

Evaluación de los cambios en las coberturas y usos de suelo la cuenca del río Blanco mediante clasificaciones satelitales entre 2000 y 2022

Torre Azzaroni, María Luisina^{1,2@}, Rubio, María Clara^{1@} y Morandeira, Natalia^{3,4@}

1 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas, Mendoza, Argentina.

2 Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Agrarias. Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina.

3 Universidad Nacional de San Martín, Escuela de Hábitat y Sostenibilidad. General San Martín, Buenos Aires, Argentina.

4 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental. Buenos Aires, Argentina.

@ mltorre@mendoza-conicet.gob.ar

Recibido: 21/08/2025

Aceptado: 10/09/2025

Resumen. A nivel mundial, los cambios en la cobertura y uso del suelo constituyen el principal factor de pérdida de biodiversidad, siendo los humedales, ecosistemas particularmente vulnerables. El objetivo de este trabajo fue analizar los cambios en la cobertura del suelo en la cuenca del río Blanco entre los años 2000 y 2022, con énfasis en la clase humedales, utilizando herramientas de teledetección y sistemas de información geográfica. La cuenca posee humedales altoandinos que en las últimas décadas presentan un severo deterioro de su estado de conservación. La metodología consistió en la elaboración de una clasificación supervisada con datos multiespectrales de la serie Landsat para el período 2000-2022 y su comparación con la clasificación disponible del proyecto MapBiomás Argentina. Además, se calcularon las métricas de paisaje 'Área total de la clase' y 'Porcentaje del Paisaje' para cada clase y año evaluado. Los resultados muestran que los humedales disminuyeron 263 ha (36,4 %) en el periodo estudiado, debido, principalmente, al avance de la rosa mosqueta y la conversión a pastizales. El estudio ofrece información útil para un análisis integral sobre la degradación de la cuenca del río Blanco, que permitirá elaborar directrices de ordenamiento territorial para conservar los humedales del área.

Palabras clave: degradación; vegas de altura; paisaje; teledetección.

Abstract. Assessment of changes in land cover and land use in the Blanco River basin using satellite classifications between 2000 and 2022. Globally, land cover and land use changes are the main direct driver of biodiversity loss, with wetlands being particularly vulnerable ecosystems. The objective of this work was to analyze land cover changes in the Blanco River Basin between 2000 and 2022, with a focus on the wetland class, by using quantitative remote sensing tools and geographic information systems. The basin has high Andean wetlands that have shown a severe deterioration in their conservation status in the last decades. The methodology consisted of producing a supervised classification using multispectral data from the Landsat series (2000-2022), and comparing it with the classification provided by the MapBiomás Argentina project. In addition, the landscape metrics 'Total Class Area' and 'Landscape Percentage' were calculated for each class and year evaluated. The results show that wetlands decreased by 263 ha (36.4 %) during the study period, mainly due to the spread of rosehip and conversion to pastureland. This work provides useful data for a broader assessment of degradation in the Blanco River basin. The findings may help inform land-using planning strategies aimed at conserving the region's wetlands.

Key words: degradation; high altitude meadows; landscape; remote sensing.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, los cambios en la cobertura y el uso del suelo son el principal factor directo de pérdida de biodiversidad y degradación de los servicios ecosistémicos. En las últimas décadas, la conversión de ecosistemas naturales en terrenos de uso agrícola y urbano ha transformado más de la mitad de algunos biomas terrestres (Millennium Ecosystem Assessment, 2005a). Dentro de los ecosistemas afectados por estos cambios, los humedales resultan particularmente vulnerables, ya que su degradación y pérdida ocurre más rápidamente que en otros ecosistemas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005b). Un humedal es un ecosistema en el cual la presencia de agua, temporaria o permanente, superficial o subsuperficial, causa flujos biogeoquímicos propios y diferentes a los ambientes terrestres y acuáticos. Pueden distinguirse por la presencia de biota

adaptada a estas condiciones, comúnmente plantas hidrófitas, y/o por poseer suelos hídricos o sustratos con hidromorfismo (Kandus & Minotti, 2018). Estos ambientes poseen un alto valor de conservación, tanto por las propiedades intrínsecas del ecosistema: por la biota,

Cómo citar este trabajo:

Torre Azzaroni, M. L., Rubio, M. C. y Morandeira, N. (2025). Evaluación de los cambios en las coberturas y usos de suelo la cuenca del río Blanco mediante clasificaciones satelitales entre 2000 y 2022. *Semiárida*, 35(Supl.), 93-106.

agrupaciones de especies y procesos que allí ocurren; como por las contribuciones que brindan a la sociedad: suministro de agua dulce, fuente recreativa y de turismo, purificación del agua, regulación del clima, regulación de inundaciones, creación y mantenimiento de hábitats de numerosas especies, entre otras (Kumar, et al. 2017; Millennium Ecosystem Assessment, 2005b). En especial, los humedales ubicados en tierras secas son ecosistemas claves por sus funciones relativas a la adaptación al cambio climático y la mitigación de procesos de desertificación, así como por el impacto positivo a la calidad de vida de las poblaciones locales (Rubio et al., 2017).

Desde 1970, se ha producido un declive mucho mayor en las especies dependientes de los humedales en comparación con las especies dependientes de otros ecosistemas, así como un aumento en el número de especies en peligro de extinción (Convención sobre los Humedales, 2021). Los principales impulsores directos de la degradación y pérdida de humedales son el desarrollo de infraestructura, la conversión de tierras, la extracción de agua, la eutrofización y la contaminación, la sobreexplotación y la introducción de especies exóticas invasoras. Mientras que los principales impulsores indirectos han sido el crecimiento demográfico y el creciente desarrollo económico (Millennium Ecosystem Assessment, 2005b).

Dada la relevancia de los humedales y su tendencia a la degradación (Convención sobre los Humedales, 2021), es crucial implementar medidas para prevenir, controlar y detener estos cambios. En este contexto, los mapas de cobertura y uso del suelo constituyen herramientas fundamentales para evaluar el estado de los ecosistemas y sus patrones de cambio, permitiendo el desarrollo de estrategias de conservación y manejo territorial informadas (Safaei et al., 2023). La teledetección ofrece oportunidades únicas para generar esta información georreferenciada sobre los humedales, especialmente en áreas donde no existen programas de monitoreo in situ, mediante el uso de datos provenientes de diversos sensores remotos satelitales (Gxokwe et al., 2020). El conocimiento actualizado sobre la dinámica espacio-temporal de estos ecosistemas a escala de cuenca es fundamental para desarrollar estrategias de conservación adaptadas a las condiciones locales. Teniendo esto en cuenta, el objetivo de este trabajo consiste en analizar los cambios en la cobertura del suelo en la cuenca del río Blanco entre los años 2000 y 2022, con énfasis en la cobertura de humedales, utilizando herramientas de teledetección y sistemas de información geográfica.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio de este trabajo es la cuenca del río Blanco. Se localiza al oeste del departamento de Luján de Cuyo, en la provincia de Mendoza (Argentina), dentro de la región de los Andes Centrales (Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, 2018). Ocupa aproximadamente 283 km² y concentra una población permanente de alrededor de 3000 personas (DEIE, 2010) (ver Figura 1). La zona posee un alto valor ecológico y de conservación, destacándose los humedales altoandinos, considerados prioritarios por los procesos hidrológicos y ecológicos que sustentan. (Rubio, 2012; Rubio y Betancourt, 2018). Las nacientes de la cuenca se encuentran protegidas por el Parque Provincial Cordón del Plata (Ley N° 8.308, 2011), en tanto que, los sectores inferior y medio, por el Área Ambiental Municipal Protegida Potrerillos (AAMPP) (Municipalidad de Luján de Cuyo, 2011).

Si bien existen estas dos áreas protegidas como herramientas de conservación, no son suficientes para enfrentar los problemas de degradación que afectan al área. Entre los principales procesos de degradación ambiental se encuentran: el crecimiento acelerado y no planificado de la actividad residencial, desencadenado desde el año 2000 a partir de la creación del Dique Potrerillos (Rubio et al., 2017), y la ganadería extensiva mayor de mulares y equinos en los faldeos de los cordones montañosos. El turismo, actividad económica preponderante de la zona, también juega un rol importante; tanto por la afluencia masiva de visitantes durante los fines de semana, fechas especiales y época de vacaciones (Agencia Provincial de Ordenamiento Territorial, 2021), como por el aumento de la construcción de complejos turísticos en la zona (Rubio et al., 2017). Asimismo,

se destacan la ocurrencia periódica de grandes eventos de remoción en masa, como aludes y aluviones (Páez et al., 2013), y la ocurrencia de incendios con pérdidas materiales y efectos ambientales. Por último, los sistemas de humedales han sufrido impactos asociados a la polderización de vegas, al corte y desvío de su flujo de alimentación, a la contaminación de recursos hídricos, a la pérdida de biodiversidad por reducción y fragmentación de hábitat y a la presencia de especies exóticas invasoras (e.g. *Rosa rubiginosa*) en el área (Rubio et al., 2017).

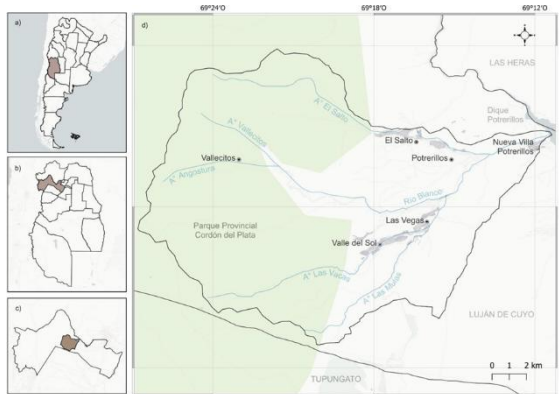


Figura 1. Ubicación del área de estudio. a) Ubicación relativa de la provincia de Mendoza. b) Ubicación relativa del departamento de Luján de Cuyo. c) Ubicación relativa de la Cuenca del río Blanco en el departamento de Luján de Cuyo. d) Cuenca del río Blanco. SRC: UTM 19S, EPSG:32719. Fondo cartográfico: Positron.

Figure 1. Location of the study area. a) Relative location of the province of Mendoza. b) Relative location of the department of Luján de Cuyo. c) Relative location of the Blanco River Basin in the department of Luján de Cuyo. d) Blanco River Basin. SRC: UTM 19S, EPSG:32719. Map background: Positron.

Coberturas y usos del suelo

Productos MapBiomass

MapBiomass es un proyecto anual de cartografía del uso y la ocupación del suelo. Consiste en una plataforma gratuita y de código abierto para monitorear los cambios en la cobertura terrestre brasileña desde el año 1985. Con la plataforma MapBiomass, es posible analizar los cambios anuales en la cobertura terrestre y cuantificar la tasa de pérdida natural de vegetación. También es posible determinar los cambios en la cobertura terrestre (de Novaes-Vianna & Zamboni, 2024).

Aunque el proyecto empezó en Brasil, actualmente se extiende por toda Sudamérica. En Argentina MapBiomass comenzó en 2017, con el mapeo del Gran Chaco Americano. Posteriormente, en el 2021 se extendió a las regiones del Bosque Atlántico y la Pampa. Finalmente, en 2023, se consolidó la iniciativa a nivel nacional (Proyecto MapBiomass Argentina, 2024), con el objetivo de comprender los procesos de transformación en todo el territorio nacional, utilizando datos de teledetección y capitalizando la experiencia de grupos locales en Argentina (MapBiomass Argentina, 2024).

En este trabajo se descargaron de la plataforma MapBiomass Argentina las clasificaciones para la cuenca del río Blanco de los años 2000 y 2022. El año 2000 fue elegido teniendo en cuenta la fecha de construcción del Dique Potrerillos en la cuenca, evento que produjo el comienzo del crecimiento acelerado y no planificado de la actividad residencial en la zona (Rubio et al., 2017). Por otro lado, el año 2022 es el último año analizado hasta el momento en la plataforma. La metodología de MapBiomass Argentina consiste en el procesamiento de datos satelitales Landsat e índices sintéticos derivados, de 30 m de resolución, para generar mosaicos anuales clasificados automáticamente con Random Forest. El algoritmo se entrena con muestras definidas por expertos y fusionadas según su representatividad nacional (MapBiomass Argentina, 2024). Hasta el momento, las colecciones de MapBiomass para la región no informan su exactitud.

Elaboración de clasificación supervisada ad hoc

Además de utilizar la clasificación de MapBiomass, se generó una clasificación supervisada propia para la cuenca, con el fin de representar clases específicas del área de estudio. De esta manera, se complementan las categorías generales de MapBiomass, diseñadas para abarcar todo el

país, con categorías más ajustadas a las particularidades locales. Para ello se realizaron salidas al área de estudio los días 4 de abril y 14 de octubre de 2024, en las que se relevaron sitios representativos de las diferentes coberturas presentes en la cuenca y se geolocalizaron con GPS. Posteriormente, en base a estos puntos y, a través de las imágenes históricas de Google Earth de alta resolución espacial, se digitalizaron polígonos de las 11 clases de cobertura presentes en la zona tanto para las coberturas de 2000 como de 2022: “arbustal abierto”, “arbustal cerrado”, “arbustal ralo”, “bosque implantado”, “pastizal”, “suelo desnudo”, “roca”, “urbano”, “hielo y nieve”, “rosa mosqueta” y “humedales”. Cabe señalar que la clase “rosa mosqueta” corresponde a un caso particular de arbustal muy cerrado, con mucha mayor cobertura que los arbustales nativos y distinguible en imágenes de alta resolución de Google Earth (Tabla 1) (Mastrantonio et al., 2020; Torre Azzaroni, 2022).

Se utilizaron imágenes satelitales correspondientes al período estival de los años 2000 y 2022, obtenidas por las misiones Landsat 5 TM y Landsat 8 OLI/TIRS, respectivamente, ambas con una resolución espacial de 30 m. Las imágenes se obtuvieron a partir del Servicio Geológico de los Estados Unidos (U.S. Geological Survey, 2024), corregidas a reflectancia de superficie (Collection 2 - Level 2). En particular, se emplearon dos 147 productos del Path 232/Row 83: LT05_L2SP_232083_20000229_20200907_02_T1 (Landsat 5 TM, 148 adquirida el 29/02/2000) y LC08_L2SP_232083_20220225_20220308_02_T1 (Landsat 8 OLI/TIRS, adquirida el 25/02/2022). Se eligió el período estival para realizar la clasificación ya que es la época de mayor actividad fotosintética de la vegetación. Los años fueron elegidos en concordancia con el criterio seleccionado al descargar las clasificaciones de MapBiomas. Se usaron las bandas: azul (longitud de onda central 0,482 μm), verde (0,561 μm), rojo (0,655 μm), infrarrojo cercano (0,865 μm) e infrarrojo de onda corta (SWIR 1: 1,610 μm y SWIR 2: 2,200 μm). A su vez, se descargó un modelo digital de elevaciones (MDE) de 12,5 m de resolución de la misión ALOS/PALSAR desde la página de Alaska Satellite Facility (Alaska Satellite Facility, 2024)..

Tabla 1. Clases de cobertura y uso del suelo. Fotografías tomadas en campo y visualización en Google Earth

Table 1. Land cover and land use classes. Photographs taken in the field and visualization in Google Earth







Clase	Fotografía de campo	Visualización en Google Earth
Arbustal abierto	 <p>Autora: M. Luisina Torre Azzaroni</p>	
Arbustal cerrado	 <p>Autora: M. Luisina Torre Azzaroni</p>	
Arbustal ralo	 <p>Autora: M. Luisina Torre Azzaroni</p>	

Tabla 1. Clases de cobertura y uso del suelo. Fotografías tomadas en campo y visualización en Google Earth.

Table 1. Land cover and land use classes. Photographs taken in the field and visualization in Google Earth.




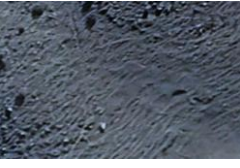



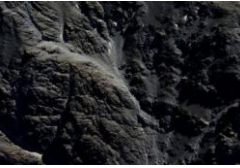








Bosque implantado	 A autora: Cecilia Rubio (Drone)	
Pastizal	 A autora: M. Luisina Torre Azzaroni	
Suelo desnudo	 A autora: M. Luisina Torre Azzaroni	
Roca	 A autor: José Luis Guevara	
Urbano	 A autora: Clara Rubio	
Hielo y nieve	 A autor: Adrián Daviolo	

Tabla 1. Clases de cobertura y uso del suelo. Fotografías tomadas en campo y visualización en Google Earth.

Table 1. Land cover and land use classes. Photographs taken in the field and visualization in Google Earth.

Rosa mosqueta	 Autora: Natalia Morandeira (Drone)	
Humedales	 Autora: M. Luisina Torre Azzaroni	

Posteriormente se generaron dos índices sintéticos: el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI; Huete, 1998) y el Índice Infrarrojo de Diferencia Normalizada (NDII; Hunt & Rock, 1989). Los índices se obtuvieron en QGIS (QGIS.org, 2025). El primero (Ecuación 1) se utiliza para identificar la vegetación de zonas áridas donde la cobertura es baja. Se utilizó el valor 0.5 como factor de corrección de la luminosidad del suelo (L) (Arboit & Maglione, 2018). El segundo índice (Ecuación 2) se utiliza eficazmente para detectar el estrés hídrico de las plantas (Hunt & Rock, 1989) y también puede emplearse como indicador de almacenamiento de humedad del suelo (Sriwongsitanon et al., 2016). Se espera que el índice SAVI otorgue información sobre las diferentes coberturas nativas que tienen gran porcentaje de suelo desnudo y que el índice NDII dé información sobre zonas con humedales.

$$SAVI = \frac{(IRC-R)}{(IRC+R+L)} \times (1 + L) \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde.

IRC= Infrarrojo cercano

R= Rojo

L= Factor de corrección

$$NDII = \frac{(IRC-IOC)}{(IRC+IOC)} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde

IRC= Infrarrojo cercano

IOC = Infrarrojo de onda corta

Con los polígonos de entrenamiento (que difieren en 2000 versus 2022), las bandas de las imágenes satelitales, los índices de vegetación y el MDE (total: nueve capas por periodo) se procedió a entrenar el algoritmo y obtener la clasificación. Se utilizó el software SAGA GIS (SAGA Development Team, 2024) y el algoritmo Random Forest (Breiman, 2001). Finalmente, las clasificaciones se evaluaron cuantitativamente a través de una matriz de confusión (Pineda-Bedón & Jaramillo-Cuaycal, 2022). Cada clase se evaluó a través de la exactitud del usuario y del productor y la clasificación de cada año a través de la exactitud global y del coeficiente Kappa. En total se digitalizaron 206 polígonos, de aproximadamente 80 píxeles por clase, divididos en 70-30 para entrenamiento y validación respectivamente (Landis & Koch, 1977). Además de la evaluación interna propia de la salida del Random Forest, y para evitar sobreestimar la precisión, se realizó una evaluación externa (hold-out) con datos de salidas a campo posteriores e independientes a los

empleados en la clasificación con 36 muestras, llevadas a cabo los días 17 de marzo y 2 de abril de 2025.

Comparación entre capas y detección de cambios

Se compararon los productos de MapBiomass con las clasificaciones elaboradas en el marco de este trabajo y se detectaron los cambios en las coberturas y usos de suelo entre 2000 y 2022. Para ello, se realizó un análisis cualitativo mediante la comparación visual de las clasificaciones y, un análisis cuantitativo con métricas de paisaje. Estas métricas son herramientas cuantitativas que aportan datos numéricos sobre la composición y configuración del paisaje (Vila-Subirós et al., 2006). A través de su aplicación e interpretación, se analiza la estructura del paisaje en mapas categóricos, lo que permite comparar distintas configuraciones paisajísticas, analizar un área determinada en distintos momentos temporales o definir escenarios futuros (Peña-Cortés et al., 2006; Vila-Subirós et al., 2006). Se calcularon las métricas de Área total de la clase (AT) y Porcentaje del paisaje ocupado por la clase (PC) para cada clase de cobertura y año evaluado, tanto en las clasificaciones de MapBiomass como en las de elaboración propia. Para obtener estas métricas, se utilizó el complemento “LecoS Landscape Ecology Statistics” de QGIS. Esta herramienta permite calcular las métricas del paisaje en capas ráster (Jung, 2016).

RESULTADOS

Resultados de la clasificación de MapBiomass

A continuación, se muestran las coberturas para la cuenca del río Blanco según el proyecto MapBiomass Argentina Colección 1. La Figura 2 corresponde a la clasificación de la cuenca para el año 2000 y la Figura 3 para el año 2022. Se observa que las clases presentes en la cuenca fueron: “leñosa cerrada”, “leñosa abierta”, “plantación forestal”, “vegetación leñosa no inundable”, “mosaico agropecuario”, “área sin vegetación”, “no observado”, “río, lago u océano”, “hielo y nieve en superficie”, “leñosa dispersa” y “estepa”. Cabe destacar que la clase “vegetación no leñosa inundable” corresponde a los humedales de altura presentes en el área y la clase “mosaico agropecuario” coincide con el área urbana de la zona, ya que en esta versión de la colección no se determinó una clase específica para el área urbana.

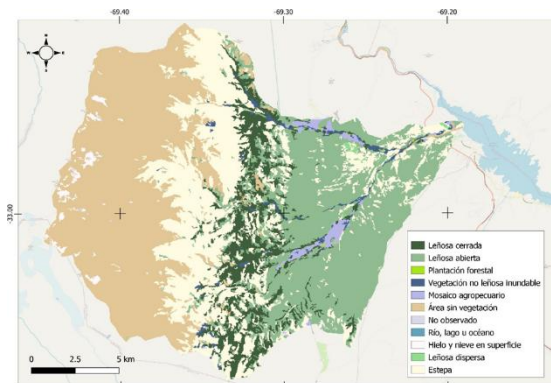


Figura 2. Clasificación de la cuenca del río Blanco según MapBiomass (colección 1) para el año 2000. SRC: WGS 84 -EPSG:4236. Fondo cartográfico: OSM Standard.

Figure 2. Classification of the Blanco River basin according to MapBiomass (collection 1) for the year 2000. SRC: WGS 84 - EPSG:4236. Map background: OSM Standard.

En la Tabla 2 se ven los resultados de las métricas de paisaje de la clasificación de MapBiomass para los dos años analizados y los cambios para cada una de ellas. El paisaje de la cuenca está dominado por las clases de “área sin vegetación”, que ocupaban el 30% de la cuenca en el año 2022, seguida de las “leñosas abiertas”, que ocupaban el 26%, y de las “estepas”, que ocupaban el 25%. Las clases que experimentaron mayor cambio en el periodo analizado fueron las clases “áreas sin vegetación” que disminuyeron en 1206 ha, lo que representa una disminución del 10% y la clase “hielo y nieve en superficie” que aumentó en 768,15 ha, lo que representa un aumento de casi el 250 %. La clase “vegetación no leñosa inundable”, correspondiente a los humedales de la zona, disminuyó en 144,81 ha para el periodo analizado, lo que corresponde a una disminución de casi un 39 %.

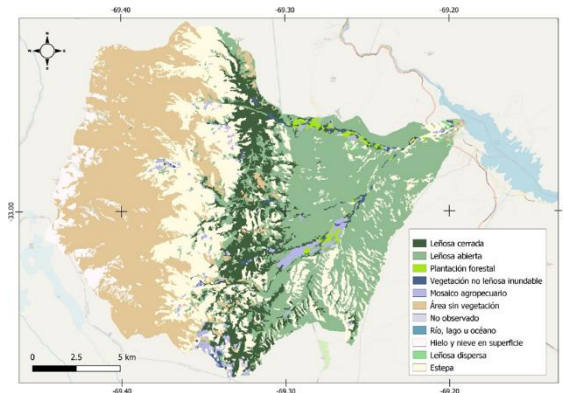


Figura 3. Clasificación de la cuenca del río Blanco según MapBiomias (colección 1) para el año 2022. SRC: WGS 84 -EPSG:4236. Fondo cartográfico: OSM Standard.

Figure 3. Classification of the Blanco River basin according to MapBiomias (collection 1) for the year 2022. SRC: WGS 84 - EPSG:4236. Map.

MapBiomias Clases	2000		2022		Cambio en ha	Cambio en porcentaje
	AT (ha)	PC (%)	AT (ha)	PC (%)		
Leñosa cerrada	3094,2	9,17	3461,9	10,26	367,65	11,88
Leñosa abierta	9093,5	26,94	9380,3	27,79	286,74	3,15
Plantación forestal	17,01	0,05	221,49	0,66	204,48	1202,12
Vegetación no leñosa inundable (humedal)	375,12	1,11	230,31	0,68	-144,81	-38,6
Mosaico agropecuario	441,18	1,31	744,39	2,21	303,21	68,73
Área sin vegetación	11631	34,46	10425	30,88	-1206	-10,37
No observado	18,54	0,06	142,11	0,42	123,57	666,5
Río, lago u océano	0	0	1,98	0,01	1,98	0
Hielo y nieve en superficie	309,24	0,92	1077,4	3,19	768,15	248,4
Leñosa dispersa	57,69	0,17	45,72	0,14	-11,97	-20,75
Estepa	8717,2	25,83	8024,2	23,77	-693	-7,95

Tabla 2. Métricas del paisaje para las clasificaciones de MapBiomias en los años analizados: Área total de la clase (AT) y Porcentaje del paisaje ocupado por la clase (PC)

Table 2. Landscape metrics for MapBiomias classifications in the years analyzed: Total class area (AT) and Percentage of landscape occupied by the class (PC).

Las Figuras 4 y 5 muestran las clasificaciones para la cuenca del río Blanco para los años 2000 y 2022, respectivamente. Se observa un aumento en la clase “rosa mosqueta” y “urbano” y una disminución de la clase “arbustal cerrado”.

En la Tabla 3 se observa la exactitud de la clasificación, teniendo en cuenta tanto la evaluación interna como la externa. En la evaluación interna todas las clases tuvieron una exactitud superior al 80% y la clasificación tuvo una exactitud por encima del 90%, es decir, de una concordancia casi perfecta (Landis & Koch, 1977). Por otro lado, con los datos externos la exactitud de la clasificación tuvo un notorio declive, con una exactitud alrededor del 60%, lo que representa, según Landis y Koch (1977), una concordancia sustancial.

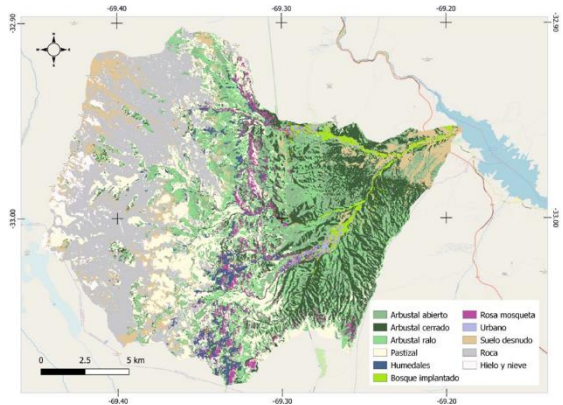


Figura 4. Coberturas y usos del suelo de la Cuenca del río Blanco en el año 2000 según clasificación supervisada realizada con el algoritmo Random Forest a partir de imágenes Landsat 5. SRC: WGS 84 - EPSG:4236. Fondo cartográfico: OSM Standard.

Figure 4. Land cover and land use in the Blanco River Basin in 2000 according to supervised classification performed with the Random Forest algorithm from Landsat 5 images. SRC: WGS 84 - EPSG:4236. Cartographic background: OSM Standard.

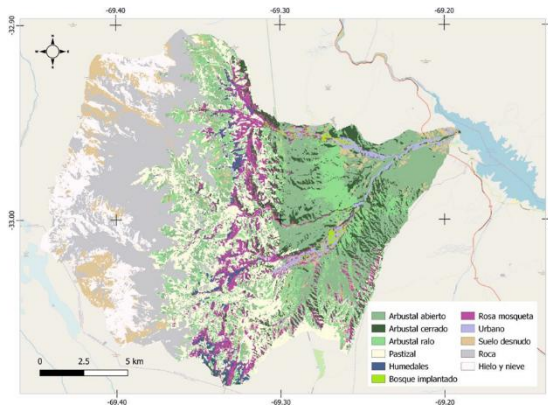


Figura 5. Coberturas y usos del suelo de la Cuenca del río Blanco en el año 2022 según clasificación supervisada realizada con el algoritmo Random Forest a partir de imágenes Landsat 8. SRC: WGS 84 - EPSG:4236. Fondo cartográfico: OSM Standard.

Figure 5. Land cover and land use in the Blanco River Basin in 2022 according to supervised classification performed with the Random Forest algorithm from Landsat 8 images. SRC: WGS 84 - EPSG:4236. Cartographic background: OSM Standard.

Año	Evaluación interna		Evaluación externa	
	Índice Kappa	Exactitud global	Índice Kappa	Exactitud global
2000	94,30%	93,80%	65,40%	68,40%
2022	93,50%	94,10%	59,50%	63,20%

Tabla 3. Exactitud de la clasificación supervisada de los años 2000 y 2022 de la cuenca del río Blanco. Se informa el índice Kappa y la Exactitud global tanto para la evaluación interna del clasificador Random Forest como para la evaluación externa.

Table 3. Accuracy of the supervised classification for the years 2000 and 2022 of the Blanco River basin. The Kappa index and overall accuracy are reported for both the internal evaluation of the Random Forest classifier and the external evaluation.

En la Tabla 4 se muestran las exactitudes del usuario y del productor para las clasificaciones del año 2000 y 2022, arrojadas por el clasificador Random Forest. En el año 2000, la cobertura de menor exactitud del productor fue la de “urbano” (82%), la cual se confundió con la cobertura “bosque implantado”, y la clase con menor exactitud del usuario fue la de “arbustal abierto” (88%) que se confundió principalmente con la cobertura “arbustal ralo”. Mientras que en el año 2022, la clase con menor exactitud del productor fue la cobertura “humedales” (81%) que se confundió principalmente con la clase “rosa mosqueta”, y la clase con menor exactitud del usuario fue la de “pastizal” (82%) que se confundió en mayor medida con la clase “arbustal abierto” y en segundo lugar con la cobertura “arbustal ralo”.

Clases	Año 2000		Año 2022	
	Exactitud del productor (%)	Exactitud del usuario (%)	Exactitud del productor (%)	Exactitud del usuario (%)
Arbustal abierto	96,15	88,24	88,46	87,34
Arbustal cerrado	98,44	95,46	85,94	96,49
Arbustal ralo	88,64	96,3	92,05	92,05
Pastizal	100	94,25	100	82
Humedales	90,28	95,59	81,94	98,33
Bosque implantado	99	92,6	100	98,65
Rosa mosqueta	90,63	96,67	96	87,8
Urbano	82,22	92,5	97,73	98,85
Suelo desnudo	96,97	96,97	91,21	97,65
Roca	97,75	96,67	98,88	100
Hielo y nieve	94,94	100	100	100

Tabla 4. Tabla 4: Precisión de las clasificaciones supervisadas de la cuenca del río Blanco para el año 2000 y 2022. Se informa la exactitud del usuario y del productor para cada una de las clases en los dos años evaluados. Esta matriz se realizó con los polígonos de la evaluación interna.

Table 4. Accuracy of the supervised classifications of the Blanco River basin for the years 2000 and 2022. User and producer accuracy are reported for each of the classes in the two years evaluated. This matrix was created using the polygons from the internal evaluation.

En la Tabla 5 se observan las métricas del paisaje para la clasificación de elaboración propia para los años 2000 y 2022. En este caso, la cuenca estuvo dominada por la clase “arbustal abierto” que en el año 2022 ocupó el 47,83 % de la cuenca. Esta estuvo seguida de la cobertura “roca” que ocupó un 13 % y de la clase “pastizal” que ocupó un 10%. La cobertura “arbustal cerrado” fue la que mayor cambio experimentó en el período analizado, con una disminución de 2181 ha, lo que

representa una disminución del 56 %. La clase “hielo y nieve” aumentó del año 2000 al 2022, en 2168 ha, pero el aumento en porcentaje fue más significativo, representando un 353 % (lo cual es consistente con el patrón observado en las clasificaciones de MapBiomias). Asimismo, tanto en estas clasificaciones como en MapBiomias se observa una disminución de las coberturas no vegetadas (“suelo desnudo” y “roca”, o “área sin vegetación”, respectivamente). Por otro lado, la clase “humedales” presentó una disminución, tal como se vio en la clasificación de MapBiomias, pero esta vez la disminución fue de mayor magnitud, ya que se perdieron 263 ha de humedal, lo que corresponde a una disminución del 36,4 %. Asimismo, en esta clasificación se puede distinguir un aumento significativo de la clase “rosa mosqueta”, que no estaba presente en la clasificación de MapBiomias, aumentando en 892 ha desde el año 2000 hasta el 2022, lo que representa un aumento de casi el 100 % (96.76 %).

Clasificación propia	2000		2022		Cambio en has	Cambio en porcentaje
	AT (ha)	PC (%)	AT (ha)	PC (%)		
Arbustal abierto	20634,3	46,7	20634,3	47,83	0	0
Bosque implantado	452,97	1,03	151,02	0,35	-301,95	-66,66
Arbustal cerrado	3879,45	8,78	1697,58	3,93	-2181,87	-56,24
Suelo desnudo	2241,54	5,07	1865,7	4,32	-375,84	-16,77
Hielo y nieve	612,9	1,39	2781,45	6,45	2168,55	353,82
Pastizal	4579,02	10,36	4574,97	10,6	-4,05	-0,09
Arbustal ralo	3211,56	7,27	2745,09	6,36	-466,47	-14,52
Roca	6755,4	15,29	5940,54	13,77	-814,86	-12,06
Rosa mosqueta	922,41	2,09	1814,94	4,21	892,53	96,76
Urbano	174,51	0,4	476,01	1,1	301,5	172,77
Humedales	723,06	1,64	459,09	1,07	-263,16	-36,4

Tabla 5. Métricas del paisaje para las clasificaciones de elaboración propia en los años analizados: Área total de la clase (AT) y Porcentaje del paisaje ocupado por la clase (PC).

Table 5. Landscape metrics for the self-developed classifications in the years analyzed: Total class area (AT) and Percentage of landscape occupied by the class (PC).

Comparación de los productos de las clasificaciones

Al no coincidir las clases de ambas clasificaciones se unificaron los nombres y se combinaron algunas de las coberturas y usos del suelo para poder realizar la comparación de los productos, con el criterio que se muestra en la Tabla 6. Las clases que se compararon fueron: “leñosas nativas”, “hielo y nieve”, “áreas sin vegetación”, “rosa mosqueta”, “vegetación baja”, “leñosas cultivadas”, “urbano” y “humedales”.

Coberturas y usos del suelo unificados	Clases correspondientes a la clasificación de MapBiomias	Clases correspondientes a la clasificación ad hoc
Leñosas nativas	Leñosa cerrada, abierta y dispersa	Arbustal abierto, cerrado y ralo
Hielo y nieve	Hielo y nieve en superficie	Hielo y nieve
Áreas sin vegetación	Área sin vegetación	Suelo desnudo y roca
Rosa mosqueta	Sin correspondencia	Rosa mosqueta
Vegetación baja	Estepa	Pastizal
Leñosas cultivadas	Plantación forestal	Bosque implantado
Urbano	Mosaico agropecuario	Urbano
Humedales	Vegetación no leñosa inundable	Humedales

Tabla 6. Unificación de las diferentes clases de ambas clasificaciones para su posterior comparación.

Table 6. Unification of the different classes of both classifications for later comparison.

En la Figura 6 se observan los diferentes cambios en hectáreas para cada una de las clases unificadas para las dos clasificaciones: la de MapBiomias y la clasificación ad hoc.

Se observa que en la mayoría de los casos las tendencias de pérdida o aumento de coberturas y usos de suelo es la misma en ambas clasificaciones, exceptuando las clases “leñosas nativas” y “leñosas cultivadas”. Esto podría ser causa de que MapBiomias incluye dentro de “leñosas nativas” el matorral de rosa mosqueta, especie exótica invasora, que en la clasificación ad hoc se considera por separado y, asimismo, que en “leñosas cultivadas” se estén considerando áreas de leñosas nativas como implantadas. Al mismo tiempo, en ambas clasificaciones puede observarse el avance de la urbanización, casi en la misma magnitud, y una pérdida de hectáreas de humedal, siendo mayor la pérdida en la clasificación de elaboración propia que en la clasificación de MapBiomias.

Cambio en la clase humedales

En la Figura 7 se observa la disminución de humedales en hectáreas de la cuenca del río Blanco para el período 2000-2022 de acuerdo con los datos de la clasificación ad hoc. Se observa que en

el año 2000 la cuenca contaba con 723,06 ha de humedal que disminuyeron a 459,9 ha. Es decir, que en el período 2000-2022 en la cuenca del río Blanco los humedales disminuyeron un 36,4 % (263,16 ha en total). La mayoría de las hectáreas cambiaron a “rosa mosqueta” (250,11 ha) y “pastizal” (145,02 ha), y un área menor (10,08 ha) a “urbano”.

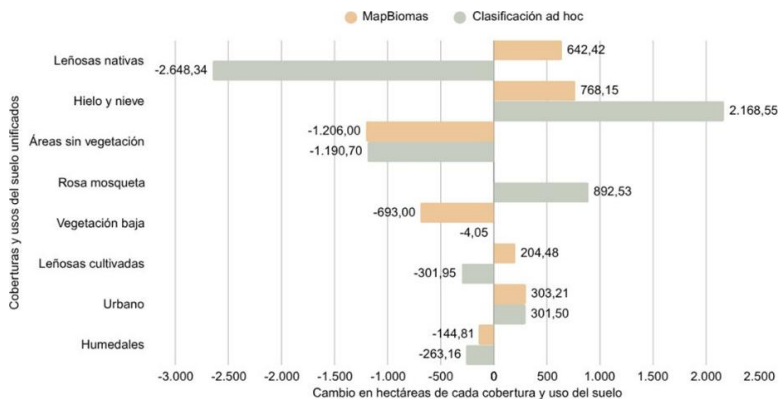


Figura 6. Cambio en cantidad de hectáreas ocupadas por cada cobertura en el período 2000-2022 en la cuenca del río Blanco de acuerdo con la clasificación de MapBiomias y la clasificación ad hoc.

Figure 6. Change in the amount of land occupied by each land cover in the Blanco River Basin between 2000 and 2022, according to the MapBiomias and ad hoc classifications.

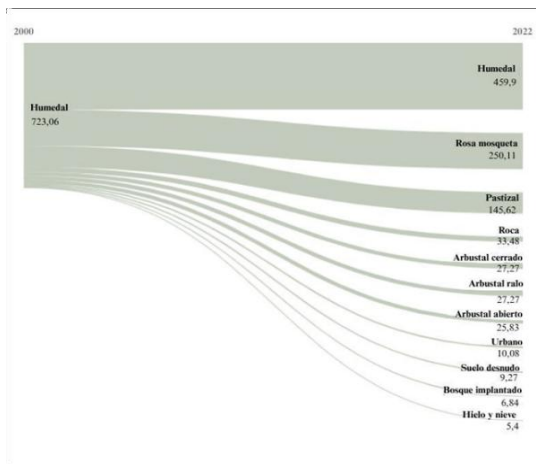


Figura 7. Cambio en la clase humedales (en ha) de la cuenca del río Blanco entre 2000-2022.

Figure 7. Wetland class change (in ha) in the Blanco River Basin between 2000-2022.

DISCUSIÓN

En este trabajo se analizaron los cambios en la cobertura del suelo en la cuenca del río Blanco entre los años 2000 y 2022. Si bien las clasificaciones de MapBiomias Argentina permiten comprender las tendencias generales acerca de las dinámicas de las coberturas y usos del suelo de la cuenca, como la pérdida de humedales (“vegetación no leñosa inundable”) entre 2000 y 2022, sus clases limitan la interpretación detallada de esos resultados. La creación de una clasificación específica para el área de estudio permitió incorporar clases como “rosa mosqueta” y ajustar otras, como “urbano” en reemplazo de “mosaico agropecuario”, adaptándose así a los procesos locales.

Aunque la exactitud externa de la clasificación no fue tan alta como se esperaba, es una ventaja conocer en qué clases de cobertura hay una mayor confianza para los/las usuarios/as de los productos, ya que en el caso de la clasificación de MapBiomias la exactitud no está informada

(MapBiomias Argentina, 2024). Por ejemplo, la clase de cobertura correspondiente a la “rosa mosqueta”, que es un aporte de este trabajo, presentó una alta exactitud y su incorporación permite diagnosticar la degradación de los humedales por la invasión de una especie exótica (Mazzolari, 2017).

En relación al cambio en la cobertura de “humedales”, se observó una disminución neta de la superficie. Uno de los principales factores de pérdida de humedales es el avance de la rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*), especie exótica invasora (Mazzolari, 2017). Esta especie es un arbusto exótico invasor que perjudica el balance hídrico de los humedales al consumir mayor cantidad de agua que las especies nativas (Blaustein, 2022) presentes en la cuenca y en gran parte de las áreas naturales protegidas de la provincia (Mazzolari, 2017; Rubio et al., 2017). En cuanto a los cambios de “humedal” a “pastizal”, sería relevante evaluar en qué medida se trata de un proceso de degradación como consecuencia de la actividad antrópica, por ejemplo, del pastoreo (Matovelle, 2021; Ríos et al., 2025), del cambio climático (Dangles et al., 2017) o bien de áreas con menor humedad en 2022 que por lo tanto no fueron detectadas como “humedal” con la metodología utilizada. En el mismo sentido (aunque en menor superficie), existen áreas clasificadas como “pastizal” en el año 2000 y detectadas como “humedal” en 2022, que probablemente sean humedales con distinto nivel de humedad de acuerdo con la fecha. Por otro lado, aunque el avance urbano es uno de los principales problemas de degradación de la cuenca (Rubio et al., 2017), no ocupó un lugar protagónico en este trabajo.

Asimismo, tanto en la clasificación de MapBiomias como en la clasificación ad hoc el aumento de la cobertura de “hielo y nieve” llama la atención, ya que no coincide con las tendencias mundiales en cuanto a la disminución de la cobertura de nieve (Cara-Ramírez et al., 2016) y retracción de cuerpos glaciares (Masiokas et al., 2015). Sin embargo, esto puede deberse a la metodología empleada ya que no refleja la tendencia anual de esa clase. En ambos casos, es posible que las imágenes utilizadas para la clasificación presentaran nieve en esas fechas concretas y no reflejen la tendencia anual de la dinámica temporal y espacial de esta cobertura (Cara-Ramírez et al., 2016).

Este trabajo presenta las bases para continuar trabajando en productos de clasificación de cobertura y uso de suelo, en vistas de mejorar la exactitud. Por un lado, se realizarán clasificaciones separadamente para distintas unidades de paisaje identificadas con un criterio eco-hidrogeomórfico (Winter, 2001), cada una de las cuales podrá tener un conjunto particular de clases de cobertura y usos de suelo. Por otro lado, podrían emplearse datos satelitales multitemporales (de más de dos fechas) incluyendo escenas multispectrales Sentinel -2, con mayor resolución espacial (10 m) aunque disponibles sólo desde el año 2015 (Mancino et al., 2023).

CONCLUSIONES

El mayor cambio de coberturas y usos del suelo en la cuenca del río Blanco en el período estudiado fue el aumento de la cobertura “hielo y nieve” seguido del aumento del uso “urbano”. La superficie de humedales disminuyó, debido principalmente al avance de la rosa mosqueta y la conversión a pastizales. Por su parte, a diferencia de lo esperado, el avance urbano en el período 2000-2022 no ocupó un papel preponderante en estos cambios. Este trabajo ofrece información para un estudio integral sobre la degradación de la cuenca, que permitirá elaborar lineamientos de ordenamiento territorial orientados a la conservación de humedales presentes en el área.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por la beca doctoral otorgada, la que me permitió e incentivó a trabajar en esta investigación. Al editor y a los/las revisores/as por sus comentarios y sugerencias que permitieron mejorar este trabajo. Una versión preliminar de este trabajo se presentó en las IV Jornadas Internacionales y VI Nacionales de Ambiente, llevadas a cabo del 6 al 8 de noviembre de 2024 en la ciudad de Viedma, Río Negro, Argentina.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agencia Provincial de Ordenamiento Territorial (2021). Plan especial de ordenamiento territorial: Perilago Potrerillos. Secretaría de Ambiente y Ordenamiento Territorial, Gob. De Mendoza. <https://www.mendoza.gov.ar/wp-content/uploads/sites/15/2021/05/PLAN-ESPECIAL-OT-PERILAGO-POTRERILLOS.pdf>
- Alaska Satellite Facility. (4 de septiembre de 2024). ASF Data Search. <https://search.asf.alaska.edu/#/>
- Arboit, M. E. y Maglione, D. S. (2018). Situación actual y cambios recientes en los índices de vegetación (VIS) en ciudades forestadas con climas secos: Caso Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. *Revista Urbano*, 21 (38), 18-35. <https://doi.org/10.22320/07183607.2018.21.38.02>
- Blaustein, M. B. (2022). Influencia de la rosa mosqueta en el balance hídrico de los humedales altoandinos de la Reserva Natural y Sitio Ramsar Villavicencio. [Tesis de grado], Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina. https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/17808/blaustein-belen-tesis-7-7-22.pdf
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45, 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Cara-Ramírez, L. J., Masiokas, M. H., Viale, M., & Villalba, R. (2016). Análisis de la cobertura nival de la cuenca superior del río Mendoza a partir de imágenes MODIS. *Meteorológicas*, 41(1), 21–36. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/182910>
- Convención sobre los Humedales. (2021). Perspectiva mundial sobre los humedales: Edición especial de 2021. Secretaría de la Convención sobre los Humedales. https://static1.squarespace.com/static/5b256c78e17ba335ea89fe1f/t61b8a951c302f4685dd2944d/1639491927838/Ramsar+GWO_Special+Edition+2021%E2%80%93Squedesea20170seestándegradandoPANISH_WEB.pdf
- de Novaes-Vianna, L. F. y Zambonim, F. M. (2024). Aplicación basada en la nube para el análisis espacial y estadístico sobre la fragilidad ambiental y la cobertura del suelo. *Contribuciones a las Ciencias Sociales*, 17(7), e8384. <https://doi.org/10.55905/revconv.17n.7-209>
- Dangles, O., Rabatel, A., Kraemer, M., Zeballos, G., Soruco, A., et al. (2017). Ecosystem sentinels for climate change? Evidence of wetland cover changes over the last 30 years in the tropical Andes. *PLoS ONE*, 12(5), Article e0175814. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175814>
- DEIE - Dirección de Estadísticas e Investigaciones Económicas (2010). Censo Nacional de Población. Ministerio de Producción, Tecnología e Innovación. Gobierno de Mendoza.
- Gxokwe, S., Dube, T., & Mazvimavi, D. (2020). Multispectral remote sensing of wetlands in semi-arid and arid areas: A review on applications, challenges and possible future research directions. *Remote Sensing*, 12(24), 4190. <https://doi.org/10.3390/rs12244190>
- Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
- Hunt, E. R., Jr., & Rock, B. N. (1989). Detection of changes in leaf water content using near- and middle-infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment*, 30, 43–54. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(89\)90046-1](https://doi.org/10.1016/0034-4257(89)90046-1)
- Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA). (2018). Inventario nacional de glaciares: Informe de las subcuencas de los ríos Blancos y sector del Cordon del Plata.
- Cuenca del río Mendoza (pp. 66). IANIGLA-CONICET; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. https://www.glaciaresargentinos.gob.ar/wp-content/uploads/provincias/Mendoza/docs/informes/informe_final_plata-APN-24-04-2018.pdf
- Jung, M. (2016). LecoS—A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological informatics*, 31, 18–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>
- Kandus, P. y Minotti, P. (2018). Propuesta de un marco conceptual y lineamientos metodológicos para el Inventario Nacional de Humedales: Informe final elaborado por solicitud del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (124 pp.). 3iA-UNSAM. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/inh_propuesta_de_marco_conceptual.pdf
- Kumar, R., McInnes, R. J., Everard, M., Gardner, R. C., Kulindwa, K. A. A., Wittmer, H., & Infante Mata, D. (2017). Integración de los múltiples valores de los humedales en la toma de decisiones (Nota sobre Políticas de Ramsar n° 2). Secretaría de la Convención de Ramsar. https://www.ramsar.org/sites/default/files/documentquantitatvats/library/rpb_values_of_wetlands_s.pdf
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), 159–174. <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Ley N° 8.308, Mendoza, 1 de junio de 2011. Constituye como área natural protegida "Cordón del Plata" a la región montañosa de los departamentos Luján de Cuyo y Tupungato. https://www.senadomendoza.gob.ar/busqueda/lib/tmp/sc_pdf_20250527200106_914_pdfreport_ley.pdf
- Mancino, G., Falciano, A., Console, R., & Trivigno, M. L. (2023). Comparison between Parametric and Non-Parametric Supervised Land Cover Classifications of Sentinel-2 MSI and Landsat-8 OLI Data. *Geographies*, 3(1), 82-109. <https://doi.org/10.3390/geographies3010005>
- MapBiomias Argentina (2024). MapBiomias general "handbook" algorithm theoretical basis (Document ATBD, Collection 1, Version 1). Mayo 2024. <https://argentina.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/12/2024/05/ATBD-MapBiomias-Argentina-Coll-1.pdf>

- Mastrantonio, L.; D'Amario, J. y Darre M. (2020). Evolución histórica y tendencias futuras de la cobertura de rosa mosqueta en la Reserva Natural Villavicencio (Mendoza, Argentina) (Informe técnico). Fundación Villavicencio.
- Matovelle, C. (2021). Páramo to pasture conversion in a mountain watershed: Effects on water quality and quantity. *Mountain Research and Development*, 41(4), R74–R81. <https://www.istor.org/stable/48647068>
- Masiokas, M. H., Christie, D. A., Le Quesne, C., Pitte, P. M., Ruiz, L. E., Villalba, R., Luckman, B. H., Berthier, E., Nussbaumer, S. U., González Reyes, A., McPhee, J., & Barcaza, G. (2015). Reconstructing glacier mass balances in the Central Andes of Chile and Argentina using local and regional hydro-climatic data. *The Cryosphere Discussions*, 9, 4949–4972. <https://doi.org/10.5194/tcd-9-4949-2015>
- Mazzolari, A. C. (2017). Análisis de factores que contribuyen a la invasión de rosa mosqueta (*Rosa canina* y *R. rubiginosa*) en Mendoza [Tesis doctoral], Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/104974>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005a). Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005b). Ecosystems and human well-being: Wetlands and water synthesis. World Resources Institute. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf>
- Municipalidad de Luján de Cuyo (2011). Ordenanza municipal N° 10.378/11: Aprobación del Área Municipal Protegida Potrerillos (AAMP). Mendoza. <https://lujandecuyo.gob.ar/informacion-ambiental/ordenanzas/Ord.%20N%C2%B0%2010378-11%20C3%81rea%20Ambienta%20Municipal%20Protegida%20Potrerillos.pdf>
- Páez, M. S., Moreiras, S. M., Brenning, A., & Giambiagi, L. (2013). Flujos de detritos y aluviones históricos en la cuenca del río Blanco (32°55'–33°10' y 69°10'–69°25'), Mendoza. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 70(4), 488–498. <https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/4649/994-20070-2-PB.pdf>
- Peña-Cortés, F., Rebolledo, G., Hermosilla, K., Hauenstein, E., Bertrán, C., Schlatter, R. y Tapia, J. (2006). Dinámica del paisaje para el período 1980-2004 en la cuenca costera del Lago Budi, Chile. Consideraciones para la conservación de sus humedales. *Ecología Austral*, 16(2), 183-196.
- Pineda-Bedón, J. G., & Jaramillo-Cuayal, C. E. (2022). Análisis multitemporal del cambio de cobertura vegetal en la zona de amortiguamiento altoandina del Parque Nacional Cotacachi-Cayapas (1990-2019) [Trabajo de titulación], Universidad Técnica del Norte, Ecuador. <https://repositorio.utn.edu.ec/handle/123456789/11967>
- Proyecto MapBiomás Argentina. (4 de septiembre de 2024.). MapBiomás Argentina: Cobertura y uso del suelo en Argentina [Sitio web]. <https://argentina.mapbiomas.org/QGIS.org>. (2025). QGIS geographic information system. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- Ríos, L. D., Moreiras, S. M., de Porras, M. E., Gomez, M. L., & D'Ambrosio, D. S. (2025). Driving factors on wetland water area changes in the arid region of central-western Argentina (32° S) during the last two decades. *Andean Geology*, 52(1), 101–116. <http://dx.doi.org/10.5027/andgeoV52n1-3732>
- Rubio, M. C. (2012). Inventario y propuesta de conservación de los humedales de la cuenca del río Blanco. Luján de Cuyo, Mendoza. [Tesis de licenciatura inédita], Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Cuyo, Mendoza, Argentina.
- Rubio, M. C., Rubio, C., Salomón, M., & Abraham, E. (2017). Conservation of ecosystem services in high altitude wetlands: Social participation in the creation of a natural protected area. *Ecología Austral*, 27, 177-192. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.1.1.271>
- Rubio, M.C. y Betancourt P. (2018). *Identificación de áreas prioritarias para la conservación de la Cuenca del Río Blanco de Potrerillos. Institución adoptante: Municipio de Luján de Cuyo*. Mendoza.
- Safaei, M., Kleinebecker, T., & Große-Stoltenberg, A. (2023). Potential of the satellite-based Dynamic Habitat Index (DHI) to capture changes in soil properties and drought conditions across Land Use/Land Cover types in a Central European landscape Geocarto International, 38(1). <https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2292162>
- SAGA Development Team. (2024). SAGA GIS (Versión 9.3.2) [Software] <http://saga-gis.sourceforge.io/en/index.html>
- Sriwongsitanon, N., Gao, H., Savenije, H. H. G., Maekan, E., Saengsawang, S., & Thianpopirug, S. (2016). Comparing the normalized difference infrared index (NDII) with root zone storage in a lumped conceptual model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20, 3361–3377. <https://doi.org/10.5194/hess-20-3361-2016>
- Torre Azzaroni, M. L. (2022). Dinámica del paisaje de la Reserva Natural y Sitio Ramsar Villavicencio (Mendoza, Argentina) durante el período 2000–2020 (Tesis de grado). Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Agrarias. <https://bdigital.uncu.edu.ar/17960U.S.GeologicalSurvey> (4 de septiembre de 2024.). EarthExplorer.
- U.S. Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Vila-Subirós, J., Varga-Linde, D., Llausàs-Pascual, A., y Ribas-Palom, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 48, 151-166.
- Winter, T. C. (2001). The concept of hydrologic landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(2), 335–349. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb00973.x>