plata con menor fragmentación reportada. Esto contrasta fuertemente con lo que ocurre en las Planicies del Este y con las tendencias observables a partir de trabajos en el Litoral Oeste (Gazzano & Achkar 2014; Tiscornia et al. 2014). Si bien los trabajos en el Litoral Oeste marcan un antecedente en una zona de Uruguay que también se encuentra fuertemente afectada por la intensificación agrícola, en ellos se aplican índices sensibles al grano y extensión del análisis, haciendo difícil su comparación con otros trabajos.

A nivel regional, Baldi y colaboradores (2008) en el trabajo mencionado anteriormente, comparan los resultados de las métricas de fragmentación del pastizal en varios sitios que abarcan ocho subdivisiones de los Pastizales del Río de la Plata (Pampa Interior Occidental, Pampa Interior Plana, Pampa Austral, Pampa Deprimida, Pampa Ondulada, Pampa Mesopotámica, Campos del Norte y Campos del Sur). Ellos encontraron los escenarios más críticos en la Pampa Interior Plana y en la Pampa Ondulada, con valores muy cercanos a los obtenidos en nuestro trabajo (TEM=150 ha. y 334 ha., respectivamente). En un estudio anterior realizado por el mismo equipo de trabajo (Baldi et al. 2006), donde también analizaron la fragmentación del pastizal en otras regiones de la Pampa Ondulada, Pampa Interior, Pampa Deprimida y Pampa Austral; la primera presentó los valores más altos de fragmentación del paisaje (TEM=506 ha.). En este contexto, los resultados obtenidos para las Planicies del Este parecen ser preocupantes. El grado de fragmentación de los pastizales naturales es comparable al de las regiones más transformadas e históricamente agrícolas de los Pastizales del Río de la Plata, como lo son la Pampa Ondulada y la Pampa Interior Plana (Paruelo et al. 2005; Baeza 2016; Baeza & Paruelo 2018).

Factores que condicionan el asentamiento de la actividad arrocera, determinan la variación espacial de la fragmentación en las Planicies del Este

Los resultados obtenidos a partir del estudio de las variables que se encuentran controlando la distribución espacial de la fragmentación, apoyan la hipótesis de que la mayor fragmentación del pastizal se presenta en aquellas porciones de la zona de estudio en las cuales confluyen un conjunto de factores que hacen más atractivo el establecimiento de la actividad arrocera. Esto mismo pero para otros cultivos, ya ha sido señalado en numerosos trabajos para Uruguay (Paruelo et al. 2006; Arbeletche & Gutiérrez 2010; Arbeletche et al. 2012; Hoffman et al. 2013; Baeza et al. 2014) y la región (Viglizzo et al. 2001; Guerschman, Paruelo, Di Bella, et al. 2003; Guerschman 2005; Baldi et al. 2006; Baldi & Paruelo 2008; Clark et al. 2012).

En las Planicies del Este, el porcentaje de cobertura de agricultura está determinado principalmente por tres variables: la ubicación en el espacio (reflejada en su relación con la latitud); la densidad de rutas y caminería departamental; y la densidad de padrones, y por ende, el tamaño de los mismos. Las zonas con mayor superficie de agricultura, es decir con menor cobertura de pastizal, se concentraron al Norte y Centro del área de estudio. En estas regiones es dónde se encuentran los principales polos agroindustriales arroceros (Arrozal 33, CIPA Olimar, Coopar S.A., Saman y Casarone Agroindustrial, en el Norte de la zona de estudio;

y nuevamente Casarone Agroindustrial en el centro de la zona de estudio). Es también dónde se localizan los grandes y medianos productores, dónde existen molinos con mayor capacidad de procesamiento, dónde la producción es más intensiva y se logran los mejores rendimientos de la región Este (Alegre et al. 2015; DIEA & MGAP 2017). Dado a que la industria arrocera tiende a desarrollarse en torno a estos polos logísticos, la presencia de los mismos probablemente sea unos de los factores que estén determinando que la posición en el paisaje (es decir, en el gradiente latitudinal) sea una de las variables que explican la mayor fragmentación y pérdida del pastizal en estas regiones. Por el mismo motivo se entiende que las zonas con mayor superficie de agricultura, se vean asociadas a áreas con una red vial más densa, dónde el rubro arrocero ha conseguido inversión estatal y privada para la creación y mantenimiento de la red de caminería rural y de tendido eléctrico. Adicionalmente, datos del 2016/2017 mostraron que el 80% de la superficie de arroz cultivada en la zona Este (DIEA & MGAP 2017), se siembra sobre tierras arrendadas, siendo más rentable el arrendamiento de padrones de mayor tamaño. Esto revela por qué el tamaño del padrón, es una de las variables que explica el porcentaje de cobertura de agricultura en las Planicies del Este, de modo que las zonas de mayor cobertura de cultivos coinciden con zonas con padrones de mayor tamaño.

Complementariamente, las variables que determinan el porcentaje de cobertura de pastizal, también fueron el tamaño del padrón -siendo las zonas con mayor cobertura de pastizal, aquellas donde los padrones son de menor tamaño- y la densidad de caminería departamental -coincidiendo zonas de mayor cobertura de pastizal, con zonas de menor densidad de caminería-. Adicionalmente, otra variable que explica el porcentaje de cobertura de pastizal, es la variabilidad topográfica. Debido a las características de la agricultura arrocera, tradicionalmente se ha establecido en regiones más planas o de menor variabilidad topográfica (DIEA & MGAP 2003; Battello et al. 2013; DIEA & MGAP 2017), que permiten un acceso-manejo y disposición final del agua más facilitado. De modo que mayores coberturas de pastizal se ven asociadas a regiones que, por el contrario, presentan mayor variabilidad topográfica, por ser en las que la actividad arrocera encuentra más dificultades.

Congruentemente, el tamaño efectivo de malla también depende de la variabilidad topográfica; siendo los sitios donde el pastizal natural se encuentra más fragmentado, aquellos con topografía más plana y por ende, mejor aptitud para el cultivo de arroz.

Mientras tanto, la distancia al vecino adyacente se explica también por el tamaño de los padrones (encontrándose parches más aislados en zonas donde los padrones son de mayor tamaño) y por la posición en el paisaje (no tan cercanos a los polos logísticos arroceros). La

densidad de recursos hidrológicos resultó ser otra variable controladora del grado de aislamiento de los remanentes de pastizal, encontrándose parches más aislados en zonas donde hay mayor presencia de recursos hídricos. Esto puede deberse a que los grandes requerimientos de agua del cultivo de arroz, hayan hecho colonizar estas zonas para dicha actividad. Hay que tener en cuenta también, que la presencia de ríos y arroyos generan zonas de bañados y bosques ribereños, en las cuales aún no se introdujo la agricultura arrocerá, y en donde se conservan remanentes de pastizal dispersos y aislados que no han sido fragmentados por la actividad humana, sino que es la configuración espacial natural en dichas áreas.

Varios trabajos han afirmado que la composición del paisaje en los Pastizales del Río de la Plata, e indirectamente su fragmentación, no son procesos aleatorios, sino que existe una compleja interacción entre distintas variables que restringen la expansión de la agricultura, relegando el pastizal hacia sitios en donde se combinan características desfavorables para el desarrollo de esta actividad (Viglizzo et al. 2001; Guerschman, Paruelo, Di Bella, et al. 2003). Baldi y colaboradores (2006) probaron la relación entre nueve variables ambientales (particularmente, variables edáficas y climáticas) y la composición del paisaje en distintos distritos de los Pastizales del Río de la Plata. En su trabajo llegaron a la conclusión de que unas pocas variables explicaban la variación espacial de la composición del uso-cobertura del suelo, siendo particularmente el drenaje del suelo, el determinante más importante de la distribución espacial de las coberturas agricultura y pastizal. Esto resultó muy lógico dado que la mayor restricción de los cultivos en la Pampa, son el estrés hídrico y el exceso de agua (Hall et al. 1992). Por otro lado, en algunas áreas de Norte América, Europa y el Este de Asia, las redes de transporte o los asentamientos urbanos, parecen tener un rol mayor como determinantes de la fragmentación de los hábitats naturales (von Haaren & Reich 2006; Matsushita et al. 2006). Si bien en nuestro trabajo, varias de las variables biofísicas incluidas mostraron relevancia (particularmente variables topográficas e hidrológicas), también lo hicieron variables relacionadas a la presencia del hombre en el sistema, particularmente las vinculadas al establecimiento de los polos logísticos arroceros. De modo que a la escala de nuestro estudio, podríamos afirmar que lo que moldea la fragmentación del pastizal en esta zona del país son los factores naturales y de uso humano que determinan el asentamiento de la actividad arrocerá en la región.

Zonas de interés para su conservación

La complementariedad de las métricas de paisaje utilizadas en este trabajo permitió proponer sitios de conservación de pastizal a partir de información objetiva. Aquí se sugiere la opción de conservar aquellas porciones del paisaje que se encuentran en estado menos avanzado del proceso de fragmentación. Por ejemplo, aquellos parches que integran unidades del paisaje con mayor porcentaje de pastizal, mayor tamaño efectivo de malla y menor distancia al parche vecino; presentan características interesantes por contar con una mayor extensión del bioma de interés, menos fragmentado y compuesto por remanentes con mayor grado de cohesión entre ellos, por lo que serían potenciales sitios de conservación. De hecho, una de estas UP propuestas, se encuentra dentro del Parque Nacional San Miguel, que integra el SNAP (Sistema Nacional de Áreas Protegidas), por lo que ya se encuentra bajo cierto marco de protección. Sin embargo, otra corriente dentro de la conservación hace hincapié no sólo en proteger los sitios más conservados, sino también aquellos inmersos en matrices agrícolas (Grass et al. 2019) debido a que pueden aumentar las tasas de supervivencia de las especies que son incompatibles con los sistemas agrícolas y promover la propagación de servicios ecosistémicos a tierras cultivadas intensivamente (Blitzer et al. 2012).

De todos modos, es evidente que no todos los cambios ambientales pueden detectarse a través de alteraciones en la cobertura del suelo. Para evaluar completamente la condición de los recursos ecológicos, se hace necesario integrar esta información con otros estudios realizados a campo (O'Neill et al. 1997; Li & Wu 2004). Las UP aquí señaladas como de prioridad para la conservación, representan sitios donde sería pertinente hacer mayores análisis para corroborar su estado, aproximarnos al entendimiento de su funcionamiento y pensar estrategias tendientes a su conservación.

Consideraciones finales

La escasez de información sobre la fragmentación de los pastizales naturales uruguayos aún es grande. Esto no sólo se debe a la ausencia hasta hace pocos años, de mapas de uso-cobertura del suelo actualizados y donde el nivel de detalle permitiese discriminar pastizales; sino también a la ausencia de consensos a la hora de decidir cómo se estudian los paisajes y para qué. Unificar criterios para cuantificar la fragmentación en el resto del Uruguay y sus controladores, permitirían una mejor comprensión de los efectos del cambio en el uso del suelo en nuestro país. Al mismo tiempo, pondría una línea de base importante para el estudio de qué tipo de intervenciones en el medio son las menos arriesgadas o las que generan menor

pérdida de servicios ecosistémicos, permitiendo el diseño de diferentes planes de manejo para los distintos escenarios existentes en el territorio (O'Neill et al. 1997; O'malley et al. 2003; Moser et al. 2007).

Una contracara que han presentado desde hace muchos años los estudios de fragmentación del paisaje, es que muchas veces no queda clara la relación entre el patrón observado y los procesos ecosistémicos que hay detrás (Li & Wu 2004). Las propiedades estructurales descritas en este trabajo, tienen un potencial muy claro en lo que refiere a su comparación con la fragmentación en diferentes regiones, en el seguimiento y monitoreo del proceso de fragmentación a futuro, incluso para generar pruebas de hipótesis sobre la existencia-ubicación-tipo de umbrales críticos en los patrones espaciales (Jaeger 2000). Sin embargo, es importante que se asocien dichas propiedades estructurales a propiedades funcionales del paisaje. Por ejemplo, estudios comparativos de riqueza-diversidad-dispersión-producción de biomasa-etc., en parches de pastizal de distinto tamaño-forma-posición dentro del paisaje-con distinto grado de aislamiento-entre otras variables, podrían permitir entender qué servicios ecosistémicos son los que se están viendo alterados, cuál es la dirección de esos cambios y qué medidas se podrían tomar para darles una dirección tendiente a su conservación o uso sustentable.

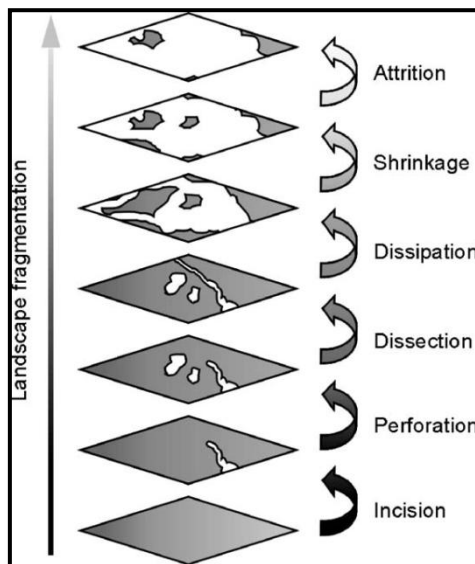


Figura 6: Esquema de distintos estados del proceso de fragmentación (Baldi et al. 2006, adaptado de Forman 1995 y Jaeger 2000). En gris se representa la cobertura original y en blanco la nueva cobertura.

Capítulo 4. Aportes de este trabajo

Principales resultados

En el presente trabajo se logró generar información previamente inexistente sobre el grado de conservación del pastizal natural en una de las regiones más transformadas por la actividad humana en nuestro país. Si bien las Planicies del Este es una región del Uruguay que ha mostrado gran importancia para su conservación, comprendiendo zonas de humedales y pastizales característicos que albergan gran biodiversidad (Brazeiro 2015), la pérdida y remplazo de estos ecosistemas por la actividad agrícola, no habían sido estudiados. En este sentido, se desconocían aspectos claves como la cantidad de superficie remanente de pastizal, su localización y el grado de avance del proceso por el cual se está viendo transformado.

En el capítulo dos de esta tesis se logró generar un mapa de uso-cobertura del suelo de las Planicies del Este, que capta con gran precisión los remanentes de pastizal natural, diferenciándolos de otros recursos forrajeros sembrados o que corresponden a campos recientemente abandonados por la actividad agrícola. Debido a que trabajos anteriores no habían logrado este nivel de precisión conceptual (Baldi & Paruelo 2008; Cal et al. 2011; Baeza et al. 2014), el mapa aquí generado es el primero para la zona, que da cuenta del pastizal natural, constituyendo un insumo muy útil y novedoso. Es importante mencionar que las actuales cartografías que cuantifican la superficie de pastizal en otras regiones del Uruguay, no habían enfrentado la dificultad metodológica que implica discriminar el pastizal de otras coberturas que presentan un comportamiento espectral y/o fenológico tan similar, por las características de uso y manejo de la tierra en la zona (Baeza et al. 2011; Baeza et al. 2019). En los trabajos regionales que mapean el uso-cobertura del suelo, también existe una ausencia de antecedentes que aborden la discriminación de pastizales de otros recursos forrajeros en contextos de coberturas complejas de la superficie terrestre (Hansen et al. 2000; Friedl et al. 2010; Clark et al. 2012; Blanco et al. 2013; Graesser et al. 2015; Volante et al. 2015). En la presente tesis, esta dificultad fue resuelta mediante una técnica sencilla y replicable, que tiene en cuenta el contexto y las características biológicas y de uso humano en la zona de estudio. Esto no solo es un aporte significativo a los grandes esfuerzos desarrollados a nivel nacional para mapear el principal ecosistema de nuestro país, sino que también sienta un importante antecedente en la revalorización de los parches marginales de pastizal natural, en la presente

coyuntura global de pérdida y transformación alarmantes a los que están siendo sometidos (Hoekstra et al. 2005).

Adicionalmente, el mapa permitió discriminar los humedales de la zona, significando un producto de mucha utilidad, dada la importancia nacional y global de conservación de los humedales en el Este de nuestro país (Brazeiro 2015), siendo este trabajo, el que genera la primer cartografía de humedales nacionales mediante técnicas de teledetección.

Según nuestros resultados, el pastizal natural en esta zona representa un 21% de la superficie total cartografiada, siendo el valor más bajo reportado hasta el momento, de las regiones cuantificadas del Uruguay (Baeza et al. 2011; Baeza et al. 2014; Baeza et al. 2019). A pesar de ser esperable, dado el conocimiento del gran desarrollo del sector arrocero en esta zona de nuestro país, la transformación de la cobertura de pastizal no había sido correctamente cuantificada. Estos datos evidenciaron también la gran subestimación de la superficie agrícola sembrada, que fue relevada por el último censo agropecuario (MGAP & DIEA 2011). Según Hoffman et al. (2013) esto es muy común en las bases censales, sin embargo, la consecuencia perjudicial que puede generar aceptar errores de estas magnitudes, radica en la desatención e indiferencia hacia situaciones de pérdida de biomas naturales, quizás irreversibles.

En el capítulo tres de este trabajo se describió y caracterizó la fragmentación del pastizal en las planicies, obteniéndose para las distintas métricas de paisaje calculadas, valores que caracterizan las fases más avanzadas del proceso de fragmentación (Jaeger 2000; Baldi et al. 2006). Dichos valores son comparables a los reportados por otros investigadores en las regiones más transformadas y con mayor historia agrícola de los Pastizales del Río de la Plata (Pampa Ondulada y Pampa Interior Plana) (Baldi et al. 2006; Baldi & Paruelo 2008). Sin embargo, no fue posible la comparación con otras regiones del Uruguay por la ausencia de trabajos que analicen este proceso en nuestro país, con la excepción de un estudio en la Cuesta Basáltica, que por ser una zona de fuerte tradición ganadera, presentó valores de fragmentación del pastizal extremadamente menores (Baeza et al. 2010). Para la escala de análisis aquí utilizada existen por una lado variables topográficas e hidrológicas, y por otro variables relacionadas al uso humano del territorio (cercanía a polos logísticos y tamaño de padrón del catastro rural) determinando distintos grados de fragmentación a lo largo de las planicies. Tanto las variables biofísicas como las de uso humano, están vinculadas a mejores o peores condiciones para el establecimiento de la actividad arrocera (dependiendo de la métrica de fragmentación que se analice). Los valores más altos de fragmentación se encontraron en el Centro y Norte del área de estudio, donde se ubican los polos logísticos

arroceros y la rentabilidad el cultivo de arroz parecería ser mayor (Scarlatto 1993; DIEA & MGAP 2003; Alegre et al. 2015; DIEA & MGAP 2017; Cánepa 2018). Nuestros resultados evidencian que en las Planicies del Este, al igual que en otras regiones de los pastizales del Río de la Plata, la conservación del pastizal a escala de paisaje se ve determinada por las distintas variables que restringen la expansión de la agricultura, relegando el pastizal hacia sitios en donde se combinan características desfavorables para el desarrollo de esta actividad (Viglizzo et al. 2001; Guerschman, Paruelo, Di Bella, et al. 2003; Baldi et al. 2006).

Perspectivas

El mapa de uso-cobertura de suelo generado y la descripción de la fragmentación, son aportes novedosos que constituyen un insumo fundamental, tanto para la investigación como para la gestión en la región de las Planicies del Este.

En términos de investigación, al aplicar la metodología diseñada en este trabajo para mapear el pastizal natural, a una serie temporal más amplia, será posible estudiar con más detalle el cambio en el uso del suelo. Esto permitirá evidenciar el proceso de remplazo de las cubiertas naturales de la zona a lo largo del tiempo, la expansión de la actividad arrocera y a expensas de cuánta pérdida de pastizal natural se ha ido dando. Gracias a nuevas plataformas como *Google Earth Engine*, hoy en día es posible disponer con relativa facilidad y sin costo, de todos los archivos de la serie *Landsat* desde 1972 hasta la actualidad, permitiendo ampliar significativamente la ventana temporal analizada en esta tesis. Adicionalmente, un ajuste sencillo de esta metodología hará posible mejorar la detección de usos agrícolas en otras regiones de nuestro país, así como también la búsqueda de tierras nunca cultivadas (al menos durante el periodo para el que se cuenta con cobertura de imágenes satelitales). Esto sería particularmente útil para el mapeo del pastizal natural en el litoral Oeste, donde es sabido el gran avance del cultivo de soja desde el año 2000 a esta parte, y para el cuál no se cuenta con un mapa detallado que logre la discriminación alcanzada en este trabajo. Al mismo tiempo, permitiría estudiar la estructura y funcionamiento de pastizales prístinos en Uruguay y la región.

El mapa de uso-cobertura para las Planicies del Este permitirá ahondar en la descripción y caracterización de las comunidades bióticas de los remanentes naturales. A pesar de cubrir pequeñas áreas como parches aislados, los remanentes de pastizal natural en matrices agrícolas, han sido reconocidos como importantes "hot spots" de biodiversidad nativa (Burkart et al. 2011). Sin embargo, no se conocen descripciones de las comunidades vegetales de los

pastizales de esta zona, a excepción de un único trabajo previo a la expansión arrocerá en la región (Arrarte 1969), que será de gran utilidad para su comparación con datos actuales y evidenciar efectos del cambio de uso de la tierra sobre las mismas (o ausencia de ellos). Al mismo tiempo, resultaría interesante analizar si la estructura de dichas comunidades ha sido afectada por el grado de fragmentación que presenta el pastizal, evaluando el efecto del proceso de fragmentación sobre la diversidad, la invasión de especies exóticas, los patrones de distribución de otros *taxa*, y sobre los niveles de provisión de demás servicios ecosistémicos. Existen antecedentes que muestran que la disminución en la cantidad de hábitat, producto de la fragmentación humana del paisaje, explica la variación en la riqueza de especies, en distintos componentes de la diversidad beta y en la diversidad filogenética de las comunidades de plantas locales (Alofs et al. 2014; Perelman et al. 2017; Staude et al. 2018). Un ejemplo de ello es un trabajo reciente de Staude y colaboradores (2017) en los pastizales del Sur de Brasil, los cuales han sufrido cambios muy grandes en el uso de la tierra en los últimos años. Ellos encontraron comunidades locales de plantas más pobres, más homogeneizadas y filogenéticamente menos diversas en paisajes con menos hábitat de pastizal natural. Adicionalmente, evaluaron la riqueza genérica de hormigas (un grupo omnívoro con altos niveles de interacción con las plantas), con respecto a la diversidad filogenética de la comunidad vegetal. Pudieron observar que la riqueza de hormigas disminuyó en un 50% en las comunidades de plantas con la menor diversidad filogenética, sugiriendo que los efectos de la pérdida de hábitat por la fragmentación humana del territorio pueden propagarse a niveles tróficos más altos.

Por otro lado, al contar con máscaras de uso agrícola para cada año de la serie temporal analizada, será posible discriminar pastizales con distintos tiempos de descanso. Esto resultaría sumamente útil para describir el proceso de sucesión que se da en los campos abandonados por el arroz, y cuál es el tiempo y manejo del rastrojo del cultivo necesarios para tender a su restauración. A pesar de que en la literatura internacional existen numerosos antecedentes que exploran el potencial de restauración pasiva de campos abandonados por la agricultura (Hobbs & Harris 2001), en Uruguay esta información es completamente inexistente.

En términos de gestión, gracias a la puesta a punto de una metodología simple y efectiva para discriminar con alto grado de exactitud el pastizal natural, y al avance de herramientas informáticas capaces de aplicarla automáticamente a series temporales más amplias y superficies terrestres más extensas (en tiempos mucho más reducidos), es posible el mapeo y monitoreo de hábitats de manera sistemática. Por su parte, el estudio de la fragmentación y sus determinantes, es una información útil para entender cómo revertir los cambios (cuando

esto es posible) en pro de asegurar la provisión de bienes y servicios de los pastizales, al tiempo que permite anticiparse a las transformaciones en otras regiones de nuestro país y re-direccionarlas en función de las necesidades actuales, sin comprometer el futuro. En la medida que la generación de datos de métricas de paisaje se extienda a las distintas regiones del país, también será posible comparar estados y manejos en distintas zonas, así como su evaluación a lo largo del tiempo. Todo esto permitiría mejorar los planes de ordenamiento territorial y/o medidas destinadas a la conservación.

Adicionalmente, la técnica utilizada para la generación del mapa de uso-cobertura del suelo, podría ser de gran utilidad para monitorear la dinámica de las rotaciones arroceras, y así evaluar más detalladamente la implementación de las buenas prácticas agropecuarias recomendadas a nivel ministerial, así como su efecto sobre la productividad del cultivo de arroz y de los remanentes de pastizal.

Bibliografía

- Achkar, M., Dominguez, A., & Pesce, F. 2012. Cuenca de la Laguna Merín -Uruguay. Aportes para la discusión ciudadana. *En prensa* 33.
- Alegre, M., Guigou, B., Fonsalía, A., Frank, N., Hahn, M., Heinzen, J., Mendy, M., Quintero, J., Rodríguez, N., Russi, E., & Vadell, M. 2015. *Los trabajadores arroceros de la cuenca de la Laguna Merín : análisis de su situación de salud* (U. A. del E. Interdisciplinario, Ed.).
- Alofs, K.M., González, A. V., & Fowler, N.L. 2014. Local native plant diversity responds to habitat loss and fragmentation over different time spans and spatial scales. *Plant Ecology* 215: 1139-1151.
- Altesor, A., Oesterheld, M., Leoni, E., Lezama, F., & Rodríguez, C. 2005. Effect of grazing on community structure and productivity of a Uruguayan grassland. *Plant Ecology* 179: 83-91.
- Arbeletche, P., Coppola, M., & Paladino, C. 2012. Análisis del agro-negocio como forma de gestión empresarial en América del Sur : el caso uruguayo Analysis of the Agribusiness Form in Farm Management in South America : the Uruguayan Case. *Agrociencia Uruguay* 16: 110-119.
- Arbeletche, P., & Gutiérrez, G. 2010. Crecimiento de la Agricultura en Uruguay: Exclusión Social o Integración Económica en Redes. *Pampa* 113-138.
- Arrarte, J. 1969. *Sobre las Pasturas Naturales de la Cuenca de la Laguna Merín (Parte uruguaya)*. Treinta y Tres.
- Ayala, W. 2011. Los desafíos tecnológicos de la ganadería en los Pastizales del Río de la Plata. En Altesor, A., Ayala, W., & Paruelo, J. (eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales.*, pp. 209-214. INIA, Serie FPTA, (26).
- Baeza, S. 2016. *Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas: El uso/cobertura del suelo en Uruguay y los pastizales del Río de la Plata: caracterización, análisis de sus cambios a lo largo del tiempo e impactos sobre el funcionamiento ecosistémico*. Montevideo, Uruguay.
- Baeza, S., Baldassini, P., Bagnato, C., Pinto, P., & Paruelo, J.M. 2014. Caracterización del uso/cobertura del suelo en Uruguay a partir de series temporales de imágenes MODIS.

Agrociencia Uruguay 18: 95-105.

Baeza, S., Gallego, F., Lezama, F., Altesor, A., & Paruelo, J.M. 2011. Cartografía de los pastizales naturales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. En A., A., W, A., & JM., P. (eds.), *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales.*, pp. 33-54. INIA, Serie FPTA, (26).

Baeza, S., Lezama, F., Piñeiro, G., Altesor, A., & Paruelo, J.M. 2010. Spatial variability of above-ground net primary production in Uruguayan grasslands: A remote sensing approach. *Applied Vegetation Science* 13: 72-85.

Baeza, S., & Paruelo, J.M. 2018. Spatial and temporal variation of human appropriation of net primary production in the Rio de la Plata grasslands. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 145: 238-249.

Baeza, S., Rama, G., & Lezama, F. 2019. Cartografía de los pastizales en las regiones geomorfológicas de Uruguay predominantemente ganaderas. Ampliación y actualización. En *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales II.*, pp. 27-47.

Baldi, G., Guerschman, J.P., & Paruelo, J.M. 2006. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture Ecosystems and Environment* 116: 197-208.

Baldi, G., & Paruelo, J.M. 2008. Land use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society* 13: 6.

Baret, F., & Guyot, G. 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment* 35: 161-173.

Barreneche, J.M., & Zarucki, M. 2017. *Formaciones vegetales del sitio RAMSAR Bañados del Este y Franja Costera*. Rocha, Uruguay.

Battello, C., Queheille, N., Uruga, R., Gonnet, D., Hill, M., Roel, A., Cantou, G., Martínez, I.M., & Pippolo, D. 2013. *Guía de Buenas Prácticas en el Cultivo de Arroz en Uruguay*. Asociación Cultivadores de Arroz; Gremial de Molinos Arroceros; ANII; Facultad de Agronomía; INIA; LATU.

Blanco, P.D., Colditz, R.R., López, G., Hardtke, L. a, Llamas, R.M., Mari, N. a, Fischer, A., Caride, C., Aceñolaza, P.G., Héctor, F., Lillo-saavedra, M., Coronato, F., Opazo, S. a, Morelli, F., Anaya, J. a, Sione, W.F., Zamboni, P., & Barrena, V. 2013. A land cover map of Latin America and the Caribbean in the framework of the SERENA project. *Remote Sensing of*

Environment 132: 13-31.

Blitzer, E.J., Dormann, C.F., Holzschuh, A., Klein, A.M., Rand, T.A., & Tschardtke, T. 2012.

Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 146: 34-43.

Bonilla, R.O., Deambrosi, E., & Bermúdez, R. 2006. Unidad de Producción Arroz - Ganadería en INIA Treinta y Tres. *Revista INIA, Eventos y Jornadas* 6: 35-38.

Boschetti, M., Busetto, L., Manfron, G., Laborte, A., Asilo, S., Pazhanivelan, S., & Nelson, A.

2017. PhenoRice: A method for automatic extraction of spatio-temporal information on rice crops using satellite data time series. *Remote Sensing of Environment* 194: 347-365.

Brazeiro, A. 2015. *Eco-regiones de Uruguay: Biodiversidad, presiones y conservación. Aportes a la Estrategia Nacional de Biodiversidad* (A. Brazeiro, Ed.). Facultad de Ciencias, CIEDUR, VS-Uruguay, SZU, Montevideo.

Burkart, S.E., León, R.J.C., Conde, M.C., & Perelman, S.B. 2011. Plant species diversity in remnant grasslands on arable soils in the cropping Pampa. *Plant Ecology* 212: 1009-1024.

Cairo, S.L., & Zalba, S.M. 2007. Effects of a paved road on mortality and mobility of red bellied toads (*Melanophryniscus* sp.) in Argentinean grasslands. *Amphibia Reptilia* 28: 377-385.

Cal, A., Álvarez, A., Petraglia, C., Dell'Acqua, M., López, N., & Alvarez, P. 2011. *Mapa de Cobertura del Suelo de Uruguay: Land cover classification system*. (OPP, MGAP, MVOTMA, FAO, & UNESCO, Eds.).

Cánepa, G. 2018. EL TERRITORIO DEL ARROZ EN URUGUAY. Caracterización de los pueblos de trabajadores arroceros del Rincón de Ramírez, Treinta y Tres.

Carámbula, M. 1993. Cultivos forrajeros de alta eficiencia. *Boletín de Divulgación N° 38*. INIA 1-22.

Chander, G., & Markham, B. 2003. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41: 2674-2677.

Chander, G., Markham, B.L., & Barsi, J.A. 2007. Revised landsat-5 thematic mapper radiometric calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters* 4: 490-494.

Chapin, S., Matson, P., & Vitousek, P. 2011. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*.

Springer.

Clara, M., & Maneyro, R. 1999. Humedales del Uruguay. El ejemplo de los humedales del este. En *Humedales del Uruguay.*, pp. 68-80.

Clark, M.L., Aide, T.M., Grau, H.R., & Riner, G. 2010. A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sensing of Environment* 114: 2816-2832.

Clark, M.L., Aide, T.M., & Riner, G. 2012. Land change for all municipalities in Latin America and the Caribbean assessed from 250-m MODIS imagery (2001-2010). *Remote Sensing of Environment* 126: 84-103.

Curran, P.J. 1985. *Principles of remote sensing*. New York, USA.

Demaría, M.R., McShea, W.J., Koy, K., & Maceira, N.O. 2003. Pampas deer conservation with respect to habitat loss and protected area considerations in San Luis, Argentina. *Biological Conservation* 115: 121-130.

DIEA, & MGAP. 2000. *Censo General Agropecuario 2000. Recuentos Preliminares* (M. de G. A. y Pesca, Ed.).

DIEA, & MGAP. 2003. *El cultivo de arroz en Uruguay y contribución a su conocimiento*.

DIEA, & MGAP. 2017. *Estadísticas Agropecuarias - Encuesta de arroz*.

ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10.2.2.

Fardila, D., Kelly, L.T., Moore, J.L., & McCarthy, M.A. 2017. A systematic review reveals changes in where and how we have studied habitat loss and fragmentation over 20 years. *Biological Conservation* 212: 130-138.

Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133-142.

Forman, R.T.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T., & Winter, T.C. 2003. *Road Ecology. Science and Solutions*. Island Press, Washington DC, USA.

Friedl, M.A., McIver, D.K., Hodges, J.C.F., Zhang, X., Muchoney, D., Strahler, A.H., Woodcock, C.E., Gopal, S., Schneider, A., Cooper, A., Baccini, A., Gao, F., & Schaaf, C. 2002. Global

- land cover mapping from MODIS: algorithms and early results. *Remote Sensing Of Environment* 83: 287-302.
- Friedl, M.A., Sulla-Menashe, D., Tan, B., Schneider, A., Ramankutty, N., Sibley, A., & Huang, X. 2010. MODIS Collection 5 global land cover: Algorithm refinements and characterization of new datasets. *Remote Sensing of Environment* 114: 168-182.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A., & Sodhi, N.S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12: 561-582.
- Gazzano, I., & Achkar, M. 2014. Transformación territorial : análisis del proceso de intensificación agraria en la cuenca del área protegida Esteros de Farrapos , Uruguay. *Revista Brasileira de Agroecologia* 9: 30-43.
- Gerlach, G., & Musolf, K. 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in Bank Voles. *Conservation Biology* 14: 1066-1074.
- Gibson, D.J. 2009. *Grasses and Grassland Ecology* (O. U. Press, Ed.).
- Gower, S.T., Kucharik, C.J., & Norman, J.M. 1999. Direct and indirect estimation of leaf area index, f(APAR), and net primary production of terrestrial ecosystems. *Remote Sensing of Environment* 70: 29-51.
- Graesser, J., Aide, T.M., Grau, H.R., & Ramankutty, N. 2015. Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters* 10:.
- Grass, I., Loos, J., Baensch, S., Batáry, P., Librán-Embid, Felipe Ficiciyan, A., Klaus, F., Riechers, M., Rosa, J., Tiede, J., Udy, K., Westphal, C., Wurz, A., & Tschardtke, T. 2019. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. *People and Nature* 1-11.
- Grecchi, R.C., Gwyn, Q.H.J., Bénié, G.B., & Formaggio, A.R. 2013. Assessing the spatio-temporal rates and patterns of land-use and land-cover changes in the Cerrados of southeastern Mato Grosso, Brazil. *International Journal of Remote Sensing* 34: 5369-5392.
- Griffiths, P., van der Linden, S., Kuemmerle, T., & Hostert, P. 2013. A Pixel-Based Landsat Compositing Algorithm for Large Area Land Cover Mapping. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 6: 2088-2101.

- Guerschman, J.P. 2005. Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires Junio de 2005.
- Guerschman, J.P., Paruelo, J.M., Di Bella, C., Giallorenzi, M.C., & Pacin, F. 2003. Land cover classification in the Argentine Pampas using multi- temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing* 24: 3381-3402.
- Guerschman, J.P., Paruelo, J.M., & Burke, I.C. 2003. Land Use Impacts on the Normalized Difference Vegetation Index in Temperate Argentina LAND USE IMPACTS ON THE NORMALIZED DIFFERENCE VEGETATION INDEX IN TEMPERATE ARGENTINA. *Ecological Applications* 13: 616-628.
- Guo, L.B., & Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8: 345-360.
- Guyot, G. 1990. *Optical properties of vegetation canopies*. (J. A. Steven, M. D.; Clark, Ed.). Butterworths, Sevenoaks, Kent, UK.
- von Haaren, C., & Reich, M. 2006. The German way to greenways and habitat networks. *Landscape and Urban Planning* 76: 7-22.
- Hall, A., Rebella, C., Ghera, C., & Culot, L. 1992. Field crop systems of the pampas.pdf. En *South American Pampas Cropping Systems*, pp. 413-450.
- Hansen, M., DeFries, R., Townshend, J., & Sohlberg, R. 2000. Global Land Cover Classification at 1 Km Spatial Resolution Using a Classification Tree Approach." . *International Journal of Remote Sensing* 21: 1331.
- Hansen, M.C., Egorov, A., Roy, D.P., Potapov, P., Ju, J., Turubanova, S., Kommareddy, I., & Loveland, T.R. 2011. Continuous fields of land cover for the conterminous United States using Landsat data: First results from the Web-Enabled Landsat Data (WELD) project. *Remote Sensing Letters* 2: 279-288.
- Hill, M.J., Ticehurst, C.J., Lee, J. Sen, Grunes, M.R., Donald, G.E., & Henry, D. 2005. Integration of optical and radar classifications for mapping pasture type in Western Australia. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 43: 1665-1680.
- Hobbs, R.J., & Harris, J.A. 2001. Restoration ecology: Repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9: 239-246.
- Hoekstra, J.M., Boucher, T.M., Ricketts, T.H., & Roberts, C. 2005. Confronting a biome crisis:

- Global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8: 23-29.
- Hoffman, E., Castro, A., & Arbeletche, P. 2013. *Área agrícola y superficie cultivada anualmente en Uruguay : implicancias de las diferencias en los números oficiales* .
- Houghton, R.A. 2001. Counting terrestrial sources and sinks of carbon. *Climatic Change* 48: 525-534.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2000. *Special report on land use, land-use change, and forestry*.
- INUMET. 2019. Estadísticas Climatológicas. <https://www.inumet.gub.uy/clima/estadisticas-climatologicas>.
- Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Jobbágy, E.G.J., Vasallo, M., Farley, K. a., Piñeiro, G., Garbulsky, M.F., Noretto, M.D., Jackson, R.B., & Paruelo, J.M. 2006. Forestación En Pastizales : Hacia Una Visión Integral De Sus Oportunidades Y Costos Ecológicos Summary Grassland Afforestation : Towards an Integrative Perspective of Its Ecological Oportunities and Costs. *Agrociencia X*: 109-124.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the brazilian amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Keyghobadi, N., Roland, J., & Strobeck, C. 2005. Genetic differentiation and gene flow among populations of the alpine butterfly, *Parnassius smintheus*, vary with landscape connectivity. *Molecular Ecology* 14: 1897-1909.
- Krapovickas, S., & Di Giacomo, A.S. 1998. Conservation of pampas and campos grasslands in Argentina. En *Parks. Grassland Protected Areas*, pp. 47-53.
- León, R.J.C., & Oesterheld, M. 1982. Envejecimiento de pasturas implantadas en el Norte de la Depresión del Salado. Un enfoque sucesional. *Revista Facultad de Agronomía* 3: 41-49.
- Li, H.B., & Wu, J.G. 2004. Use and misuse of landscape mterics. *Landscape Ecology* 19: 389-399.
- Lillesand, T., Kiefer, R.W., & Chipman, J. 2014. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons.
- Lobell, D.B., & Asner, G.P. 2004. Cropland distributions from temporal unmixing of MODIS

- data. *Remote Sensing of Environment* 93: 412-422.
- Lymburner, L., Tan, P., Mueller, N., Thackway, R., Lewis, A., Thankappan, M., ..., & Senarath, U. 2011. The National Dynamic Land Cover Dataset. ,. *Geoscience Australia Symonston, Australia* 10:.
- Matsushita, B., Xu, M., & Fukushima, T. 2006. Characterizing the changes in landscape structure in the Lake Kasumigaura Basin, Japan using a high-quality GIS dataset. *Landscape and Urban Planning* 78: 241-250.
- Maxwell, S.K., & Sylvester, K.M. 2012. Identification of “ever-cropped” land (1984-2010) using Landsat annual maximum NDVI image composites: Southwestern Kansas case study. *Remote Sensing of Environment* 121: 186-195.
- MGAP, & DIEA. 2011. *Censo General Agropecuario 2011. Resultados definitivos.*
- Moser, B., Jaeger, J.A.G., Tappeiner, U., Tasser, E., & Eiselt, B. 2007. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology* 22: 447-459.
- Müller, H., Rufin, P., Griffiths, P., José, A., Siqueira, B., & Hostert, P. 2015. Mining dense Landsat time series for separating cropland and pasture in a heterogeneous Brazilian savanna landscape. *Remote Sensing of Environment* 156: 490-499.
- Nelson, A., Setiyono, T., Rala, A.B., Quicho, E.D., Raviz, J. V., Abonete, P.J., Maunahan, A.A., Garcia, C.A., Bhatti, H.Z.M., Villano, L.S., Thongbai, P., Holecz, F., Barbieri, M., Collivignarelli, F., Gatti, L., Quilang, E.J.P., Mabalay, M.R.O., Mabalot, P.E., Barroga, M.I., Bacong, A.P., Detoito, N.T., Berja, G.B., Varquez, F., Wahyunto, Kuntjoro, D., Murdiyati, S.R., Pazhanivelan, S., Kannan, P., Nirmala Mary, P.C., Subramanian, E., Rakwatin, P., Intrman, A., Setapayak, T., Lertna, S., Minh, V.Q., Tuan, V.Q., Duong, T.H., Quyen, N.H., Van Kham, D., Hin, S., Veasna, T., Yadav, M., Chin, C., & Ninh, N.H. 2014. Towards an operational SAR-based rice monitoring system in Asia: Examples from 13 demonstration sites across Asia in the RIICE project. *Remote Sensing* 6: 10773-10812.
- Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G., & Paruelo, J.M. 2005. Land-use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in central Argentina. *Global Change Biology* 11: 1101-1117.
- O’malley, R., Cavender-bares, K., & Clark, W.C. 2003. Providing “better” data. Not as Simple as

- It Might Seem. *Environment: Science and Policy Sustainable Development* 45: 8-18.
- O'Neill, R. V., Hunsaker, C.T., Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Schwartz, P.M., Goodman, I.A., Jackson, B.L., & Baillargeon, W.S. 1997. Monitoring Environmental Quality at the Landscape Scale. Using landscape indicators to assess biotic diversity, watershed integrity, and landscape stability. *Source: BioScience* 47: 513-519.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R., & Forneck, E.D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 101-116.
- Paruelo, J.M., Epstein, H.E., Lauenroth, W.K., & Burke, I.C. 1997. ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology* 78: 953-958.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Baldi, G., & Di Bella, C.M. 2004. La estimación de la superficie agrícola. Antecedentes y una propuesta metodológica. *Interciencia* 29: 421-427.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., Piñeiro, G., Jobbágy, 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: 47-61.
- Paruelo, J.M., Guerschman, J.P., & Verón, S. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15: 14-23.
- Perelman, S., Burkart, S.E., Oyarzabal, M., Bagnato, C., & Batista, W. 2017. Latitudinal gradient in grassland species diversity on agricultural soils. *ARP Journal of Engineering and Applied Sciences* 12: 3218-3221.
- Piñeiro, G., Oesterheld, M., & Paruelo, J.M. 2006. Seasonal variation in aboveground production and radiation-use efficiency of temperate rangelands estimated through remote sensing. *Ecosystems* 9: 357-373.
- Pittelkow, C.M., Zorrilla, G., Terra, J., Riccetto, S., Macedo, I., Bonilla, C., & Roel, A. 2016. Sustainability of rice intensification in Uruguay from 1993 to 2013. *Global Food Security* 9: 10-18.
- Prince, S.D. 1991. Satellite remote sensing of primary production: Comparison of results for Sahelian grasslands 1981-1988. *International Journal of Remote Sensing* 12: 1301-1311.
- Reid, W. V, Mooney, H.A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Chopra, K., Dasgupta, P.,

- & Dietz, T. 2005. *Ecosystems and Human Well-being*.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H., Chapin, F.S., Oesterheld, M., & Wall, D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Source: Science, New Series* 287: 1770-1774.
- Sala, O.E., & Paruelo, J.M. 1997. *Ecosystem Services in Grasslands* (G. C. Daily, Ed.). Island Press, Washington, D.C.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S., & Ferreira, L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 113-124.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Saura, S. 2002. Effects of minimum mapping unit on land cover data spatial configuration and composition. *International Journal of Remote Sensing* 23: 4853-4880.
- Scarlato, G. 1993. *Gestión ambiental de los humedales de la cuenca de la laguna Merín. Desarrollo y ambiente en la Cuenca de Laguna Merín*. Montevideo.
- Schmidt, M., Pringle, M., Devadas, R., Denham, R., & Tindall, D. 2016. A framework for large-area mapping of past and present cropping activity using seasonal landsat images and time series metrics. *Remote Sensing* 8: 1-25.
- Schuster, C., Ali, I., Lohmann, P., Frick, A., Förster, M., & Kleinschmit, B. 2011. Towards detecting swath events in TerraSAR-X time series to establish NATURA 2000 grassland habitat swath management as monitoring parameter. *Remote Sensing* 3: 1308-1322.
- Schuster, C., Schmidt, T., Conrad, C., Kleinschmit, B., & Förster, M. 2015. Grassland habitat mapping by intra-annual time series analysis -Comparison of RapidEye and TerraSAR-X satellite data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 34: 25-34.
- Smith, Goodchild, & Longley. 2018. *Geospatial Analysis. A comprehensive guide. 6th Edition*.
- Soriano, A. 1991. Rio de la Plata Grasslands. En Elsevier (ed.), *Natural grassland. Introduction and western hemisphere*, pp. 367-407.

- Staude, I.R., Vélez-Martin, E., Andrade, B.O., Podgaiski, L.R., Boldrini, I.I., Mendonça, M., Pillar, V.D., & Overbeck, G.E. 2018. Local biodiversity erosion in south Brazilian grasslands under moderate levels of landscape habitat loss. *Journal of Applied Ecology* 00: 1-11.
- Tiscornia, G., Achkar, M., & Brazeiro, A. 2014. Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecologia Austral* 24: 212-219.
- Tucker, C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8: 127-150.
- Tucker, C.J., Townshend, J.R.G., & Goff, T.E. 1985. African Land-Cover Classification Using Satellite Data. *Science* 227: 369-375.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape Ecology in the theory and practice. Pattern and process.* (Springer-Verlag New York, Inc., 175 Fifth Avenue, New York, NY 10010, USA.
- Veldkamp, A., & Lambin, E.F. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85: 1-6.
- Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L. V., Jobbágy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincén, D., & Ricard, M.F. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology* 17: 959-973.
- Viglizzo, E.F., Lértora, F., Pordomingo, A.J., Bernardos, J.N., Roberto, Z.E., & Del Valle, H. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 65-81.
- Volante, J., Mosciaro, J., Morales, M., Vale, L., Castrillo, S., Sawchik, J., Tiscornia, G., Fuente, M., Maldonado, I., Vega, A., Trujillo, R., Cortéz, L., & Paruelo, J. 2015. Expansión agrícola en Argentina, Bolivia, Paraguay, Uruguay y Chile entre 2000-2010. Caracterización espacial mediante series temporales de índices de vegetación. 41: 179-191.
- Wardlow, B.D., Egbert, S.L., & Kastens, J.H. 2007. Analysis of time-series MODIS 250 m vegetation index data for crop classification in the U.S. Central Great Plains. *Remote Sensing of Environment* 108: 290-310.
- Wessels, K.J., De Fries, R.S., Dempewolf, J., Anderson, L.O., Hansen, A.J., Powell, S.L., & Moran, E.F. 2004. Mapping regional land cover with MODIS data for biological conservation:

- Examples from the Greater Yellowstone Ecosystem, USA and Pará State, Brazil. *Remote Sensing of Environment* 92: 67-83.
- White, R., Murray, S., & Rohweder, M. 2000. *Pilot analysis of global ecosystems. Grassland ecosystems.*
- Wilcox, B.A., & Murphy, D.D. 1985. Conservation Strategy : The Effects of Fragmentation on Extinction. *Chicago Journals. The American Society of Naturalists* 125: 879-887.
- Wright, C.K., & Wimberly, M.C. 2013. Recent land use change in the Western Corn Belt threatens grasslands and wetlands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 4134-4139.
- Yan, L., & Roy, D.P. 2014. Automated crop field extraction from multi-temporal Web Enabled Landsat Data. *Remote Sensing of Environment* 144: 42-64.
- Yezzi, A.L., Nebbia, A.J., & Zalba, S.M. 2018. Fragmentación de pastizales psamófilos por plantaciones de pinos: efectos sobre la riqueza y la composición vegetal. *Ecología Austral* 28: 133-144.
- Zorrilla, G. 2015. Uruguayan rice: the secrets of a success story. *Rice Today* 18-19.