

Evaluación de la fragmentación del paisaje en la cuenca de la laguna costera Garzón, Uruguay

Landscape fragmentation assessment in the Garzón coastal lagoon, Uruguay

Fragmentação do habitat da lagoa costeira Garzón, Uruguai

 GERMÁN TAVEIRA (1)

 RODOLFO REBOULAZ (1)

 MAIRA RAMOS (1)

 XIMENA LAGOS (1)

 LEANDRO BERGAMINO (1)

 HUGO INDA (1)

(1) Centro Universitario Regional del Este (CURE), Universidad de la República, Rocha, Uruguay.

RECIBIDO: 15/10/2021 → APROBADO: 25/4/2022 ✉ german.taveira@cure.edu.uy

RESUMEN

En este trabajo se caracterizaron y cuantificaron los efectos de los usos del suelo y las actividades antrópicas sobre la configuración del paisaje de la cuenca de la laguna Garzón (Uruguay) durante el período 2000-2015. Para este fin se utilizaron cuatro capas de cobertura del suelo oficiales creadas en base a teledetección y se analizaron en sistemas de información geográfica. Asimismo, se estimaron métricas del paisaje seleccionadas en base a la literatura para cuantificar procesos de fragmentación. Durante el período de estudio de 15 años, los resultados mostraron que las actividades antrópicas como la plantación forestal y el área cultivada aumentaron en superficie, mientras que se detectó una disminución de la superficie de las categorías herbáceo natural y monte nativo. Los cambios de cobertura evidenciados se observan sobre todo al sur de la cuenca, alrededor del cuerpo de agua de la laguna Garzón, donde se han concentrado las actividades agrícolas desde el año 2008. Las métricas estimadas muestran una tendencia de aumento en la fragmentación del área de los sistemas naturales con un incremento en el número de parches mayor para las categorías de áreas antrópicas, sugiriendo una mayor presión hacia las áreas naturales.

Palabras clave: usos del suelo, configuración del paisaje, análisis de SIG, áreas protegidas.

ABSTRACT

This investigation characterized and quantified the effects of land uses and anthropic activities on a landscape configuration over a period of 15 years from 2000 thru 2015 within the catchment area of Laguna Garzón in Uruguay. For this end, four official data layers of land uses based on remote sensing techniques were used based on a Geographic Information System approach. In addition, landscape metrics were computed in order to evaluate the landscape fragmentation process. The results showed that in the last 15 years those anthropic classes, including afforestation and cultivated areas, experienced surface size growth, while natural areas experienced a reduction. Furthermore, a high quantity of changes from anthropic activities took place in the southern region of the watershed, particularly cultivated areas that have been concentrated there since 2008. Landscape metrics revealed that the landscape within the protected area of Laguna Garzón experienced habitat fragmentation during the 15 years period.

Keywords: land use, landscape configuration, GIS analysis, protected areas.

RESUMO

Este trabalho caracterizou e quantificou os efeitos do uso do solo e das atividades antrópicas na configuração da paisagem da área de captação da lagoa Garzón (Uruguai) durante o período 2000-2015. Com esse objetivo, quatro camadas de coberturas oficiais criadas com base em sensoriamento remoto foram utilizadas e analisadas em sistemas de informação geográfica. Da mesma forma, métricas selecionadas da paisagem foram estimadas com base na literatura para quantificar os processos de fragmentação. Durante o período de estudo de 15 anos, os resultados mostraram que as atividades antrópicas, como plantios florestais e área cultivada, aumentaram de área enquanto foi detectada uma diminuição na área das categorias herbácea natural e floresta nativa. As mudanças de cobertura evidenciadas são observadas principalmente no sul da bacia em torno do corpo d'água da lagoa Garzón, onde se concentram as atividades agrícolas desde 2008. As métricas estimadas mostram uma tendência crescente na fragmentação da área em direção aos sistemas naturais.

Palavras-chave: uso da terra, configuração da paisagem, análise GIS, áreas protegidas.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas costeros tienen un papel fundamental en la provisión de servicios como áreas de recreación, amortiguación de inundaciones, hábitats de cría, alimentación y reproducción de numerosas especies (Estevés, et al., 2008; de Groot, et al., 2012). Sin embargo, las áreas costeras son vulnerables ante procesos naturales y antrópicos, los cuales presentan una tendencia de aumento en su intensidad en el futuro cercano (Nicholls, et al., 2007; Estevés, et al., 2008). En particular, las actividades antrópicas, incluyendo la agricultura extensiva, representan un importante factor de modificación de patrones espaciales de diversas áreas naturales con un alto valor ambiental como las lagunas costeras (García-Ayllón, 2015; García-Ayllón y Miralles, 2015; Rodríguez-Gallego, et al., 2017). Asimismo, la abundancia y distribución de las especies son afectadas por la composición y configuración del paisaje, incluyendo el grado de fragmentación (Uuemaa, et al., 2013). Frecuentemente, la fragmentación y la pérdida

de hábitats naturales ocurren juntos, resultando en una disminución del tamaño de las poblaciones residentes, lo cual aumenta el grado de vulnerabilidad de las especies (Long, et al., 2010). En este sentido, las actividades humanas que promueven la fragmentación del hábitat en sistemas costeros son una de las amenazas más importantes ya que reducen los ecosistemas naturales y afectan el grado de conectividad (Olf y Ritchie, 2002; Austrich, et al., 2020). En este contexto, se vuelven fundamentales los estudios retrospectivos con el propósito de evaluar las causas y consecuencias de las actividades humanas sobre los ecosistemas naturales a largo plazo (Salvati, et al., 2012).

Particularmente, las actividades agrícolas y la urbanización se caracterizan por generar cambios en los usos del suelo que movilizan elementos de carbono y nitrógeno. Esto modifica características químicas de los cuerpos de agua adyacentes y, por lo tanto, el hábitat de su diversidad asociada (Valiela y Bartholomew, 2014). Asimismo, las actividades humanas relacionadas a la agricultura extensiva y sus dimensiones están significativamente correlacionadas con la contaminación del agua debido a la aplicación de fertilizantes y plaguicidas que entran en las aguas superficiales a través de la escorrentía (Shi, et al., 2017; Eekhout, et al., 2020; Terradas-Cobas, et al, 2022). Todos los cambios en la configuración del paisaje suelen traducirse en una variación de las condiciones ecológicas e hidrológicas y, por tanto, alteran la cantidad de contaminantes que llegan a los lagos, arroyos y ríos (Wu y Hobbs, 2002; Shi, et al., 2017). Comprender la relación entre las características del paisaje y los efectos de las actividades humanas proporciona información importante para poder modificar y corregir prácticas que afectan a diversos servicios ecosistémicos y, en última instancia, al bienestar de las poblaciones que se benefician de ellos (Giacomazzo, et al., 2020; Lamy, et al., 2016). En consecuencia, existe un interés creciente en desarrollar estrategias integradas de manejo costero en la cuenca (Newton, et al., 2014).

Una de las aproximaciones frecuentemente utilizadas para el estudio de los cambios ambientales a nivel del paisaje es mediante la integración de técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica (SIG) (Wang, et al., 2010; Frazier y Kedron, 2017). El campo de la ecología del paisaje se basa en el reconocimiento del fuerte vínculo entre la estructura del paisaje y sus procesos ecológicos, tal como lo han demostrado varios trabajos que incluyen impactos en las poblaciones de vida silvestre y sus interacciones con el paisaje (Nagendra, et al., 2004). Además, el uso combinado del abordaje desde la ecología del paisaje y las técnicas de teledetección permite cuantificar la estructura del paisaje y sus efectos sobre la distribución de las especies y el uso del hábitat (Lechner, et al., 2020). En este sentido, varias investigaciones han evaluado cambios en la configuración del paisaje por medio de la aplicación de diversas métricas mediante el estudio de información geográfica (Tomaselli, et al., 2012; Kumar, et al., 2018; Hesselbarth, et al., 2019). Esta metodología ha sido usada exitosamente en el campo del análisis espacial mediante el estudio de usos del suelo al permitir una evaluación de procesos multidisciplinares como lo es el impacto del turismo en regiones costeras (García-Ayllón, 2018a).

El objetivo de este trabajo fue caracterizar y cuantificar los usos del suelo y la composición de las actividades humanas e identificar métricas útiles para la evaluación de la fragmentación del hábitat en la laguna costera Garzón, en Uruguay.

Esta laguna pertenece a un sistema que posee un particular interés de conservación debido a su alta productividad y al sustento de pesquerías artesanales y actividades ecoturísticas (Uruguay. Ministerio de Ambiente, 2020; Conde, et al., 2015). En este sentido, dada la alta dinámica que

existe en la configuración y composición de los usos del suelo y su relación con la biodiversidad, para el correcto desarrollo de planes de manejo es necesario poder contar con una caracterización de los patrones espaciales de usos del suelo y su evolución, permitiendo identificar procesos ecológicos responsables de los cambios (Marcucci, 2000; Malvasi, et al., 2014).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio está centrada en la laguna Garzón y su cuenca asociada, ubicada en el límite de los departamentos de Maldonado y Rocha, en Uruguay (34°46'00"S 54°33'00"O) (Figura 1). Se caracteriza por ser una laguna que se conecta con el océano Atlántico de forma intermitente y con dos afluentes importantes, el Arroyo Garzón y Arroyo de la Cruz. La población de habitantes permanentes en el área es relativamente baja, los principales usos de esta laguna y su cuenca incluyen la ganadería, forestación, agricultura y urbanización para actividades turísticas, y no se registran actividades industriales (Rodríguez-Gallego, et al., 2017).

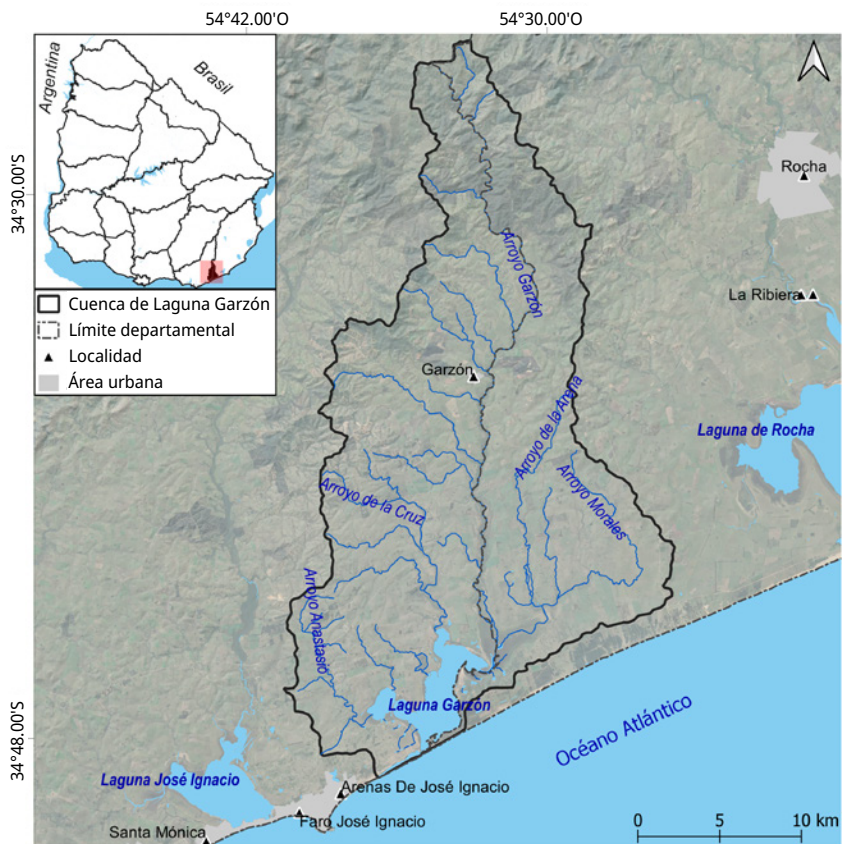


FIGURA 1. Mapa de ubicación geográfica de la cuenca de la laguna Garzón.

La cuenca de la laguna Garzón ocupa una superficie de unas 55.658 hectáreas y presenta un mosaico de ambientes singulares de elevado valor paisajístico, natural y patrimonial a nivel

nacional e internacional. A su vez, es un Área de Importancia para las Aves (AIA) reconocida mundialmente (Uruguay. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente, 2019). La flora del lugar cuenta con especies propias de llanuras y bañados, incluidas las especies endémicas de las dunas de Maldonado como *Porophyllum brevifolium*. Al mismo tiempo, se destaca la vegetación emergente con gran riqueza asociada a los pequeños humedales y las zonas inundables. El pastizal costero es un ambiente fundamental por ser frecuentado por especies de aves amenazadas. Está compuesto por vegetación dominada por gramíneas y herbáceas de porte pequeño, y se encuentra formando un anillo que rodea la totalidad de la laguna (Soutullo, et al., 2013). Dada esta relevancia ambiental, la laguna Garzón y su entorno se incorporaron en 2014 al Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) bajo la categoría de Área de Manejo de Hábitats y/o Especies, según el Decreto N° 341/014 (Uruguay, 2014). En este marco, en 2019 se conformó la Comisión Asesora Específica (CAE) de la laguna Garzón, la cual actualmente prepara un plan de manejo del área.

La ocupación del territorio siguió las modalidades del resto de la ocupación costera en el este del país, donde se impulsan urbanizaciones en base a un mercado turístico de sol y playa, que de forma paulatina van reemplazando al suelo rural por fraccionamientos balnearios (Goyos, et al., 2011). Este proceso en la zona fue tardío respecto a otras de la costa de Maldonado y Rocha debido a la lejanía con atractivos turísticos tradicionales como Punta del Este. Sin embargo, a partir de la construcción del puente de la Ruta 10, en 2015, se intensificó la actividad turística hacia lugares más remotos del departamento de Maldonado, y se creó un vínculo más dinámico con el departamento de Rocha a través de la costa, lo que supuso un uso intensificado del territorio (Leicht, 2012; Uruguay. Ministerio de Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente y Uruguay. Intendencia de Rocha, 2016).

A partir del índice CONEAT de capacidad productiva agropecuaria (Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, s.d.), se reconoce que en la mayor parte de la cuenca se encuentran suelos con buena capacidad productiva, con valores superiores a 80. En cuanto a los tipos de suelos y la geomorfología, al norte de la cuenca predominan las zonas de sierras no rocosas de relieve ondulado, con pendientes de entre 5% y 15%. Los suelos son Brunosoles Subéutricos Háplicos Típicos, superficiales y moderadamente profundos. En el centro de la cuenca se encuentran mayormente zonas de colinas con relieve fuertemente ondulado, con pendientes de entre 4% y 8%. Los suelos dominantes son Argisoles Subéutricos Ócricos Típicos o Abrúpticos. Al norte de la laguna, el relieve es ondulado suave a aplanado, con pendientes de entre 2% y 3%. Los suelos son Argisoles Subéutricos Ócricos Abrúpticos profundos. En el borde sur de la cuenca, el paisaje predominante son las lomadas costeras con relieve suavemente ondulado y pendientes de entre 2% y 3% en las laderas. Los suelos predominantes son Planosoles Dístricos Ócricos. Una pequeña parte de esta última zona está compuesta por áreas litorales marítimas cubiertas con espesores variables de arenas fijadas por vegetación psamófila (Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, s.d.).

Capas de cobertura

Para el estudio temporal de usos del suelo se utilizaron capas de cobertura del suelo de los años 2000, 2008, 2011 y 2015 del área total de la cuenca de la laguna Garzón, publicadas por el Sistema de Información Territorial del Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial en Uruguay (SIT-MVOT) (Uruguay. Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial, s.d.). Estas

corresponden a la clasificación de la cobertura de todo el territorio nacional a escala 1:100.000 en 17 clases, generadas a partir del procesamiento digital de imágenes del satélite LANDSAT 5 TM con el uso de la metodología Land Cover Classification System (LCCS) desarrollada por la Global Land Cover Network (GLCN), de la Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO) (Gregorio, et al., 2016). Las capas fueron elaboradas en distintas etapas por el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP) y el Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) (Álvarez, et al., 2015). Fueron validadas en campo por el MVOTMA, publicando valores de precisión de 92% en 2008 y 85% en 2011 para todo el territorio nacional (SIT-MVOT). La serie temporal generada por las mismas instituciones, manteniendo las metodologías, permite que dichos datos sean comparables entre años.

Análisis temporal de las coberturas de suelo en la cuenca

El cambio temporal en las coberturas de suelo a nivel de cuenca se realizó en base a las capas de cobertura del suelo publicadas por el SIT-MVOT (Uruguay. Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial, s.d.), correspondientes a los años 2000, 2008, 2011 y 2015. Para lograr clases comparables se unificaron las clases (Tabla 1). Los cambios temporales de uso del suelo se calcularon para las coberturas de mayor crecimiento en superficie a partir de geoprocursos en el software QGIS 3.16. A partir de la comparación de los mapas temáticos de distintos años se evaluaron los cambios temporales en las áreas y la distribución espacial de las clases de hábitats analizadas.

TABLA 1. Reclasificación de categorías de capas del SIT-MVOT (Uruguay. Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial, s.d.).

Categorías SIT-MVOT	Categorías utilizadas
Cultivos de secano > 4-5 has	Cultivos de secano
Plantación forestal	Plantación forestal
Frutales	Olivos
Canteras, areneras, minas	Áreas desnudas
Áreas desnudas	
Áreas naturales inundadas	Áreas naturales inundadas
Aguas artificiales	Aguas naturales
Aguas naturales	
Áreas urbanas dispersas	Edificaciones
Área urbana	
Equipamiento urbano	
Arbustos	Monte
Monte nativo	
Herbáceo natural	Herbáceo natural

Para ubicar espacialmente los principales cambios de la cuenca se realizó un mapa de cambio de usos del suelo con el dato de los años extremos (2000 y 2015). Primero se realizó una transformación de vectorial a ráster y luego se fueron sumando los valores correspondientes a cada clase en la Calculadora ráster (Spruce, et al., 2020). Se contrastaron los principales cambios de las coberturas/hábitats en las últimas dos décadas, así como también las zonas de la cuenca donde no se sucedieron cambios sustanciales.

Análisis de la configuración del paisaje

Para evaluar la estructura del paisaje y los cambios en la configuración por el impacto antrópico se seleccionaron métricas del paisaje que ayudaron en el análisis y la interpretación de los datos sobre los recursos naturales. Estas métricas fueron estimadas mediante el uso del software FRAGSTATS (McGarigal, 2015), el cual funciona en un entorno ráster. No todas estas métricas pueden utilizarse para un análisis del paisaje concreto porque la mayoría están correlacionadas entre sí y algunas son redundantes. Los criterios seguidos por Tang y otros (2020) para seleccionar las métricas del paisaje señalan que deben representar diferentes aspectos de las características del paisaje (por ejemplo, el borde, el tamaño, la forma, la conectividad y la diversidad). Por otro lado, no deben ser altamente redundantes y tienen que estar documentadas en estudios relacionados. En base a esto se seleccionaron las métricas: (1) Número de parches (NP), es la cantidad de parches de cada clase y representa una medida simple del grado de subdivisión o fragmentación del tipo de parche; (2) Índice del parche más grande (LPI), cuantifica el porcentaje del área total del paisaje que comprende el parche más grande. Es una medida simple de dominancia; (3) Densidad de borde (ED), calcula la longitud de los bordes por unidad de superficie, lo que facilita la comparación entre paisajes de distinto tamaño; (4) Índice de intersección y yuxtaposición (IJI), se basa en las adyacencias de los parches, aísla la intervención o la mezcla de tipos de parches; (5) Índice de forma del paisaje (LSI), proporciona una medida estandarizada del borde total o de la densidad del borde (longitud de los bordes por unidad de área) que se ajusta al tamaño del paisaje. En la Tabla 2 se indican las unidades, la definición y el rango de cada métrica utilizada. Estas métricas fueron calculadas en el software RStudio con el paquete *landscapemetrics* desarrollado por Hesselbarth y otros (2019).

TABLA 2. Descripción de métricas del paisaje seleccionadas y sus unidades (modificado de McGarigal, 2005).

Métrica	Unidades	Definición	Rango
Número de parches (NP)		NP es igual al número de parches del tipo de parche correspondiente (clase).	$NP \geq 1$, sin límite. NP = 1 cuando la clase consta de un solo parche.
Parche de mayor área (LPI)	Porcentaje	Igual a la superficie (m^2) de la parcela más grande del tipo de parcela correspondiente, dividida por la superficie total del paisaje (m^2), multiplicada por 100 (para convertirla en porcentaje).	$0 < LPI \leq 100$ El LPI se acerca a 0 cuando el parche más grande del tipo de parche correspondiente es cada vez más pequeño. LPI = 100 cuando todo el paisaje está formado por un solo parche del tipo de parche correspondiente.
Densidad de borde (ED)	Metros por hectárea	La suma de las longitudes (m) de todos los segmentos de borde que implican el tipo de parche correspondiente, dividida por la superficie total del paisaje (m^2), multiplicada por 10.000 (para convertirla en hectáreas).	$ED > 0$, sin límite. ED = 0 cuando no hay ningún borde de clase en el paisaje.
Índice de forma del paisaje (LSI)		LSI es igual a 0,25 por la suma de todo el límite del paisaje y todos los segmentos de borde (m) dentro del límite del paisaje que implican el tipo de parche correspondiente, dividido por la raíz cuadrada del área total del paisaje (m^2).	LSI = 1 cuando el paisaje está formado por un solo parche cuadrado del tipo correspondiente; LSI aumenta sin límite a medida que la forma del paisaje se vuelve más irregular.
Índice de intercalación y yuxtaposición (IJI)	Porcentaje	El IJI es igual a la suma de la longitud (m) de cada tipo de borde único que implique el tipo de parche correspondiente, dividida por la longitud total (m) de borde (m) que implique el mismo tipo, multiplicada por el logaritmo de la misma cantidad, sumada sobre cada tipo de borde único; dividida por el logaritmo del número de tipos de parches menos 1; multiplicada por 100 (para convertirla en porcentaje).	$0 < IJI < 100$ El IJI se aproxima a 0 cuando el tipo de parche correspondiente es adyacente a sólo otro tipo de parche y el número de tipos de parche aumenta. IJI = 100 cuando el tipo de parche correspondiente es igualmente adyacente a todos los demás tipos de parches (es decir, está intercalado al máximo y yuxtapuesto a otros tipos de parches).

RESULTADOS

Tendencias temporales de usos del suelo

La superficie de la laguna Garzón se caracteriza por contar con paisajes donde predominan coberturas de herbáceas naturales que llegan a ocupar el 53% del área e incluye una variedad de conformaciones de especies de herbáceas (Tabla 3). Asimismo, la evolución de la superficie de los usos del suelo entre los años 2000 y 2015 mostró como uno de los

principales cambios la disminución de la superficie de las categorías herbáceo natural y monte nativo, que incluye monte galería asociado a los cursos de agua y monte serrano de alta densidad (Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, s.d.) en un 22% y 25% respectivamente (Tabla 3). Dado que son las coberturas con mayor presencia en la zona, esta diferencia representa un cambio del 20% del tamaño total de la cuenca.

Las actividades antrópicas intensivas como la plantación forestal y el área cultivada crecieron en promedio 298 y 398 hectáreas al año respectivamente, alcanzando un crecimiento total del 272% y 1.998% para el período de 15 años de estudio respectivamente (Tabla 3). Además, la plantación de árboles frutales registró un crecimiento dentro de la cuenca del 55% en el período de 15 años (Tabla 3). Sin embargo, en años intermedios este crecimiento no ha sido relevado de manera sostenida evidenciando una disminución importante al inicio de la serie. El crecimiento que justifica el aumento para árboles frutales se da entre 2011 y 2015. El suelo urbano ha mantenido un crecimiento pequeño estable en superficie a lo largo del tiempo estudiado relacionado con la localidad de Garzón, ubicada al centro de la cuenca (Tabla 3).

TABLA 3. Superficie de usos del suelo en la cuenca entre el año 2000 y el 2015 (expresado en hectáreas) y cambio medio anual.

Cobertura de suelo	Superficie de cobertura (ha)				Porcentaje de cambio			
	2000	2008	2011	2015	2000 - 2008	2008 - 2011	2011 - 2015	Total
Cultivos	299	4.625	732	6.275	1.446%	-84%	758%	1.998%
Forestal	1.647	6.524	5.953	6.131	296%	-9%	3%	272%
Frutales	786	26	786	1.214	-97%	2.938%	55%	55%
Áreas desnudas	76	104	114	167	38%	9%	47%	121%
Área urbana	2.010	2.039	2.049	2.102	1%	0%	3%	5%
Agua	30	33	33	33	9%	0%	0%	9%
Áreas inundables	1.935	1.935	1.935	1.935	0%	0%	0%	0%
Monte	11.162	11.260	11.133	8.362	1%	-1%	-25%	-25%
Herbáceo natural	37.632	29.061	32.882	29.439	-23%	13%	-10%	-22%

Los cambios de cobertura de suelo entre los años 2000 y 2015 predominaron al sur de la cuenca con las sustituciones de la cobertura de herbáceas por cultivos, mientras que al norte de la cuenca se registró una sustitución de la cobertura de herbáceas por plantaciones forestales (Figura 2). Estos cambios representaron las mayores transformaciones relevadas, alcanzando porcentajes de 44% y 32% en el total de cambios de cobertura, respectivamente (Tabla 4). Asimismo, se evidenció un crecimiento de las plantaciones forestales, sobre todo en el norte de la cuenca con parches de gran tamaño, mientras que al sur estos fueron dispersos y en menor cantidad (Figura 2).

TABLA 4. Cambios de cobertura del suelo (%) entre los años 2000 y 2015.

Cambio de categoría	Área (ha)	% en total
De monte a frutales	147	1%
De monte a plantación forestal	274	2%
De monte a herbáceo natural	2.367	18%
De herbáceo natural a frutales	289	2%
De herbáceo natural a plantación forestal	4.236	32%
De herbáceo natural a cultivos	5.971	44%
Otros cambios sumados	159	1%
Área total de cambio	13.443	100%

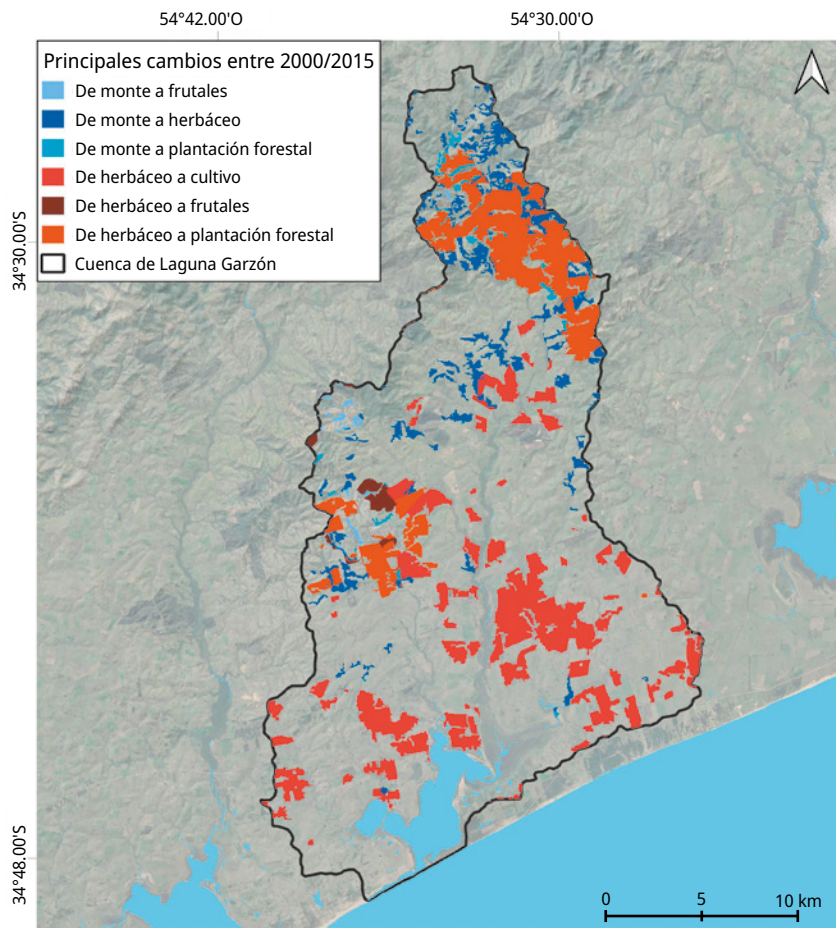


FIGURA 2. Sectores del área de estudio que muestran los principales cambios de cobertura del suelo entre los años 2000 y 2015.

Análisis de fragmentación

El análisis de la fragmentación del paisaje mostró cambios graduales en las coberturas asociadas con los hábitats naturales como los herbazales naturales y el monte. En cuanto al número de parches (NP), las mayores variaciones temporales se registraron en la cobertura de cultivos donde se observaron dos aumentos abruptos en la cantidad de parches entre los años 2000 y 2008, pasando de 2 a 75 NP, proceso que se repitió entre los años 2011 y 2015 con un cambio de 5 a 79 NP (Tabla 5). Seguido de los cultivos, la cobertura de monte fue la que aumentó en cantidad de parches, pasando de 74 NP en el año 2000 a 157 en 2015. El resto de las coberturas mantuvo un sostenido proceso continuo de aumento de la cantidad de sus parches, mostrando un rango de NP para plantación forestal entre 155 en el año 2000 y 195 en 2015, y para herbazales un NP que varió entre 109 y 128 (Tabla 5). El tamaño medio de los parches presentó las mayores variaciones en la cobertura de monte donde pasó de tener un promedio de superficie de 151 hectáreas a 53 hectáreas por parche entre los años 2000 y 2015. También disminuyó el tamaño medio de los parches de la cobertura de herbazales que pasó de ocupar unas 345 hectáreas en el 2000 a 230 hectáreas en el 2015. La forestación ganó tamaño medio de parches pasando de 11 hectáreas a 31 hectáreas en igual período (Tabla 5).

La densidad de borde en los casos donde disminuyó la presencia de la cobertura (el monte y los herbazales) tuvo respuestas distintas. Los herbazales aumentaron su densidad de borde de 24,8 a 27,4 entre 2000 y 2015, mientras que el monte mantuvo casi constante la métrica en igual período (Tabla 5). Esto puede ser explicado por la abrupta caída del tamaño medio de sus parches. A esta tendencia relevada en ambos casos se le suma la pérdida de dominancia indicada por la disminución del tamaño del parche de mayor tamaño de la clase (LPI), donde la cobertura de herbáceas se redujo más de la mitad, de 60 a 27, en esta métrica en el intervalo estudiado (Tabla 5).

Por su parte, el índice de forma del paisaje (LSI) también se incrementó en la categoría de herbáceo natural pasando de 19 a 23 entre los años 2000 y 2015 sugiriendo un aumento de la forma irregular del paisaje de esta clase. Al mismo tiempo, esta cobertura presentó un aumento en el índice de intercalación-yuxtaposición (IJI), que refiere a que sus parches son linderos con cada vez más coberturas, indicado también en el aumento de su densidad de borde (Tabla 5).

TABLA 5. Métricas del paisaje a nivel de clase para las coberturas con mayores cambios de superficie en los años 2000, 2008, 2011 y 2015. Número de parches (NP); Tamaño medio de parche, en hectáreas (TM); Densidad de borde (ED); Índice de forma del paisaje (LSI); Índice de intercalación y yuxtaposición (IJI); Parche de mayor área (LPI).

	NP	TM	ED	LSI	IJI	LPI
Cultivos						
2000	2,0	149,7	0,3	2,3	30,1	0,4
2008	74,0	62,5	6,5	13,7	42,7	0,6
2011	5,0	146,3	0,8	4,0	49,8	0,4
2015	79,0	79,4	7,7	13,9	49,7	2,7
Herbáceo natural						
2000	109,0	345,2	24,8	19,3	47,7	60,0
2008	139,0	209,1	26,3	22,9	59,9	29,7
2011	132,0	249,1	23,5	19,4	52,9	35,1
2015	128,0	230,0	27,1	23,4	64,7	27,0
Monte						
2000	74,0	150,8	19,5	26,5	23,3	8,9
2008	70,0	160,8	19,3	26,0	40,0	9,1
2011	74,0	150,4	19,5	26,5	40,7	8,8
2015	157,0	53,3	18,7	29,1	45,7	5,9
Plantación forestal						
2000	155,0	10,6	4,8	16,9	24,8	0,5
2008	191,0	34,1	9,9	17,7	56,1	5,0
2011	187,0	31,8	9,1	17,1	47,7	5,0
2015	195,0	31,4	9,5	17,7	60,3	6,0

DISCUSIÓN

En este trabajo se identificó, para un intervalo de 15 años (2000-2015), una dinámica en la configuración del paisaje de la cuenca que contiene al área protegida de la laguna Garzón. En particular, se identificaron cambios en cuatro coberturas predominantes, dos de estas asociadas a sistemas naturales como el herbazal natural y el monte, y otras dos categorías asociadas a actividades antrópicas como la plantación forestal y la de cultivos. Nuestros análisis revelaron un aumento gradual y sostenido de áreas de actividades antrópicas que resultó en la pérdida y fragmentación de hábitats naturales. Este estudio confirma la importancia

de conocer el comportamiento espacio-temporal del paisaje de forma de profundizar en el análisis y entendimiento de los procesos ambientales de origen antrópico y sus amenazas asociadas (García-Ayllón, 2018b).

El estudio se enfocó en la evaluación de los principales cambios territoriales a partir de datos históricos. Para lograr datos comparables fue necesario optar por información oficial generada de manera consistente y previamente validada por el MGAP y el MVOTMA. Dicha información no dispone de datos sobre el error sectorizado para el área y si bien la escala espacial de los datos no es la ideal para el tamaño del área de estudio, la escala de tiempo que abarca las capas de información utilizada permite relevar las grandes tendencias de transformación de usos del suelo para la zona. En este sentido, los resultados obtenidos ponen en relevancia la importancia de generar datos seriados, actualizados y comparables con escalas adaptadas a sitios de particular interés ecosistémico para posibilitar estudios más detallados en el futuro.

Trabajos anteriores han demostrado cómo el aumento de actividades antrópicas -incluyendo actividades agrícolas-, el desarrollo urbano y la plantación forestal han provocado la pérdida del hábitat natural y también un incremento de la fragmentación (Rhind, et al., 2001; Kumar, et al., 2018; Austrich, et al., 2020). Consistentemente, este trabajo mostró un aumento en actividades de origen antrópico como cultivos y plantaciones forestales, mientras que áreas naturales como el monte y los herbazales han disminuido su superficie hacia el año 2015. Esta tendencia de aumento de la antropización ha provocado una notoria fragmentación de estas áreas, sobre todo las de monte, así como una gran disminución de sus tamaños. Resultados similares han sido registrados para el área de estudio de la laguna Garzón, mostrando la forestación como la categoría de uso del suelo con mayor crecimiento en las cuencas de lagunas costeras uruguayas debido al aumento de la actividad industrial asociada a la madera en el país (Rodríguez-Gallego, et al., 2017). Desde la promulgación de la ley forestal en 1987 (Uruguay, 1987), el crecimiento de la actividad fue constante y se dio sobre suelos de aptitud agrícola. De esta forma, las zonas de fomento forestal incluyeron categorías de pastizal, convirtiendo a ésta en una de las pocas regiones del mundo en que la forestación se desarrolla sobre estos ecosistemas (Díaz, et al., 2008; Pérez Rocha, 2020). En este sentido, Brazeiro y otros (2018) advierten sobre los problemas ocasionados por la sustitución de pastizales por plantaciones forestales, los cuales generan impactos locales negativos asociados a la pérdida de hábitat y biodiversidad en ensamblajes de aves y mamíferos. Asimismo, la intensificación de la actividad ganadera ha llevado a la sustitución de áreas naturales por la agricultura (Rodríguez-Gallego, et al., 2017).

Una de las métricas importantes para la identificación de la fragmentación del hábitat es el aumento del índice de densidad de borde (Hargis, et al., 1998). Áreas con parches pequeños o de forma irregular tienen valores de densidad de borde mayores que áreas de mayor tamaño y parches de forma simple (Hargis, et al., 1998). En un análisis global, cuando se obtienen valores altos de densidad de borde y pequeños del índice de forma se puede considerar un alto grado de fragmentación. En el presente estudio, el índice de densidad de borde mostró los mayores valores en la categoría de herbáceo natural y monte (con escaso aumento) junto con altos valores de número de parches en el período 2000-2015, lo cual puede sugerir que estos ambientes presentaron mayor fragmentación en la zona de estudio de la laguna Garzón. Estas métricas de uso del hábitat han sido utilizadas de buena manera para cuantificar la fragmentación en otros sitios costeros mostrando su sensibilidad (Kumar,

et al., 2018). Asimismo, en la laguna Garzón entre los años 2000 y 2015 el número de parches aumentó en mayor medida para las categorías de áreas antrópicas, lo cual sugiere que las áreas naturales están recibiendo mayor presión por las diversas actividades humanas. Una de las posibles herramientas que pueden contribuir a proteger tanto las áreas naturales como los cuerpos de agua es la inclusión de áreas de amortiguación o buffer (Tomaselli, et al., 2012).

Los efectos de la fragmentación se correlacionan con una variedad de servicios ecosistémicos, incluyendo el efecto negativo sobre el movimiento de animales y de materia (Mitchell, et al., 2015). La entrada de agua dulce hacia la laguna Garzón con nuevos aportes de nutrientes representa una amenaza que potencialmente puede producir eventos severos de contaminación y cambios en la productividad primaria del sistema (Rodríguez-Gallego, et al., 2017). En este contexto, la protección y generación de áreas naturalizadas favorecerán la retención de suelos y consecuentemente los servicios relacionados a la purificación de aguas por captación de nutrientes y sedimentos (Xia, et al., 2021). Monitoreos continuos sobre la dinámica del paisaje y sus usos, en conjunto con evaluaciones de la calidad de agua del sistema y sus efluentes asociados, se tornan necesarios. Las imágenes satelitales pueden ser una primera fuente de información para este monitoreo de calidad del hábitat incluyendo medidas de conectividad, como lo demuestra este trabajo y otros (Tomaselli, et al., 2012; Austrich, et al., 2020).

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo obtenidos mediante un análisis de información geográfica mostraron un aumento de las actividades urbanas ligadas a una disminución de las áreas naturales. Asimismo, el uso del paquete *landscapemetrics* en RStudio con métricas de FRAGSTATS permitió identificar un aumento en la fragmentación del área natural desde el año 2000 en la laguna Garzón, caracterizada por un aumento de la actividad humana. Estos cambios estuvieron asociados a la zona sur de la cuenca en la categoría de herbáceo natural hacia cultivos y forestación. La fragmentación del paisaje afecta a la cantidad de parches y puede llevar a una restricción de la movilidad de especies al desconectar áreas naturales, así como afectar servicios de purificación de aguas. Asimismo, la fragmentación del paisaje vuelve accesible para el ser humano nuevas zonas promoviendo la aparición de especies exóticas que hacen más vulnerable la cuenca de la laguna Garzón. De esta manera, prácticas de manejo en el área protegida de la Laguna Garzón y su cuenca asociada que no consideren la fragmentación del paisaje pueden significar una amenaza para los sistemas naturales, su biota asociada y de esta forma no estar en línea con prácticas sustentables en el área. Consecuentemente, es necesario profundizar en el conocimiento de los impactos de las actividades humanas sobre la configuración del paisaje y sus servicios ecosistémicos asociados con el fin de asegurar la utilización sustentable del ambiente natural disponible.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue generado en el marco del programa de Vinculación Universidad-Sociedad y Producción, financiado por CSIC-UdelaR a través del proyecto VUSP 2019/N° 32.

REFERENCIAS

- Álvarez, A., Blum, A. y Gallego, F., 2015. *Atlas de cobertura del suelo del Uruguay: cobertura del suelo y detección de cambios 2000-2011*. Land cover classification System [En línea]. Montevideo: MVOTMA. ISBN 9789253087112. [Consulta: 10 de marzo de 2021]. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i4372s/i4372s.pdf>
- Austrich, A., Mora, M.S., Mapelli, F.J., Fameli, A. y Kittlein, M.J., 2020. Influences of landscape characteristics and historical barriers on the population genetic structure in the endangered sand-dune subterranean rodent *Ctenomys australis*. En: *Genetica*, 148(3-4), pp. 149-164. ISSN 1573-6857. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10709-020-00096-1>
- Brazeiro, A., Cravino, A., Fernández, P. y Haretche, F., 2018. Forestación en pastizales de Uruguay: efectos sobre la diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje. En: *Ecosistemas*, 27(3), pp. 48-59. [Consulta: 17 septiembre 2021]. ISSN 1697-2473. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.1508>
- Conde, D., Vitancurt, J., Rodríguez-Gallego, L., De Álava, D., Verrastro, N., Chreties, C., Solari, S., Teixeira, L., Lagos, X., Piñeiro, G., Seijo, L., Caymaris, H. y Panario, D., 2015. Solutions for sustainable coastal lagoon management: from conflict to the implementation of a consensual decision tree for artificial opening. Cap.13. En: Baztan, Juan, Chouinard, Omer, Jorgensen, Bethany, Tett, Paul, Vanderlinden, Jean-Paul, Vasseur, Liette. *Coastal Zones Solutions for the 21st Century*. Ámsterdam: Elsevier. pp. 217-250. ISBN 9780128027592.
- De Groot, R., Brander, L., Van Der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., Hussain, S., Kumar, P., Mcvittie, A., Portela, R., Rodríguez, L.C., Ten Brink, P. y Van Beukering, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. En: *Ecosystem Services*, 1(1), pp. 50-61. ISSN 2212-0416. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- Díaz, R., Jaurena, M. y Ayala, W., 2008. Impacto de la intensificación productiva sobre el campo natural en Uruguay. En: *Revista INIA*, (14), pp. 16-21.
- Eekhout, J.P.C., Boix-Fayos, C., Pérez-Cutillas, P. y De Vente, J., 2020. The impact of reservoir construction and changes in land use and climate on ecosystem services in a large Mediterranean catchment. En: *Journal of Hydrology*, (590), pp. 125-208. ISSN 00221694. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125208>
- Estevés, Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Farjalla, V.F. y Bozelli, R.L., 2008. Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. En: *Braz. J. Biol.*, 68(4), pp. 967-981.
- Frazier, A.E. y Kedron, P., 2017. Landscape metrics: past progress and future directions. En: *Current Landscape Ecology Reports*, 2(3), pp. 63-72. ISSN 2364-494X. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0026-0>
- García-Ayllón, S., 2015. La Manga case study: consequences from short-term urban planning in a tourism mass destiny of the Spanish Mediterranean coast. En: *Cities*, (43) pp. 141-151. ISSN 0264-2751. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cities.2014.12.001>
- García-Ayllón, S., 2018a. GIS assessment of mass tourism anthropization in sensitive coastal environments: Application to a case study in the Mar Menor Area. En: *Sustainability*, 10(5), 1344. ISSN 20711050. DOI: <https://doi.org/10.3390/su10051344>

- García-Ayllón, S., 2018b. Long-term GIS analysis of seaside impacts associated to infrastructures and urbanization and spatial correlation with coastal vulnerability in a mediterranean area. En: *Water*, 10(11), 1642. ISSN 20734441. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10111642>
- García-Ayllón, S. y Miralles, J.L., 2015. New Strategies to Improve Governance in Territorial Management: evolving from "Smart Cities" to "Smart Territories". En: *Procedia Engineering*, (118), pp. 3-11. ISSN 1877-7058. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.396>
- Giacomazzo, M., Bertolo, A., Brodeur, P., Massicotte, P., Goyette, J.O. y Magnan, P., 2020. Linking fisheries to land use: How anthropogenic inputs from the watershed shape fish habitat quality. En: *Science of The Total Environment*, (717), 135377. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135377>
- Goyos, F., Lagos, X., Verrastro, N. y De Álava, D., 2011. Gobernanza para un sistema socioeconómico: construcción de agenda en MCI. En: Conde, D., (ed.), *Manejo costero integrado en Uruguay. Ocho ensayos interdisciplinarios*. Montevideo: Centro Interdisciplinario para el Manejo Costero Integrado del Cono Sur, UDELAR/CIDA, pp. 215-248. ISBN 9789974007444.
- Gregorio, A. di, Henry, M., Donegan, E., Finegold, Y., Latham, J., Jonckheere, I. y Cumani, R., 2016. *Classification Concepts Land Cover Classification System Software version 3* [En línea]. Roma: FAO. ISBN: 9789251090176. [Consulta: 25 de noviembre de 2021]. Disponible en: <https://www.fao.org/geospatial/resources/detail/en/c/1024744/>
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A. y David, J.L., 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. En: *Landscape Ecology*, 13(3), pp. 167-186. ISSN 1572-9761. DOI: 10.1023/A:1007965018633
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K. y Nowosad, J., 2019. *landscapemetrics*: an open-source R tool to calculate landscape metrics. En: *Ecography*, 42(10), pp. 1648-1657. ISSN 16000587. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Kumar, M., Denis, D.M., Singh, S.K., Szabó, S. y Suryavanshi, S., 2018. Landscape metrics for assessment of land cover change and fragmentation of a heterogeneous watershed. En: *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 10, pp. 224-233. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.04.002>
- Lamy, T., Liss, K.N., Gonzalez, A. y Bennett, E.M., 2016. Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. En: *Environmental Research Letters*, 11(12), 124017. ISSN 1748-9326. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/124017>
- Lechner, A.M., Foody, G.M. y Boyd, D.S., 2020. Applications in remote sensing to forest ecology and management. En: *One Earth*, 2(5), pp. 405-412. ISSN 2590-3322. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.001>
- Leicht, E., 2012. El proyecto territorial del balneario uruguayo: modelos, paradigmas y utopías. En: *Identidades: Territorio, Proyecto, Patrimonio*, 3, pp. 293-320. DOI: <https://doi.org/10.5821/IDENTIDADES.8799>
- Long, J.A., Nelson, T.A. y Wulder, M.A., 2010. Characterizing forest fragmentation: distinguishing change in composition from configuration. En: *Applied Geography*, 30(3), pp. 426-435. ISSN 0143-6228. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2009.12.002>

- Malavasi, M., Santoro, R., Cutini, M., Acosta, A.T.R. y Carranza, M.L., 2014. The impact of human pressure on landscape patterns and plant species richness in Mediterranean coastal dunes. En: *Official Journal of the Societa Botanica Italiana*, 150(1), pp. 73-82. DOI: <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.913730>
- Marcucci, D.J., 2000. Landscape history as a planning tool. En: *Landscape and Urban Planning*, 49(1-2), pp. 67-81. ISSN 0169-2046. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00054-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00054-2)
- McGarigal, K., 2015. *FRAGSTATS*. Massachusetts: University of Massachusetts. v4.3. ISBN 0278-4807.
- Mitchell, M.G.E., Suarez-Castro, A.F., Martinez-Harms, M., Maron, M., McAlpine, C., Gaston, K.J., Johansen, K. y Rhodes, J.R., 2015. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. En: *Trends in Ecology and Evolution*, 30, pp. 190-198. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.01.011>
- Nagendra, H., Munroe, D.K. y Southworth, J., 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. En: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101(2-3), pp. 111-115. ISSN 0167-8809. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.003>
- Newton, A., Icelly, J., Cristina, S., Brito, A., Cardoso, A.C., Colijn, F., Riva, S.D., Gertz, F., Hansen, J.W., Holmer, M., Ivanova, K., Leppäkoski, E., Canu, D.M., Mocenni, C., Mudge, S., Murray, N., Pejrup, M., Razinkovas, A., Reizopoulou, S., Pérez-Ruzafa, A., Schernewski, G., Schubert, H., Carr, L., Solidoro, C., Viaroli, P. y Zaldívar, J.M., 2014. An overview of ecological status, vulnerability and future perspectives of European large shallow, semi-enclosed coastal systems, lagoons and transitional waters. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, (140), pp. 95-122. ISSN 0272-7714. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.05.023>
- Nicholls, R.J., Wong, P.P., Burkett, V., Codignotto, J., Hay, J., Mclean, R., Ragoonaden, S., Woodroffe, C.D., Abuodha, P.A.O. y Arblaster, J., 2007. *Coastal systems and low-lying areas* [En línea]. Wollongong: University of Wollongong. [Consulta: 8 septiembre 2021]. Disponible en: <https://ro.uow.edu.au/scipapers/164>
- Off, H. y Ritchie, M.E., 2002. Fragmented nature: consequences for biodiversity. En: *Landscape and Urban Planning*, 58(2-4), pp. 83-92. ISSN 0169-2046. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00211-0](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00211-0)
- Pérez Rocha, J., 2020. *El estado del campo natural en el Uruguay* [En línea]. Montevideo: FAO. [Consulta: 2 de abril de 2022]. Disponible en: <https://www.fao.org/documents/card/es/c/cb0989es/>
- Rhind, P., Blackstock, T., Hardy, H., Jones, R. y Sandison, W., 2001. The evolution of Newborough Warren dune system with particular reference to the past four decades. En: J. Houston, S., Edmondson y Rooney, P., eds. *Coastal dune management: shared experience of European conservation practice: Proceedings of the European Symposium Coastal Dunes of the Atlantic Biogeographical Region Southport, northwest, England, September 1998*. Liverpool: Liverpool University Press. pp. 346-379. ISBN 0-85323-854-5.
- Rodríguez-Gallego, L., Achkar, M., Defeo, O., Vidal, L., Meerhoff, E. y Conde, D., 2017. Effects of land use changes on eutrophication indicators in five coastal lagoons of the Southwestern Atlantic Ocean. En: *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, (188), pp. 116-126. ISSN 0272-7714. DOI: [10.1016/j.ecss.2017.02.010](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.02.010).

- Salvati, L., Gemmiti, R. y Perini, L., 2012. Land degradation in Mediterranean urban areas: an unexplored link with planning? En: *Area*, 44(3), pp. 317-325. ISSN 1475-4762. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1475-4762.2012.01083.x>
- Shi, P., Zhang, Y., Li, Z., Li, P. y Xu, G., 2017. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. En: *Catena*, (151), pp. 182-190. ISSN 03418162. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- Soutullo, A., Clavijo, C. y Martínez-Lafranco, J.A., eds., 2013. *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares* [En línea]. Montevideo: SNAP, DINAMA, MVOTMA y DICYT, MEC. [Consulta: 25 de setiembre de 2021]. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/especies-prioritarias-para-conservacion>
- Spruce, J., Bolten, J., Mohammed, I.N., Srinivasan, R. y Lakshmi, V., 2020. Mapping land use land cover change in the lower mekong basin from 1997 to 2010. En: *Frontiers in Environmental Science*, 8(21). DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00021>
- Tang, J., Li, Y., Cui, S., Xu, L., Ding, S. y Nie, W., 2020. Linking land-use change, landscape patterns, and ecosystem services in a coastal watershed of southeastern China. En: *Global Ecology and Conservation*, (23). ISSN 23519894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01177>
- Terradas-Cobas, L., Bazzoni, B., Céspedes-Payret, C., Panario, D., 2022. Production of agrocommodities and consumption of agrochemicals in Uruguay: its repercussions for aquatic systems. En: *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 5(1), pp. 649-665. DOI: <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n1-050>.
- Tomaselli, V., Tenerelli, P. y Sciandrello, S., 2012. Mapping and quantifying habitat fragmentation in small coastal areas: a case study of three protected wetlands in Apulia (Italy). En: *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(2), pp. 693-713. ISSN 1573-2959. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1995-9>
- Uruguay. Decreto 341/014, de 21 de noviembre de 2014. *Diario Oficial* [En línea], 27 de noviembre de 2014. [Consulta: 10 septiembre 2021]. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/341-2014>
- Uruguay. Ley 15939, de 28 de diciembre de 1987. *Diario Oficial* [En línea], 09 de febrero de 1988. [Consulta: 15 de setiembre de 2021]. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/leyes/15939-1987>
- Uruguay. Ministerio de Ambiente, 2020. *Área de manejo de hábitats y/o especies Laguna Garzón (Maldonado-Rocha)* [En línea]. Montevideo: Ministerio de Ambiente. [Consulta: 10 de octubre de 2021]. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/area-manejo-habitats-yo-especies-laguna-garzon-maldonado-rocha>
- Uruguay. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, s.d. *Consulta CONEAT*. [En línea]. Montevideo: MGAP. [Consulta: 2 abril 2022]. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/tramites-y-servicios/servicios/consulta-coneat>
- Uruguay. Ministerio de Vivienda y Ordenamiento Territorial, s.d. *Sistema de información territorial* [En línea]. Montevideo: MVOT. [Consulta: 22 mayo 2021]. Disponible en: <https://sit.mvotma.gub.uy/sit/>
- Uruguay. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente y Uruguay. Intendencia de Rocha, 2016. *Plan de manejo paisaje protegido Laguna de Rocha: sistema nacional de áreas protegidas* [En línea]. Montevideo: DINAMA. pp. 85. Consulta:

- 21 de agosto de 2021]. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/plan-manejo-del-paisaje-protegido-laguna-rocha>
- Uruguay. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección Nacional de Medio Ambiente, OSE, Uruguay. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos y IDR, 2019. *Monitoreo y evaluación ambiental de las lagunas costeras (Rocha, Castillos y Garzón) y de sus principales tributarios* [En línea]. Montevideo: MVOTMA. [Consulta: 22 de junio de 2021]. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/monitoreo-evaluacion-ambiental-lagunas-costeras-rocha-castillos-garzon>
- Uuemaa, E., Mander, Ü. y Marja, R., 2013. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: a review. En: *Ecological Indicators*, (28), pp. 100-106. ISSN 1470-160X. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>.
- Valiela, I. y Bartholomew, M., 2014. Land–Sea coupling and global-driven forcing: following some of scott nixon’s challenges. En: *Estuaries and Coasts*, 38(4), pp. 1189-1201. ISSN 1559-2731. DOI: [10.1007/S12237-014-9808-3](https://doi.org/10.1007/S12237-014-9808-3)
- Wang, K., Franklin, S.E., Guo, X. y Cattet, M., 2010. Remote sensing of ecology, biodiversity and conservation: a review from the perspective of remote sensing specialists. En: *Sensors*, 10(11), pp. 9647-9667. DOI: <https://doi.org/10.3390/s101109647>.
- Wu, J. y Hobbs, R., 2002. Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis. En: *Landscape Ecology*, 17(4), pp. 355-365. ISSN 09212973. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1020561630963>
- Xia, H.,Kong, W., Zhou G. y Sun, O.J., 2021. Impacts of landscape patterns on water-related ecosystem services under natural restoration in Liaohe River Reserve, China. En: *Science of the Total Environment*, 792, 148290. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148290>