



UNIVERSIDAD NACIONAL DE ROSARIO

Facultad de Ciencias Agrarias

Licenciatura en Recursos Naturales

EVALUACIÓN DE LA COBERTURA DEL SUELO
Y DE LAS COMUNIDADES LEÑOSAS RIBEREÑAS
EN LA RESERVA HÍDRICA NATURAL RÍO CARCARAÑÁ

Tesinista Guillermo Ariel Notario

Directora Dra. Graciela Klekailo

Codirectora Dra. Jorgelina Asmus

Lugar de trabajo: Cátedra de Ecología y Biología de la Conservación - FCA UNR

Año 2026

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	4
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN	6
1. Características biogeográficas de la región pampeana	6
2. Transformaciones del paisaje y presión antrópica	7
3. Ambientes ribereños de la región pampeana	7
4. El estudio de los ecosistemas ribereños	9
5. La Reserva Hídrica Natural del Río Carcarañá.....	9
OBJETIVOS	11
1. Generales.....	11
2. Específicos	11
MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
1. Área de estudio	12
2. Análisis de imágenes satelitales.....	14
3. El índice QBRc	15
4. Análisis de datos	18
5. Inventario de especies leñosas	19
RESULTADOS	20
1. Análisis de imágenes satelitales.....	20
2. Índice de calidad del bosque de ribera: QBRc.....	31
3. Análisis de componentes principales (PCA).....	36
4. Análisis de agrupamientos	38
5. Inventario de especies leñosas	39
DISCUSIÓN	41
1. Cobertura de la RHNRC a partir del análisis de imágenes satelitales	41
2. Estado de conservación del bosque ribereño	42
3. Análisis multivariado y relación entre la calidad del bosque ribereño y el uso del suelo	44
4. Riqueza de especies leñosas y relevancia de las especies exóticas	45
5. Implicancias para la conservación y la restauración ecológica	46
CONCLUSIONES.....	49
BIBLIOGRAFÍA	50
ANEXO	57

AGRADECIMIENTOS

A mis directoras, Graciela Klekailo y Jorgelina Asmus, por trabajar conmigo desde que esto era solo una idea, por sus consejos, su dedicación y sus aportes para que esta tesina pueda llevarse a cabo. Esperaba que fueran mi orientación académica y terminaron siendo el mejor equipo de trabajo del mundo.

A mis amigos zvallenses, Lolo, Lu, Clari y Sara, por acompañarme en los muestreos, por dar siempre su opinión más sincera, por estar conmigo en cada momento que tuve que transitar durante todo este tiempo. Son mi refugio y mi motivación cuando no puedo solo, son lo más lindo que me llevo de haber elegido esta carrera.

A mis amigos rosarinos, mi segunda familia, ellos saben que acá, las palabras sobran.

A mi familia, especialmente a mis viejos, que tuvieron el valor y la humildad de apoyarme aun cuando no siempre (o casi nunca) hice lo que ellos querían.

A toda la gente con las que compartí viajes, campañas, salidas a campo o simplemente ir a explorar cada rinconcito que se pueda, para aprender a valorar y maravillarnos con el mundo natural del que somos parte.

A Sol Rubio, por su amor incondicional.

A Mariu Fenoglio, por mostrarme que se puede ser valiente y sensible, todo a la vez.

A las cátedras de ecología y botánica, por estar siempre atentos e interesados por este trabajo, por brindarme su apoyo y acompañarme en este proceso.

A la universidad pública, gratuita y de calidad, por haberme brindado una formación invaluable y por ofrecerme un espacio que trasciende meramente lo académico.

A Lula Levy Fachena, que por esas casualidades de la vida nos conocimos en el sur para decirme que me inscriba, que no me iba a arrepentir. Y efectivamente, tenía razón.

A todas las personas que no menciono en particular, pero que contribuyeron a su manera a lo largo de este camino.

Porque la felicidad solo es real cuando es compartida. ¡Muchas gracias!

RESUMEN

Los ecosistemas ribereños de la región pampeana representan algunos de los últimos relictos de vegetación natural dentro de un paisaje intensamente transformado por actividades agropecuarias y urbanas. En este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivo evaluar el uso del suelo y el estado de la vegetación leñosa en la Reserva Hídrica Natural Río Carcarañá (RHNRC), ubicada en el sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. La cobertura del suelo se analizó mediante una clasificación supervisada de imágenes satelitales Sentinel-2, utilizando el algoritmo de máxima probabilidad y sitios de entrenamiento obtenidos en campo. A su vez, se aplicó un índice adaptado de calidad de bosque de ribera (QBRc) en 34 estaciones de muestreo, considerando las características del bosque ribereño, el uso del suelo adyacente y la cobertura de la ribera opuesta. Los resultados del índice fueron analizados mediante técnicas de análisis multivariadas (PCA y análisis de agrupamiento) y además se realizó un inventario de especies leñosas para evaluar la composición florística. La clasificación alcanzó una precisión general del 91,53% (índice Kappa = 0,88). La matriz del paisaje estuvo dominada por agricultura (39,1%) y áreas de bajo/pastizal (27,2%), mientras que el bosque ocupó el 18,3% de la superficie. Los valores del índice QBRc (159 a 259) evidenciaron una marcada heterogeneidad en el estado de conservación de las riberas. Los análisis multivariados identificaron tres grupos de estaciones asociados a distintos niveles de calidad ecológica. Los sectores mejor conservados se concentraron principalmente en el curso inferior del río, mientras que los tramos más degradados se vincularon con áreas urbanas y de uso agropecuario. El inventario registró 17 especies leñosas nativas y 9 exóticas, destacándose la frecuencia elevada de la especie exótica invasora *Gleditsia triacanthos*. En conjunto, los resultados indican que la reserva presenta un mosaico de sectores con diferentes estados de conservación, lo que resalta la necesidad de implementar estrategias de manejo diferenciales que contemplen tanto la protección de los sectores mejor conservados como la restauración de los tramos más degradados.

Palabras clave: curso de agua; fragmentación del hábitat ribereño; clasificación supervisada; índice QBR; conservación.

ABSTRACT

Riparian ecosystems in the Pampa region represent some of the last remnants of natural vegetation within a landscape strongly transformed by agricultural and urban activities. In this context, the aim of this study was to evaluate land use and the condition of riparian woody vegetation in the Río Carcarañá Natural Hydrological Reserve (RHNRC), located in southern Santa Fe Province, Argentina. Land cover was analyzed through a supervised classification of Sentinel-2 satellite imagery using the maximum likelihood algorithm and training sites obtained in the field. In addition, an adapted version of the QBR Index (QBRc) was applied at 34 sampling stations, considering the characteristics of the riparian forest, adjacent land use, and the vegetation cover of the opposite riverbank. Index results were analyzed using multivariate techniques (PCA and cluster analysis), and an inventory of woody species was conducted to assess floristic composition. The classification achieved an overall accuracy of 91.53% (Kappa index = 0.88). The landscape matrix was dominated by agriculture (39.1%) and lowland/grassland areas (27.2%), while forest cover accounted for 18.3% of the total area. QBRc values (159–259) revealed a marked heterogeneity in the conservation status of riparian zones. Multivariate analyses identified three groups of sampling stations associated with different levels of ecological quality. The best-preserved sectors were mainly located in the lower course of the river, whereas the most degraded sections were associated with urban areas and agricultural land use. The inventory recorded 17 native woody species and 9 exotic species, highlighting the high frequency of the invasive species *Gleditsia triacanthos*. Overall, the results indicate that the reserve presents a mosaic of sectors with different conservation conditions, emphasizing the need for differentiated management strategies that include both the protection of the well-preserved sectors and the restoration of the most degraded sections.

Key words: water course; riparian habitat fragmentation; supervised classification; QBR index; conservation.

INTRODUCCIÓN

1. Características biogeográficas de la región pampeana

La región pampeana se ubica en el centro-este de Argentina, entre los 31° y 39° de latitud sur aproximadamente, conformándose como una vasta llanura con una leve pendiente noroeste-sureste, sin accidentes topográficos de gran magnitud (Lewis y Collantes, 1974). Su fisonomía general se compone de praderas o pseudoestepas (Pensiero et al., 2005). Desde un punto de vista biogeográfico, la región pertenece a la provincia Pampeana, dentro de la región Neotropical (Arana et al., 2021). La llanura pampeana ha sido modificada parcialmente por el accionar del proceso fluvial de los cursos de agua que la cruzan en sentido oeste-este y por los sistemas endorreicos originados por la escasa pendiente (Pereyra, 2012).

El clima de la región es templado-cálido, sin estación seca, con precipitaciones medias anuales que varían entre 500 y 1200 milímetros, decreciendo de norte a sur y de este a oeste y una temperatura media anual de aproximadamente 15°C (Cabrera y Willink, 1973).

Según Pereyra (2012), los suelos, de origen loésico, poseen una elevada proporción de materia orgánica, con predominio de suelos húmicos, si bien también se encuentran suelos de tipo hidromórfico y, hacia el oeste, suelos más arenosos. La región se caracteriza por presentar suelos fértiles de tipo molisoles con presencia de alfisoles arcillosos de forma dispersa (Matteucci, 2012; Pereyra, 2012).

La vegetación de la región, hoy en día altamente degradada y desplazada por la actividad antrópica, se componía originalmente de flechillares de distintas especies de los géneros *Nassella*, *Bothriochloa* y *Andropogon*, que ocupaban los suelos más fértiles de la región (Lewis y Collantes, 1974; Bocanelli, 2011; Matteucci, 2012). Además, existían praderas de *Distichlis spicata*, *Sporobolus pyramidatus*, *Paspalum vaginatum* y algunas especies de los géneros *Poa*, *Piptochaetium*, *Aristida*, *Melica*, *Briza* y *Eragrostis* (Cabrera y Willink, 1973; Lewis y Collantes, 1974). La vegetación de pastizal originalmente estaba acompañada por una gran variedad de especies herbáceas y subarborescentes (Cabrera y Willink, 1973). En la actualidad, en las márgenes de los ríos pampeanos se registra también la presencia de especies leñosas dominando los albardones de las riberas (Pensiero et al., 2005).

A su vez, la pampa se distingue por presentar especies endémicas, tales como *Lycopodiella tupiana*, *Lepidium boelckeanum*, *Colletia paradoxa*, *Notiosciadium pampicola*, *Criscia stricta*, *Sommerfeltia spinulosa*, *Beauverdia sellowiana*, *Oplismenopsis najada* y *Bipinnula biplumata* (Arana et al., 2021).

2. Transformaciones del paisaje y presión antrópica

La región pampeana, y en particular el sur de la provincia de Santa Fe, ha sido profundamente modificada a lo largo de las últimas décadas. La introducción de la ganadería, seguida por la agricultura, provocó una gran perturbación antrópica del paisaje, modificando la vegetación natural y desplazando a las comunidades autóctonas (Bocanelli, 2011; Matteucci, 2012). Para el año 2005, las subregiones de la Pampa Ondulada y la Pampa Llana comprendían un área de cultivos prácticamente ininterrumpida (Matteucci, 2012). Las prácticas agropecuarias reemplazan los ecosistemas naturales por agroecosistemas, generando cambios en la dinámica de las poblaciones, la estructura y las relaciones bióticas de las comunidades y el flujo de materia y energía (Bilenca et al., 2018). Además, el uso intensivo de fertilizantes, biocidas y combustibles fósiles, ha contribuido a acelerar la degradación ambiental en la región (Arrieta et al., 2018). En las últimas décadas, con la intensificación de la agricultura intensiva, se han perdido inclusive muchos remanentes de pastizales que permanecían resguardados en las banquinas de los caminos o bajo los alambrados, y parches de bosques en las márgenes de los cursos de agua de la región (Matteucci, 2012).

La preocupación por el estado de conservación de las comunidades herbáceas y leñosas pampeanas se ve acrecentada por el hecho de que, al año 2004, solo el 0,7% de la ecorregión se encontraba dentro del sistema de áreas protegidas (Bilenca y Miñarro, 2004).

3. Ambientes ribereños de la región pampeana

Si bien la pampa presenta características climáticas y edáficas homogéneas, un aspecto clave que aporta heterogeneidad lo constituye la topografía de las riberas. Las ondulaciones y desniveles de estas áreas actúan como un factor limitante para el desarrollo de actividades productivas y ofrecen una elevada variabilidad de microecosistemas que se encuentran menos modificados por la actividad antrópica (Pedrero et al., 2022). En estos sitios, las comunidades vegetales nativas se conservan hoy en día de manera restringida y aislada, en forma de relictos, rodeados de una matriz de cultivos, campos ganaderos y zonas urbanas (Medan et al., 2011).

La zona ribereña, es decir, el ecosistema inmediato a un curso de agua, es difícil de definir y muchas veces posee límites difusos. Según Naiman y Décamps (1997), la zona ribereña abarca el área comprendida entre los niveles bajos y altos de variación ordinaria del cauce, y la porción del paisaje terrestre contiguo, donde la vegetación se ve influenciada por inundaciones extraordinarias y por la capacidad de los suelos para retener agua. El ancho de la zona ribereña, la influencia de la vegetación sobre el ecosistema fluvial y la dinámica de los ciclos biogeoquímicos están relacionados con la magnitud del río, la geomorfología y el régimen hidrológico local (Rot et al., 2000).

Las zonas ribereñas son de gran importancia para sostener la heterogeneidad de un ecosistema, cumpliendo múltiples funciones, entre las que se destacan el filtrado de solutos y la retención de contaminantes, la regulación de la temperatura y la entrada de luz, propiciando además hábitat y alimento para una gran cantidad de especies (Kutschker et al., 2009). Los relictos de vegetación presentes en las riberas de los ríos pampeanos, son importantes para la conservación de flora nativa (Lewis et al. 2006; Biasatti et al. 2017; Pedrero et al. 2022). Asimismo, actúan como corredores biológicos naturales que otorgan conectividad entre parches relativamente conservados del paisaje, contribuyendo a reducir los efectos de la fragmentación del hábitat y a mantener la funcionalidad ecológica (Anderson & Jenkins, 2006). Su importancia no solo radica en la posibilidad de desplazamiento de animales, sino que favorece la alimentación, la reproducción, la colonización de nuevos sitios, funcionan como reservas del banco de propágulos y permiten el flujo génico entre las distintas poblaciones (Szpeiner et al., 2007).

Una de las principales amenazas para las comunidades ribereñas nativas, además de la ya mencionada expansión de la frontera agropecuaria, es la presencia de especies exóticas con una alta capacidad de invasión. Especies como el ligustro (*Ligustrum lucidum*), la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*), el paraíso (*Melia azedarach*) y la mora (*Morus alba*) entre otras, constituyen un elevado factor de riesgo para la flora autóctona y los ecosistemas donde se instalan, con el consecuente impacto sobre la fauna asociada (Biasatti et al., 2016).

Existen múltiples factores que explican la capacidad de las especies exóticas invasoras (EEI) para colonizar nuevos sitios. Entre ellos, podemos mencionar aquellos factores propios de la especie (alta tasa de crecimiento, elevada producción de propágulos, plasticidad fenotípica, entre otros) y a los factores externos (Vilá et al., 2008). Las modificaciones que sufren los ecosistemas en muchos casos aumentan su vulnerabilidad ante una invasión. En ese sentido, los pulsos de inundación que caracterizan la dinámica de los ecosistemas fluviales constituyen un elemento esencial en los procesos de colonización de EEI, al crear ambientes más inestables, sujetos a disturbios periódicos (Braatne et al., 2007).

Otro de los procesos que representa una amenaza para los ecosistemas ribereños pampeanos es la urbanización creciente en las inmediaciones de las riberas. El desarrollo urbano genera la compactación del suelo y el reemplazo de la vegetación existente por superficies impermeables, con la consecuente modificación del flujo hídrico y el aumento de escorrentía superficial (Ojeda et al., 2025). A su vez, las modificaciones del cauce por obras de infraestructura aumentan el flujo de sedimentos y modifican la erosión de las riberas (Trimble, 1997). Los asentamientos urbanos en ambientes ribereños también pueden tener contribuciones significativas en el vertido de efluentes, aguas residuales y contaminantes urbanos y/o industriales al río (Paul y Meyer, 2001).

4. El estudio de los ecosistemas ribereños

La caracterización de los ecosistemas ribereños resulta fundamental para comprender las funciones ecológicas y las interacciones bióticas y abióticas asociadas al curso de agua. Habiendo definido la zona ribereña, la misma puede dividirse en dos zonas distintas: en primer lugar, la zona entre el curso de agua permanente y la línea de máximas crecidas ordinarias (lo que denominamos *orilla*), es decir, una zona que, según el nivel de agua, puede estar o no sumergida temporalmente; en segundo lugar, la zona ribereña propiamente dicha, ubicada en las márgenes, por fuera de la orilla y que, si bien se encuentra influenciada por el pulso de agua, solo se encuentra sumergida durante las crecidas extraordinarias (Munné et al., 2003).

El uso de imágenes satelitales y técnicas de teledetección constituye una metodología eficaz para la evaluación de estos ecosistemas, al permitir el análisis de áreas extensas de manera eficiente y sistemática (Ferral et al. 2019; Rajngewerc et al., 2022).

Otra herramienta útil para evaluar estos ecosistemas son los índices de calidad de ribera, de los cuales existen numerosos ejemplos (Petersen, 1992; Raver et al., 1998; Barbour et al., 1999; Ladson et al., 1999; Boon et al., 2002), pero sólo unos pocos orientados específicamente a evaluar bosques de ribera. En este contexto, Munné et al. (2003) desarrollaron el índice de calidad del bosque de ribera (QBR, por sus siglas en catalán), el cual constituye la base metodológica utilizada en este trabajo para evaluar la RHNRC.

5. La Reserva Hídrica Natural del Río Carcarañá

La RHNRC fue establecida en 2012 mediante el Decreto provincial N° 1579/12 y abarca tanto el curso principal del río como la franja de 300 metros a ambos lados de sus márgenes. La misma constituye una de las pocas áreas protegidas del sur de la provincia de Santa Fe. Este curso de agua es clave para la región, tanto por su importancia ecológica como por las características topográficas de sus márgenes y las distintas regiones biogeográficas que atraviesa. Sin embargo, a pesar de los inventarios florísticos realizados en algunos tramos de la cuenca (Biasatti et al., 2017; Pedrero et al., 2022), no existe información actual sobre el uso de suelo en los 300 metros de ribera que comprende la reserva. A su vez, la RHNRC no cuenta con un plan de gestión ni con instrumentos que regulen las actividades que pueden desarrollarse dentro de la misma. La comprensión de las características ambientales, el uso del suelo y la estructura del ecosistema ribereño resulta indispensable para la identificación de áreas prioritarias para la restauración y conservación de la biodiversidad (Chávez González y González Guillén, 2015).

En este trabajo buscamos realizar un mapeo de la cobertura del suelo como base para una evaluación integral del estado de conservación de la reserva. Además, se aplicó un índice de

calidad de bosque de ribera para analizar el estado de la vegetación leñosa remanente, identificando patrones espaciales de degradación, fragmentación o conservación. Esta información será un insumo relevante para desarrollar una línea base que permita la creación de un plan de manejo, orientado a la conservación y gestión sostenible de esta área protegida.

OBJETIVOS

1. Generales

- Analizar el estado de conservación de la RHNRC a partir de la evaluación del uso del suelo y el estado de la vegetación leñosa.

2. Específicos

- Identificar, describir y mapear la cobertura de suelo de la RHNRC utilizando imágenes satelitales.
- Evaluar las comunidades leñosas ribereñas remanentes mediante la aplicación de un índice de calidad de bosque de ribera adaptado a la región en estudio.
- Identificar y registrar la presencia de especies vegetales nativas y exóticas, con especial atención a aquellas potencialmente invasoras.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Área de estudio

En un trayecto de aproximadamente 167 kilómetros, el río Carcarañá corre en sentido suroeste-noreste, desde su ingreso a la provincia en las cercanías de la localidad de Cruz Alta, Córdoba (-33.012075; -61.794285), hasta su desembocadura en el río Coronda en la localidad de Puerto Gaboto, Santa Fe (-32.442200; -60.804077) (Figura 1). La RHNRC ocupa una superficie total de aproximadamente 10.900 hectáreas.

Por sus características geomorfológicas, la reserva se divide en dos regiones relativamente homogéneas, tanto por su topografía como por su composición de suelos: A: Curso superior: desde el ingreso en la provincia de Santa Fe hasta la ciudad de Carcarañá; B: Curso inferior: desde la ciudad de Carcarañá hasta la desembocadura en el río Coronda (Figura 1). En el curso superior, ambos márgenes son similares, con presencia de suelos de tipo Natracuol y Argiudol ácuico (INTA, 2018). Según la clasificación de Soil Survey Staff (2022), estos suelos presentan problemas de alcalinidad sódica y son susceptibles a inundación o anegamiento debido al drenaje ineficiente causado por el horizonte arcilloso subsuperficial. Las riberas del curso superior comprenden áreas planas, con gradientes de alrededor del 1% y se observa acumulación de material proveniente de las posiciones adyacentes más elevadas (INTA, 2018). En el curso inferior las márgenes presentan características distintas, con suelos de tipo Argiudol ácuico en la ribera norte y Argiudol vértico en la ribera sur (INTA, 2018). La ribera norte, por lo tanto, es similar al curso superior, mientras que la ribera sur posee características de suelos de tipo Vertisol, con una alta proporción de arcilla contraíble en todo el perfil, lo que le confiere una disponibilidad de agua relativamente menor (Soil Survey Staff, 2022).

Si bien el río Carcarañá fluye en un curso definido, está enmarcado por barrancas que difieren en altura y pendiente debido a las ondulaciones del relieve y a la sinuosidad del curso del mismo. Estos rasgos le confieren un cierto grado de heterogeneidad en sus márgenes, las cuales presentan áreas deprimidas inundables alternadas con elevaciones moderadas, ocupadas en su mayoría por vegetación leñosa (Biasatti et al., 2016).

Los bosques en galería de las márgenes del río Carcarañá originalmente estaban dominados por *Salix humboldtiana*, *Cortaderia selloana*, *Aloysia gratissima*, *Baccharis salicifolia* y *Parkinsonia aculeata* (Matteucci, 2012; Arana et al., 2021). También se señala la presencia de elementos florísticos leñosos propios de la vecina ecorregión del Espinal, destacándose especies como *Celtis tala*, *Schinus fasciculata*, *Neltuma alba*, *Vachellia caven* y *Geoffroea decorticans* (Pensiero et al., 2005). La vegetación leñosa se encuentra acompañada por un gran número de

especies herbáceas y subarborescentes de los géneros *Baccharis*, *Verbena*, *Eupatorium*, *Heimia*, *Vicia*, *Aster*, *Eryngium*, *Chaptalia* y *Oxalis*, entre otros (Cabrera y Willink, 1973).

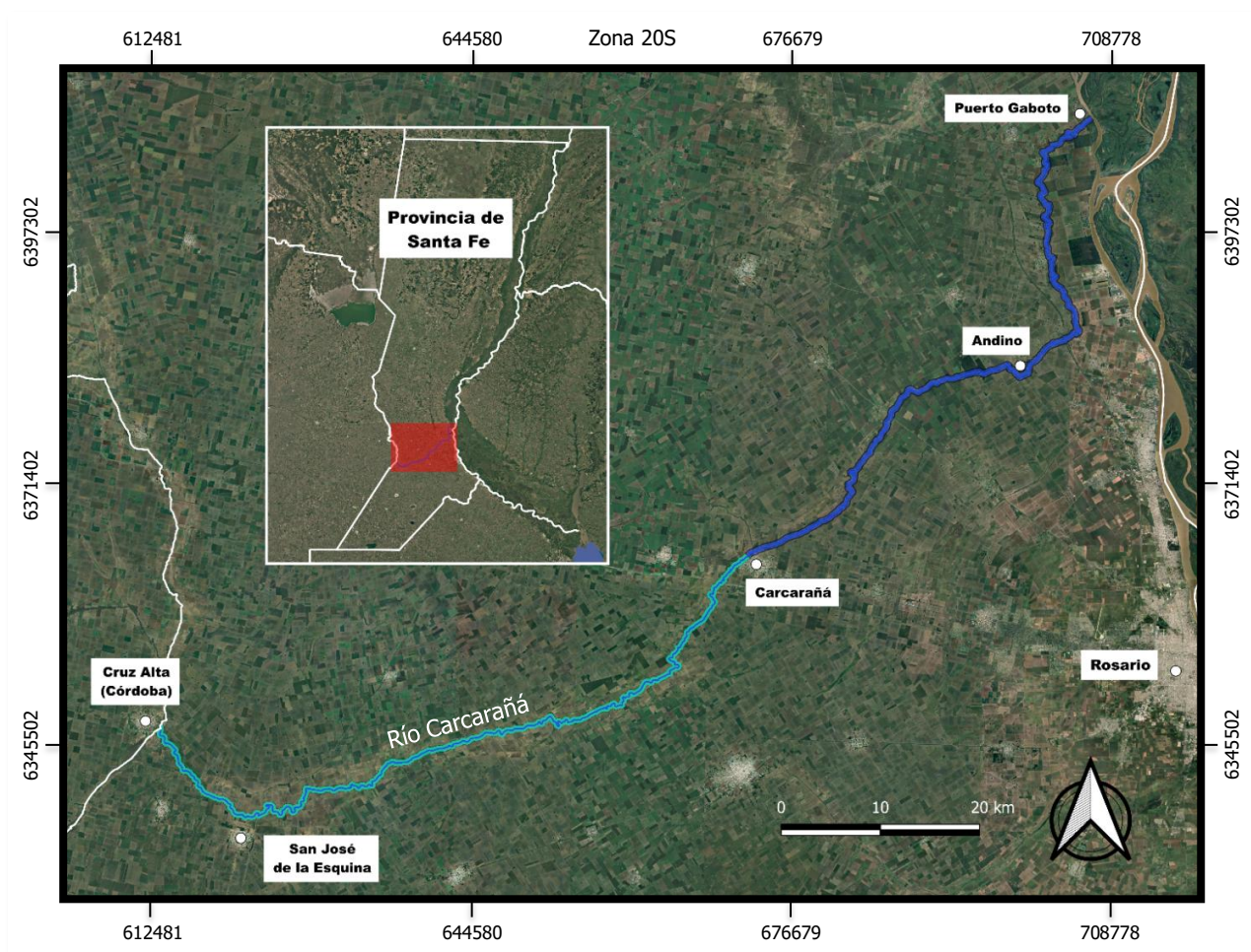


Figura 1. Área de estudio: Reserva Hídrica Natural Río Carcarañá. En celeste se muestra el curso superior y en azul el curso inferior; en blanco los límites provinciales. Elaborado en software QGIS sobre imagen de la plataforma Google Maps del año 2025.

2. Análisis de imágenes satelitales

Para determinar la cobertura actual del suelo, se registraron en el campo diferentes puntos georreferenciados mediante GPS (Global Positioning System) dentro del área de estudio, asignando en cada caso la clase de cobertura a la que pertenecían (bosque, agricultura, urbanización, entre otras).

A partir de los puntos GPS se generaron sitios de entrenamiento para cada clase de cobertura identificada, denominados ROI (*Regions Of Interest*). Estos puntos fueron utilizados para realizar una clasificación supervisada a partir del procesamiento de imágenes satelitales de la misión Sentinel 2C de la Agencia Espacial Europea (ESA, 2025). Las imágenes utilizadas pertenecen al nivel de pre-procesado 2A, es decir que su reflectancia superficial se encuentra corregida atmosféricamente, y se las considera insumos listos para el análisis. Las escenas utilizadas fueron las correspondientes a los cuadrantes 20HPK y 20HPJ, adquiridas para la fecha 05 de abril de 2025.

Las bandas de Sentinel 2 utilizadas para la clasificación fueron B02, B03, B04 y B08, cuyas longitudes de onda son 485, 555, 665 y 840 nanómetros respectivamente. Las mismas poseen una resolución espacial de 10 metros por píxel.

El procesamiento digital de imágenes se realizó utilizando el software QGIS (2025) y el complemento SCP - Semiautomatic Classification Plugin (Congedo, 2021). El algoritmo utilizado para la clasificación fue el de *máxima probabilidad*, el cual calcula las distribuciones de probabilidad de las clases y estima si un píxel pertenece a una clase de cobertura en base a las firmas espectrales de los ROI de entrenamiento (Jensen, 2005). Se define a la firma espectral de determinada cobertura como la representación gráfica de la reflectancia de radiación de dicha superficie en función de las distintas longitudes de onda analizadas (Hoffer y Johannsen, 1969). La separabilidad de cada cobertura (también denominada *distancia espectral*) se evaluó utilizando dos métodos distintos: el método de la *distancia euclidiana*, el cual toma valor de 0 cuando las firmas espectrales son idénticas y valores crecientes a medida que la separabilidad de cada clase es mayor y el *índice de Bray-Curtis* expresado en porcentaje, siendo 0% cuando la separabilidad es total y 100% cuando las firmas son idénticas (Richards y Jia, 2006). Un índice de Bray-Curtis superior al 90% indica que las clases presentan baja separabilidad espectral.

Una vez realizada la clasificación supervisada de la superficie de la RHNRC, se procedió a efectuar la validación de la misma (también denominada *evaluación de la precisión*). En primer lugar, se realizó una comparación de las clases obtenidas en la clasificación con un subconjunto de muestras de validación aleatorias, cuya cantidad se determinó según Olofsson et al. (2014) en función al área de cobertura de cada clase. La evaluación de la precisión consiste en comparar

el valor de cada píxel en la clase de referencia con su valor en la clase de clasificación. A partir de la validación se obtuvo una matriz de confusión para evaluar la precisión (general y por clase) del algoritmo de clasificación (Erbani et al., 2024). También se calculó el coeficiente Kappa, que puede tomar valores de -1 a 1, siendo 1 indicativo de una concordancia perfecta entre la clasificación y la validación (Cohen, 1960).

3. El índice QBRc

Para la evaluación de la calidad del bosque ribereño de la RHNRC, se tomó como base el índice QBR (Qualitat del Bosc de Ribera) desarrollado por Munné et al. (2003), el cual evalúa cuatro aspectos: la cobertura de la vegetación ribereña, la estructura de la cubierta vegetal, la calidad de la cubierta y las alteraciones del canal fluvial (Anexo, Figuras 1 y 2). En este trabajo, estas cuatro secciones integran la Parte A del índice elaborado, denominado **QBRc** (QBR carcarañá). Con el fin de tener en cuenta las características de la zona adyacente a la ribera, se incorporó una nueva sección propuesta por Basílico et al. (2015) (Anexo, Figura 3), que constituye la Parte B del índice QBRc. Finalmente, se añadió una última sección (Parte C) para caracterizar a la ribera opuesta. En el presente trabajo se adaptó el índice para las riberas del río Carcarañá, ajustándose los valores cuando fuera necesario y considerando las particularidades de nuestra región, cómo ser el tipo de vegetación, la pendiente de las barrancas y el número óptimo de especies nativas que se estimó encontrar según estudios previos de la vegetación del área de estudio (Suárez et al., 2002; Pensiero et al. 2005; Kutschker et al., 2009; Matteucci, 2012; Arana et al., 2021).

Consideramos la zona ribereña como la franja comprendida desde el curso de agua hasta los primeros 50 metros de distancia del mismo. Los parámetros del índice, específicamente para la Parte A, fueron evaluados mediante el recorrido de 34 transectas (denominadas *estaciones de muestreo*) de 100 metros de largo, abarcando todo el ancho de la zona ribereña (Figura 2). La cantidad y ubicación de las transectas se determinó en base a la accesibilidad de los sitios, representando de forma relativamente uniforme todos los tramos del curso de agua. A su vez, se aplicó la Parte B del índice en la zona adyacente, que definimos como la franja comprendida entre los 50 a los 300 metros de distancia, abarcando de este modo la totalidad del ancho que comprende la RHNRC. Finalmente, se aplicó la Parte C del índice en la ribera opuesta a la considerada en las estaciones de muestreo, que comprende los primeros 50 metros desde la orilla. Para ello, verificamos la presencia de distintas coberturas mediante imágenes satelitales. La planilla para evaluar el índice QBRc se detalla en el Anexo, Figura 4.

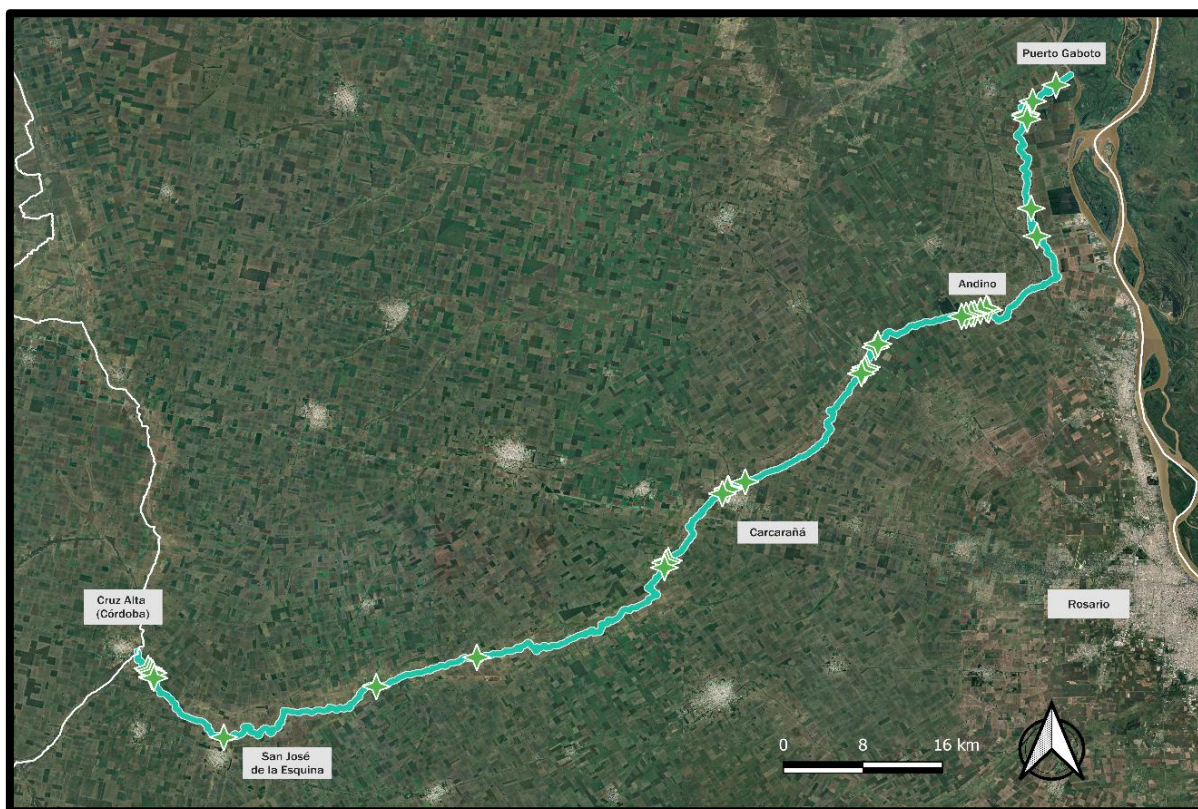


Figura 2. Muestreo en la RHNRC. Las estaciones de muestreo, donde se aplicó el índice QBRc, se indican con un tetragrama. Elaboración en software QGIS sobre imagen de Google Maps del año 2025.

Cada una de las 3 partes del índice puede tomar valores entre 0 y 100, pudiéndose alcanzar un máximo total de 300. A continuación, se explican las 3 partes del índice QBRc con sus respectivas secciones.

La Parte A del índice está compuesta por las siguientes secciones:

A.1) Grado de cobertura total: se evalúa el porcentaje de cobertura total de la vegetación ribereña. Los valores más altos corresponden a riberas con una cobertura vegetal elevada, mientras que los valores más bajos reflejan sectores con escasa presencia de vegetación. Puede tomar valores entre 0 y 25.

A.2) Estructura de la cubierta: se evalúa el porcentaje de la cobertura de árboles, arbustos y presencia de sotobosque. El puntaje base se asigna según el porcentaje de cobertura: valores altos corresponden a coberturas superiores al 75%, mientras que valores menores se asignan a coberturas intermedias o bajas, hasta alcanzar el valor mínimo cuando no se registran árboles y la cobertura arbustiva es inferior al 10%. A este puntaje base se le aplican ajustes adicionales en función de la estructura del estrato inferior y de la vegetación presente en la orilla. Se suman puntos cuando los árboles presentan un sotobosque arbustivo y/o herbáceo bien desarrollado, particularmente si supera los 50 cm de altura. En cambio, la ausencia de sotobosque reduce el

puntaje final. El valor total de esta sección resulta de la suma del puntaje base y de los ajustes mencionados, con un rango final entre 0 y 25 puntos.

A.3) Calidad de la cubierta: en esta sección se evalúa la calidad de la vegetación ribereña en función del tipo morfológico de la zona de ribera y de la composición florística. En primer lugar, se determina el tipo morfológico de la zona ribereña, dado que condiciona el ancho potencial del bosque de ribera y el número esperado de especies arbóreas (Munné et al., 2003). Según la clasificación propuesta por estos autores (tipos I, II y III), el número de especies nativas requerido para alcanzar el valor máximo del índice varía en función de las características geomorfológicas del tramo evaluado. La asignación del tipo morfológico se basa en: (a) la pendiente de la barranca, (b) el porcentaje de sustrato duro que impide el enraizamiento de una masa vegetal permanente. Estos factores determinan la disponibilidad de sustrato apto para el establecimiento y desarrollo de la vegetación ribereña. Según Munné et al. (2003), el tipo I se condice con hábitats ribereños cerrados y bosque angosto, característicos de la cabecera del río; el tipo II puede encontrarse en tramos medios, con mayor potencialidad para soportar una zona vegetada continua; el tipo III se encuentra aguas abajo, donde es posible encontrar bosques extensos con mayor número de especies arbóreas. El puntaje base se asigna según el número de especies arbóreas nativas presentes, considerando como referencia un número óptimo de especies que varía según el tipo morfológico de la ribera. Valores más altos corresponden a sitios con mayor diversidad de árboles nativos, mientras que valores menores se asignan cuando la diversidad es reducida o cuando no se registran especies leñosas nativas. Adicionalmente, el puntaje puede incrementarse cuando existe una mayor diversidad de especies arbustivas y/o herbáceas de más de 50 cm de altura. Por el contrario, la presencia de estructuras antrópicas, basura o especies leñosas exóticas reduce el puntaje final, especialmente cuando estas últimas forman comunidades dominantes. Puede tomar valores entre 0 y 30.

A.4) Grado de naturalidad del canal fluvial: en esta sección se evalúa el nivel de intervención del canal, reduciendo progresivamente el puntaje a medida que aumentan las modificaciones, tales como alteraciones en la barranca o la presencia de estructuras transversales, hasta alcanzar el valor cero cuando el canal se encuentra completamente canalizado. Puede tomar valores entre 0 y 20.

La Parte B del índice, en la cual se evalúa la zona adyacente al bosque ribereño, está compuesta por las siguientes secciones:

B.1) Tipo de suelo y topografía: se evalúan las características del suelo y la pendiente del terreno. Basílico et al. (2015) asumen que un suelo con mayor permeabilidad y menor pendiente presenta mayor remoción de contaminantes de las aguas de escorrentía, a su vez que reducen la erosión hídrica. En general, los valores más altos corresponden a suelos permeables con baja

pendiente, mientras que los valores menores se asignan a suelos compactados y pendientes más pronunciadas. Adicionalmente, la presencia de zonas de almacenamiento transitorio de agua incrementa el puntaje total ya que aportan una mayor heterogeneidad al ecosistema. Puede tomar valores entre 0 y 33.

B.2) Uso del suelo adyacente a la ribera: se evalúa el tipo de uso del suelo en función de la cobertura, asignando mayores valores a coberturas dominadas por bosque y menores valores a usos intensivos como agricultura, urbanización o industria. La presencia de parches de bosque puede incrementar el valor, contribuyendo a la heterogeneidad del paisaje. Puede tomar valores entre 0 y 33.

B.3) Aportes laterales: se evalúa la influencia de los aportes hídricos laterales sobre la calidad del ecosistema fluvial. El puntaje toma el mayor valor cuando hay ausencia de canales artificiales y el menor valor ante la descarga directa de efluentes en el curso de agua. Puede tomar valores entre 0 y 34.

Por último, un tercer componente de análisis incorporado es el tipo de cobertura de la *ribera opuesta* en cada estación, lo que constituye la Parte C del índice QBRc. Este componente se incorporó debido a la magnitud del cauce del río Carcarañá y la dificultad en muchos casos de evaluar el índice para ambas riberas, como se proponía en el índice original. La Parte C se compone de una única sección. Se asigna el valor mayor a coberturas boscosas con predominio de especies nativas y los valores menores a urbanización e industria. Puede tomar valores entre 0 y 100.

Para cada estación de muestreo se registró su número de identificación, las coordenadas geográficas del punto de inicio, el margen recorrido (izquierdo/derecho), el sentido de la transecta (río arriba/río abajo) y el valor para cada uno de los parámetros evaluados.

4. Análisis de datos

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA, por sus siglas en inglés), con el fin de reducir y sintetizar la información, representando el conjunto de variables originales mediante un número menor de variables lineales hipotéticas denominadas componentes principales (Palacio et al., 2020). El PCA se realizó considerando las 34 estaciones de muestreo, y las siguientes variables: A.1: grado de cubierta de la zona ribereña, A.2: estructura de la cubierta, A.3: calidad de la cubierta, A total, B.1: tipo de suelo y topografía, B.2: uso del suelo adyacente, B total y C: ribera opuesta. Se excluyeron del análisis las variables: A.4: naturalidad del canal fluvial y B.3: aportes laterales, ya que no presentaron variabilidad entre las unidades de estudio. Previamente, todas las variables fueron estandarizadas (Palacio et al., 2020).

Por otro lado, con las mismas variables utilizadas en el PCA, se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico con el objetivo de identificar grupos de estaciones de muestreo según su grado de similitud. Para ello, se utilizó la distancia euclidiana y el método de Ward como función de aglomeración (Ward, 1963). Finalmente, se verificó si los grupos formados diferían significativamente entre sí mediante un PERMANOVA, y se procedió a describir las características de cada grupo. Los análisis se realizaron con el software R (R Core Team 2025), utilizando los paquetes FactoMineR (Lê et al. 2008), Factoextra (Kassambara y Mundt, 2017) y PERMANOVA (Vicente-Gonzalez y Vicente-Villardón, 2021).

5. Inventario de especies leñosas

En cada una de las 34 estaciones de muestreo se registró la presencia de especies leñosas y se calculó la riqueza total (número de especies) correspondiente. Asimismo, cada especie fue clasificada como *nativa* o *exótica*.

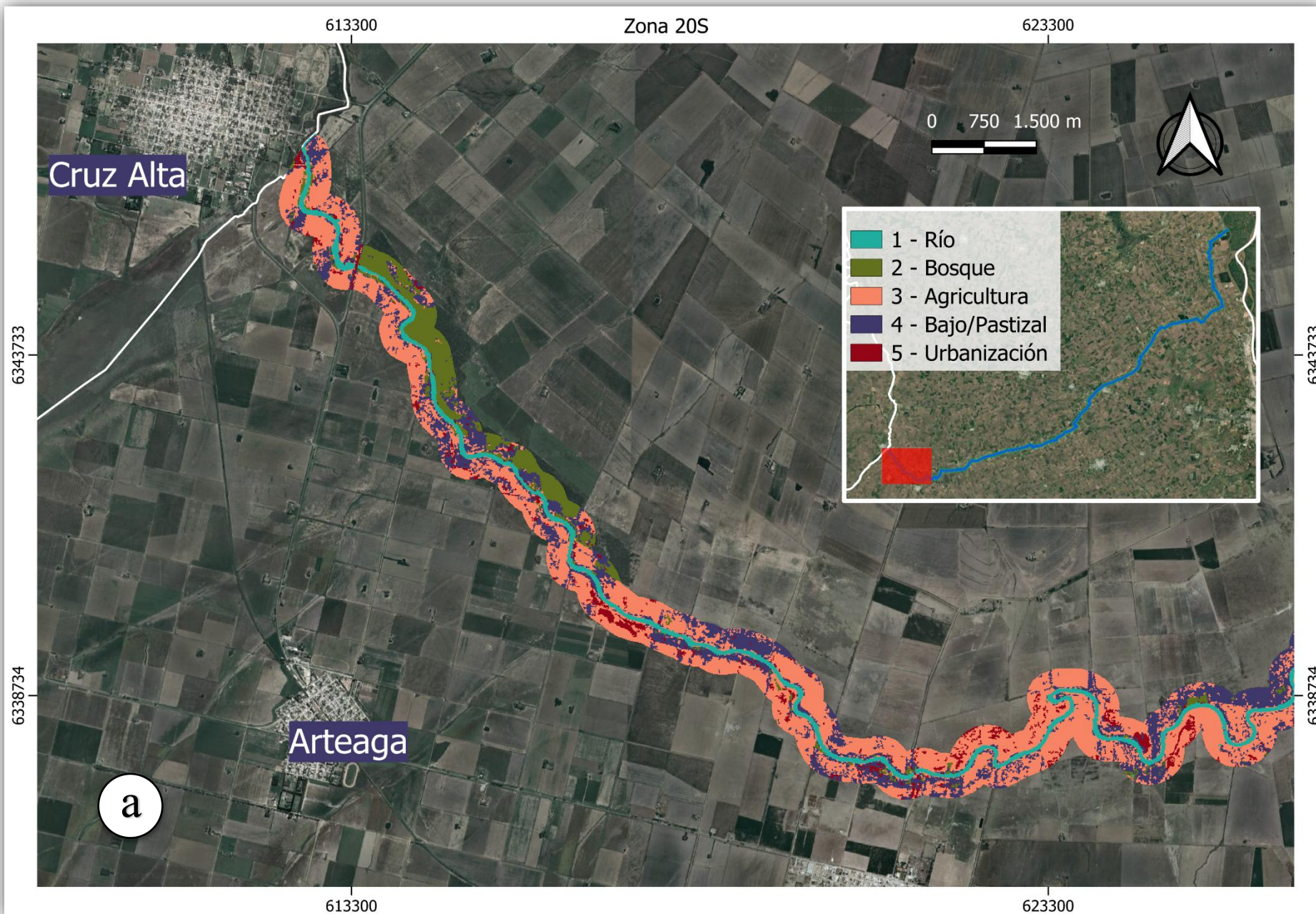
Para el presente trabajo se consideró dentro de la categoría *nativa* a aquellas especies pertenecientes a una o más de las siguientes ecorregiones del centro-norte argentino: Pampa, Espinal, Chaco Húmedo, Chaco Seco y Delta e Islas del Paraná. Por su parte, se consideró dentro de la categoría *exótica* a aquellas especies cuya distribución no pertenece a ninguna de las ecorregiones mencionadas. Finalmente, se identificaron aquellas especies que figuran en la lista oficial de especies exóticas invasoras o potencialmente invasoras en Argentina (MayDS, 2021).

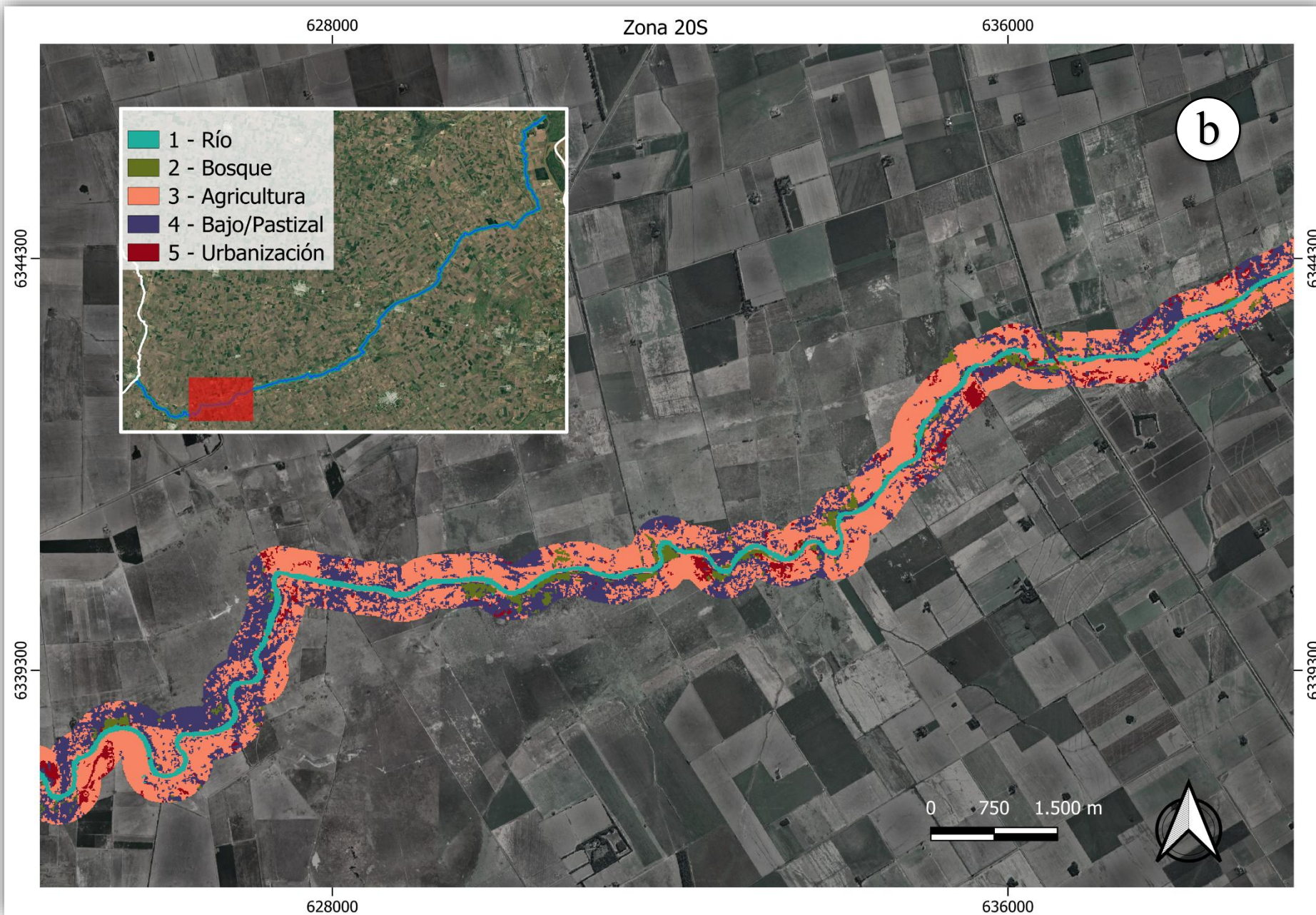
RESULTADOS

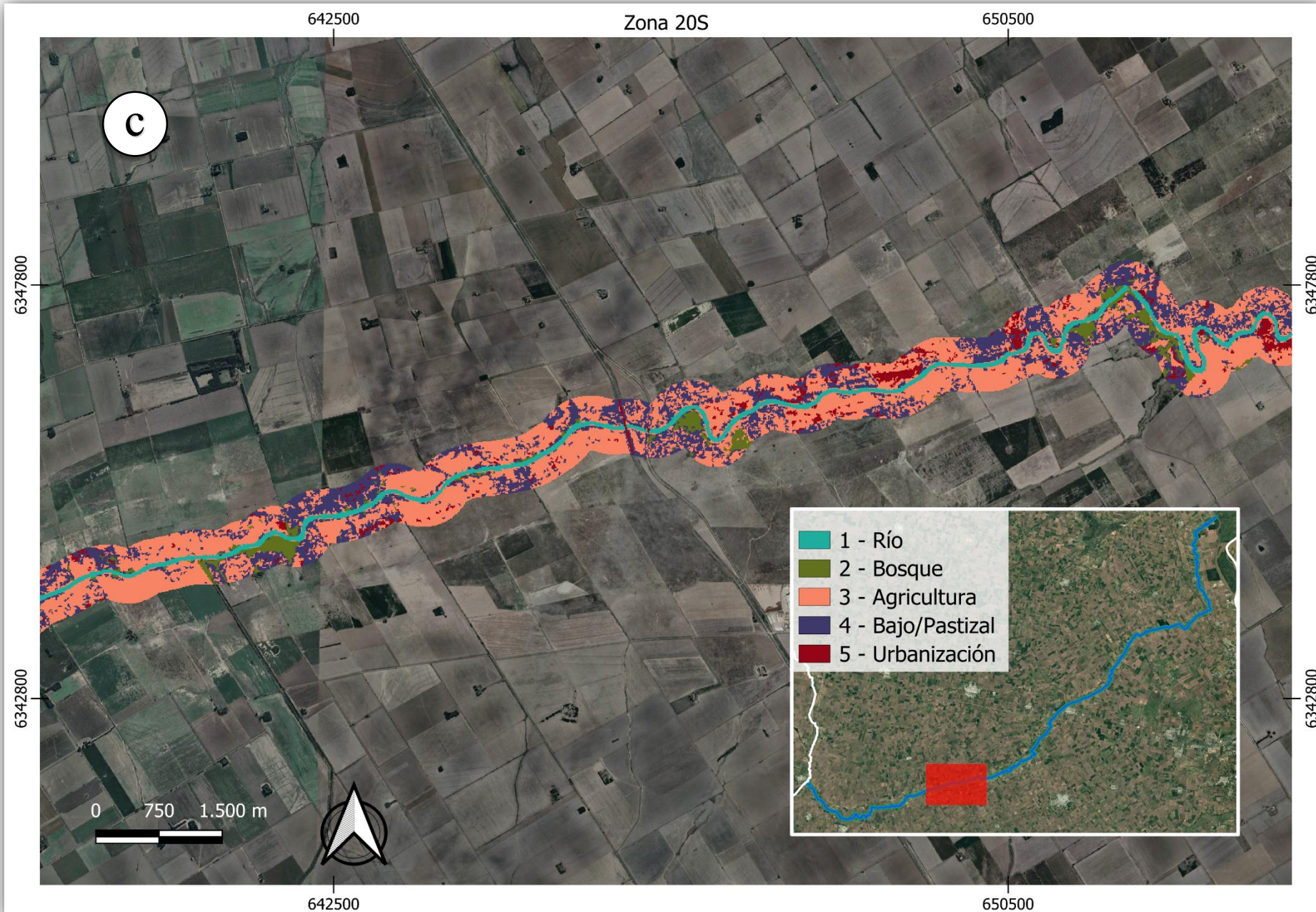
1. Análisis de imágenes satelitales

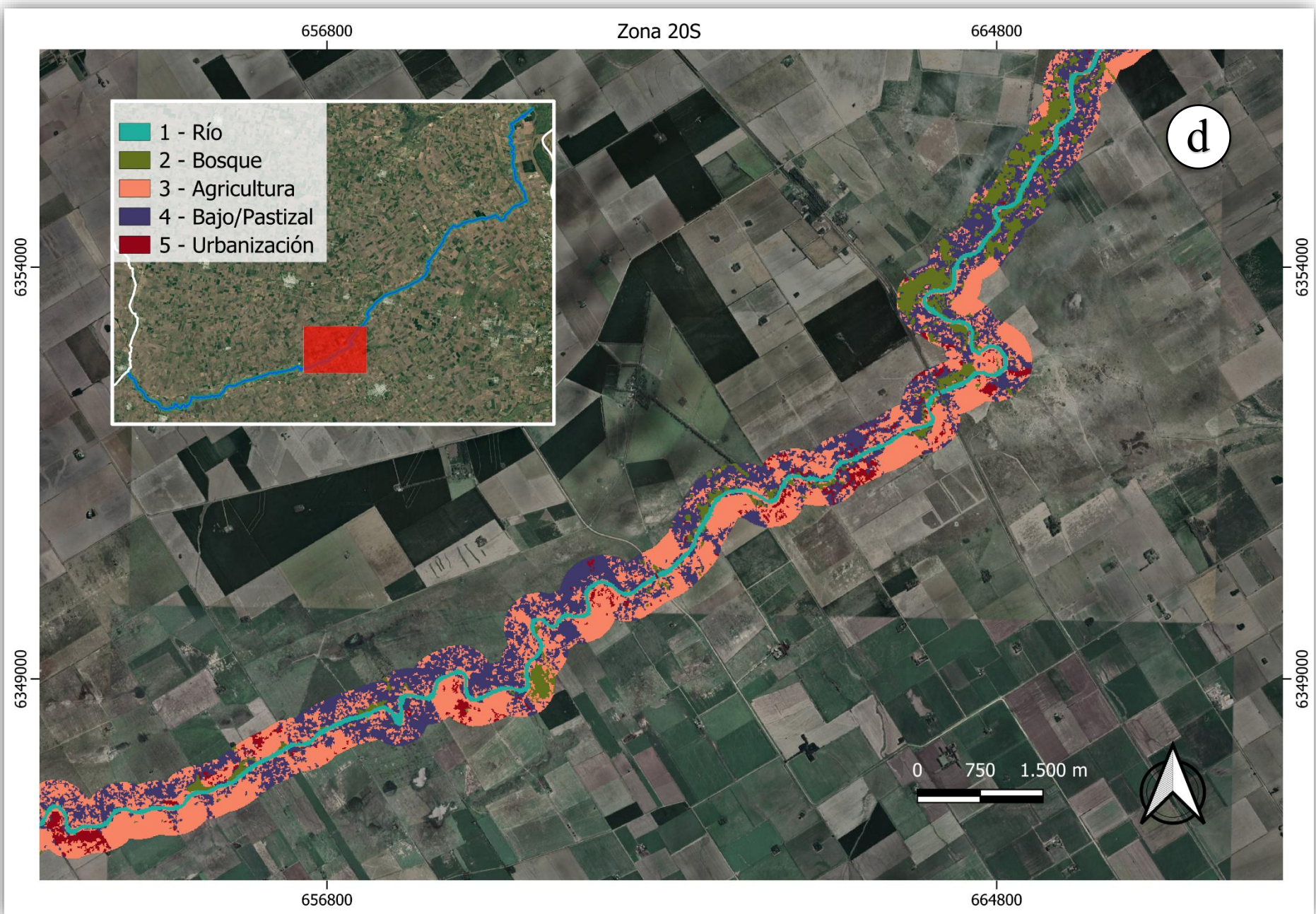
A partir de los sitios de entrenamiento identificados a campo (Anexo, Tabla 1) se definieron cinco clases temáticas: 1. *río*, 2. *bosque*, 3. *agricultura*, 4. *bajo/pastizal* y 5. *urbanización*. La clase bajo/pastizal incluyó áreas dominadas por vegetación herbácea natural o seminatural, incluyendo pastizales inundables y zonas de pastoreo extensivo. Las cinco clases definidas presentaron una adecuada separabilidad (distancia espectral) entre ellas, con excepción de las clases 3: agricultura y 4: bajo/pastizal, las cuales poseen una mayor similitud en sus firmas espectrales. Los resultados de las distancias espectrales se muestran en el Anexo, Tabla 2.

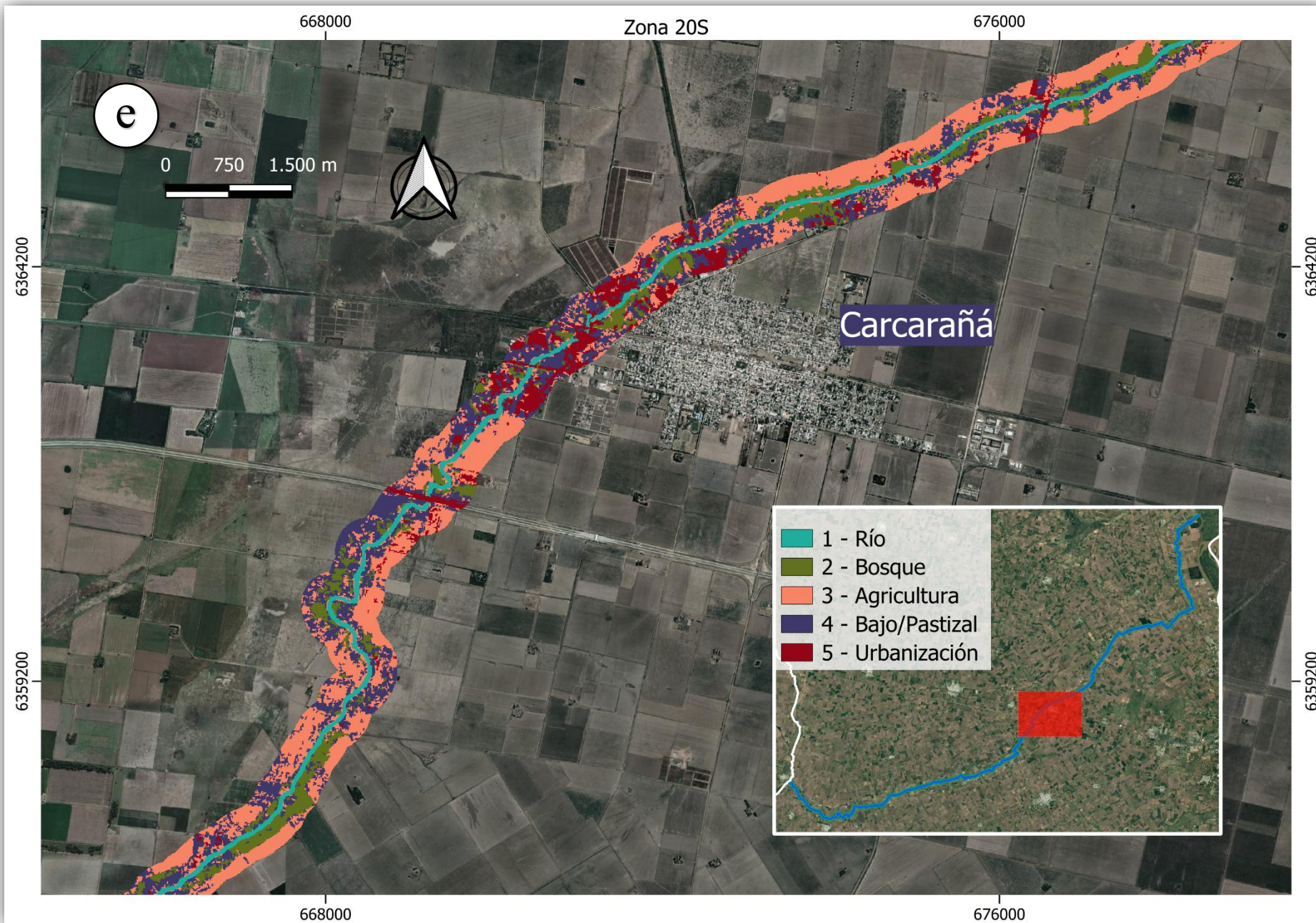
El área total evaluada en la clasificación supervisada (correspondiente a la RHNRC) fue de 108.87 km² (Figura 3a-i). Los porcentajes de cobertura de cada clase, en orden decreciente, fueron: 39.1% agricultura, 27.2% bajo/pastizal, 18.3% bosque, 9.1% río y 6.3% urbanización (Tabla 1).

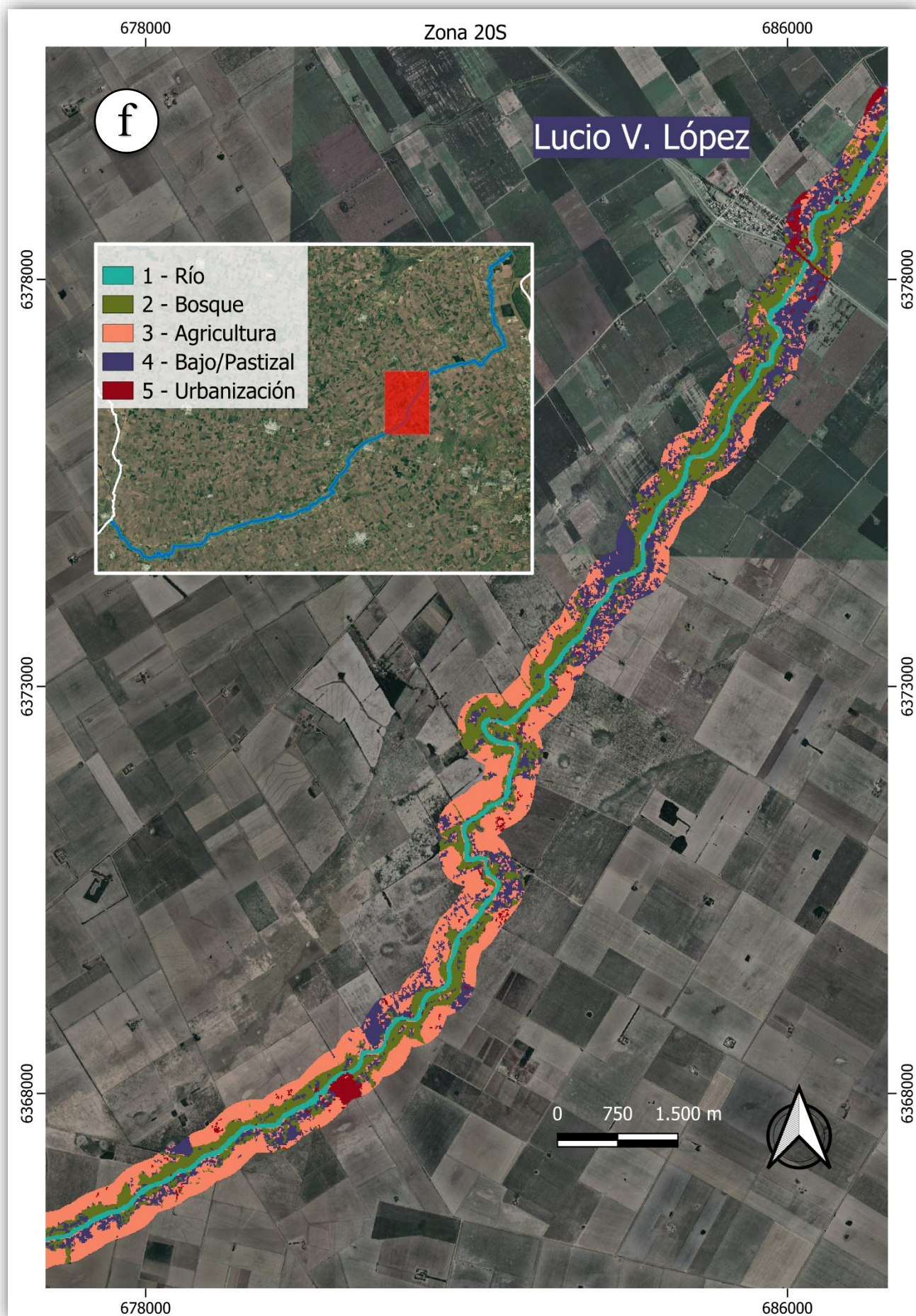




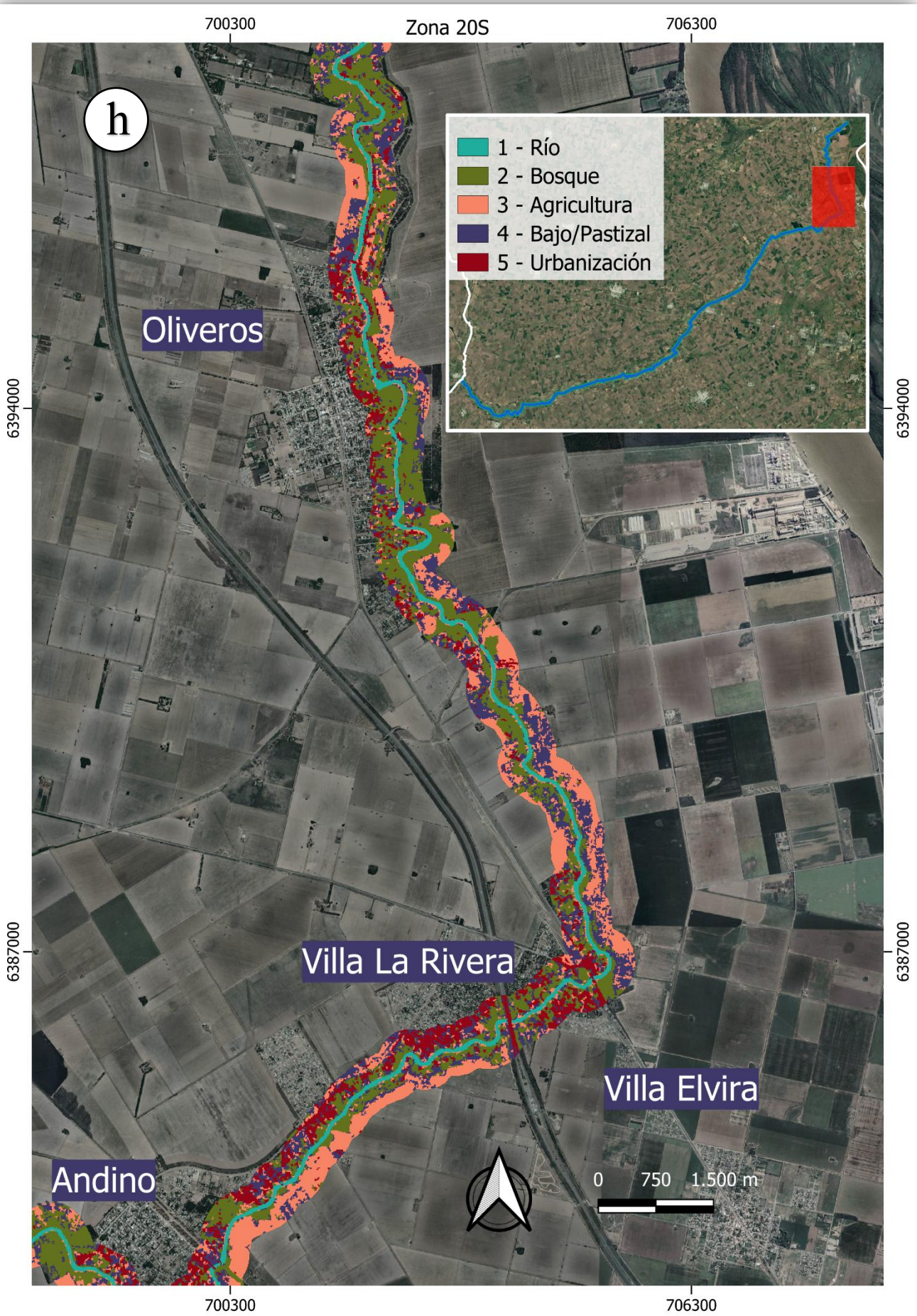












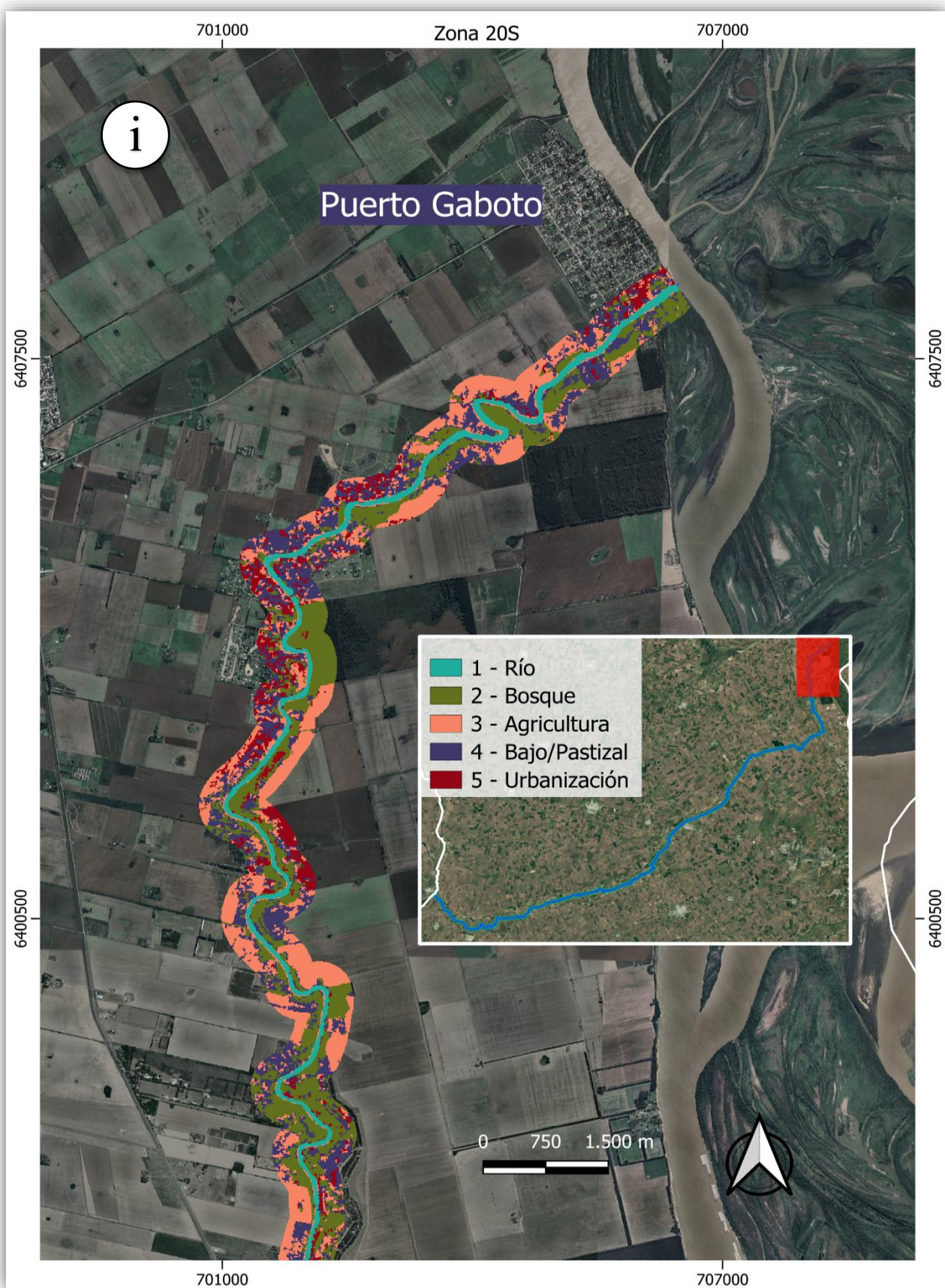


Figura 3. Mapas de clasificación de la RHNRC. Se observa el mapa dividido en 9 tramos, presentados de oeste a este: **a.** tramo 1 (localidades de Cruz Alta y Arteaga); **b.** tramo 2; **c.** tramo 3; **d.** tramo 4; **e.** tramo 5 (localidad de Carcarañá); **f.** tramo 6 (localidad de Lucio V. López); **g.** tramo 7 (localidad de Andino); **h.** tramo 8 (localidades de Villa La Ribera y Oliveros); **i.** tramo 9 (localidad de Puerto Gaboto).

Tabla 1. Área y porcentaje de cobertura de cada clase.

Clase	Superficie (km2)	Porcentaje
1. Río	9.81	9.1%
2. Bosque	19.97	18.3%
3. Agricultura	42.61	39.1%
4. Bajo/pastizal	29.59	27.2%
5. Urbanización	6.89	6.3%
Total	108.87	100%

La clasificación alcanzó una precisión general del 91.53% y un coeficiente Kappa de 0.8822, lo que indica una alta concordancia entre la clasificación y validación. La cantidad de píxeles de validación utilizados y su superficie se detalla en la Tabla 2. El porcentaje de píxeles por clase validados correctamente se muestra en Tabla 3. Las matrices de confusión por píxeles y por área muestran la precisión obtenida entre clases (Anexo, Tablas 3 y 4).

Tabla 2. Píxeles y áreas de validación. CR: Clase de referencia (generada por el software); CC: Clase de clasificación (obtenida por el usuario en la clasificación). Se muestra también el porcentaje total de precisión y el índice Kappa total.

CR	CC	Píxeles	Área (m ²)
1	1	617	61700
2	2	2795	279500
2	3	6	600
2	4	28	2800
2	5	9	900
3	3	4487	448700
3	4	492	49200
3	5	4	400
4	2	11	1100
4	3	170	17000
4	4	1718	171800
4	5	2	200
5	3	18	1800
5	4	16	1600
5	5	929	92900
Total		11302	1130200
Precisión total [%] = 91.5309			
Índice Kappa total = 0.8822			

Tabla 3. *Precisión de la clasificación por clase temática.* El porcentaje representa la proporción de píxeles clasificados correctamente en relación con la clase de referencia.

Clase	Porcentaje
1. Río	100%
2. Bosque	98.48%
3. Agricultura	90.05%
4. Bajo/Pastizal	90.37%
5. Urbanización	96.47%

2. Índice de calidad del bosque de ribera: QBRc

En la figura 4a-c se muestran distintas características de la zona ribereña que se encontraron en las 34 estaciones de muestreo. Todas las estaciones presentaron un sustrato adecuado para el desarrollo de vegetación. En ese sentido, la ausencia de plantas en la orilla solo está asociada a la pendiente abrupta de la barranca (figura 4a). En la mayoría de las estaciones se identificaron pendientes moderadas en ambas márgenes (entre 45° y 75°), principalmente en tramos rectos del curso de agua (Figura 4b). En los tramos donde las curvas eran pronunciadas, frecuentemente se encontraron pendientes altas en una orilla y pendientes bajas en la otra, posiblemente debido a los fenómenos de erosión hídrica y sedimentación, respectivamente (Figura 4c). Si bien se identificaron diferencias en las pendientes de las barrancas y en el sustrato de la ribera a lo largo del área de estudio, todas las estaciones fueron categorizadas como tipo morfológico II, ya que la suma de los puntajes asignados a ambas márgenes se ubicó entre 5 y 8 puntos, producto de la heterogeneidad en las pendientes de cada orilla.

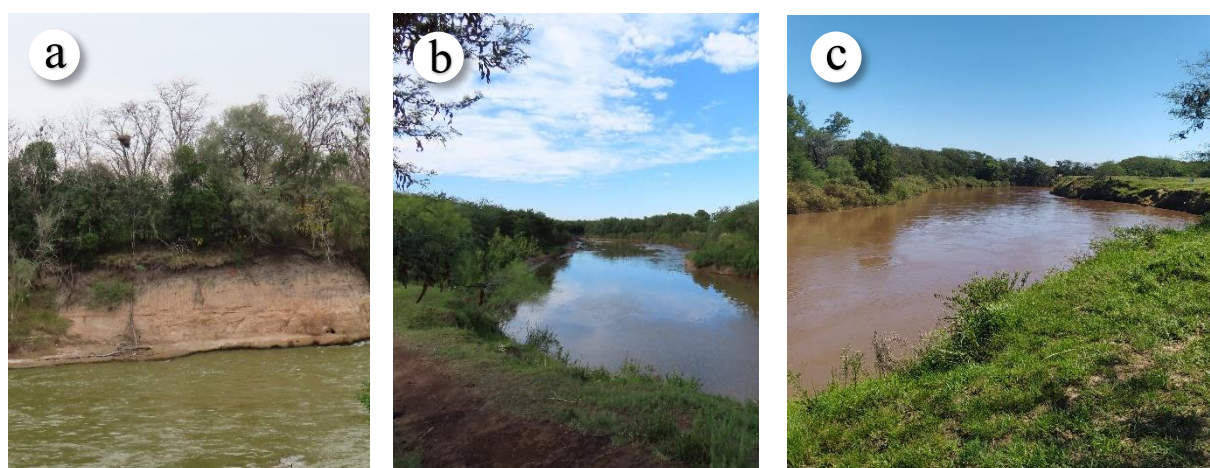


Figura 4. *Distintos ambientes y pendientes de las barrancas del río Carcarañá.* **a.** cercanías de la localidad de Pueblo Andino; **b.** Reserva Natural Carancho Diablo, Luis Palacios; **c.** Reserva Natural Carancho Diablo, Luis Palacios.

Los valores del índice QBRc se presentan en la Tabla 4. El índice presentó valores que variaron entre 159 y 259 (Figura 5a). El valor mínimo se registró en la ciudad de Caracarañá (estación n.º 9), mientras que el valor máximo se observó en las cercanías de la localidad de Puerto Gaboto (estación n.º 14).

Para la Parte A, Bosque Ribereño, los valores oscilaron entre 46 y 94. El valor mínimo se registró a la altura de la localidad de Arequito (estación n.º 33), mientras que el valor máximo se encontró en las cercanías de la localidad de Puerto Gaboto (estación n.º 14) (Figura 5b).

Para la Parte B, Zona Adyacente, los valores oscilaron entre 57 y 80. El valor mínimo se registró en una única estación, ubicada en la ciudad de Caracarañá (estación n.º 8), mientras que el valor máximo se localizó en múltiples tramos de la reserva, correspondientes a las estaciones n.º 5, 10, 11, 12, 17, 27, 30 y 31 (Figura 5c).

Finalmente, para la Parte C, Ribera Opuesta, los valores oscilaron entre 20 y 100. A diferencia de lo observado en la Parte B, el valor mínimo apareció en varios sectores de la reserva (estaciones n.º 9, 10, 11, 12 y 13), en tanto que el valor máximo se concentró en un único punto, en las cercanías de la localidad de Puerto Gaboto (estación n.º 14) (Figura 5d).

En las Figuras 6 y 7 se observa cómo contribuye cada sección al valor de las Partes A y B, respectivamente. En la Figura 6 se observa que la sección A.3 (calidad de cubierta) presentó la mayor variación entre estaciones, con valores entre 3 y 28. En contraste, la sección A.4 (naturalidad del canal fluvial) presentó valores similares, entre 18 y 20. Los valores de las secciones A.1 (grado de cubierta) y A.2 (estructura de cubierta) oscilaron entre 10 y 25.

En la Figura 7 se observa que la sección que presentó mayor variación fue B.2 (uso del suelo), tomando valores entre 10 y 33. La variación en las secciones B.1 (suelo y topografía) y B.3 (aportes laterales) fue menor, tomando valores entre 13 y 19 en la sección B.1 y entre 27 y 34 en la sección B.3.

Tabla 4. *Valores del índice QBRc en 34 estaciones de muestreo.* Parte A: 1. Grado de cubierta; 2. Estructura de la cubierta; 3. Calidad de la cubierta; 4. Naturalidad del canal fluvial. Parte B: 1. Tipo de suelo y topografía; 2. Uso del suelo; 3. Aportes laterales. Parte C: Cobertura de la ribera opuesta.

Estación	Coordenadas		Localidad más cercana	A: Bosque ribereño				B: Zona adyacente			C: Ribera opuesta	Total
	Latitud	Longitud		1	2	3	4	1	2	3		
1	-32.708482	-61.006365	Lucio V. López	20	21	25	20	13	20	34	70	223
2	-32.704709	-61.004233	Lucio V. López	20	21	25	20	13	20	34	70	223
3	-32.727659	-61.016093	Lucio V. López	25	18	10	20	19	20	34	60	206
4	-32.733695	-61.020858	Lucio V. López	25	18	10	20	19	20	34	60	206
5	-32.729969	-61.017667	Lucio V. López	25	18	10	20	19	27	34	60	213
6	-32.839604	-61.143601	Carcaraña	20	21	5	20	13	20	34	70	203
7	-32.846793	-61.161993	Carcaraña	25	25	18	20	13	20	34	60	215
8	-32.847274	-61.162413	Carcaraña	10	17	18	20	13	10	34	50	172
9	-32.851658	-61.168335	Carcaraña	25	20	12	20	13	15	34	20	159
10	-32.479876	-60.850843	Puerto Gaboto	25	25	20	20	13	33	34	20	190
11	-32.482312	-60.851456	Puerto Gaboto	25	25	20	20	13	33	34	20	190
12	-32.485790	-60.849050	Puerto Gaboto	25	25	20	20	13	33	34	20	190
13	-32.467864	-60.842146	Puerto Gaboto	25	21	28	18	13	20	34	20	179
14	-32.452163	-60.818695	Puerto Gaboto	25	21	28	20	13	18	34	100	259
15	-32.571656	-60.842318	Oliveros	25	14	3	20	13	15	34	60	184
16	-32.598035	-60.834704	Oliveros	25	16	5	20	13	27	34	70	210
17	-32.671165	-60.885873	Andino	25	25	10	20	13	33	34	70	230
18	-32.668825	-60.887918	Andino	25	25	12	20	13	33	27	70	225
19	-32.671435	-60.894745	Andino	25	10	5	20	13	20	34	70	197
20	-32.673818	-60.900497	Andino	25	10	5	20	13	20	34	70	197
21	-32.674545	-60.904890	Andino	25	17	20	20	13	20	34	70	219
22	-32.676052	-60.910002	Andino	25	17	15	20	13	20	34	50	194
23	-32.677008	-60.914705	Andino	25	17	15	20	13	20	34	50	194
24	-32.916915	-61.224539	Carcaraña	15	17	23	20	19	18	34	60	206
25	-32.919115	-61.227104	Carcaraña	20	17	10	20	19	20	34	60	200
26	-32.924254	-61.228740	Carcaraña	15	14	18	20	19	20	34	70	210
27	-33.027334	-61.783999	Cruz Alta	25	21	25	20	13	33	34	50	221

Estación	Coordenadas		Localidad más cercana	A: Bosque ribereño				B: Zona adyacente			C: Ribera opuesta	Total
	Latitud	Longitud		1	2	3	4	1	2	3		
28	-33.029986	-61.780161	Cruz Alta	25	21	10	20	13	27	27	40	183
29	-33.032124	-61.777399	Cruz Alta	25	21	10	20	13	27	27	40	183
30	-33.036015	-61.778225	Cruz Alta	25	21	10	20	13	33	34	40	196
31	-33.037209	-61.775862	Cruz Alta	25	21	10	20	13	33	34	40	196
32	-33.093716	-61.700757	San José de la Esquina	15	21	7	20	13	20	34	50	180
33	-33.042518	-61.536964	Arequito (RP23S)	10	13	3	20	13	18	34	50	161
34	-33.012968	-61.430761	Los molinos (RP178)	20	16	10	20	13	20	34	50	183

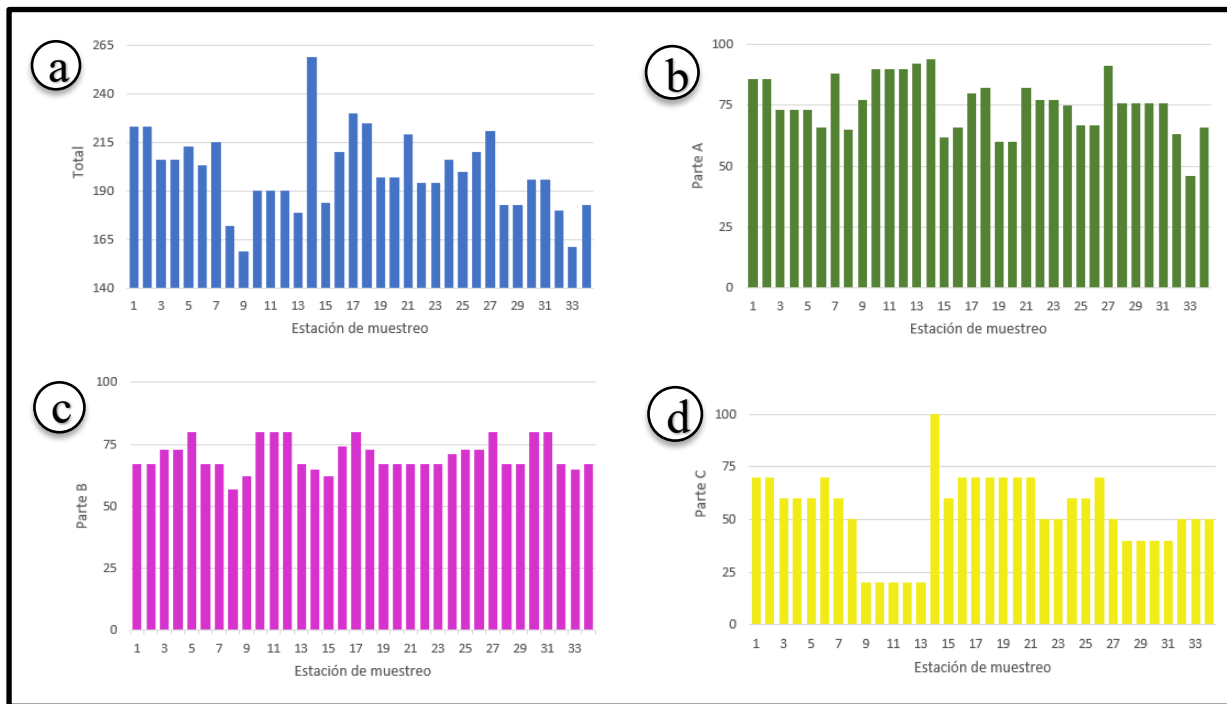


Figura 5. Valores totales y para cada parte del índice QBRc en las 34 estaciones de muestreo.
a. Total; b. Parte A: Bosque ribereño; c. Parte B: Zona adyacente; d. Parte C: Cobertura de la ribera opuesta.

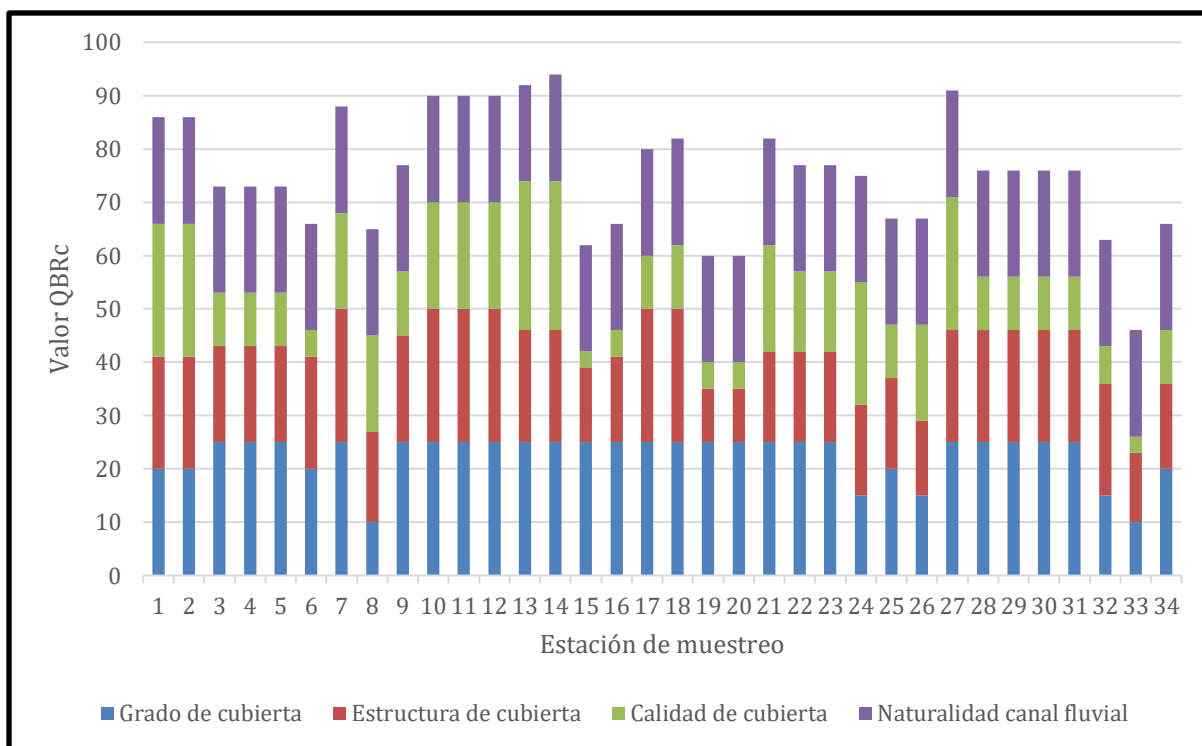


Figura 6. Valores del índice QBRC para cada sección de la Parte A: Bosque ribereño.

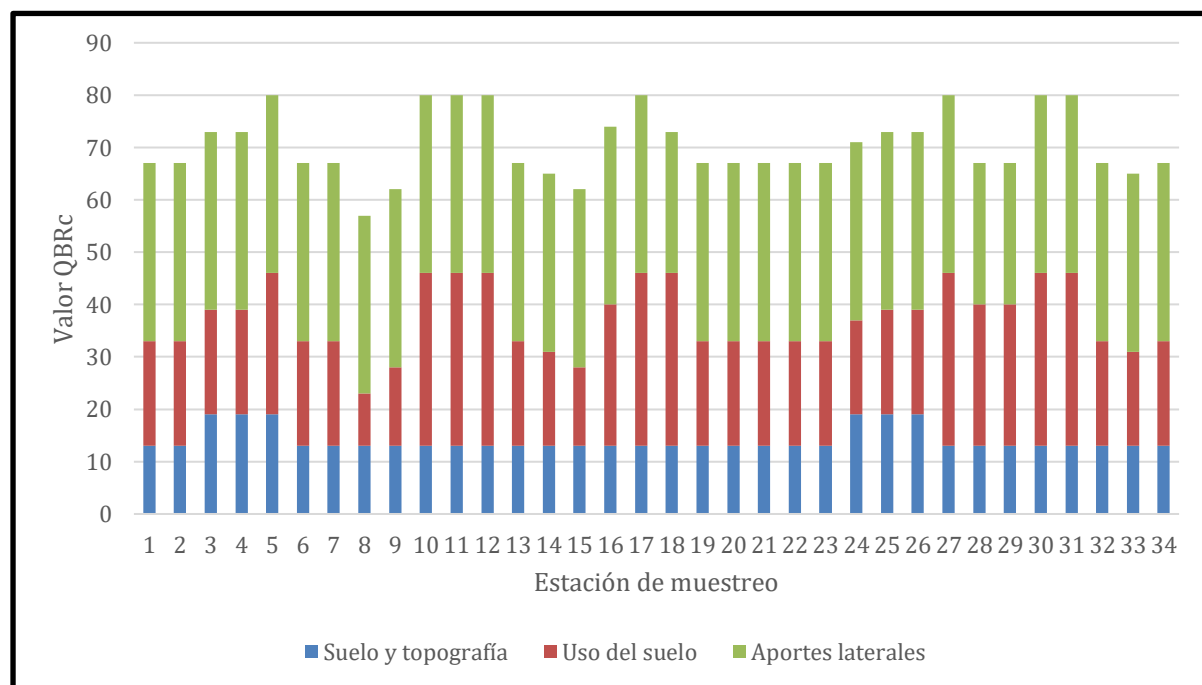


Figura 7. Valores del índice QBRC para cada sección de la Parte B: Zona adyacente.

3. Análisis de componentes principales (PCA)

De los 8 componentes principales identificados, los 2 primeros explican el 60.7% de la variación total observada (CP1= 42.5%; CP2= 19.2%) (Figura 8).

Las variables que se correlacionan positivamente con el CP1 (> 0.5) son: A.1. Grado de cubierta, A.2. Estructura de cubierta, A.3. Calidad de la cubierta, AT, B.2. Uso de suelo y BT. Por otro lado, las variables que se correlacionan positivamente con el CP2 (> 0.5) son B.2. Uso de suelo y BT. La variable A.3. Calidad de la cubierta, se correlaciona negativamente con el CP2 (< -0.5) (Ver Anexo, Tabla 5).

En el biplot (Figura 8) se observa que los sitios ubicados hacia el extremo superior derecho se caracterizan por presentar mayores valores de calidad estructural, de cobertura y de uso de suelo de la zona adyacente. Por otra parte, los sitios ubicados en el cuadrante inferior derecho poseen altos valores de calidad de la cubierta. En ambos casos, se corresponden a sectores con mejor estado del bosque ribereño. En contraste, los sitios localizados hacia el sector superior izquierdo presentan menores valores de calidad y estructura de la cobertura, lo que sugiere que son sitios con bosques más degradados.

La dispersión de las estaciones de muestreo en el plano definido por las dos componentes principales, sin agrupamientos totalmente discretos, sugiere la existencia de un gradiente en la calidad y estructura de la ribera y de la zona adyacente.

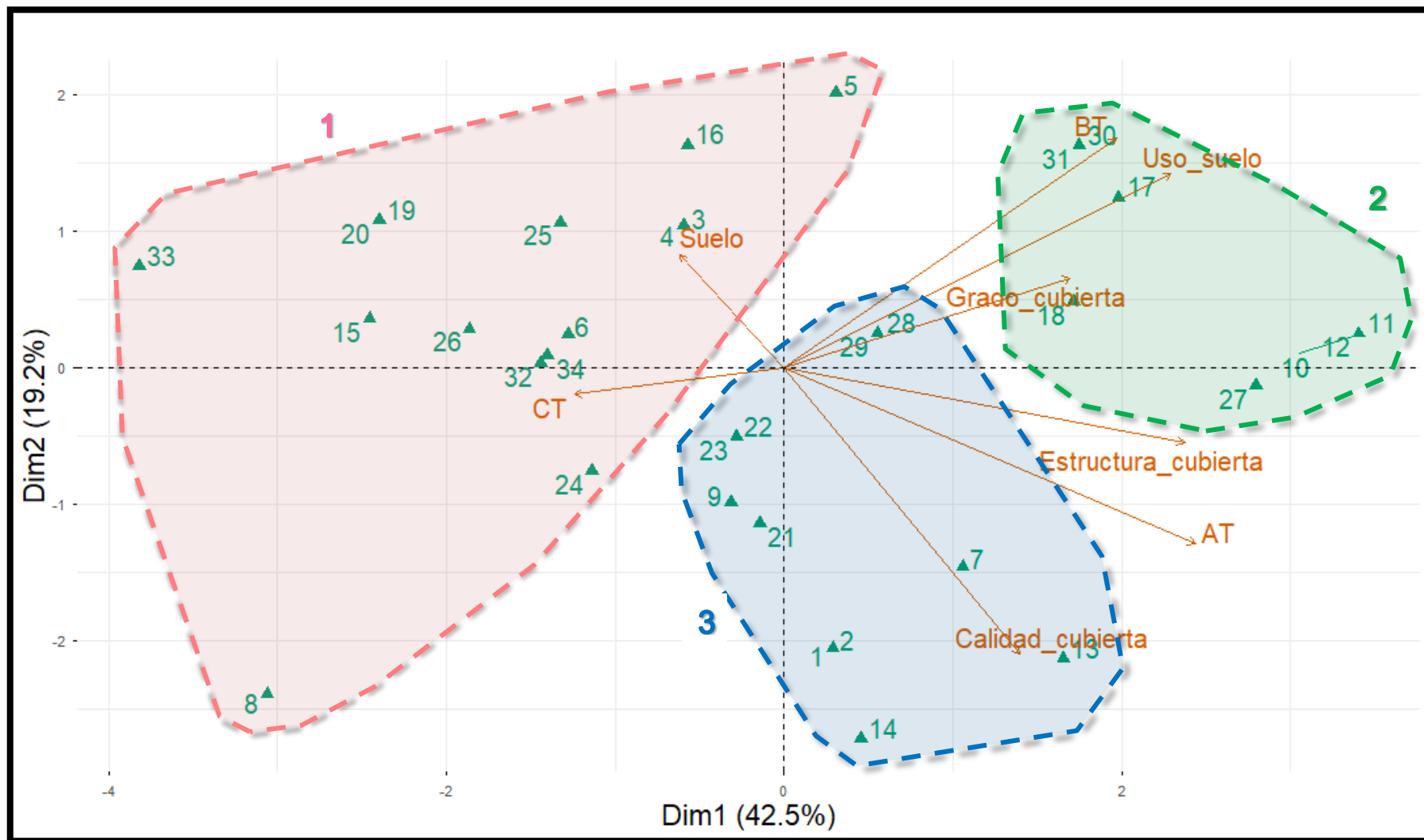


Figura 8. Representación en 2 dimensiones (biplot) de las proyecciones de las variables y las estaciones de muestreo en relación a los componentes principales. En los ejes, los componentes principales 1 y 2 se presentan como *Dim1* y *Dim2* respectivamente. Las variables se representan con líneas de color naranja y las estaciones de muestreo con triángulos verdes. Las líneas de puntos delimitan tres grupos distintos según sus valores del índice QBRc.

4. Análisis de agrupamientos

Como se mencionó, si bien los resultados del PCA no evidenciaron grupos completamente definidos, el análisis de agrupamientos permitió identificar tres conjuntos de estaciones de muestreo significativamente diferenciados ($p < 0,001$) (Figura 9). La delimitación de estos tres grupos se realizó a partir de la interpretación visual del dendrograma, considerando los niveles de distancia de fusión y el conocimiento previo de las condiciones observadas en campo, lo que permitió reconocer asociaciones coherentes desde el punto de vista ecológico.

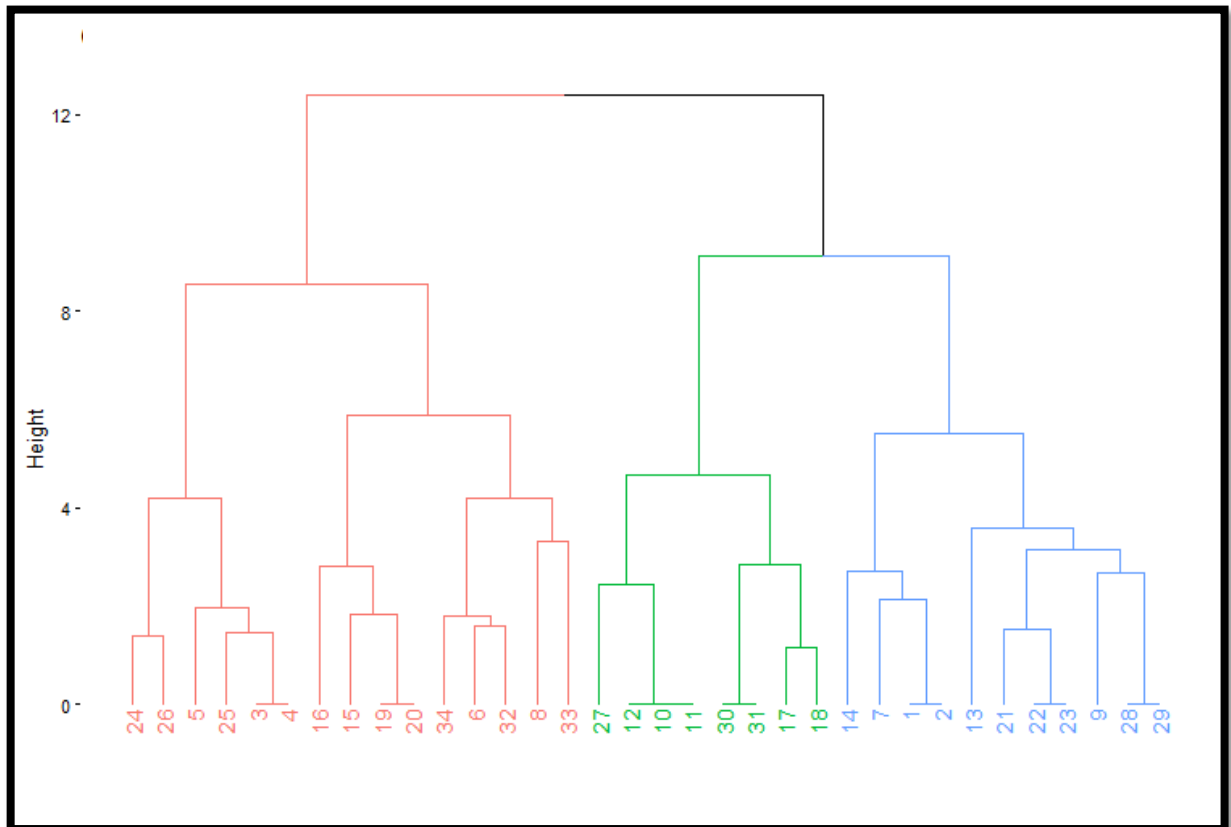


Figura 9. Agrupamiento jerárquico por el método de Ward de las 34 estaciones de muestreo. Se identifican los 3 grupos en distintos colores: Grupo 1 (rosa), Grupo 2 (verde) y Grupo 3 (azul). El eje vertical (*height*) representa el incremento de la varianza intragrupo asociado a cada fusión de clusters.

Los grupos formados se describen a continuación:

- **Grupo 1 (rosa):** Las estaciones de muestreo pertenecientes a este grupo se caracterizan por tener los valores más bajos de la parte A: Bosque Ribereño, correspondientes a sitios con escasa cobertura vegetal, baja complejidad estructural y reducida calidad de la cubierta. A su vez, presentan bajos valores en la parte B: Uso de suelo de la zona adyacente. Es el grupo con los sitios más degradados.

- **Grupo 2 (verde):** En este grupo las estaciones de muestreo poseen valores altos de la parte A. Son bosques con una alta cobertura y elevada calidad estructural. Estos sitios poseen además los valores más altos en cuanto a la Parte B. Es el grupo con los sitios más conservados.

- **Grupo 3 (azul):** Este grupo se caracteriza por presentar valores medios a buenos en la sección A.3: Calidad de la cubierta. En contraste, estos sitios poseen valores bajos en la parte B. En conjunto, las estaciones de muestreo que integran este grupo poseen un grado intermedio de degradación del ecosistema ribereño.

5. Inventario de especies leñosas

En total se registraron 17 especies nativas y 9 exóticas (Anexo, Tabla 6). La mayor riqueza total se observó en las estaciones n.º 1 y 2 (Lucio V. López), con 12 especies cada una. En contraste, las estaciones n.º 16 (Oliveros), 19, 20, 22 y 23 (Andino), 30 y 31 (Cruz Alta) y 33 (cercanías de Villa Eloisa) presentaron los valores más bajos, con 3 especies. En cuanto a la riqueza de especies nativas, los valores más altos se registraron en las estaciones n.º 1 y 2 (Lucio V. López) y 14 (Puerto Gaboto), con 8 especies. Por su parte, la mayor riqueza de especies exóticas se encontró en la estación n.º 15 (Oliveros), con 6 especies, mientras que las estaciones n.º 16, 19, 20 y 33 estuvieron compuestas exclusivamente por especies exóticas. Los valores de riqueza por estación se presentan en la Figura 10.

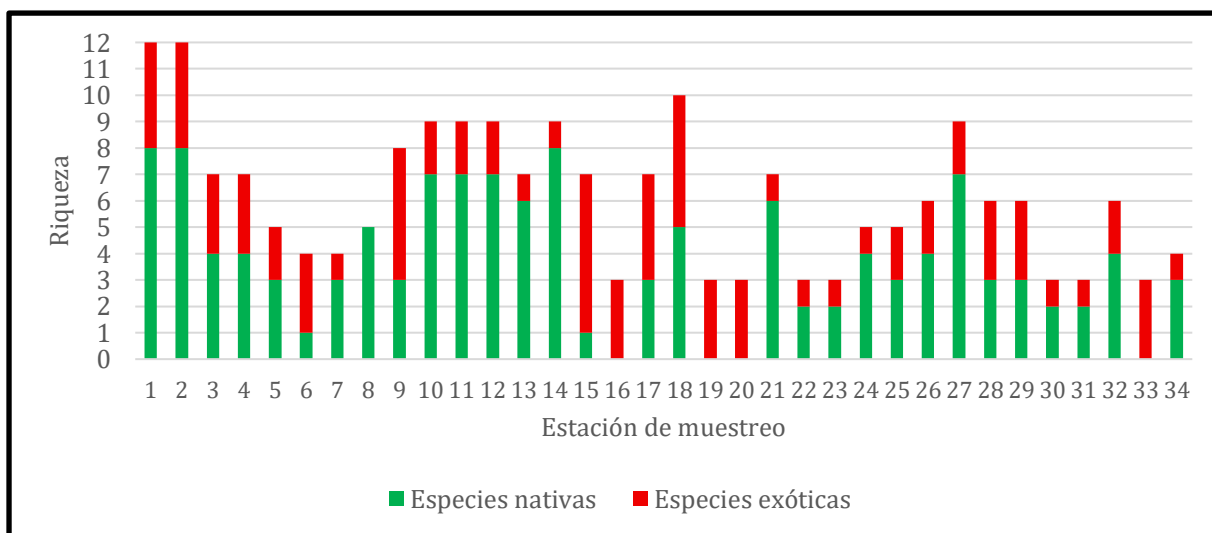


Figura 10. Riqueza de especies leñosas para cada estación de muestreo. En color verde las especies nativas; en color rojo las especies exóticas.

La especie que estuvo presente en la mayoría de las estaciones de muestreo (82.4%) es la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*). Esta especie es exótica y a su vez altamente invasora. Especies nativas como la chilca (*Baccharis* sp.) o el molle (*Schinus* sp.) están presentes en el 73.5% y 61.8% de las estaciones de muestreo respectivamente.

En contraste, las especies con menor presencia (2.9%) son el ñapindá (*Senegalia bonariensis*), el curupí (*Sapium haematospermum*), el canelón (*Myrsine laetevirens*), el ceibo (*Erythrina crista-galli*) y la mora de papel (*Broussonetia papyrifera*), siendo las primeras cuatro nativas y la última una especie exótica invasora (Tabla 6).

Tabla 6. Presencia-ausencia de especies leñosas y riqueza en cada estación de muestreo. Se muestra la presencia de cada especie en cada estación de muestreo como una celda coloreada y la ausencia como una celda en blanco. El color verde indica la presencia de una especie nativa; el color rojo indica la presencia de una especie exótica. En la parte inferior se muestra la riqueza de especies nativas y exóticas para cada estación de muestreo.

	ESTACIÓN DE MUESTREO																																	Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34
<i>Gleditsia triacanthos</i>																																		28
<i>Baccharis</i> sp.																																		25
<i>Schinus</i> sp.																																		21
<i>Morus alba</i>																																		19
<i>Celtis tala</i>																																		18
<i>Ligustrum lucidum</i>																																		14
<i>Parkinsonia aculeata</i>																																		13
<i>Neltuma alba</i>																																		8
<i>Melia azedarach</i>																																		7
<i>Cortaderia selloana</i>																																		6
<i>Eucalyptus</i> sp.																																		6
<i>Opuntia</i> sp.																																		6
<i>Phytolacca dioica</i>																																		6
<i>Aloysia gratissima</i>																																		5
<i>Geoffroea decorticans</i>																																		5
<i>Myrcianthes cisplatensis</i>																																		3
<i>Salix humboldtiana</i>																																		3
<i>Vachellia caven</i>																																		3
<i>Ligustrum sinense</i>																																		2
<i>Populus</i> sp.																																		2
<i>Ulmus</i> sp.																																		2
<i>Broussonetia papyrifera</i>																																		1
<i>Erythrina crista-galli</i>																																		1
<i>Myrsine laetevirens</i>																																		1
<i>Sapium haematospermum</i>																																		1
<i>Senegalia bonariensis</i>																																		1
Riqueza de nativas	8	8	4	4	3	1	3	5	3	7	7	7	6	8	1	0	3	5	0	0	5	2	2	4	3	4	7	3	3	2	2	4	0	3
Riqueza de exóticas	4	4	3	3	2	3	1	0	5	2	2	2	1	1	6	3	4	5	3	3	1	1	1	1	2	2	2	3	3	1	1	2	3	1

DISCUSIÓN

1. Cobertura de la RHNRC a partir del análisis de imágenes satelitales

La clasificación supervisada alcanzó una precisión general del 91,53% y un coeficiente Kappa de 0.88, valores considerados muy aceptables en estudios de cobertura de grandes áreas (Ferral et al. 2019; Rajngewerc et al., 2022; Rodrigues et al., 2025).

El paisaje de la región se caracteriza por un claro predominio de la agricultura (~40%) y de áreas de bajo/pastizal (~28%), mientras que el bosque ocupa aproximadamente el 17%. Esta configuración refleja una fuerte presión antrópica sobre el ecosistema ribereño. Estos resultados coinciden con estudios tempranos que ya advertían sobre la pérdida del bosque nativo en la región (Lewis et al., 1976). Investigaciones más recientes han confirmado y profundizado este diagnóstico, señalando su reemplazo progresivo por usos productivos intensivos (Paruelo et al., 2005; Bouza et al., 2015; Casas, 2017). En cuanto a la distribución espacial de las áreas clasificadas como *bosque*, estas se disponen principalmente en parches más o menos dispersos, con un grado de conectividad relativamente bajo. Esto concuerda con lo señalado por Bilenca y Miñarro (2004) respecto de la fragmentación de las áreas naturales asociada a la expansión de la actividad agrícola en la región. Sin embargo, se observa que el área correspondiente al curso inferior presenta, en comparación con el curso superior, mayor cobertura continua de bosque ribereño y, por lo tanto, un mayor grado de conectividad entre los parches de vegetación. Las clases *río*, *bosque* y *urbanización* presentaron niveles de precisión superiores al 96%, lo que indica que sus respuestas espectrales resultan claramente diferenciables para el algoritmo de máxima probabilidad. En contraste, se detectó cierta confusión entre las clases *agricultura* y *bajo/pastizal*, fenómeno frecuente en regiones donde las prácticas agrícolas coexisten con vegetación herbácea, zonas inundables o suelos desnudos (Baeza et al. 2022; Gargiulo et al., 2023). Esta limitación debe considerarse al interpretar la proporción del paisaje ocupada por ambas categorías, sin embargo, la validación por área muestra que el error no modifica de manera significativa el patrón general de uso del suelo.

La baja separabilidad espectral observada entre las clases *agricultura* y *bajo/pastizal* puede explicarse por varios factores complementarios. En primer lugar, la clase *agricultura* comprende tanto lotes sin cultivar, con rastrojo, como lotes en pleno crecimiento de cultivos, los cuales presentan firmas espectrales muy diferentes entre sí. Esta heterogeneidad interna genera un amplio rango de valores espectrales, aumentando su superposición con otras coberturas. En particular, los lotes cultivados presentan características espectrales muy similares a las de los pastizales activos durante la misma época del año, asociadas a vegetación verde y densa. Esta similitud se debe a que ambas coberturas presentan niveles de reflectancia

muy similares en las longitudes de onda analizadas, especialmente en las bandas del rojo y del infrarrojo cercano (Ali et al., 2016). Por otro lado, la clase *bajo/pastizal* también puede mostrar una firma espectral semejante a lotes agrícolas sin cultivar debido a procesos de degradación o manejo ganadero extensivo, evidenciados en los relevamientos de campo. En estos casos, los pastizales muy pastoreados tienden a presentar baja cobertura vegetal y, en ocasiones, suelo desnudo parcial, lo que incrementa su reflectancia, pudiendo hacerlos espectralmente más parecidos a lotes sin vegetación fotosintéticamente activa (Fiusa et al., 2021). En conjunto, estos factores contribuyen a incrementar la complejidad estructural del paisaje, de modo que la variabilidad espectral dentro de una misma clase puede ser mayor que entre dos clases distintas (Yu et al., 2024), lo que coincide con lo señalado por Baldi y Paruelo (2008), quienes documentan procesos de simplificación estructural de los pastizales bajo alta presión agropecuaria. Finalmente, diversos estudios destacan la importancia de incorporar análisis de series temporales para discriminar la vegetación herbácea a partir de la fenología de la vegetación (Di Bella et al., 2009; Waldner et al., 2017; Graesser et al., 2022).

Resulta crítico, desde el punto de vista ecológico, que la matriz agrícola alcance, en gran parte de la reserva, el límite inmediato de la ribera. Esta situación, que implica la eliminación o reducción drástica de la franja de vegetación ribereña, compromete su capacidad para regular procesos clave como la erosión de las márgenes, la amortiguación de crecidas y el filtrado de sedimentos y agroquímicos provenientes de la cuenca (Stevenson y Sabater, 2010). En el contexto de una reserva hídrica, este hallazgo pone en evidencia una discrepancia entre los objetivos de conservación del área protegida y los usos actuales del territorio, resaltando la necesidad de integrar el manejo del uso del suelo circundante en las estrategias de conservación del sistema ribereño.

2. Estado de conservación del bosque ribereño

La aplicación del índice QBRc permitió evaluar de manera integral el estado del bosque de ribera en la RHNRC, considerando no solo la estructura y calidad de la vegetación ribereña, sino también la cobertura y los usos del suelo del entorno adyacente. Los valores obtenidos evidencian una marcada heterogeneidad espacial a lo largo del río Carcarañá, con puntajes totales que varían entre 159 y 259, lo que indica la coexistencia de sectores con distintos grados de conservación y de sitios con una marcada degradación dentro de la reserva.

Los valores más bajos del índice se registraron principalmente en sectores asociados a áreas urbanizadas, en particular en las cercanías de la ciudad de Carcarañá. En estos sitios, el bajo valor total se explica fundamentalmente por una baja calidad del bosque ribereño, caracterizada por una baja cobertura, estructura poco desarrollada y una elevada presencia de especies

exóticas y basurales. Los sectores urbanos también tuvieron un efecto negativo sobre los valores correspondientes al uso del suelo de la zona adyacente y de la ribera opuesta. Este patrón resulta consistente con estudios realizados en ciudades de la región pampeana, los cuales señalan que la expansión de la infraestructura urbana, la descarga de residuos y el incremento de disturbios antrópicos afectan de manera significativa la vegetación ribereña (Paul y Meyer, 2001; Guida-Johnson et al., 2017; Ojeda et al. 2025). En contraste, los valores más elevados del índice QBRc se registraron en estaciones de muestreo del curso inferior del río, particularmente en las proximidades de Puerto Gaboto. En este tramo del río, como se mencionó previamente, el bosque ribereño presenta mayor cobertura continua, estructura más compleja y una mayor riqueza de especies nativas. Asimismo, el uso del suelo en la zona adyacente resulta menos intensivo o incluye ambientes menos degradados, lo que contribuye a una mayor funcionalidad ecológica del ecosistema ribereño en su conjunto (Basílico et al., 2015).

Al analizar los componentes del índice, la Parte A (bosque ribereño) mostró una elevada variabilidad entre estaciones de muestreo, siendo especialmente sensibles las secciones vinculadas a la estructura y la calidad de la cubierta vegetal. La presencia de un bosque con alto porcentaje de cobertura, distintos estratos bien desarrollados y elevada riqueza de especies nativas, se asoció a valores más altos del índice, en concordancia con lo propuesto por Munné et al. (2003), quienes destacan la importancia de la complejidad estructural del bosque ribereño para el mantenimiento de la estabilidad de los ecosistemas fluviales. Por el contrario, la sección relacionada con el grado de naturalidad del canal fluvial no presentó grandes variaciones entre las estaciones de muestreo. Si bien se observaron algunas estructuras transversales, principalmente puentes, estas se encuentran en distintos sectores del río y ninguna de las estaciones coincidió con dichos sitios. En general, el curso de agua no presenta intervenciones de gran magnitud, a diferencia de otros sistemas fluviales de la región, como el arroyo Ludueña, que se encuentra canalizado en algunos de sus tramos (Riccardi, 2010).

Por otro lado, la Parte B del índice evidenció la fuerte influencia que presenta el uso del suelo adyacente sobre la calidad del bosque de ribera. En numerosos tramos del río, aun cuando la ribera conserva una cobertura arbórea relativamente continua, la presencia de agricultura intensiva o urbanización en la zona adyacente limita la conectividad lateral, lo que incrementa la presión antrópica sobre el ecosistema ribereño. Este resultado refuerza la idea de que la conservación de los bosques ribereños no puede abordarse de manera aislada, sino que requiere una perspectiva de paisaje que contemple la matriz productiva circundante (Naiman y Décamps, 1997; Basílico et al., 2015). En contraste, la sección vinculada al tipo de suelo y la topografía no mostró grandes diferencias entre estaciones, dado que estos parámetros presentan escasa variabilidad en las riberas del río Carcarañá (INTA, 2018). Lo mismo sucedió en la sección

sobre aportes laterales, ya que en las estaciones evaluadas prácticamente no se observaron canales ni descargas directas de efluentes.

La Parte C (cobertura de la ribera opuesta) mostró una amplia variabilidad de valores, independientemente de las otras partes del índice. Esto sugiere que la calidad del bosque ribereño en una margen del río no necesariamente está condicionada por el estado de conservación de la margen opuesta. No obstante, aunque ambas riberas puedan exhibir contrastes en su condición, forman parte de un mismo sistema funcional; en consecuencia, las alteraciones en una de ellas pueden incidir indirectamente sobre la dinámica y el funcionamiento del ecosistema en su conjunto (Papazian et al., 2024).

Los valores del índice QBRc evidencian una marcada heterogeneidad en la calidad de los bosques de la reserva, sin que se observe un patrón espacial de agrupamiento de valores similares en el territorio, tal como señalan Naiman y Décamps (1997). La coexistencia de sectores relativamente bien conservados con otros fuertemente degradados pone de manifiesto, por un lado, el valor de la RHNRC como reservorio de biodiversidad y, por otro, la necesidad de implementar diferentes estrategias de manejo en distintos sectores del río para asegurar la conservación del sistema.

3. Análisis multivariado y relación entre la calidad del bosque ribereño y el uso del suelo

En conjunto, los patrones observados en el análisis multivariado sugieren la existencia de un gradiente de calidad de ribera representado por el primer componente principal (CP1). Este gradiente está determinado principalmente por variables asociadas a la cobertura y la estructura del bosque de ribera, así como por el uso del suelo en la zona adyacente, correspondientes a las partes A y B del índice QBRc. En este contexto, los sitios con menores valores en estas partes se ubican hacia los valores negativos del eje, representando condiciones más degradadas, mientras que hacia los valores positivos se incrementa la calidad del ecosistema ribereño. Estos resultados sugieren que la calidad ecológica de las riberas no depende únicamente de las características propias del corredor ribereño, sino que también está fuertemente condicionada por procesos que operan en la matriz del paisaje circundante, particularmente en sistemas fluviales insertos en matrices productivas (Nilsson y Svedmark, 2002; Allan, 2004; Dinca et al., 2025). Cabe destacar que el gradiente identificado en el PCA no corresponde necesariamente a un gradiente espacial a lo largo del río. Las estaciones analizadas se encuentran distribuidas a lo largo de todo el curso del río Carcarañá, por lo que la variación observada refleja más bien una marcada heterogeneidad en el paisaje ribereño. En este contexto, los sectores mejor conservados aparecen como relictos dispersos intercalados con tramos más degradados, sin seguir un patrón espacial ordenado o continuo. Este mosaico de condiciones

sugiere que las presiones antrópicas y los procesos de degradación actúan de manera localizada, generando una distribución irregular del estado de conservación del bosque ribereño (Singh et al., 2021). Este patrón también se evidencia en el análisis de agrupamiento jerárquico, donde los grupos de estaciones con distinto grado de degradación aparecen espacialmente intercalados.

En cuanto a la Parte C del índice, su correlación negativa con el primer componente, aunque moderada, indica que esta variable se relaciona en sentido opuesto al gradiente principal definido por las Partes A y B del índice QBRc. Esto sugiere que valores elevados asociados a la cobertura y estructura del bosque ribereño en una margen no implican necesariamente que la ribera opuesta presente condiciones similares de conservación. En consecuencia, las condiciones de ambas márgenes pueden diferir considerablemente, posiblemente debido a diferencias en el uso del suelo o en la intensidad de las perturbaciones a escala local, lo que refuerza la heterogeneidad del paisaje ribereño (Richardson et al., 2007; Singh et al., 2021).

4. Riqueza de especies leñosas y relevancia de las especies exóticas

El inventario florístico evidenció una riqueza relativamente baja de especies leñosas nativas en varios tramos de la RHNRC, junto con una presencia importante de especies exóticas, muchas de ellas reconocidas como invasoras. Este patrón es característico de ambientes ribereños pampeanos sometidos a disturbios crónicos, donde la simplificación estructural asociada al uso intensivo del suelo y la fragmentación del hábitat favorecen el establecimiento de especies ruderales (Paul y Meyer, 2001; Braatne et al., 2007; Jauni et al., 2015; Papazian et al., 2024).

La elevada frecuencia de *Gleditsia triacanthos* en más del 80% de las estaciones resulta particularmente relevante. Esta especie posee una alta capacidad de dispersión, rápido crecimiento y tolerancia a condiciones adversas, lo que le permite dominar sectores ribereños y desplazar a la vegetación nativa, formando núcleos boscosos monoespecíficos, tal como ha sido documentado previamente para otras regiones del sur de Santa Fe (Fernandez et al., 2017). Según Leggieri (2010), los principales agentes de dispersión de esta especie son el ganado bovino y los cursos de agua, por lo que la RHNRC presenta una elevada susceptibilidad a su propagación. Su abundancia sugiere un proceso avanzado de invasión biológica en numerosos tramos del río Carcarañá, con efectos sobre la composición de los bosques, la disponibilidad de luz y el banco de propágulos de especies nativas.

Asimismo, la presencia frecuente de otras especies exóticas como *Ligustrum lucidum*, *Morus alba* y *Melia azedarach* refuerza la idea de que los ambientes ribereños alterados funcionan como puertas de entrada para especies invasoras, especialmente en sectores urbanos o agrícolas donde aumentan los disturbios, los cambios de uso del suelo y el aporte de propágulos de

especies exóticas (Jauni et al., 2015; Cao y Natuhara, 2019). Los sitios dominados exclusivamente por especies exóticas representan estados avanzados de degradación ecológica, donde la funcionalidad del ecosistema se ve comprometida. En este contexto, la homogeneización florística asociada a las invasiones reduce la diversidad de hábitats, modifica las interacciones bióticas y disminuye la resiliencia frente a perturbaciones futuras (Vilà et al., 2008).

En lo que respecta a la composición florística, las especies nativas encontradas coinciden con trabajos previos en la región, principalmente provenientes de la vecina ecorregión del Espinal (Lewis et al., 2006; Biasatti et al., 2017; Pedrero et al., 2022). Se destaca también la presencia de especies como *Erythrina crista-galli*, *Myrsine laetevirens* y *Sapium haemospermum* en Puerto Gaboto, asociadas a la ecorregión Delta e Islas del Paraná (Lewis, 1981; Franceschi et al., 1985; Sirolli et al., 2021). En esta zona de transición, donde el río Carcarañá desemboca en el río Coronda, ambos tipos de bosque se desarrollan en conjunto, tal como mencionaban Lewis et al. (1976).

5. Implicancias para la conservación y la restauración ecológica

Los resultados obtenidos tienen implicancias directas para la gestión de la RHNRC. La combinación del análisis de cobertura, el índice QBRc y las herramientas estadísticas multivariadas permitió identificar sectores prioritarios tanto para la conservación como para la restauración ecológica, en línea con los enfoques propuestos para corredores ribereños en paisajes productivos (Anderson y Jenkins, 2006; Szpeiner et al., 2007).

Los sectores pertenecientes al Grupo 2 del análisis de agrupamiento, con altos valores de calidad del bosque ribereño y del entorno, deberían ser considerados áreas prioritarias para la conservación (Chávez González y González Guillén, 2015). En estos sectores, las estrategias de gestión deberían priorizar la conservación de la continuidad del bosque, la prevención de nuevos disturbios y el control temprano de especies exóticas, a fin de evitar su establecimiento como especies dominantes (Jauni et al., 2015; Biasatti et al., 2016). Los sitios de este grupo presentan algunas especies exóticas potencialmente invasoras, por lo que su control temprano resulta fundamental. Se destacan los sitios n.º 10, 11 y 12 por la presencia de la especie nativa *Myrcianthes cisplatensis*, no encontrada en ningún otro sitio de la RHNRC. Esta especie no pertenece a la vecina región del Espinal, sino que se encuentra en bosques y selvas en galería, por lo que su conservación en la reserva es de gran importancia (Rotman, 2010). A su vez, los sitios n.º 27, 30 y 31 presentan numerosos individuos de *Neltuma* sp., junto con individuos de *Gleditsia triacanthos* y *Melia azedarach*. Estos sitios, además, poseen una buena calidad de la

zona adyacente, donde el monte abierto de *Geoffroea decorticans* y *Celtis tala* se intercala con parches de pastizal natural y áreas temporalmente inundables.

Por otro lado, los sectores incluidos en el Grupo 1 representan áreas críticas donde la restauración es prioritaria. Allí, la escasa cobertura, la pobre estructura del bosque y el uso intensivo del suelo adyacente indican la necesidad de implementar acciones como la recuperación de franjas de vegetación ribereña, la limitación del avance agrícola hasta el borde del río, el control de especies invasoras y la reintroducción de especies nativas (Munné et al., 2003; Stevenson y Sabater, 2010; Basílico et al., 2015). Los sitios de este grupo están directamente asociados a la presión agrícola y urbana. En este último caso, los bajos valores están relacionados no solo con la urbanización en sí misma, sino con la presencia de basurales, industrias y *feedlots*, entre otros. Por otro lado, el hecho de que estos sitios estén distribuidos a lo largo de la reserva implica que las acciones de restauración deben planificarse para cada caso de manera particular. Se destacan los sitios n.º 24, 25 y 26 ubicados en la Reserva Natural “El Espinillo”, los cuales, si bien presentan un bajo porcentaje de cobertura y presencia de especies exóticas como *Gleditsia triacanthos* y *Morus alba*, poseen numerosos individuos de especies nativas como *Celtis tala*, *Geoffroea decorticans* y *Parkinsonia aculeata*. Esto sugiere que el proceso de invasión aún no se encuentra en una etapa avanzada, lo que incrementa la factibilidad de implementar un proyecto de restauración.

Los sitios del Grupo 3 poseen un valor estratégico, ya que conservan buena calidad del bosque ribereño del bosque, pero están rodeados por una matriz modificada. En estos casos, la gestión debería centrarse en integrar la conservación ecológica con instrumentos de ordenamiento territorial local, promoviendo zonas de amortiguamiento que reduzcan el impacto de la agricultura y la urbanización sobre el ecosistema ribereño (Cantú et al., 2009; Cao y Natuhara, 2019). De este modo, estos sectores podrían funcionar como núcleos bien conservados dentro de un paisaje productivo fragmentado (Singh et al., 2021; Dinca et al., 2025). Dentro de este grupo se presentan distintas situaciones. Los sitios n.º 7 y 9 se ubican en la ciudad de Carcarañá, en consecuencia, son importantes como zonas de amortiguamiento entre el ecosistema ribereño y el entorno urbano. Los sitios n.º 1 y 2 presentan individuos de especies nativas como *Celtis tala*, *Geoffroea decorticans* y *Parkinsonia aculeata* intercalados con individuos de las especies exóticas *Gleditsia triacanthos*, *Ligustrum lucidum* y *Melia azedarach*. La particularidad de estos sitios reside en la presencia de un sotobosque herbáceo y subarborescente de especies nativas como *Aloysia gratissima*, *Baccharis dracunculifolia*, *Baccharis salicifolia*, *Heteropterys glabra*, *Opuntia* sp. y *Austroeupatorium inulifolium*, entre otras. Finalmente, el sitio n.º 14 presenta individuos de las especies nativas *Erythrina crista-galli*, *Myrsine laetevirens* y *Sapium haemospermum*.

El predominio de la propiedad privada en la RHNRC —que incluye áreas agrícolas, ganaderas, industriales y urbanas— constituye un desafío central para la gestión a escala de cuenca, ya que las decisiones sobre el uso del suelo dependen de múltiples actores con intereses diversos. En este contexto, la conservación del bosque ribereño requiere un enfoque de gobernanza territorial basado en la articulación entre propietarios, organismos públicos, instituciones científicas y gobiernos locales (Pérez et al., 2018). La generación de acuerdos, incentivos económicos y mecanismos de coordinación interinstitucional resulta clave para compatibilizar producción y conservación, especialmente ante la escasez de planes de manejo integrales con monitoreo a largo plazo.

CONCLUSIONES

El presente trabajo permitió obtener un mapa de coberturas y caracterizar el uso del suelo en la RHNRC mediante la clasificación supervisada de imágenes satelitales. Además, se logró la evaluación del estado del ecosistema ribereño de la reserva a través de la aplicación del índice QBRc, el uso de herramientas estadísticas multivariadas y la elaboración de un inventario de especies leñosas.

La clasificación supervisada de imágenes Sentinel-2 permitió identificar las principales clases presentes en la reserva con una precisión elevada, evidenciando el claro predominio de la matriz agrícola. Este resultado confirma la fuerte influencia de las actividades antrópicas en el paisaje regional y el carácter fragmentado de los ambientes naturales remanentes.

La aplicación del índice QBRc en las 34 estaciones de muestreo permitió detectar una marcada heterogeneidad en el estado de conservación de las riberas. Los sectores con valores elevados de calidad no presentan un patrón espacial definido, sino que se encuentran dispersos a lo largo del área de estudio, intercalándose con tramos que exhiben distintos niveles de degradación, asociados a usos de suelo intensivos y a la proximidad de áreas urbanas. Esta heterogeneidad puede manifestarse, a su vez, entre riberas opuestas del mismo tramo, donde cada una puede presentar distintas condiciones de conservación de manera independiente.

El inventario florístico evidenció la presencia de un número significativo de especies nativas, aunque acompañado por una importante cantidad de especies exóticas. Entre estas últimas se destaca la acacia negra (*Gleditsia triacanthos*), registrada en numerosas estaciones, lo que sugiere un proceso significativo de invasión en muchos sectores del área de estudio.

En conjunto, los resultados indican que la reserva constituye un mosaico de sectores con distintos niveles de conservación. Esta heterogeneidad resalta la necesidad de implementar estrategias de gestión diferenciales, que incluyan la preservación de los sectores mejor conservados y acciones de manejo orientadas a la restauración ecológica y al control de especies exóticas invasoras en los tramos más degradados.

BIBLIOGRAFÍA

- Ali I, Cawkwell F, Dwyer E, Barrett B, Green S. 2016. Satellite remote sensing of grasslands: from observation to management. *Journal of Plant Ecology*, 9(6): p. 649-671.
- Allan JD. 2004. Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics Journal*. 35: p. 257-84.
- Anderson AB, Jenkins CN. 2006. Applying nature's design: corridors as a strategy for biodiversity conservation. Columbia University Press.
- Arana MD, Natale ES, Ferretti NE, Romano GM, Oggero AJ, Martínez G, Morrone JJ. 2021. Esquema biogeográfico de la República Argentina. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. Argentina.
- Arrieta EM, Cuchietti A, Cabrol D, González AD. 2018. Greenhouse gas emissions and energy efficiencies for soybeans and maize cultivated in different agronomic zones: a case study of Argentina. *Science of the Total Environment*, 625: p. 199–208.
- Baeza S, Velez-Martín E, De Abelleyra D, Banchero S, Gallego F, Schirmbeck J, Veron S, Vallejos M, Weber E, Oyarzabal M, Barbieri A, Petek M, Guerra Lara M, Sarrailhé S, Baldi G, Bagnato C, Bruzzone L, Ramos S, Hasenack H. 2022. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834.
- Baldi G, Paruelo JM. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. *Ecology and Society*, 13(2).
- Barbour M, Gerritsen J, Snyder B, Stribling J. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2nd edn. EPA 841-B-99-002. US EPA, Office of Water: Washington, D. C.
- Basílico GO, De Cabo L, Faggi A. 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 17(2): p. 119-134.
- Biasatti N, Rozzatti JC, Fandiño B, Pautaso A, Mosso E, Marteleur G, Algarañaz N, Giraudo A, Chiarulli C, Romano M, Ramírez Llorens P, Vallejos L. 2016. Las ecorregiones, su conservación y las áreas naturales protegidas de la provincia de Santa Fe. Santa Fe: Imprenta UNL. Argentina.
- Biasatti N, Marc L, Rimoldi P, Spiaggi E. 2017. Los valores ambientales de ecosistemas relictuales en la pampa húmeda: caso de “El Espinillo” y el tramo medio del río Carcarañá en Santa Fe. Rosario: UNR Editora. Argentina.

- Bilenca D, Codesido M, Abba AM, Agostini MG, Corriale MJ, González Fischer C, Pérez Carusi L, Zufiaurre E. 2018. Conservación de la biodiversidad en sistemas pastoriles. Buenas prácticas para una ganadería sustentable de pastizal. Kit de extensión para las Pampas y Campos. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Bilenca D, Miñarro F. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.
- Bocanelli SI. 2011. Dinámica de la vegetación luego del abandono de campos agrícolas en el sur de la Provincia de Santa Fe, Argentina. *Phyton* 80: p. 227-29.
- Boon PJ, Holmes NTH, Maitland PS, Fozzard IR. 2002. Developing a new version of SERCON (System for Evaluating Rivers for Conservation). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12(4): p. 439-455.
- Bouza M, Aranda-Rickert A, Brizuela M, Wilson M, Sasal M, Sione S, Beghetto S, Gabioud E, Oszust J, Bran D, Velazco V, Gaitán J, Silenzi J, Echeverría N, De Lucia M, Iurman D, Vanzolini J, Castoldi F, Etorena J, Johnson T, Meyer S, Nkonya E. 2015. Economics of land degradation in Argentina. *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development*, p. 291-326.
- Braatne JH, Sullivan SMP, Chamberlain E. 2007. Leaf decomposition and stream macroinvertebrate colonisation of Japanese knotweed, an invasive plant species. *International Review of Hydrobiology*, 92(6): p. 656-665.
- Cabrera AL, Willink A. 1973. Biogeografía de América Latina. Organización de los Estados Americanos, Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Cantú MP, Becker AR, Bedano JC, Schiavo HF, Parra BJ. 2009. Evaluación del impacto del cambio de uso y manejo de la tierra mediante indicadores de calidad del suelo: Córdoba, Argentina.
- Cao Y, Natuhara Y. 2019. Effect of urbanization on vegetation in riparian area: Plant communities in artificial and semi-natural habitats. *Sustainability*, 12(1): p. 204.
- Casas RR. 2017. La degradación del suelo en la Argentina. Manejo y conservación de suelos. Con especial énfasis en situaciones argentinas. Buenos Aires: Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Chávez González H, González Guillén MDJ. 2015. Metodologías para identificar áreas prioritarias para conservación de ecosistemas naturales. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 6(27): p. 8-23.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20: p. 37-46.

- Congedo L. 2021. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open-Source Software*, 6(64): 3172.
- Di Bella CM, Negri IJ, Posse G, Jaimes FR, Jobbágy EG, Garbulsky MF, Deregibus VA. 2009. Forage production of the Argentine Pampa Region based on land use and long-term normalized difference vegetation index data. *Rangeland ecology & management*, 62(2): p. 163-170.
- Dinca L, Murariu G, Lupoaie M. 2025. Understanding the ecosystem services of riparian forests: Patterns, gaps, and global trends. *Forests*, 16(6): p. 947.
- Erbani J, Portier PE, Egyed-Zsigmond E, Nurbakova D. 2024. Confusion matrices: A unified theory. *IEEE Access*.
- European Space Agency. 2025. Sentinel-2C Level 2A Data. Copernicus Data Space System. <https://dataspace.copernicus.eu>. Acceso: 12 de agosto de 2025.
- Fernandez RD, Ceballos SJ, Malizia A, Aragón R. 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. *Australian Journal of Botany*, 65(3): p. 203-213.
- Ferral A, Luccini E, Aleksinkó A, Scavuzzo CM. 2019. Flooded-area satellite monitoring within a Ramsar wetland Nature Reserve in Argentina. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 15, 100230.
- Fiusa L, Rodrigues AC, Aquino D, Meireles F, Duarte M. 2021. Spectral responses in rangelands and land cover change by livestock in regions of the Caatinga biome, Brazil. *Scientific Reports*, 11(1), 18261.
- Franceschi EA, Prado DE, Lewis JP. 1985. Comunidades vegetales y mapa de vegetación de la reserva El Rico e islas aledañas (Santa Fe). Universidad Nacional de Rosario, Rosario. p. 40.
- Gargiulo JJ, Lyons NA, Masia F, Beale P, Insua JR, Correa-Luna M, Garcia SC. 2023. Comparison of ground-based, unmanned aerial vehicles and satellite remote sensing Technologies for Monitoring Pasture Biomass on dairy farms. *Remote Sensing*, 15(11), 2752.
- Graesser J, Stanimirova R, Tarrio K, Copati EJ, Volante JN, Verón SR, Banchero S, Elena H, De Abelleira D, Friedl MA. 2022. Temporally-consistent annual land cover from Landsat time series in the Southern Cone of South America. *Remote Sensing*, 14(16), 4005.
- Guida-Johnson B, Faggi AM, Zuleta GA. 2017. Effects of urban sprawl on riparian vegetation: is compact or dispersed urbanization better for biodiversity? *River Research and Applications*, 33(6): p. 959-969.

- Hoffer RM, Johannsen CJ. 1969. Ecological potentials in spectral signature analysis. *Remote sensing in ecology*, p. 1-16.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). 2018. GeoINTA: compartiendo datos por medio de la Infraestructura de Datos Espaciales. <https://visor.inta.gob.ar>. Acceso: 21 de octubre de 2025.
- Jauni M, Gripenberg S, Ramula S. 2015. Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. *Oikos*, 124(2): p. 122-129.
- Jensen JR. 2005. *Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective* (3rd ed.). Pearson Prentice Hall.
- Kassambara A, Mundt F. 2017. Package ‘factoextra’. Extract and visualize the results of multivariate data analyses, 76(2), 10-18637.
- Kutschker A, Brand C, Miserendino ML. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología austral*, 19(1): p. 19-34.
- Ladson A, White L, Doolan J, Finlayson B, Hart B, Lake P, Tilleard J. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology* 41: p. 453–468.
- Lê S, Josse J, Husson F. 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1): p. 1-18.
- Leggieri LR. 2010. Invasión de *Gleditsia triacanthos* en los corredores de los sistemas fluviales de la Pampa Ondulada y su efecto sobre la distribución de *Myocastor coypus*. *Ecología Austral*, 20(2): p. 201-208.
- Lewis JP. 1981. La vegetación de la provincia de Santa Fe. Sociedad Argentina de Estudios Geográficos. GAEA (ed.), Estudios de geografía de la provincia de Santa Fe. Serie especial N° 9, Santa Fe.
- Lewis JP, Collantes MB. 1974. La vegetación de la provincia de Santa Fe, 1: Reseña general y enfoque del problema. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 15(4): p. 343-356.
- Lewis JP, Collantes MB, Pire EF. 1976. La vegetación de la provincia de Santa Fe. III. Las comunidades vegetales del departamento San Lorenzo. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 17: p. 219-237.
- Lewis JP, Pire EF, Barberis IM, Prado DE. 2006. Los bosques del espinal periestépico en las proximidades de la localidad de Coronda, provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias – UNR*, 10, p. 13-26.
- Matteucci SD. 2012. Ecorregión pampa. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos, p. 391-446.

- Medan D, Torretta JP, Hodara K, Elba B, Montaldo NH. 2011. Effects of agricultural expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 20(13): p. 3077-3100.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (MAyDS). 2021. Lista de Especies Exóticas Invasoras (EEI) en Argentina. Gobierno de Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/biodiversidad/exoticas-invasoras/lista>. Acceso: 6 de enero de 2026.
- Munné A, Prat N, Solá C, Bonada N, Rieradevall M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13(2): p. 147-163.
- Naiman RJ, Decamps H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28(1): p. 621-658.
- Nilsson C, Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental management*, 30(4): p. 468-480.
- Ojeda D, Vilches C, Torremorell AM, Giorgi A. 2025. Efecto de la urbanización en los arroyos pampeanos. *Biología Acuática*, 44(Esp.), p. 051-051.
- Olofsson P, Foody GM, Herold M, Stehman SV, Woodcock CE, Wulder MA. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote sensing of Environment*, 148: p. 42-57.
- Palacio FX, Apodaca MJ, Crisci JV. 2020. Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R. Fundación de Historia Natural Félix de Azara.
- Papazian, G, Kutschker, A. M. & Rovere, A. E. (2024). Riparian forests: a temporal analysis of their ecological status in urban river systems of the Andean Patagonia, Chubut, Argentina. *Journal of Urban Ecology*, 10(1).
- Paruelo JM, Guerschman JP, Verón SR. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia hoy*, 15(87): p. 14-23.
- Paul MJ, Meyer JL. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32(1): p. 333-365.
- Pedrero E, Torales MM, Saigo G. 2022. Inventario florístico de la Reserva Hídrica Natural “Río Carcarañá” en la comuna de Pueblo Andino (Santa Fe, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 57: p. 117-130.
- Pensiero J, Gutierrez H, Luchetti AM, Exner E, Kern V, Brnich E, Oakley L, Prado DE, Lewis JP. 2005. Flora vascular de la provincia de Santa Fe. Claves para el reconocimiento de las familias y géneros. Catálogo sistemático de las especies. 1.a ed. Santa Fe: Universidad Nacional del Litoral.

- Pereyra FX. 2012. Suelos de la Argentina. Buenos Aires, Argentina: Editorial SEGEMAR-AACS-GAEA.
- Pérez D, Meli P, Renison D, Barri F, Beider A, Burgueño G, Dalmaso A, Dardanelli S, De Paz M, Farinaccio F, Papazian G, Sirombra M, Torres R. 2018. La Red de Restauración Ecológica de la Argentina (REA): Avances, vacíos y rumbo a seguir. *Ecología austral*, 28(2): p. 353-360.
- Petersen RC. 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27: p. 295–306.
- QGIS Development Team. 2025. QGIS Geographic Information System (Version 3.40.7). Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org>. Acceso: 12 de julio de 2025.
- R Core Team. 2025. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>. Acceso: 25 de septiembre de 2025.
- Rajngewerc M, Grimson R, Bali L, Minotti P, Kandus P. 2022. Cover classifications in wetlands using Sentinel-1 data (Band C): a case study in the Paraná river delta, Argentina. *Revista de Teledetección*, (60): p. 29-46.
- Raven P, Holmes N, Dawson F, Everard M. 1998. Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 477–499.
- Riccardi GA, Zimmermann ED, Basile PA, Stenta HR, Scuderi CM, Odicini L. 2010. Diseño Hidrológico en Sistemas hídricos de llanura y su aplicación en la cuenca del arroyo Ludueña, Santa Fe, Argentina.
- Richards JA, Jia X. 2006. *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction* (4th ed.). Springer.
- Richardson DM, Holmes PM, Esler KJ, Galatowitsch SM, Stromberg JC, Kirkman SP, Pysek P, Hobbs RJ. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and distributions*, 13(1): p. 126-139.
- Rodrigues T, Takahashi F, Dias A, Lima T, Alcântara E. 2025. Machine Learning-Based Cerrado Land Cover Classification Using PlanetScope Imagery. *Remote Sensing*, 17(3), p. 480.
- Rot BW, Naiman RJ, Bilby RE. 2000. Stream channel configuration, landform, and riparian forest structure in the Cascade Mountains, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(4): p. 699-707.
- Rotman AD. 2010. Myrtaceae. En: Zuloaga, F. O, O. Morrone & M. J. Belgrano (eds.), *Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur. Flora Argentina*, Instituto de Botánica

- Darwinion. Consultado: 10/03/2026. <http://www.floraargentina.edu.ar>. Acceso: 11 de febrero de 2026.
- Singh R, Tiwari AK, Singh GS. 2021. Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. *Landscape and ecological engineering*, 17(2): p. 195-223.
- Sirolli H, Torrella S, Kalesnik FA. 2021. Composición y estructura de los bosques de albardón del delta frontal del río Paraná, Argentina. *Revista mexicana de biodiversidad*, p. 92.
- Soil Survey Staff. 2022. Keys to Soil Taxonomy, 13th edition. USDA Natural Resources Conservation Service.
- Stevenson RJ, Sabater S. 2010. Understanding effects of global change on river ecosystems: science to support policy in a changing world. *Hydrobiologia*, 657(1): p. 3-18.
- Suárez ML, Vidal-Abarca MR, Sánchez-Montoya MDM, Alba-Tercedor J, Álvarez M, Avilés J, Bonada N, Casas J, Jáimez-Cuéllar P, Munné A, Pardo I, Prat N, Rieradevall M, Salinas MJ, Toro M, Vivas S. 2002. Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnética*, 21(3): p. 135-148.
- Szpeiner A, Martínez-Ghersa MA, Ghersa CM. 2007. Agricultura pampeana, corredores biológicos y biodiversidad. *Ciencia hoy*, 17(101): p. 38-46.
- Trimble SW. 1997. Stream channel erosion and change resulting from riparian forests. *Geology*, 25(5): p. 467-469.
- Vicente-Gonzalez L, Vicente-Villardón JL. 2021. PERMANOVA: multivariate analysis of variance based on distances and permutations. R package version 0.2.
- Vilá M, Valladares F, Travesé A, Santamaría L, Castro P. 2008. Invasiones biológicas. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España. p. 215.
- Waldner F, Hansen MC, Potapov PV, Löw F, Newby T, Ferreira S, Defourny P. 2017. National-scale cropland mapping based on spectral-temporal features and outdated land cover information. *PloS one*, 12(8).
- Ward J. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association* 58: p. 236-244.
- Yu H, Zhu L, Chen Y, Yue Z, Zhu Y. 2024. Improving grassland classification accuracy using optimal spectral-phenological-topographic features in combination with machine learning algorithm. *Ecological Indicators*, 158, 111392.

ANEXO

Figura 1. Planilla para aplicar el índice QBR. Elaborado por Munné et al. (2003).

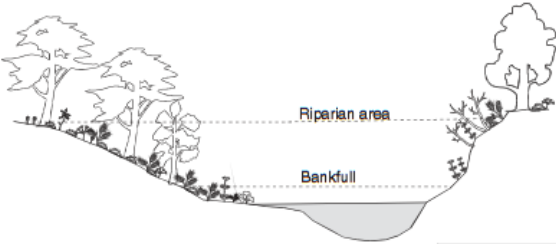
QBR INDEX Riparian habitat quality APPENDIX: FIELD SHEET 		
Score of each part cannot be negative or exceed 25		Station
Date		
Section 1: Total riparian cover		Section 1 Score
Score		
25	>80% of riparian cover (excluding annual plants)	
10	50–80% of riparian cover	
5	10–50% of riparian cover	
0	<10% of riparian cover	
+ 10	If connectivity between the riparian forest and the woodland is total	
+ 5	If the connectivity is higher than 50%	
– 5	Connectivity between 25% and 50%	
– 10	Connectivity lower than 25%	
Section 2: Cover structure		Section 2 Score
Score		
25	>75% of tree cover	
10	50–75% of tree cover or 25–50% tree cover but 25% covered by shrubs	
5	Tree cover lower than 50% but shrub cover at least between 10% and 25%	
0	<10% of either tree or shrub cover	
+ 10	At least 50% of the channel has helophytes or shrubs	
+ 5	If 25–50% of the channel has helophytes or shrubs	
+ 5	If trees and shrubs are in the same patches	
– 5	If trees are regularly distributed and shrubland is >50%	
– 5	If trees and shrubs are distributed in separate patches, without continuity	
– 10	Trees distributed regularly, and shrubland <50%	
Section 3: Cover quality (the geomorphological type should be first determined^a)		Section 3 Score
Score		
25	Number of native tree species	
10	Number of native tree species	
5	Number of native tree species	
0	Absence of native trees	
+ 10	If the tree community is continuous along the river and covers at least 75% of the edge riparian area	
+ 5	The tree community is nearly continuous and covers at least 50% of the riparian area	
+ 5	If the riparian community is structured in gallery	
+ 5	When the number of shrub species is	
– 5	If there are some man-made buildings in the riparian area	
– 5	If there are some isolated species of non-native ^b trees	
– 10	Presence of communities of non-native ^b trees	
– 10	Presence of garbage	
Section 4: Channel alteration		Section 4 score
Score		
25	Unmodified river channel	
10	Fluvial terraces modified and constraining the river channel	
5	Channel modified by rigid structures along the margins	
0	Channelized river	
– 10	River bed with rigid structures (e.g., wells)	
– 10	Transverse structures into the channel (e.g., weirs)	
Final score (sum of four section scores)		

Figura 2. Tipo morfológico de la zona ribereña (como insumo para la parte A.3: Calidad de la cubierta). Elaborado por Munné et al. (2003).

^a **Type of the riparian habitat (to be applied at level 3, cover quality)**
 The score is obtained by addition of the scores assigned to left and right river margins according to their slope. This value can be modified if islands or hard substrata are present.

			Score			
Slope and form of the riparian zone			Left	Right		
Very steep, vertical or even concave (slope >75°), very high, margins are not expected to be exceeded by floods. Slope is the angle subtended by the line between the top of the riparian area and the edge of the ordinary flooding of the river.			6	6		
Similar to previous category but with a bankfull which differentiates the ordinary flooding zone from the main channel.			5	5		
Slope of the margins between 45° and 75°, with or without steps. (a>b)			3	3		
Slope between 20° and 45°, with or without steps. (a < b)			2	2		
Slope <20°, large riparian zone.			1	1		
Presence of one or several islands in the river						
Width of all the islands “a” > 5 m.			- 2			
Width of all islands 'a' < 5 m.			- 1			
Percentage of hard substrata that can make impossible the presence of plants with roots						
> 80%			Not applicable			
60 – 80%			+ 6			
30 – 60%			+ 4			
20 – 30%			+ 2			
Total Score						
Geomorphological type according to the total score						
>8	Type 1	Closed riparian habitats. Riparian trees, if present, reduced to a small strip. Headwaters.				
5–8	Type 2	Headwaters or midland riparian habitats. Forest may be large and originally in gallery.				
<5	Type 3	Large riparian habitats, and potentially extensive forests. Lower courses.				

^b **Non-native tree species in the study area**
 (This should be listed for each study area)

e. g. in the studied area of Catalonia the following species are considered non-native: *Populus deltoides*, *Populus x canadensis*, *Populus nigra* ssp. *italica*, *Salix babilonica*, *Ailanthus altissima*, *Celtis australis*, *Robinia pseudo-acacia*, *Platanus x hispanica*.

Figura 3. Planilla para aplicar el índice QBR y las zonas adyacentes al bosque ribereño.
Elaborado por Basílico et al. (2015).

Parte A: ribera.	
Criterio	Puntuación
a) Grado de cubierta de la zona de ribera (puntuación entre 0 y 25)	
> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	20
50-80 % de cubierta vegetal	15
10-50 % de cubierta vegetal	10
< 10 % de cubierta vegetal	5
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es total	(+5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es superior al 50 %	(+2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es entre 25-50 %	(-2,5)
Si la conectividad entre el ecosistema ribereño y adyacente es inferior al 25 %	(-5)
b) Estructura de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Cobertura de hierbas palustres (hp) superior al 90 % de la superficie	25
Cobertura de hp entre 75-90 % de la superficie	18
Cobertura de hp entre 50-75 % de la superficie	15
Cobertura de hp entre 25-50 % de la superficie y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	15
Cobertura de hp inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10-25 %	10
Sin hp o cobertura inferior al 10 %	5
c) Calidad de la cubierta (puntuación entre 0 y 25)	
Sólo existen especies vegetales autóctonas	15
Predominan las especies autóctonas pero existen individuos de especies no arbóreas exóticas	10
Sin especies autóctonas	5
Si hay árboles nativos	(+5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre 50-75 % de la longitud del tramo	(+2,5)
Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más del 75 % de la longitud del tramo	(+5)
Si hay de 0-50 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-2)
Si hay de 50-100 % de la superficie cubierta por árboles exóticos	(-5)
d) Grado de naturalidad del canal fluvial (puntuación entre 0 y 25)	
El canal del río no está modificado	25
Modificaciones de las terrazas adyacentes sin reducción del canal	20
Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	15
Signos de alteración y estructuras que modifican el canal	10
Estructuras transversales	5
Río canalizado en la totalidad del tramo	0
Puntuación total (A) (suma de los puntajes a, b, c y d)	

Parte B: terreno adyacente a la ribera.	
Criterio	Puntuación
a) Tipo de suelo y topografía	
Suelos permeables y baja pendiente (1-10%)	27
Suelos permeables y pendientes moderadas (>10%)	20
Suelos impermeables y baja pendiente	13
Suelos impermeables y pendientes moderadas	7
Zonas de almacenamiento transitorio de agua	(+6)
Relieve plano (<1%)	(-6)
b) Uso del suelo adyacente a la ribera	
Área protegida municipal, provincial, nacional o privada	27
Lotés baldíos sin ganadería o ganadería extensiva	20
Cultivos o ganadería intensiva	16
Urbanización	13
Industrial	7
Si hay 50 % o más de superficie destinada a espacios verdes públicos	(+6)
Si hay menos de 50 % de superficie destinada a espacios verdes públicos	(-6)
c) Aportes laterales	
Ausencia de afluentes artificiales o canales	34
Canales de drenaje local o afluentes intermitentes	27
Canales pluviales	20
Canales combinados (pluviales+ cloacales)	13
Canales cloacales o industriales	7
Descarga directa de afluentes	0
Puntuación total (B) (suma de los puntajes a, b y c)	

Figura 4. Planilla para aplicar el índice QBRc. Modificado de Munné et al. (2003) y Basílico et al. (2015).

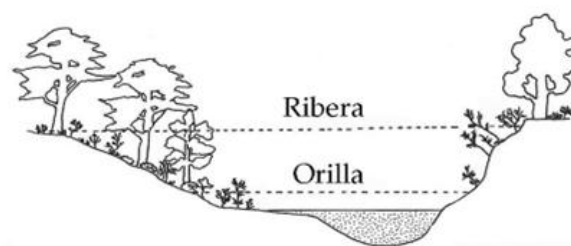
Estación n°:

Latitud:

Longitud:

Margen:

Sentido:



PARTE A: Bosque de ribera

1. Grado de cubierta de la zona de ribera (árboles y arbustos)	Rango: 0-25
Criterio	Valor
>90% de cubierta vegetal	25
75-90% de cubierta vegetal	20
50-75% de cubierta vegetal	15
30-50% de cubierta vegetal	10
10-30% de cubierta vegetal	5
<10% de cubierta vegetal de la zona de ribera	0
TOTAL	

2. Estructura de la cubierta	Rango: 0-25
Criterio	Valor
Cobertura de árboles superior al 75%	15
Cobertura de árboles entre el 50 y 75 % o cobertura de árboles entre el 25 y 50% y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25%	11
Cobertura de árboles inferior al 50% y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25%	7
Sin árboles y arbustos por debajo del 10%	0
Si en la orilla la concentración de herbáceas o arbustos es superior al 50%	(+2)
Si en la orilla la concentración de herbáceas o arbustos es entre 25 y 50%	(+1)
Si los árboles tienen un sotobosque arbustivo y/o herbáceo de altura superior a 50 cm	(+8)
Si los árboles tienen un sotobosque arbustivo y/o herbáceo de altura de entre 10 y 50 cm	(+4)
Si el suelo del sotobosque está cubierto de céspedes y/o plantas aisladas	(+1)
No hay sotobosque	(-7)
TOTAL	

3. Calidad de la cubierta (depende del tipo morfológico de la zona de ribera) (Anexo II)				Rango: 0-30
Criterio	Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	Valor
Número óptimo de especies arbóreas nativas*	>2	>3	>4	25
Número óptimo de especies arbóreas nativas*	2	3	4	20
Número óptimo de especies arbóreas nativas*	1	2	3	15
Ausencia de especies leñosas nativas	-	-	-	10
Número de especies de arbustos y/o herbáceas de más de 50cm	>2	>3	>4	(+5)
Presencia de estructuras antrópicas				(-2)
Presencia de especies aisladas de árboles exóticos				(-2)
Presencia de comunidades de árboles exóticos				(-5)
Presencia de basura				(-3)
TOTAL				

* Se considerarán dentro del número óptimo aquellas especies que tengan más de 5 individuos

4. Grado de naturalidad del canal fluvial	Rango: 0-20
Criterio	Valor
El canal del río no ha estado modificado	20
Modificaciones de la barranca adyacente sin reducción del canal	18
Modificaciones de la barranca adyacente con reducción del canal	15
Signos de alteración y estructuras que modifican el canal	10
Estructuras transversales	5
Río canalizado en la totalidad del tramo	0
TOTAL	

PARTE B: Zona adyacente

1. Tipo de suelo y topografía	Rango: 0-33
Criterio	Valor
Suelos permeables y baja pendiente (1-10%)	27
Suelos permeables y pendientes moderadas (>10%)	20
Suelos compactados y baja pendiente	13
Suelos compactados y pendientes moderadas	7
Zonas de almacenamiento transitorio de agua	(+6)
TOTAL	

2. Uso del suelo adyacente a la ribera	Rango: 0-33
Criterio	Valor
>90% bosque	33
Bosque + otras comunidades naturales	27
Bosque + actividades antrópicas	20
Ganadería	15
Agricultura	8
Ciudad	5
Industria	0
Posee parches de bosque	(+10)
TOTAL	

3. Aportes laterales	Rango: 0-34
Criterio	Valor
Ausencia de afluentes artificiales o canales	34
canales de drenaje local o afluentes intermitentes	27
canales pluviales	20
canales combinados (pluviales + cloacales)	13
canales cloacales o industriales	7
descarga directa de afluentes	0
TOTAL	

PARTE C: Ribera opuesta

Criterio	Valor
Bosque con predominio de especies nativas	100
Bosque con predominio de especies exóticas	70
Otra comunidad natural sin actividad antrópica aparente	60
Lotes baldíos sin ganadería o ganadería extensiva	50
Cultivos o ganadería intensiva	40
Urbanización	20
Industrial	0
Posee parches de bosques	(+10)

Tabla 1. *Sitios de entrenamiento para la clasificación supervisada.*

Latitud	Longitud	Clase
-32,7301610	-61,0180700	Bosque
-32,7315210	-61,0189460	Bosque
-32,7315710	-61,0182130	Bajo inundable
-32,7320140	-61,0180305	Bajo inundable
-32,7323280	-61,0176611	Bosque
-32,7328119	-61,0169841	Pastizal
-32,7330940	-61,0187225	Bajo inundable
-32,7349187	-61,0183055	Agricultura
-32,7286674	-61,0155451	Bajo inundable
-32,7294227	-61,0138838	Agricultura
-32,7223490	-61,0110930	Bajo inundable
-32,7231030	-61,0144550	Bajo inundable
-32,7249727	-61,0169466	Pastizal
-32,7181565	-61,0082881	Agricultura
-32,7143270	-61,0144860	Zona urbana
-32,7111194	-61,0142818	Suelo desnudo
-32,7118425	-61,0119708	Bosque
-32,7094750	-61,0116962	Agricultura
-32,7096325	-61,0096530	Pastizal
-32,7104525	-61,0084359	Bosque
-32,7070108	-61,0088047	Agricultura
-32,8520336	-61,1658491	Urbanización
-32,8499831	-61,1678651	Urbanización
-32,8491427	-61,1691713	Urbanización
-32,8441556	-61,1601584	Basural
-32,8481224	-61,1599197	Pastizal
-32,8489885	-61,1611093	Urbanización
-32,8706154	-61,1929622	Pastizal
-32,4778190	-60,8495280	Agricultura
-32,4682193	-60,8367350	Agricultura
-32,4621963	-60,8299443	Agricultura
-32,4651346	-60,8426228	Urbanización
-32,4482627	-60,8146591	Pastizal
-32,4493887	-60,8173587	Agricultura
-32,4532328	-60,8203568	Agricultura
-32,5975930	-60,8380416	Pastizal

Latitud	Longitud	Clase
-32,5981775	-60,8384755	Pastizal
-32,5995605	-60,8356517	Pastizal
-32,5995579	-60,8357397	Pastizal
-32,6672616	-60,8904573	Agricultura
-32,6739048	-60,9103214	Agricultura
-32,6693316	-60,8918336	Bosque
-32,6744416	-60,9124457	Bosque
-32,4798830	-60,8482200	Bosque
-32,4572840	-60,8265700	Bosque
-32,9177560	-61,2213560	Agricultura
-32,9209690	-61,2231680	Agricultura
-33,0290830	-61,7882970	Agricultura
-33,0297380	-61,7850400	Agricultura
-33,0258980	-61,7874420	Agricultura
-33,0917348	-61,6970351	Agricultura
-33,0408486	-61,5335843	Agricultura
-33,0409065	-61,5398895	Agricultura
-33,0920590	-61,7017839	Agricultura
-33,0930527	-61,7043106	Bosque
-33,0436740	-61,5389373	Urbanización
-33,0446523	-61,5388739	Agricultura
-32,4831690	-60,8475270	Bosque
-32,4572350	-60,8266220	Bosque

Tabla 2. *Distancias espectrales entre clases.* DE: Distancia euclidiana; SBC: Similitud de Bray-Curtis. Se observa el bajo grado de separabilidad entre las capas 3. Agricultura y 4. Bajo/Pastizal, reflejado en el bajo valor de la distancia euclidiana y el índice de similitud de Bray-Curtis superior al 90%.

	Método de separabilidad	Bosque	Agricultura	Bajo/Pastizal	Urbanización
Río	DE	1756.65	2185.84	2260.32	2011.68
	SBC	79.2	83.7	82.01	83.2
Bosque	DE		960.87	920.79	1629.77
	SBC		88.95	89.81	82.87
Agricultura	DE			162.64	844.41
	SBC			96.13	88.54
Bajo/Pastizal	DE				976.75
	SBC				87.76

Tabla 3. Matriz de confusión por píxeles.

Referencia	1	2	3	4	5	Total
Clasificación						
1	617	0	0	0	0	617
2	0	2795	0	11	0	2806
3	0	6	4487	170	18	4681
4	0	28	492	1718	16	2254
5	0	9	4	2	929	944
Total	617	2838	4983	1901	963	11302

Tabla 4. Matriz de confusión por área. Se muestran los resultados globales de la validación, Wi: Proporción de área mapeada por clase; PU: Precisión del usuario.

Referencia	1	2	3	4	5	Área (m2)	Wi
Clasificación							
1	0.0704	0	0	0	0	7667500	0.0704
2	0	0.1673	0	0.0007	0	18282000	0.1679
3	0	0.0005	0.3822	0.0145	0.0015	43406400	0.3987
4	0	0.0035	0.0607	0.2121	0.002	30291600	0.2782
5	0	0.0008	0.0004	0.0002	0.0834	9225400	0.0847
Total	0.0704	0.1721	0.4433	0.2275	0.0869	108872900	
PU %	100.00	99.61	95.85	76.21	98.41		
Índice Kappa	1.0000	0.9953	0.9256	0.6922	0.9826		
Precisión total [%] = 91.5309							
Índice Kappa total = 0.8822							

Tabla 5. Coeficientes de correlación entre variables y componentes principales. Se muestran las variables que fueron incluidas en el análisis. AT: Parte A total; BT: Parte B total; CT: Parte C total; CP1: Componente principal 1; CP2: Componente principal 2.

Variable	CP1	CP2
A.1. Grado de cubierta	0.595621	0.23039788
A.2. Estructura de cubierta	0.8351884	-0.19360884
A.3. Calidad de cubierta	0.491758	-0.73998933
AT	0.8572314	-0.45536853
B.1 Suelo	-0.2180532	0.29114824
B.2 Uso de suelo	0.8065479	0.49976403
BT	0.6927471	0.59074536
CT	-0.4362041	-0.06851601

Tabla 6. Lista de especies leñosas nativas y exóticas.

Especie	Categoría de distribución
<i>Aloysia gratissima</i>	Nativa
<i>Baccharis</i> sp.	Nativa
<i>Broussonetia papyrifera</i> *	Exótica
<i>Celtis tala</i>	Nativa
<i>Cortaderia selloana</i>	Nativa
<i>Eryngium</i> sp.	Nativa
<i>Erythrina crista-galli</i>	Nativa
<i>Eucalyptus</i> sp.*	Exótica
<i>Geoffroea decorticans</i>	Nativa
<i>Gleditsia triacanthos</i> *	Exótica
<i>Ligustrum lucidum</i> *	Exótica
<i>Ligustrum sinense</i> *	Exótica
<i>Melia azedarach</i> *	Exótica
<i>Morus alba</i> *	Exótica
<i>Myrcianthes cisplatensis</i>	Nativa
<i>Myrsine laetevirens</i>	Nativa
<i>Neltuma</i> sp.	Nativa
<i>Opuntia</i> sp.	Nativa
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Nativa
<i>Phytolacca dioica</i>	Nativa
<i>Populus alba</i> *	Exótica
<i>Salix humboldtiana</i>	Nativa
<i>Sapium haemospermum</i>	Nativa

Especie	Categoría de distribución
<i>Schinus</i> sp.	Nativa
<i>Senegalia bonariensis</i>	Nativa
<i>Ulmus pumila</i> *	Exótica
<i>Vachellia caven</i>	Nativa

Nota: Las especies marcadas con (*) corresponden a especies exóticas invasoras (MAyDS, 2021).