

TRABAJO FIN DE MÁSTER

EVALUACIÓN DEL ESTADO DEL BOSQUE DE RIBERA DEL RÍO GAIÀ AFECTADO POR LA SEQUÍA SEVERA

Autor: Lluís Salvat Garcia

Director: Antonio Luis Montealegre Gracia

Máster Universitario en

Tecnologías de la información geográfica para la ordenación del territorio: sistemas de información geográfica y teledetección

Septiembre de 2024



Universidad
Zaragoza

**Departamento de Geografía
y Ordenación del Territorio**



Resumen

El cambio climático y las cada vez más frecuentes e intensas sequías meteorológicas pueden afectar a la vegetación riparia de los ríos mediterráneos de bajos caudales. Desde finales del año 2020, una intensa sequía meteorológica ha afectado la región nororiental mediterránea de la Península Ibérica. Derivado de dicha situación, el caudal del río Gaià, situado en la provincia de Tarragona (Catalunya) se ha reducido drásticamente, lo que podría comprometer la salud de la vegetación en sus márgenes. En este contexto, los objetivos del presente estudio han consistido en definir la sequía meteorológica e hidrológica que afecta al área de estudio, desarrollar una metodología para analizar la respuesta espectral de la vegetación ribereña afectada mediante el uso de imágenes satelitales Sentinel-2, y analizar la influencia de variables ecológicas y topográficas del bosque ribereño. La metodología aplicada se ha basado en la selección de un conjunto de polígonos o áreas de bosques riparios en los cuales se ha calculado el índice de vegetación NDVI derivado de imágenes satelitales mensuales. Además, se han caracterizado a partir de variables ecológicas y topográficas para conocer cuáles son las que pueden tener influencia en el comportamiento de la vegetación frente a la sequía. Los resultados indican que el período de sequía considerado abarca de octubre de 2022 a septiembre de 2023, mientras que el período de presequía se extiende de octubre de 2019 a septiembre de 2020. La sequía ha afectado globalmente y en sentido negativo al vigor de la vegetación riparia, con una disminución del NDVI medio de todos los polígonos de estudio del 6,7% entre el período de sequía y el anterior. Por un lado, el análisis de las variables ecológicas ha revelado que la sequía afecta de manera especialmente negativa a los hábitats riparios compuestos por olmedos y alamedas, mientras que el impacto es mínimo en los parques con vegetación y los platanedos. En cuanto a los tramos hidrogeomorfológicos, los barrancos erosivos en forma de "U" son los más perjudicados en comparación con los sistemas de terrazas fluviales y los torrentes en forma de "U". Por otro lado, aunque las variables topográficas pueden influir en la respuesta de la vegetación se ha dado una baja correlación entre ellas y la tendencia NDVI. Además, la afectación de la sequía varía considerablemente según la estación del año, acusando sus efectos negativos en la vegetación durante el período de verano. En conclusión, el presente trabajo evidencia que ha habido una respuesta negativa generalizada en los valores de NDVI de las especies vegetales del río Gaià. No obstante, para entender mejor dicha respuesta se sugiere la utilización de más variables y de una ventana temporal mayor.

Palabras Clave: vegetación riparia, Sentinel-2, índice NDVI, sequía hidrológica.

Abstract

Climate change and increasingly frequent and intense meteorological droughts may affect the riparian vegetation of low-flow Mediterranean rivers. Since the end of 2020, an intense meteorological drought has affected the northeastern Mediterranean region of the Iberian Peninsula. As a result, the flow of the Gaià River, located in the province of Tarragona (Catalonia), has drastically reduced, which could compromise the health of the vegetation along its banks. In this context, the objectives of the present study have been to define the meteorological and hydrological drought affecting the study area, develop a methodology to analyse the spectral response of the affected riparian vegetation using Sentinel-2 satellite images, and examine the influence of ecological and topographic variables in the riparian forest. The applied methodology was based on selecting a set of polygons or riparian forest areas, for which the NDVI vegetation index, derived from monthly satellite images, was calculated. Additionally, these areas were characterised by ecological and topographic variables to determine which may influence vegetation behaviour in response to drought. The results indicate that the drought period considered spans from October 2022 to September 2023, while the pre-drought period extends from October 2019 to September 2020. The drought has globally and negatively affected the vigour of riparian vegetation, with a 6.7% decrease in the average NDVI of all study polygons between the drought period and the previous one. On the one hand, the analysis of ecological variables revealed that the drought particularly impacts riparian habitats consisting of elm and white poplar groves, while the impact is minimal in parklands and plane tree stands. In terms of hydrogeomorphological sections, "U"-shaped erosive gullies are the most affected compared to fluvial terrace systems and "U"-shaped torrents. On the other hand, although topographic variables may influence vegetation response, there was a low correlation between these variables and the NDVI trend. Additionally, the drought's impact varies considerably depending on the season, with its negative effects on vegetation being most pronounced during the summer period. In conclusion, this study demonstrates a generalised negative response in the NDVI values of plant species along the Gaià River. However, to better understand this response, the use of additional variables and a longer time frame is recommended.

Key Words: riparian vegetation, Sentinel-2, NDVI index, hydrological drought.

Índice

1.	Introducción.....	pág. 1
1.1.	Objetivos e hipótesis.....	pág. 3
2.	Área de estudio	pág. 3
3.	Metodología.....	pág. 8
3.1.	Delimitación del espacio potencialmente fluvial y del bosque ripario.....	pág. 8
3.2.	Determinación del período de sequía meteorológica e hidrológica	pág. 11
3.3.	Selección de imágenes satelitales Sentinel-2.	pág. 15
3.4.	Ánalisis de las tendencias en la respuesta espectral de la vegetación entre los pe- ríodos de sequía y presequía	pág. 17
3.5.	Caracterización ecológica y topográfica de las zonas de vegetación de ribera	pág. 19
4.	Resultados.....	pág. 24
4.1.	Patrones espacio-temporales de la respuesta de la vegetación frente a la sequía severa.....	pág. 24
4.2.	Principales factores de la respuesta de la vegetación frente a la sequía severa.....	pág. 29
5.	Discusión y conclusiones	pág. 40
6.	Agradecimientos.....	pág. 41
7.	Bibliografía.....	pág. 41
8.	Anexo	pág. 45

1. INTRODUCCIÓN

Los espacios fluviales mediterráneos están especialmente expuestos y son vulnerables al cambio climático. El aumento progresivo de la temperatura, la disminución de las precipitaciones y la creciente frecuencia y severidad de episodios extremos de sequía y crecidas han reducido y alterado los caudales ordinarios de los cursos de agua (García et al., 2022), lo que plantea amenazas significativas para los ecosistemas forestales de ribera. Además, la extracción de agua para regadío, consumo y turismo en áreas donde es un recurso escaso, especialmente durante el verano, produce un gran impacto sobre los medios fluviales, ya que los caudales se ven reducidos a niveles inferiores a los deseables, provocando un déficit hídrico, un aporte excesivo de nutrientes y estrés hídrico sobre la vegetación de ribera (Tierno de Figueroa et al., 2007; Campodon et al., 2022).

En este contexto, la región litoral de Catalunya vivió uno de los episodios más severos de escasez de agua entre abril de 2007 y mayo de 2008. Durante este período, se sucedieron más de dieciséis meses sin lluvias significativas en las cabeceras de los ríos catalanes, lo que llevó a la activación del Decreto de Sequía a partir de abril de 2007 y que estuvo vigente hasta enero de 2009, cuando las reservas de los embalses de las cuencas internas rondaban el 46%. A pesar de un ligero repunte de las reservas durante mayo de 2007, en los meses siguientes las reservas de los embalses se redujeron de manera lenta y progresiva. La situación más crítica se alcanzó a finales de marzo de 2008, cuando los embalses del sistema Ter-Llobregat llegaron a alrededor del 20% de su capacidad, lo que conllevó restricciones y cortes de agua para diferentes usos (Agència Catalana de l'Aigua, 2009). Boix et al. (2010) analizaron la recuperación de las comunidades biológicas después de esa sequía en los ríos del noreste de la Península Ibérica. Durante ese período, la demanda humana casi agotó las reservas de agua disponibles, mientras los ríos fluían inusualmente bajos. Además, la recuperación de los flujos normales se retrasó en tramos aguas abajo de los embalses.

Las precipitaciones en las cuencas fluviales de Catalunya han experimentado una reducción desde el verano de 2020, siendo anormalmente bajas, especialmente a partir del año 2021 (DL 1/2023, de 28 de febrero). Según los datos de pluviometría registrados y según los análisis del Servei Meteorològic de Catalunya, el episodio de sequía actual no tiene ningún precedente histórico desde 1916, considerado el inicio del período instrumental. Además, la intensidad de la presente sequía supera significativamente el anterior episodio de 2005-2008 (DL 4/2024, de 16 de abril). Estas condiciones ya están afectando a los alisos (*Alnus glutinosa*), una especie arbórea presente en las cabeceras de las cuencas fluviales catalanas donde el declinamiento observado está relacionado con las recurrentes sequías graves (García et al., 2022). Todavía no se ha estimado con precisión el costo en términos de pérdida de biodiversidad acuática y ripícola de la sequía debido a la degradación y pérdida de los ecosistemas fluviales riparios. Sin embargo, estudios recientes indican que, aunque los ecosistemas acuáticos epicontinentales (corredores fluviales y zonas húmedas) ocupan solo un 3% de la superficie de Catalunya, más del 34% de los hábitats protegidos o vulnerables de la región y el 30% de los taxones considerados amenazados dependen directamente de estos ecosistemas (García et al., 2022).

Las respuestas de los bosques de ribera a la sequía son complejas y están determinadas por varios factores ambientales y biológicos que determinan la resiliencia a la sequía, los impactos en el crecimiento, la mortalidad, las comunidades vegetales y los procesos ecosistémicos. Las respuestas a la sequía a nivel individual o de especie están impulsadas por adaptaciones estructurales y fisiológicas, pero también por el área foliar, la fenología de las hojas, el comportamiento de los estomas, y la profundidad de las raíces, principalmente. Las respuestas a la sequía

pueden ser más complejas a nivel comunitario, ya que las interacciones entre especies pueden atenuar o exacerbar los impactos. Las variaciones a nivel del paisaje, en la topografía y las condiciones edáficas, también pueden modular los efectos de la sequía. Un estudio reciente demostró que la topografía influyó fuertemente en la resiliencia de las poblaciones de árboles ante las olas de calor en las zonas mediterráneas (Portela et al., 2023). También se ha demostrado que la topografía mitiga los efectos de la sequía en los bosques con posiciones de fondo del valle. Sin embargo, las respuestas a la sequía de los bosques en posiciones topográficamente favorables, como los bosques ribereños, siguen estando poco estudiadas a nivel regional (Portela et al., 2023).

Los ecosistemas ribereños están relativamente protegidos de los impactos de la sequía meteorológica debido a su entorno geomorfológico favorable, que les permite acceder al agua procedente de precipitaciones, flujos superficiales y aguas subterráneas poco profundas. Sin embargo, las sequías prolongadas y severas pueden afectar significativamente a los recursos hídricos superficiales. Las alteraciones antropogénicas del flujo fluvial y la extracción de agua subterránea para satisfacer la demanda humana pueden aumentar aún más al estrés hídrico. Tal como recoge Portela et al., (2023), varios estudios han constatado la disminución del crecimiento y la muerte progresiva de la copa, la pérdida de biomasa de las plantas ribereñas, la menor supervivencia de las plántulas y la reducción en la riqueza de especies como consecuencia de la sequía. También se ha demostrado que la productividad de la vegetación ribereña está asociada positivamente con la precipitación anual y estacional y está afectada negativamente por la distancia al agua subterránea y las temperaturas máximas.

La vulnerabilidad de los bosques ribereños a la sequía puede afectar el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y terrestres, ya que son fundamentales para los intercambios de energía y materia entre la tierra y el agua. Por ejemplo, los aportes de hojarasca de las plantas ribereñas constituyen importantes contribuciones de carbono para las cadenas alimentarias acuáticas. El microclima creado por la sombra y la transpiración de los bosques ribereños puede ayudar a amortiguar en los arroyos y ríos los efectos del aumento de las temperaturas y proporcionar hábitat y refugio para especies terrestres durante las olas de calor. Conviene recalcar que los bosques ribereños secuestran carbono en niveles similares o superiores a los de otros bosques (Portela et al., 2023).

Por lo tanto, es necesaria la monitorización para determinar cuáles son, cuándo y dónde se dan los efectos de la sequía sobre la vegetación de ribera (Pace et al, 2021), así como para comprender los factores que sustentan la resiliencia y la vulnerabilidad de los bosques ribereños a la sequía para la mitigación y adaptación al cambio climático. Debido a la estructura ramificada y amplia de las redes fluviales, el seguimiento de las condiciones locales de los bosques riparios sobre el terreno resulta costoso y requiere mucho tiempo. En consecuencia, las técnicas de teledetección resultan útiles para analizar el dinamismo de los bosques riparios (Chuvieco, 2010; Huylenbroeck et al., 2020).

Tradicionalmente, se han utilizado fotografías aéreas y datos de campo para analizar los espacios riparios, pero la evolución tecnológica de la teledetección ha posibilitado el uso de imágenes satelitales multiespectrales, como las procedentes de los programas Landsat, SPOT y ASTER (Goetz, 2006; Klemas, 2014) y, más recientemente, el uso de imágenes de alta resolución (Sentinel-2, GeoEye, etc.) que ayudarán a evaluar mejor los vínculos entre los principales rasgos de la vegetación ribereña y los extremos climáticos. Además, al tratarse de información adquirida por un sensor remoto situado en una órbita estable y repetitiva, las imágenes de satélite constituyen una fuente valiosa para estudiar los cambios que se producen en la superficie

terrestre, ya sean debidos al ciclo estacional de las cubiertas, por catástrofes naturales, o por alteraciones de origen humano (Chuvieco, 2010; Nagler et al., 2021).

La caracterización espectral de la vegetación mediante imágenes ópticas de teledetección está determinada por una serie de factores, tales como los pigmentos foliares, la estructura celular de la hoja y su contenido de humedad. Las características geométricas de la planta, es decir, su área y forma foliar, y la geometría del dosel, son otros factores condicionantes. También hay que considerar otros aspectos derivados de la situación geográfica (pendiente, orientación, altitud, reflectividad del sustrato, condiciones atmosféricas, etc.) (Chuvieco, 2010).

Entre la gran cantidad de índices espectrales que tienen como objeto de estudio el estado de la vegetación, el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), se ha utilizado con frecuencia para evaluar las tendencias a largo plazo de la vegetación (Peng et al., 2012). Chau-lagain et al. (2023) destacan que el índice NDVI es el más común para monitorear los impactos en la vegetación producidos por las tendencias climáticas y los cambios en los caudales. El NDVI representa la actividad fotosintética, la cual está directamente relacionada con las condiciones climáticas (Ndayisaba et al., 2017) y la disponibilidad de agua (Sims y Colloff, 2012), entre otros factores. Estas técnicas han sido reconocidas como una forma conveniente de obtener datos continuos en una variedad de escalas y resoluciones (Tomsett y Leyland, 2019).

1.1 Objetivos e hipótesis

El objetivo general del presente trabajo es analizar el impacto de la sequía severa que está afectando a los bosques de ribera del río Gaià, considerando un período anterior de presequía para poder compararlo con el actual. Este objetivo responde a la necesidad de mejorar la comprensión sobre las respuestas de los bosques ribereños ante sequías severas mediante el uso de datos y técnicas de teledetección óptica multiespectral de alta resolución espacial.

Los objetivos específicos que se derivan del propósito general son: i) definir la sequía severa meteorológica e hidrológica que afecta al área de estudio, ii) comparar la respuesta espectral de la vegetación ribereña intra e interanualmente, iii) evaluar la influencia de algunas variables ecológicas y topográficas del bosque ribereño sobre el impacto de la sequía.

La hipótesis que se plantea es que los bosques de ribera mostrarán una disminución en su actividad fotosintética durante el período de sequía severa, ya que este evento afecta a los recursos hídricos superficiales disponibles. No obstante, se espera que dicha disminución sea heterogénea debido a la influencia de diversos factores, como la tipología hidrogeomorfológica del curso fluvial, las características orográficas, o las especies vegetales que forman el bosque ripario.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El río Gaià, situado en el noreste de la península ibérica, tiene una longitud de 77,5 km, nace en la comarca tarragonense de la Conca de Barberà, sigue su recorrido por el Alt Camp y finaliza en el Tarragonès. La cuenca del Gaià abarca 422,86 km² y recibe una precipitación anual media de 220 hm³, lo que se traduce en una aportación anual media de 25,17 hm³ (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2012). Según l'Atles Climàtic de Catalunya del período 1991-2020 (Servei Meteorològic de Catalunya, 2024), la temperatura media anual oscila entre 12-14 °C en la cabecera y 16-18 °C en la desembocadura, mientras que la precipitación

media anual varía entre 400 y 550 mm. El clima es mediterráneo prelitoral en el tramo alto y mediterráneo litoral en el tramo medio y bajo.

El Gaià tiene un caudal diario medio de 0,25 m³/s en el periodo 1960-2020 en la estación de aforo de Vilabella (Agència Catalana de l'Aigua, 2024), reflejando el carácter de un río mediterráneo de caudales bajos e irregulares, especialmente en escenarios de sequía (Figura 1). Los afluentes del Gaià son ramblas y torrentes cuyos caudales están determinados por las lluvias (aguaceros en otoño y finales de verano). Cabe destacar, que la existencia de la presa del Catllar en el tramo medio interrumpe el régimen hidrológico natural, por lo que el área de estudio se ha enmarcado en el eje principal del río Gaià desde su nacimiento hasta el inicio de la cola de dicho embalse. Por consiguiente, la longitud del tramo analizado es de 51,38 km, quedando excluidos los últimos 26,12 km.

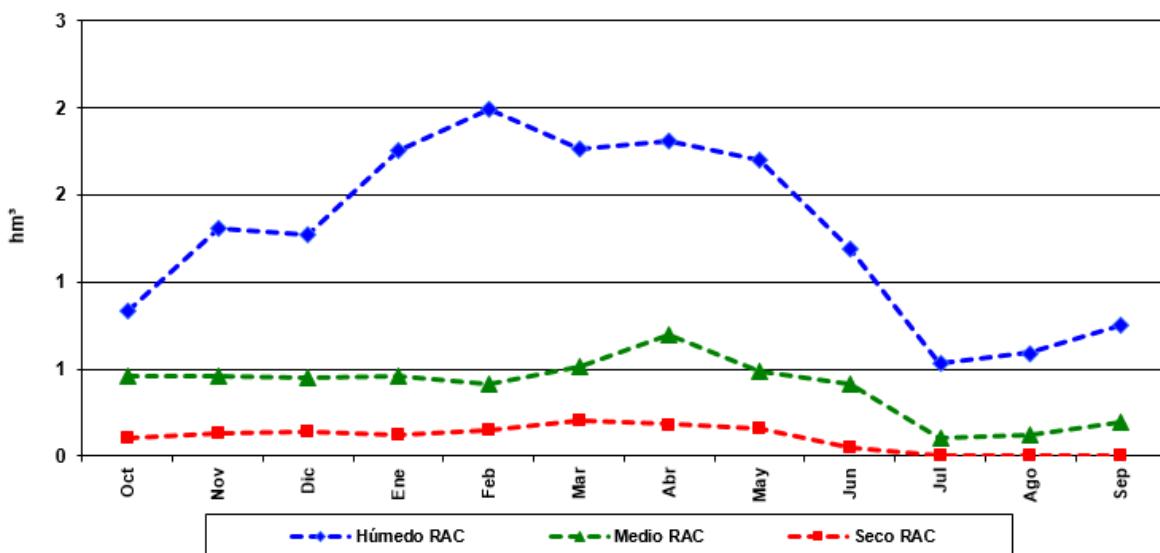


Figura 1. Aportaciones mensuales (hm³) según el escenario del régimen ambiental de caudales (RAC) de la cuenca del Gaià, en la estación de aforo de Vilabella. Elaboración propia.

Respecto de la litología, el río Gaià se origina sobre materiales del Paleógeno (Cenozoico) en el altiplano de la Segarra y atraviesa la Cordillera Prelitoral Catalana, concretamente el Bloc del Gaià, integrado por rocas sedimentarias del Triásico (Mesozoico) que aparecen formando relieves diferenciados de calizas, dolomías y conglomerados donde son característicos los riscos, acantilados, etc. en el paisaje fluvial (Folch, 1986). Una vez superada la falla normal que separa la Sierra Prelitoral con el Camp de Tarragona, una de las Depresiones Prelitorales Catalanas, el Gaià fluye por materiales del Neógeno (Cenozoico) hasta la Cordillera Litoral Catalana para después desaguar en el Mar Mediterráneo sorteando materiales del Neógeno y testimonialmente del Triásico, el Jurásico y el Carbonífero inferior (Mesozoico) (Folch, 1986). Topográficamente, el Puig de Formigosa, situado en la Sierra Prelitoral, es la cumbre más alta de la cuenca hidrográfica del Gaià, con 993 m de altitud (Figura 2). La pendiente es más acentuada en la cabecera (Figura 3), manteniendo una tendencia regular hasta la presa del Catllar, inaugurada en el año 1975 y con una capacidad de 60,4 hm³.

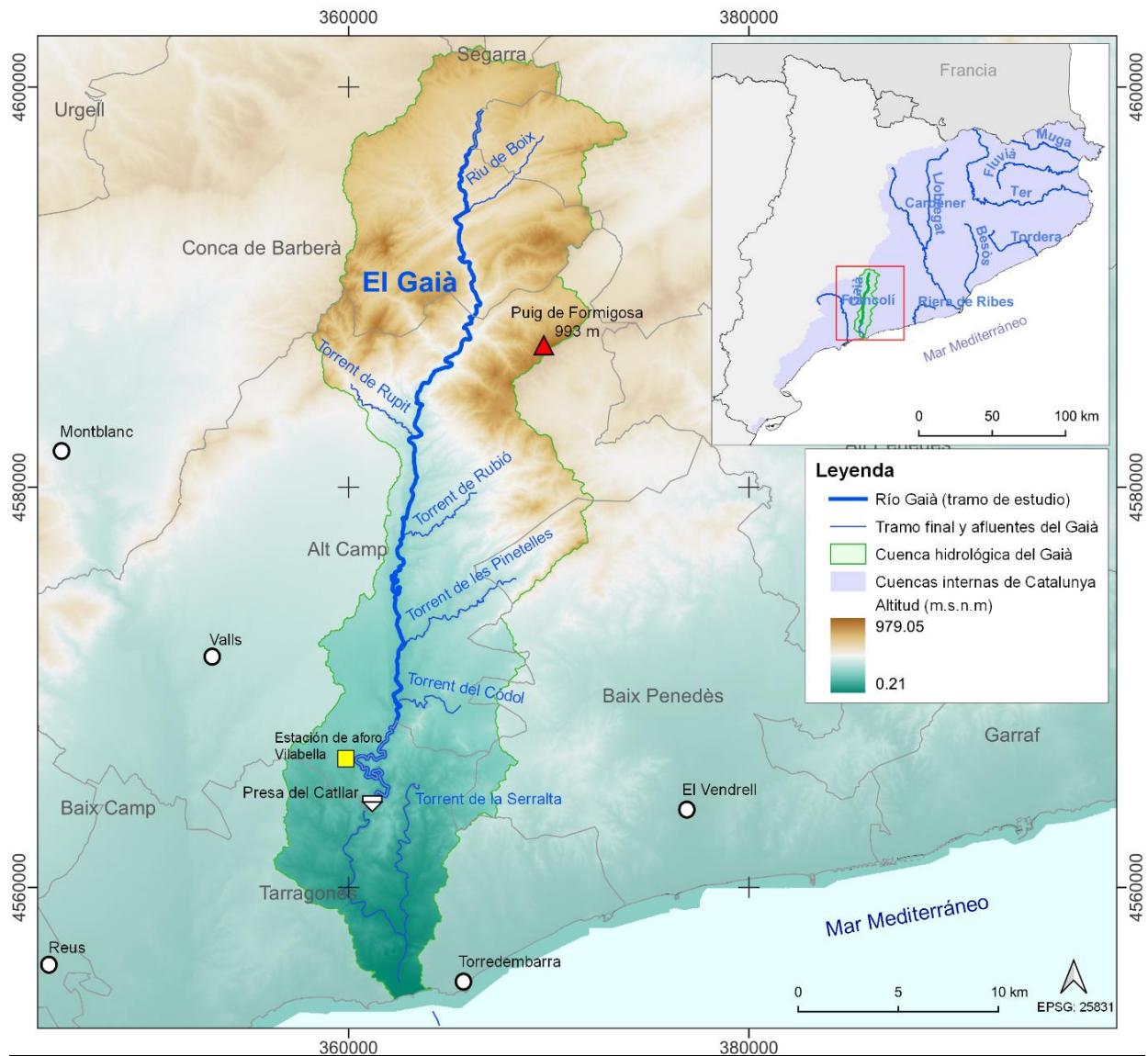


Figura 2. Área de estudio. Elaboración propia.

El bosque de ribera del Gaià está estimado en 80,91 ha según la “Planificació de l’Espai Fluvial de la Conca del Gaià” (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2012). En el tramo alto dominan los bosques de álamos, fresnos y olmos, el tramo medio está ocupado principalmente por cañaverales, mientras que en el tramo bajo y ya fuera del ámbito de estudio, predominan los carrizales y otras especies litorales de aguas salobres. Las principales especies son las fresnedas de *Fraxinus angustifolia* (33,1%), las choperas de *Populus nigra* y *Populus canadensis* espontáneas o naturalizadas (19,2%), los bosques mixtos (15,9%), las alamedas y choperas con vinca (13,8%), sargales de *Salix alba* (12%), y otras formaciones de *Ulmus minor*, *Platanus x hispanica*, *Salix atrocinerea*, *Tamarix gallica* y bardales (5,5%).

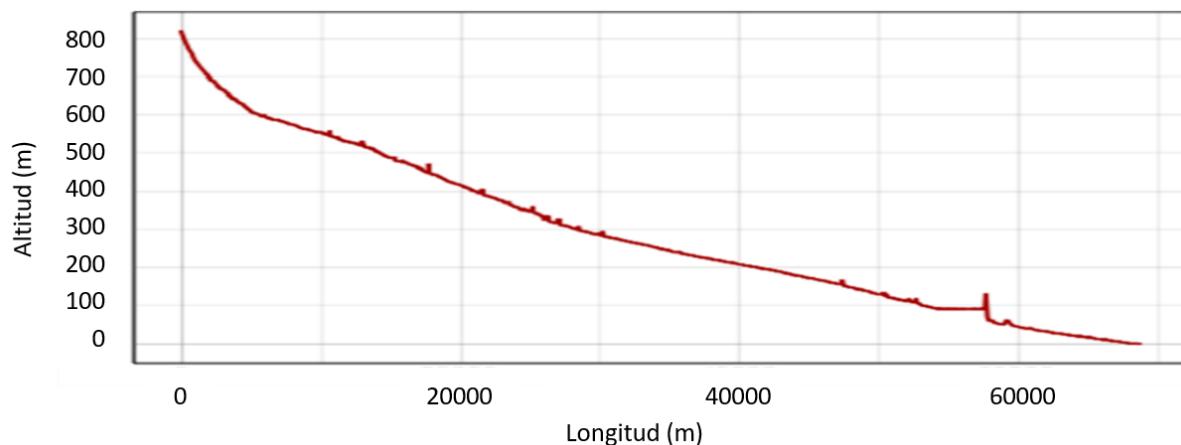


Figura 3. Perfil topográfico del río Gaià. Elaboración propia.

La cuenca del Gaià alberga los siguientes Hábitats de Interés Comunitario (HIC), cuya conservación esencial para la estabilidad de los ecosistemas fluviales y la protección contra la erosión (European Commission, 1992; European Commission, 2013):

- 3 Hábitat de agua dulce
 - o 32 Aguas corrientes –tramos de cursos de agua con dinámica natural y seminatural (lechos menores, medios y mayores)- en los que la calidad del agua no presenta alteraciones significativas
 - 3270 Ríos de orillas fangosas con vegetación de *Chenopodion rubri* p.p. y de *Bidention*
 - 3280 Ríos mediterráneos de caudal permanente del Paspalo-Agrostidion con cortinas vegetales ribereñas de *Salix* y *Populus alba*.
- 6 Formaciones herbosas naturales y seminaturales
 - o 64 Prados húmedos seminaturales de hierbas altas
 - 6430 Megaforbios eutrofós higrófilos de las orlas de llanura y se los píspos montano a alpino.

Asimismo, el área de estudio es un refugio importante para la fauna, con la presencia regular de 130 especies de vertebrados de las 244 constatadas en toda la cuenca del Gaià, y más de 80 especies de aves, convirtiéndose en una zona clave para la migración de aves.



Figura 4. Fotografía del bosque de alamedas, fresnales y sargales en el tramo medio del Gaià a su paso por el municipio de Montferri. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 5. Fotografía del bosque de platanedos en el tramo medio del Gaià a su paso por el entorno del Monasterio de Santes Creus. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 6. Fotografía del cauce del Gaià y del bosque de ribera mixto en el tramo medio a su paso por el municipio de Aiguamúrcia. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).

3. METODOLOGÍA

El proceso metodológico se ha basado, por un lado, en determinar el período de sequía meteorológica e hidrológica y, por otro, en seleccionar un conjunto de polígonos o áreas de vegetación de ribera, las cuales se han caracterizado en función del tipo de hábitat ripario, de la tipología hidrogeomorfológica del tramo y de otras variables topográficas, como la pendiente. Asimismo, se han empleado imágenes multiespectrales capturadas por satélite para calcular series temporales del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) del periodo actual de sequía y del anterior y así analizar las tendencias de cambio.

3.1 Delimitación del espacio potencialmente fluvial y del bosque ripario

En primer lugar, el espacio potencialmente fluvial del río Gaià (EPF), se ha definido como la superficie que tendría el espacio fluvial en el supuesto de que nunca hubiera sido intervenido por el ser humano. Es el ámbito “originalmente fluvial”, aunque a día de hoy parte de ese ámbito esté ocupado por elementos y funciones antrópicas. De acuerdo con Ollero (2014) es la banda geomorfológica y ecológicamente activa, de máxima eficiencia y complejidad como sistema natural. El EPF se ha delimitado mediante una cobertura (capa) vectorial que está integrada en la “Planificació de l’Espai Fluvial de la Conca del Gaià” y que ha sido elaborada por el equipo de “MN Consultors en Ciències de la Conservació”, empresa en la que se ha desarrollado el presente Trabajo fin de Máster.

La metodología seguida para su delimitación se ha basado en incluir, no sólo los ambientes acuáticos, de ribera y riparios, sino también todos aquellos otros que son expresiones de la acción fluvial actual o pretérita (modelada en el pasado en un contexto bioclimático diferente al actual) y que son parte del “hecho fluvial”. Para ello, se ha llevado a cabo el estudio de los relieves y formas fluviales, la funcionalidad hidráulica y la distribución actual y potencial de los hábitats de influencia fluvial (restitución ecosistémica) (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2012). A partir de la capa del EPF, el equipo técnico de “MN Consultors en Ciències de la Conservació” realizó una caracterización de los hábitats (capa “Hàbitats fluviales”; también enmarcada en la “Planificació de l’Espai Fluvial de la Conca del Gaià” (PEF-Gaià)), lo que ha permitido la identificación del bosque ripario sobre el cuál aplicar el análisis de sequía.

La cartografía de la capa “Hàbitats fluviales” (Figura 7) ha sido elaborada en un Sistema de Información Geográfica (SIG) y ha estado basada en la clasificación CORINE (European Comission, 1991), que para el territorio catalán fue adaptada y transpuesta mediante la elaboración del Listado de los Hábitats de Catalunya (Vigo et al., 2005), readaptándolo para su uso en el entorno fluvial a cargo de “MN Consultors en Ciències de la Conservació”. Se trata de una representación a escala 1:5.000 en la que cada polígono cartografiado lleva asociada una etiqueta. Ésta especifica sintéticamente los principales hábitats que contiene el polígono (mínimo un hábitat, máximo tres) de acuerdo con los códigos CORINE adaptados para la PEF-Gaià, y se indican los grados de cobertura de cada hábitat dentro del polígono en porcentaje (10 % mínimo, 100 % máximo). En el ámbito del espacio fluvial cartografiado, se han identificado un total de 94 hábitats; 14 de éstos se corresponden con hábitats no inventariados en la Lista de hábitats presentes en Catalunya (DMAH & UB, 2001). A estos nuevos hábitats, además del código PEF, se les ha asignado un código CORINE que los sitúa entre las clasificaciones establecidas, siguiendo las reglas jerárquicas de la codificación.

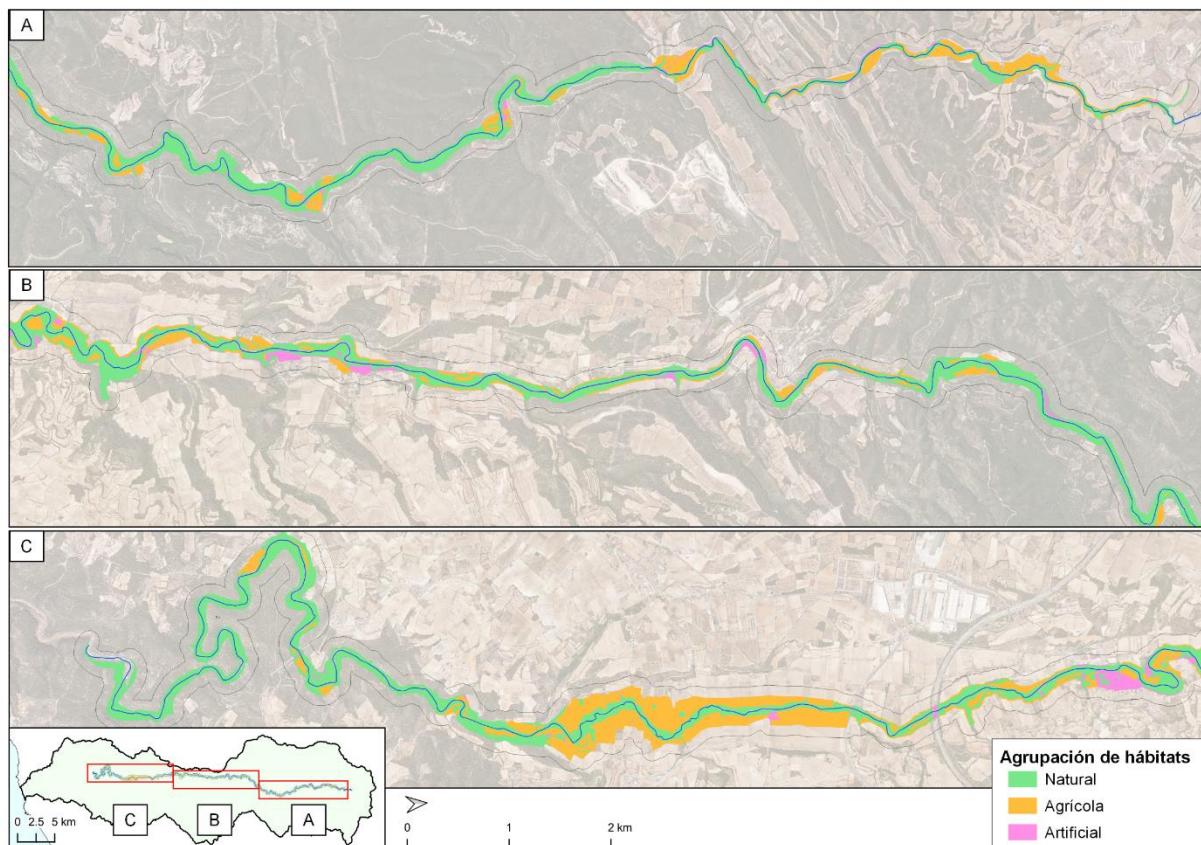


Figura 7. Agrupación de hábitats riparios según uso. Elaboración propia a partir de la capa de “Hàbitats Fluvials del Gaià” (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2012).

De la capa de “Hàbitats fluviales” (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2012) se ha realizado una selección automática de las geometrías donde el porcentaje de cubrimiento combinado de los hábitats de tipo bosque ripario superase el 50%. Concretamente, los hábitats de tipo bosque ripario que se han seleccionado corresponden al índice “44” de la capa de “Hàbitats fluviales” que agrupa el tipo “Bosques y bosquinas de ribera o de lugares muy húmedos”:

- Alamedas (y choperas) con vinca, de la tierra baja (y la media montaña).
- Adelfal, de las ramblas del territorio catalanídic meridional (y central).
- Fresnal de *Fraxinus angusti*.
- Saucedal de *Salix atrocinerea*, con *Equisetum telmateia*, *Carex pendula*, de fondo de barranco y hondonadas de suelo muy húmedo, del territorio catalanídic.
- Bosques de ribera mixtos, de tierra baja.
- Platanedos (*Platanus hispanica*) naturalizados en las riberas.
- Chopera (de *Populus nigra* y/o *P. canadensis*) espontánea o naturalizada de tierra baja y montaña media.
- Saucedal (sobre todo de *Salix alba*) de tierra baja y piso montano.
- Sargal de tierra baja.
- Tarayal, de suelos salobres.

No se han considerado los hábitats de tipo ripario correspondientes a Adelfales, Saucedales de *Salix atrocinerea* y Tarayales, ya que dichos hábitats se ubican en el tramo de la desembocadura del Gaià que ha quedado fuera del marco de estudio. Además, se ha añadido un tipo de hábitat de vegetación arbustiva, como los Bardales, y se han agregado polígonos concretos de algunos hábitats como Cañizar con fresnal y bardal, Pinar con sotobosque, Bosque público y

Bosque de roble, tras detectar que tienen estructura y carácter de bosque ripario tras el análisis visual de la ortofotografía del PNOA del año 2023.

Después de realizar los procesos metodológicos representados en la Figura 8, han quedado seleccionados 199 geometrías de los presentes hábitats, no obstante, se ha aplicado un filtrado automático de polígonos de baja superficie ($<1.000\text{ m}^2$) y una exclusión manual de polígonos en los que se ha detectado que el hábitat no corresponde a la realidad. Esto puede haber sido causado por alguna riada que se haya llevado por delante la especie caracterizada en la cubierta de hábitats y que haya dado lugar a la presencia de un nuevo hábitat en ese mismo espacio. Además, se ha realizado una visita de campo para validar la existencia de la tipología de hábitat en los polígonos de estudio. Algunas de las imágenes tomadas durante el proceso de validación en campo se pueden consultar en el Anexo (Figuras 36 a la 48).

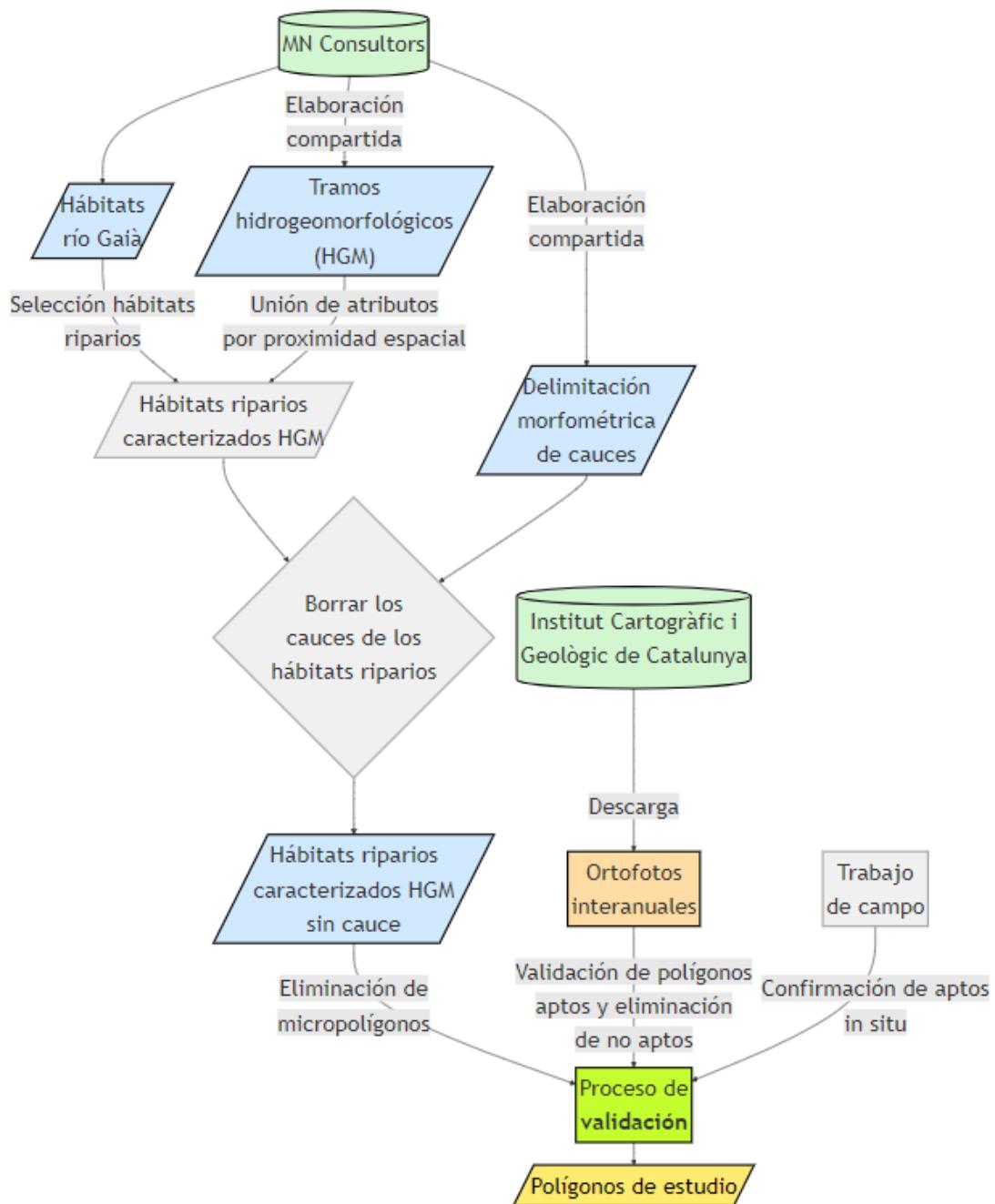


Figura 8. Proceso metodológico de la obtención de polígonos de estudio y caracterización ecológica.

Finalmente, han quedado seleccionados 170 polígonos de hábitats riparios (Figura 9) que se han tomado como áreas básicas de estudio, es decir, las geometrías que conforman dichos hábitats suponen la base espacial sobre la cual se han estimado las tendencias NDVI y el resto de variables del trabajo.

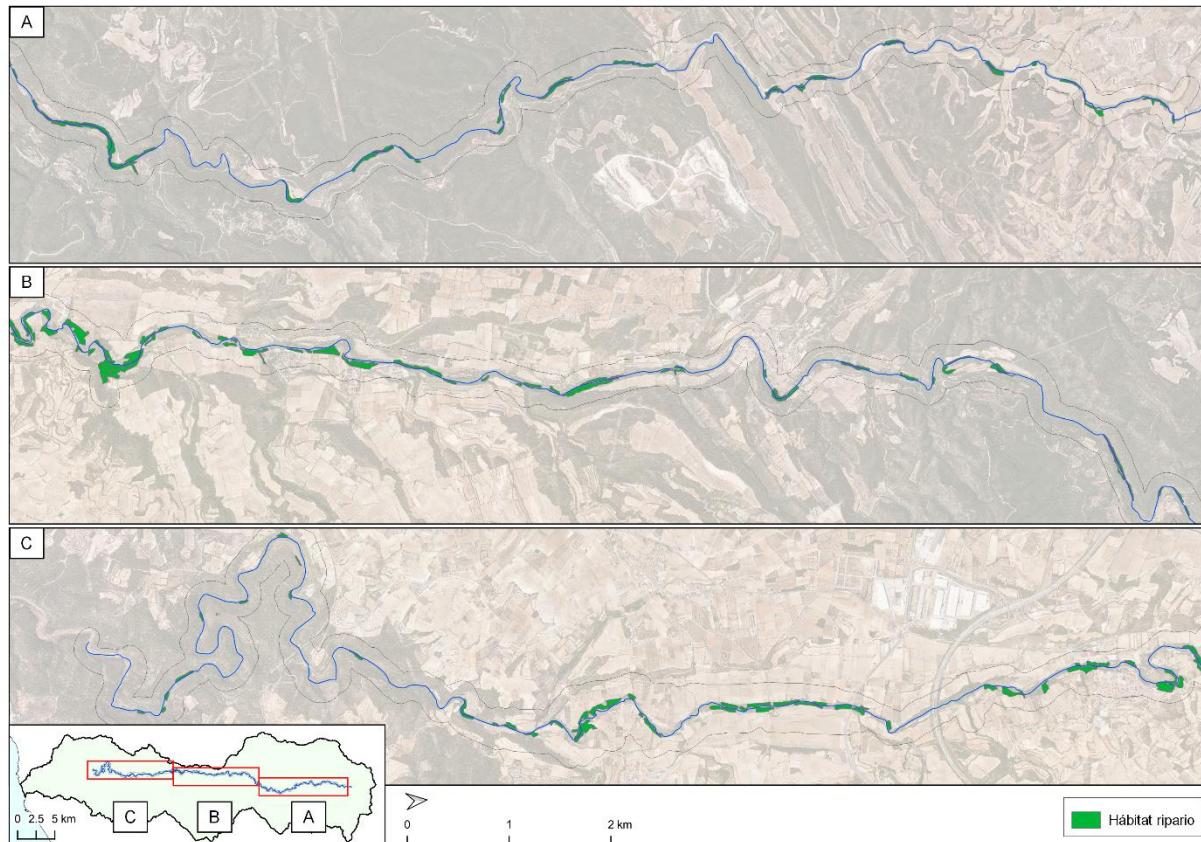


Figura 9. Hábitats riparios (polígonos de estudio). Elaboración propia.

3.2 Determinación del período de sequía meteorológica e hidrológica

La sequía se puede clasificar en cuatro tipos: meteorológica, hidrológica, agrícola y socioeconómica. Concretamente, la sequía meteorológica aparece cuando se produce una escasez continuada de precipitaciones. Es la sequía que da origen a los restantes tipos de sequía y normalmente suele afectar a zonas de gran extensión. El origen de la escasez de precipitaciones está relacionado con el comportamiento global del sistema océano-atmósfera, donde influyen tanto factores naturales como factores antrópicos, como la deforestación o el incremento de los gases de efecto invernadero (MITERD, 2024).

En este trabajo se ha identificado el periodo de sequía meteorológica e hidrológica actual, y un periodo anterior, es decir, un periodo de presequía. Ambos periodos seguirán los umbrales típicos de un año hidrológico: inicio del periodo en octubre y final en setiembre. Cabe señalar que en el ámbito mediterráneo las sequías son cada vez más frecuentes y más extremas (IPCC, 2023) y además de esto, el río Gaià padece de detacciones de agua por riego agrícola, uso industrial y uso doméstico (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2012), lo que puede

suponer que las condiciones en el periodo de presequía no sean idénticas a una situación de normalidad debido a la intervención humana.

En este estudio se ha optado por la utilización del Índice de Precipitación Estandarizado (SPI), definido como un valor numérico que representa el número de desviaciones estándar de la precipitación caída a lo largo del período de acumulación del que se trate, respecto de la media, una vez que la distribución original de la precipitación ha sido transformada a una distribución normal (AEMET, 2024). Es un indicador basado en la probabilidad de lluvias, en cualquier período de tiempo, que fue desarrollado por, McKee et al. (1995) para cuantificar el déficit de precipitaciones durante múltiples períodos de tiempo. Estos períodos reflejan el impacto de la sequía sobre la disponibilidad de los diferentes recursos hídricos. Las condiciones de humedad del suelo responden a las anomalías pluviométricas en un intervalo de tiempo relativamente corto, mientras que el agua subterránea, el caudal de los cursos superficiales y el agua embalsada reflejan tales anomalías a largo plazo, razón por la cual, se ha optado por calcular el índice SPI a 24 meses. Los valores positivos o negativos del SPI indican que las precipitaciones son mayores o menores que la media, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización del índice SPI. Fuente: MITERD.

Índice SPI	Caracterización
-2,0 o inferior	Sequedad extrema
-1,5 a -1,99	Muy seco
-1,0 a -1,49	Moderadamente seco
-0,99 a 0,99	Casi normal
1,0 a 1,49	Humedad moderada
1,5 a 1,99	Muy húmedo
2,0 o superior	Humedad extrema

Una sequía se produce siempre que el SPI sea permanentemente negativo y alcance una intensidad de -1,0 o menos; el fenómeno finaliza cuando el SPI se hace positivo. Cada fenómeno de sequía, por lo tanto, tiene una duración definida por su comienzo y su final, y una intensidad diferente para cada mes que dure el fenómeno. La dimensión de la sequía puede también ser la magnitud acumulada de la sequía, es decir, la suma de todos los valores positivos del SPI durante los meses que ésta dura (MITERD, 2024).

En el caso concreto del río Gaià, se ha procedido al cálculo del índice SPI 24 de una serie de datos mensuales de la estación meteorológica de Rocafort de Queralt, situada en la cabecera de la cuenca. Los datos están disponibles para el período de 1950 al 2022 en la web del Servei Meteorològic de Catalunya. En la Figura 10 se puede observar la tendencia a sequías meteorológicas recurrentes y duraderas en el período 2002 – 2022. En la Figura 11 se puede apreciar con más detalle los últimos cinco años de datos SPI (2018-2022), donde desde diciembre de 2019 hasta setiembre de 2020 los valores son positivos, oscilando entre 0,5 y 1, período de normalidad según la interpretación de los valores del SPI. Posteriormente, se producen valores negativos del orden de -1 y -1,5, indicando una situación moderadamente seca o muy seca en meses inferiores a -1,5 como abril, junio y noviembre de 2022. Como los valores no superan la barrera del -2 no se puede considerar que la sequía sea extrema aunque sí que se trata de un período muy seco o de sequía severa.

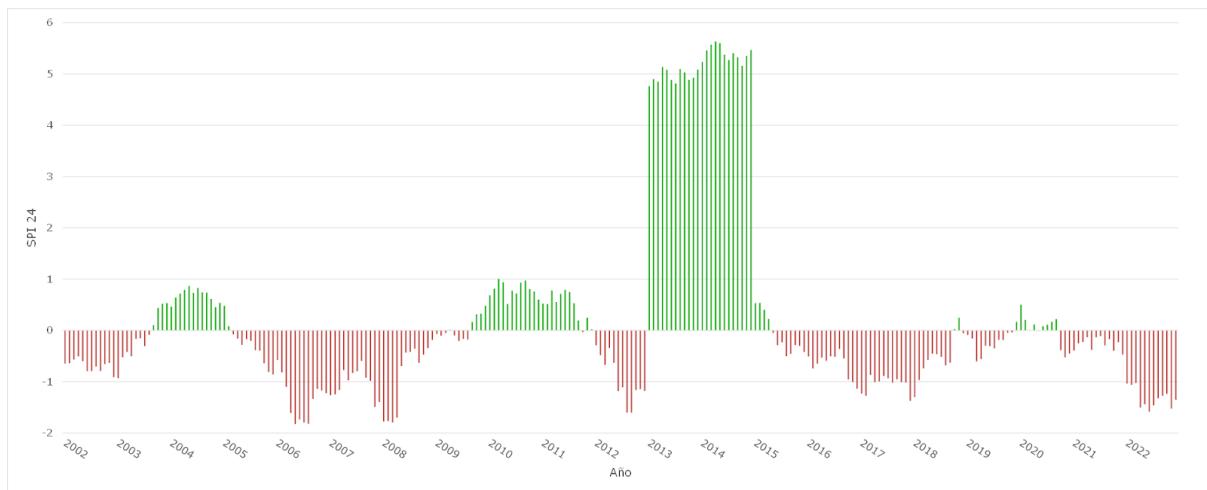


Figura 10. Índice SPI 24 (2002-2022) en Rocafort de Queralt. Elaboración propia a partir de datos del Servei Meteorològic de Catalunya (2024).

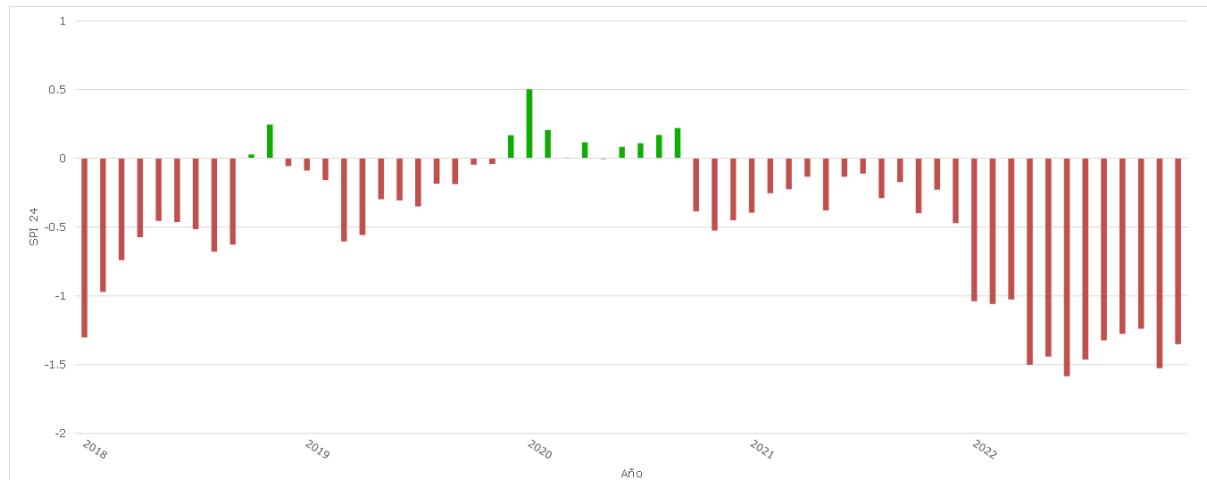


Figura 11. Índice SPI 24 (2018-2022) en Rocafort de Queralt. Elaboración propia a partir de datos del Servei Meteorològic de Catalunya (2024).

Como que el área de estudio es de superficie considerable, y con una sola estación meteorológica se podría perder información relevante para determinar el periodo y la gravedad de la sequía, obsérvese la Figura 49 en el Anexo donde se representa cartográficamente el índice SPI 24 en el año hidrológico 2019/20 en la cuenca del río Gaià englobado en Catalunya. Por lo que se visualiza, es evidente que los valores en general son positivos u oscilan entre umbrales de normalidad situados entre -0,99 y 0,99. Por otro lado, en el año hidrológico 2022/23 (Figura 50 en el Anexo) puede apreciarse que la mayoría del territorio del Gaià presenta valores SPI 24 inferiores al -1, dando lugar a una caracterización de sequía severa, y en algunos casos menores al -3, indicando una sequía extrema. De este modo, el análisis de la sequía meteorológica con el índice SPI 24 indica que el inicio de ésta se sitúa en enero del 2021.

Teniendo en cuenta que se debe delimitar un periodo temporal de presequía, se ha tomado el año hidrológico anterior, de octubre de 2019 a septiembre de 2020 como periodo de normalidad meteorológica. En cuanto al periodo de sequía, se podría definir tanto el año hidrológico 2021/2022 o 2022/23. En este caso, se tomarán los datos de la caracterización de la sequía hidrológica en la cuenca del Gaià para confirmar, por un lado, que en el año hidrológico de

preseguía los valores son normales y, por otro lado, cuál es el año hidrológico que tiene mayores indicios de sequía severa.

La sequía hidrológica puede definirse como aquella relacionada con períodos de caudales circulantes por los cursos de agua o de volúmenes embalsados por debajo de lo normal. Una definición más precisa sería la disminución en las disponibilidades de aguas superficiales y subterráneas en un sistema de gestión durante un periodo dado respecto a los valores medios, que puede impedir cubrir las demandas de agua al cien por cien. A diferencia de la sequía agrícola, que tiene lugar poco tiempo después de la meteorológica, la sequía hidrológica puede demorarse durante meses o algún año desde el inicio de la escasez pluviométrica o si las lluvias retornan en poco tiempo, no llegar a manifestarse (MITERD, 2024).

En cuanto a la sequía hidrológica que afecta a la cuenca del río Gaià, es necesario definir un periodo de normalidad hidrológica y compararla con el periodo de sequía. Se ha procedido a la descarga de datos de caudales (m^3/s) diarios de la estación de aforo de Vilabella, situada en el tramo medio del río Gaià, entre el periodo del 1 de enero de 1975 a mayo de 2024, a partir del SAIH de l'Agència Catalana de l'Aigua (2024) (Figura 12).

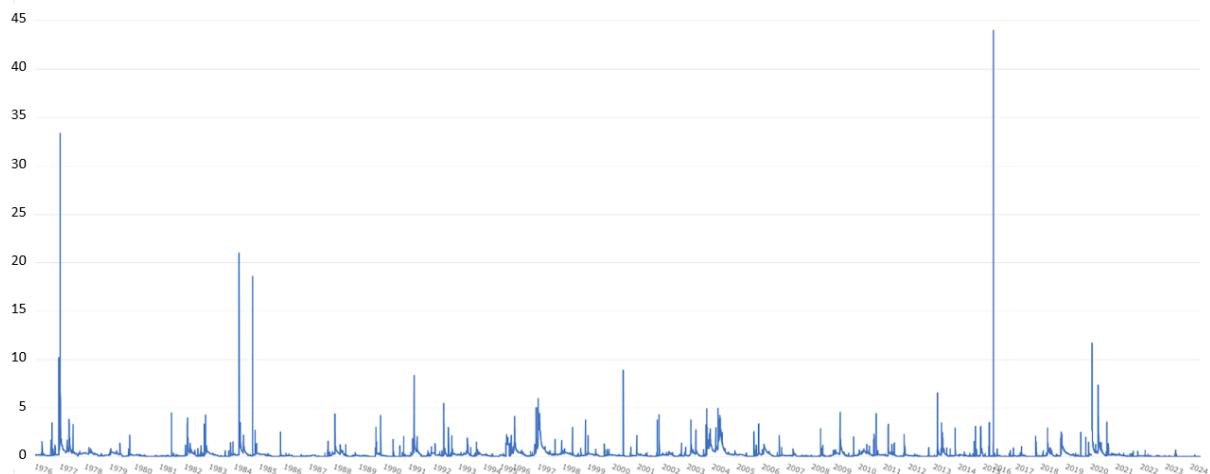


Figura 12. Caudal diario medio m^3/s del río Gaià en la estación de aforo de Vilanella (1975-2024).
Elaboración propia a partir de datos de l'Agència Catalana de l'Aigua (2024).

Para ello, se ha empleado la aplicación informática IAHRIS (Índices de Alteración Hidrológica en Ríos) desarrollada por Carolina Martínez Santa-María y José Anastasio Fernández Yuste, de la Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal de la Universidad Politécnica de Madrid (UPM) que permite obtener parámetros con los que caracterizar el régimen hidrológico, tanto natural como alterado, en un punto de un río. Estos parámetros valoran aspectos hidrológicos del régimen con marcada trascendencia ambiental (duración de las sequías, estacionalidad de las avenidas, etc.). Además, la aplicación ofrece también la interpretación ambiental de la alteración anteriormente evaluada, resumiendo su trascendencia sobre los principales componentes del ecosistema afectado. Para un régimen natural dado, la aplicación permite obtener aplicando la metodología RAC4 un conjunto de escenarios de regímenes ambientales especificados a nivel de aportación mensual para distintos tipos de año (Martínez Santa-María et al., 2021).

A partir de la serie de valores de caudales diarios, el informe de resultados indica que los años hidrológico 2021-22 y 2022-23 han sido secos (Tabla 2). En tal sentido, cabe resaltar que de los datos que se conocen desde 1975 no ha habido un año con tan poca aportación hidrológica como el 2022-23 ($0,302 \text{ hm}^3$ anuales), muy distante de períodos de sequía severos como el

episodio de 2007-08 cuya aportación hidrológica fue de 2,089 hm^3 anuales, sustancialmente superior al año 2022-23, y que en la Figura 13 se refleja en el insignificante nivel de caudal en la estación de aforo de Vilabella durante el año 2022-23.

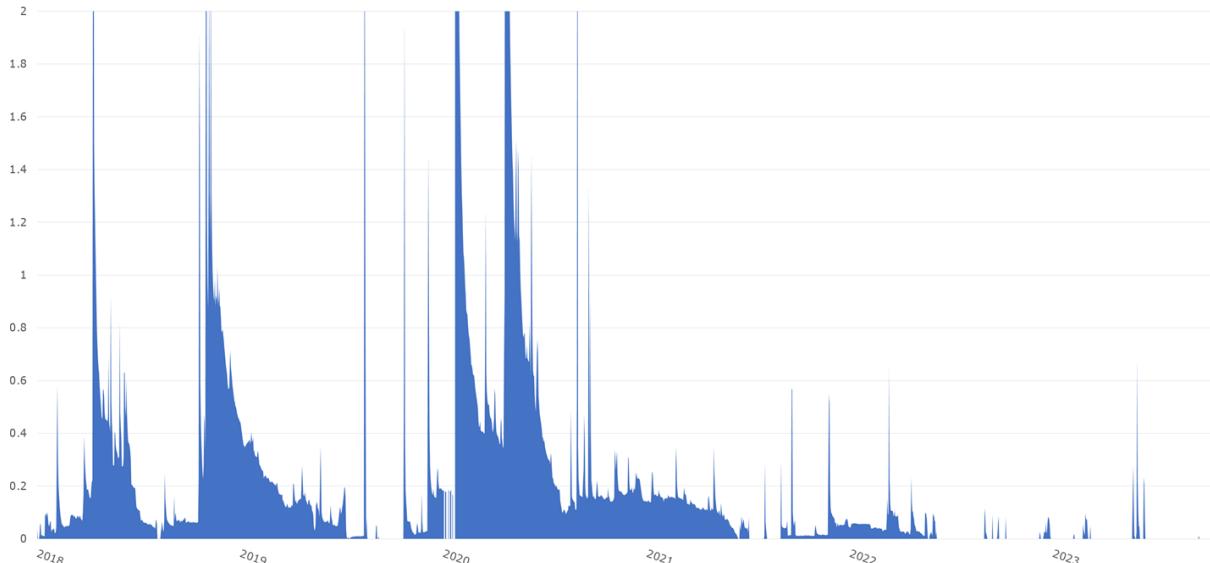


Figura 13. Caudal diario medio m^3/s (2018-2023). Elaboración propia en IAHRIS a partir de datos de l'Agència Catalana de l'Aigua (2024).

Por otro lado, el año 2020-21 es considerado como un año medio, aunque el valor de caudal roza las aportaciones de años secos como el 1988-89 con $3,4 \text{ hm}^3$ o el 1979-80 con $3,25 \text{ hm}^3$. El 2019-20 se considera hidrológicamente un año húmedo con una aportación de $19,79 \text{ hm}^3$ y el 2018-19 como año medio con $8,89 \text{ hm}^3$. El año hidrológico 2019-20, a pesar de tratarse de un año húmedo, ha sido escogido porque los índices SPI 24 son negativos tanto en los años hidrológicos anteriores como posteriores.

Tabla 2. Aportación anual de agua (hm^3) en el río Gaià. Elaboración propia en IAHRIS a partir de datos de l'Agència Catalana de l'Aigua (2024).

Año	Aportación (hm^3)	Tipo de año
2018-2019	8,889	Medio
2019-2020	19,794	Húmedo
2020-2021	3,669	Medio
2021-2022	1,208	Seco
2022-2023	0,302	Seco

Por consiguiente, el período de sequía considerado abarca de octubre de 2022 a septiembre de 2023, mientras que el período de presequía se extiende de octubre de 2019 a septiembre de 2020.

3.3 Selección de imágenes satelitales Sentinel-2

El estado de la vegetación de ribera se ha analizado mediante imágenes multiespectrales del satélite Sentinel-2 (S2A MSI L2A), debido a que es necesaria una imagen mensual para los períodos definidos de presequía y sequía, y a que se han de obtener índices de vegetación a partir de las bandas del espectro óptico visible y el infrarrojo cercano. Asimismo, se han utilizado imágenes Sentinel-2 por su alta resolución espacial (10 a 20 m).

La descarga de imágenes se ha realizado de forma gratuita en la plataforma *Copernicus Open Access Hub* desarrollada por la Agencia Espacial Europea. Para cubrir todo el área de estudio, se seleccionó la escena T31TCF, de órbita relativa 8 y 51 con la menor cantidad de ruido posible, como sombras y nubes. Cabe señalar que todas las imágenes disponibles del mes de abril de 2020 (periodo de presequía) están afectadas por una cubierta nubosa que impide su tratamiento para derivar índices de vegetación, por lo que se ha desestimado su uso, así como para el mismo mes de abril del 2023 (periodo de sequía). Ante la posibilidad de descargar dos niveles de procesamiento de imágenes Sentinel-2, L1C y L2A, se han descargado las de nivel L2A, ya que los efectos de la atmósfera en la energía reflejada desde la superficie de la Tierra y que llega al sensor son excluidos.

Sentinel-2 (compuesto por los satélites gemelos 2A y 2B) lleva en órbita desde el 23-06-2015 (2A) y desde el 07-03-2017 (2B). El sensor registra información espectral en trece bandas (4 bandas en el óptico visible e infrarrojo cercano o *NIR* con 10 m de resolución espacial, 6 bandas en el de *red edge*/infrarrojo de onda corta o *SWIR* a 20 m y 3 bandas de corrección atmosférica a 60 m). El barrido de los sensores tiene un ancho de 290 km y presenta un periodo de revisita con los 2 satélites de 5 días.

En particular, las bandas espectrales de las imágenes Sentinel-2A utilizadas, B4 (rojo) y B8 (infrarrojo cercano), tienen una resolución espacial de 10 m (Figura 14), por lo que no ha sido necesario remuestrear el tamaño de los píxeles.

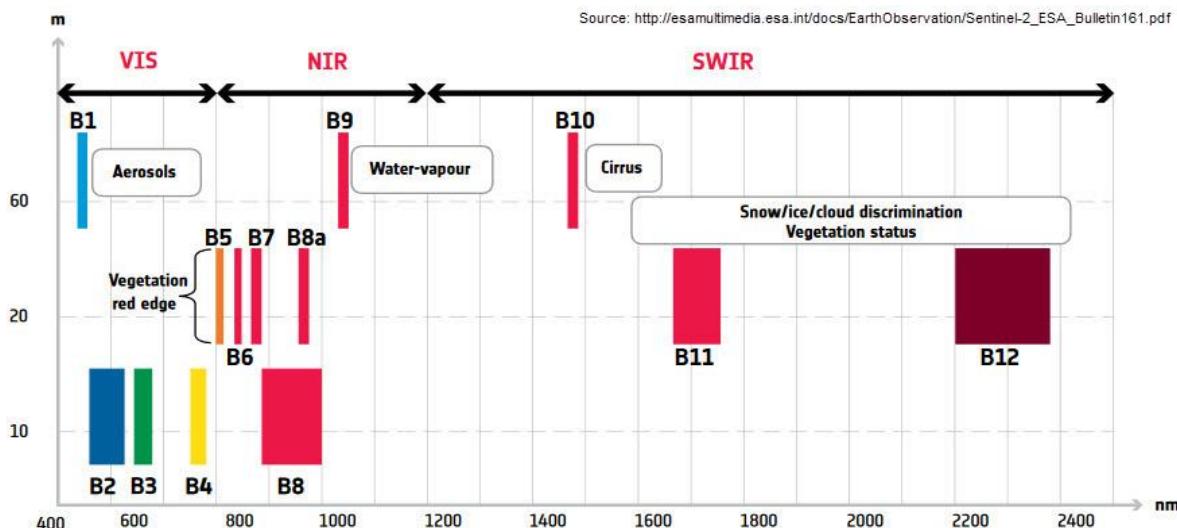


Figura 14. Resolución espacial vs longitud de onda de las 13 bandas espectrales de Sentinel-2A. ESA (2015).

En la Tabla 3 puede consultarse la fecha exacta de descarga de las imágenes satelitales utilizadas en el presente estudio:

Tabla 3. Fecha de las imágenes satelitales utilizadas en el estudio.

Período presequía (octubre de 2019 y septiembre de 2020)	Período de sequía (octubre de 2022 y septiembre de 2023)
25/10/2019	14/10/2019
24/11/2019	06/11/2019
22/12/2019	28/12/2019
16/01/2020	20/01/2020
05/02/2020	11/02/2020

Período presequía (octubre de 2019 y septiembre de 2020)	Período de sequía (octubre de 2022 y septiembre de 2023)
08/03/2020	16/03/2020
20/05/2020	15/05/2020
26/06/2020	24/06/2020
19/07/2020	19/07/2020
05/08/2020	20/08/2020
14/09/2020	29/09/2020

3.4 Análisis de las tendencias en la respuesta espectral de la vegetación entre los períodos de sequía y presequía

La respuesta espectral de la vegetación riparia ante la sequía se ha analizado mediante el cálculo del NDVI, para lo cual es necesario el uso de la banda del rojo y del infrarrojo cercano (IRC). La reflectividad de la vegetación en un episodio de sequía intensa se reduce en el IRC y aumenta en el rojo (al tener menor absorción clorofílica), con lo que el contraste entre ambas bandas será mucho menor. Es decir, cuanto mayor sea la diferencia entre las reflectividades de la banda del IRC y el rojo, mayor vigor vegetal presenta la cubierta observada, mientras que bajos contrastes indican una vegetación enferma, senescente o con poca densidad (Chuvieco, 2010).

El NDVI se ha empleado profusamente para estimar diversos parámetros de la cubierta vegetal, lo que le confiere un papel protagonista de cara a la evaluación ambiental. Además, el NDVI es el índice preferible para la monitorización global de la vegetación, ya que ayuda a compensar los cambios en las condiciones de iluminación, la pendiente de la superficie, la exposición y otros factores externos (EOS Data Analytics, 2024). En general, el NDVI es una forma estandarizada de medir el “estado de salud” de la vegetación (Gis Geography, 2024). Los valores del índice NDVI pueden variar entre -1 y +1, lo que facilita notablemente su interpretación (Chuvieco, 2010). Los valores de $NDVI \leq 0,1$ corresponden a áreas con rocas, arena o nieve; el umbral de vegetación corresponde a valores NDVI superiores a 0,1, donde los valores moderados (de 0,2 a 0,3) representan arbustos y praderas, mientras que los valores altos (de 0,6 a 0,8) indican bosques templados y tropicales (Holben, 1986).

Se ha calculado el índice NDVI (Eq. 1) en todas las imágenes Sentinel-2A utilizando las bandas espectrales B8 (infrarrojo cercano) y B4 (rojo) (Eq. 1):

$$NDVI = \frac{B8 - B4}{B8 + B4} \quad (1)$$

Los valores de NDVI obtenidos para cada imagen mensual (once en total, ya que se ha omitido el mes de abril en ambos períodos por inadecuación de las imágenes) se han agregado a partir de un promedio para producir una imagen de NDVI anual de ambos períodos (presequía y sequía) e imágenes de NDVI estacionales. Además, se ha procedido al cálculo de tendencias intermensuales e interanuales entre ambos períodos. En concreto, se han dividido los valores de NDVI del periodo de sequía entre los del periodo de sequía y se ha restado 1, tanto a nivel mensual (Eq. 2), estacional (Eq. 3) y anual (Eq. 4), para obtener las tendencias entre ambos períodos:

$$T NDVI_m = \frac{NDVI_m \text{ sequía}}{NDVI_m \text{ presequía}} - 1 \quad (2)$$

m: mes

$$T NDVI_e = \frac{NDVI_e \text{ sequía}}{NDVI_e \text{ presequía}} - 1 \quad (3)$$

e: estación

$$T NDVI_a = \frac{NDVI_a \text{ sequía}}{NDVI_a \text{ presequía}} - 1 \quad (4)$$

a: año hidrológico

Para obtener los valores de tendencias NDVI en los polígonos de estudio, se ha procedido al cálculo del promedio de los valores de NDVI de los píxeles contenidos en los polígonos de estudio mediante una herramienta de estadística zonal del *Model processing* del software geoespacial QGIS (2009). A partir de las medias mensuales, estacionales y anuales, se han aplicado las Eq. (2,3 y 4) y se han obtenido los datos de tendencia del T. NDVI_m entre meses de los dos períodos; del T. NDVI_e entre estaciones: invierno (enero, febrero, marzo), primavera (mayo, junio), verano (julio, agosto, septiembre) y otoño (octubre, noviembre, diciembre); y del T. NDVI_a anual entre ambos períodos por zona de estudio, y se ha obtenido una imagen de los cambios experimentados entre el período de presequía y el período de sequía. Los valores negativos indican una disminución del vigor vegetal respecto de la situación de presequía; los valores cercanos al 0 indicarían regularidad en el vigor de la vegetación de ribera, y los valores positivos indicarían una recuperación del estado de salud vegetal. Tanto los valores de NDVI como las tendencias de NDVI (T. NDVI) han sido agregados a los polígonos de estudio siguiendo el flujo de trabajo que se representa en la Figura 15.

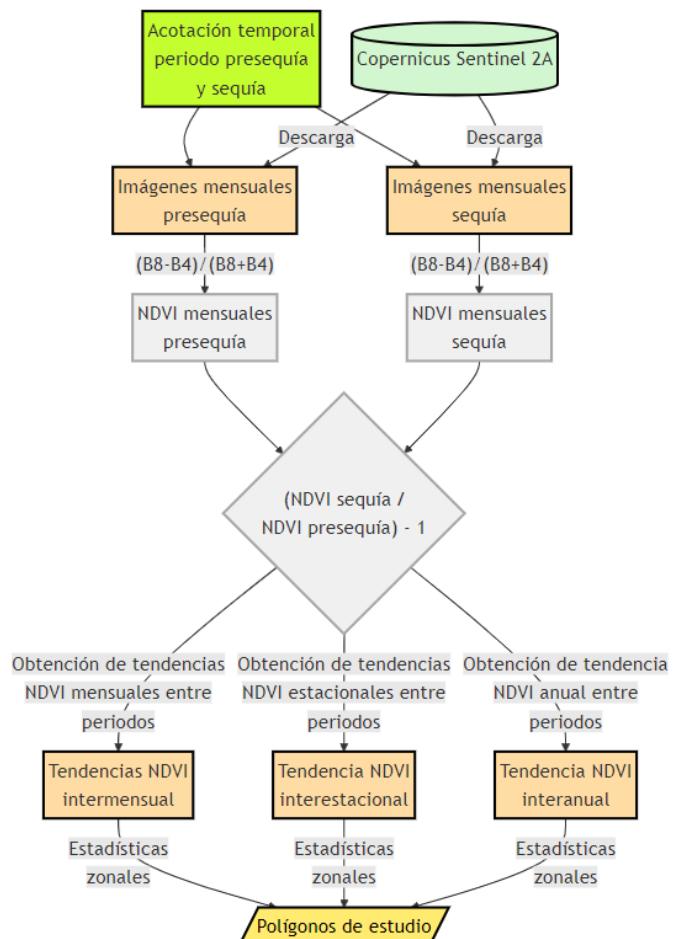


Figura 15. Proceso metodológico de la obtención de datos satelitales y derivación de índices de tendencia NDVI. Elaboración propia.

3.5 Caracterización ecológica y topográfica de las zonas de vegetación de ribera

Con la finalidad de contribuir al entendimiento de la respuesta espectral de la vegetación riparia ante la sequía, se ha seleccionado un conjunto de variables que puedan ser explicativas de dicha afección. Las variables son ecológicas y cualitativas: tipo de hábitat, tipo de tramo hidrogeomorfológico; y topográficas y cuantitativas: pendiente media del polígono ($^{\circ}$), distancia vertical entre el polígono de estudio y el eje fluvial (m) y la distancia horizontal entre el polígono de estudio y el eje fluvial (m).

En referencia a la variable de tipología de hábitat ripario, los polígonos de estudio parten de la capa de “Hàbitat del Gaia” de MN Consultors en Ciències de la Conservació (2012). En consecuencia, los polígonos de estudio ya tienen asignados su tipología de hábitat. No obstante, como que la estructura de dicha capa contempla hasta tres tipos de hábitat diferentes dentro de un mismo polígono, para el análisis estadístico se ha escogido como tipo de hábitat de ese polígono la tipología predominante, es decir, la que tiene el porcentaje de cobertura superior dentro de dicho polígono (Figura 16).

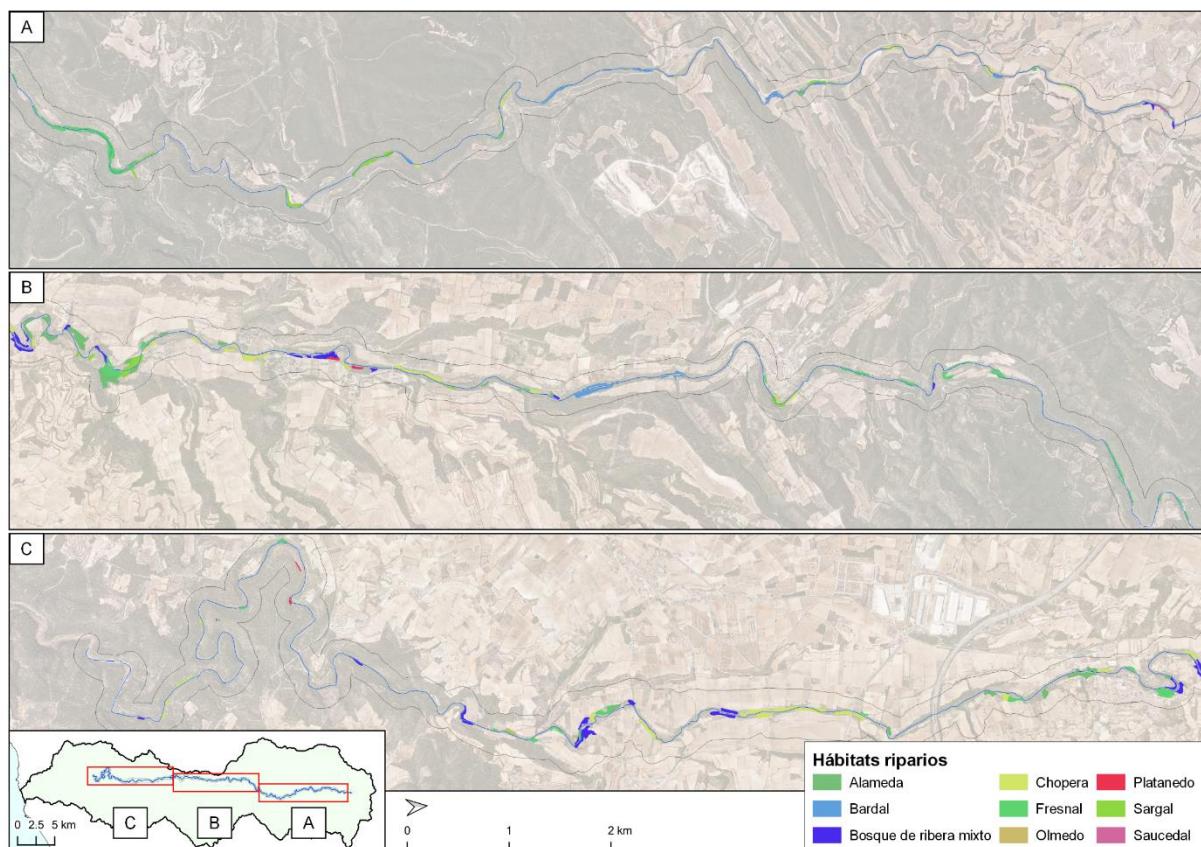


Figura 16. Tipología de hábitats estrictamente riparios del río Gaià. Elaboración propia a partir de la capa de “Hàbitats fluviales del Gaià” (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2012).

Cabe recordar que los hábitats riparios de los polígonos de estudio son los siguientes (se indica entre paréntesis el número de polígonos de estudio según el tipo de hábitat):

- Alamedas (y choperas) con vinca, de la tierra baja (y la media montaña) (27).
- Fresnal de *Fraxinus angusti* (42).
- Bosques de ribera mixtos, de tierra baja (27).
- Platanedos (*Platanus hispanica*) naturalizados en las riberas (4).
- Chopera (de *Populus nigra* y/o *P. canadensis*) espontánea o naturalizada de tierra baja y montaña media (36).

- Saucedal (sobre todo de *Salix alba*) de tierra baja y piso montano (1).
- Sargal de tierra baja (14).

Además, se ha añadido la tipología de Bardal (11) y algunos polígonos de Cañizar con fresnal y bardal (1), Pinar con sotobosque (1), Bosque público (1), Bosque de roble (3).

Para describir la caracterización por tramos hidrogeomorfológicos que se han utilizado en el estudio (terraza fluvial, torrente en “U” y barranco erosivo en “U”) es importante conocer el origen de la información. En este caso, la caracterización de los polígonos de estudio se ha realizado a partir de la capa de “Ejes fluviales” elaborada en MN Consultors en Ciències de la Conservació (2023) en el marco de la “Caracterització hidromorfològica de les masses d'aigua de rius de les Conques Internes de Catalunya”. Para ello, se han considerado tres aspectos cruciales que se tienen en cuenta en la clasificación de los ríos del Distrito de Cuenca Fluvial de Catalunya (DCFC) en tipos hidrogeomorfológicos:

- 1) La naturalidad del cauce, es decir la existencia o no de estructuras antrópicas duras orientadas a estabilizar el cañón fluvial y a inhibir su evolución y los procesos morfodinámicos que acontecen. En base a esta característica se distinguen cauces naturales y artificiales.
- 2) La estructura del espacio fluvial puede ser simple, cuando sólo está formado por el cauce, o compleja cuando anexas al cauce existen zonas morfológica y funcionalmente dependientes del río (riberas, terrazas, llanuras inundables...).
- 3) El relieve del valle fluvial puede ser abrupto o llano. Los relieves montañosos pueden ser muy intrincados, con valles estrechos y muy cerrados, o más amables, con vertientes de fuerte pendiente pero fondos relativamente llanos, pero siempre están constituidos por litologías de elevada competencia. Los relieves llanos corresponden generalmente a llanuras estructurales llenas con material blandos o poco competentes de origen aluvial o coluvial.

De los 14 tipos hidrogeomorfológicos distinguidos en el área de estudio se han identificado 5 tipos enmarcados en dos grandes grupos: espacios fluviales simples y espacios fluviales complejos:

A) Espacios fluviales simples, aquellos donde el espacio fluvial se reduce al cauce.

1. SBUe - Barranco en “U” erosivo: cursos de montaña de pendiente variable, sin llana inundable, que circulan sobre materiales generalmente solubles (carbonatos, sulfatos...). La combinación de la erosión mecánica y la disolución del sustrato generan una sección del cañón fluvial en forma aproximada de “U”.
2. STU - Torrente en “U”: cursos de cuenca de recepción pequeña, generalmente ubicados en llanuras sedimentarias estructurales formadas por materiales poco competentes. Suelen ser bastante rectilíneos y excavar en el sustrato un cañón en forma de “U” (a diferencia de SBUe, la acción básica es la erosión de los materiales blandos). Dentro de esta tipología se distinguen el subtipo confinado (STUc), cuando tanto las avenidas ordinarias como las extraordinarias quedan contenidas en el cañón fluvial (si bien estas últimas pueden tener desbordamientos puntuales), del subtipo desbordante (STUd) en el que las avenidas extraordinarias sobrepasan a menudo el cañón. Pese a que estos últimos puedan desbordarse en zonas adyacentes, este fenómeno - que suele ocurrir de forma extraordinaria- no es suficiente para imprimirles un carácter fluvial.

B) Espacios fluviales complejos, aquellos donde el espacio fluvial está formado por el cauce y las llanuras de inundación.

3. CSTi - Sistema de terrazas incipiente: cursos que suelen marcar la transición entre las tipologías simples de montaña y los sistemas de terrazas maduros. Combinan las dinámicas erosivas y deposicionales, lo que explica la aparición de pequeñas terrazas dispuestas de forma discontinua a lo largo del cauce. En otras ocasiones, las terrazas se disponen de forma más continua, pero las características topográficas del valle limitan su extensión y desarrollo lateral.
4. CSTd - Sistema de terrazas desbordante: cursos de pendiente longitudinal más bien baja, que pueden circular por llanuras estructurales o entornos más o menos montañosos pero que tienen la característica de poseer un sistema de terrazas continuo y bien desarrollado, a través del cual el cauce circula de forma sinusoidal. Los meandros serán más marcados cuanto menor sea la pendiente. Tienen un carácter generalmente deposicional, que resulta erosivo en las fuertes avenidas. Por tanto, las terrazas de la llanura de inundación son hidrológicamente activas, al menos parcialmente, durante estas avenidas.
5. CSTc - Sistema de terrazas confinado: se trata de cursos que han incidido sobre antiguas terrazas fluviales actualmente inactivas, originando cañones con paredes de materiales aluviales poco competentes y de fuerte pendiente. A diferencia del tipo STU, los materiales sobre los que se encaja el río habían sido aportados por el mismo río en tiempos geológicos pretéritos (a menudo estas terrazas fósiles se originaron durante el Pleistoceno). En algunas ocasiones el curso llega a formar algunas terrazas hidrológicamente activas en el cañón. Cuando este proceso evoluciona, pueden llegar a formar sistemas de terrazas incipientes (CSTi) o desbordantes (CSTd) dentro del cañón de las terrazas fósiles.

Para sintetizar la información, dichas tipologías hidrogeomorfológicas se han agrupado en tres categorías: Barranco en “U” erosivo (la categoría SBUE del tipo A), Torrente en “U” (la categoría STU del tipo A) y Sistema de terrazas fluviales (todas las categorías identificadas del tipo B) (Figura 17). La caracterización hidrogeomorfológica de los polígonos de estudio se ha llevado a cabo mediante la asignación del tipo hidrogeomorfológico del tramo fluvial espacialmente más cercano al polígono de estudio. La distribución de polígonos de estudio según tipo de tramo hidrogeomorfológico es la siguiente:

- Barranco en “U” erosivo (35)
- Torrente en “U” (18)
- Sistema de terrazas (117)

Para incorporar las variables topográficas a los polígonos de estudio es necesario contar con un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) ajustado a la zona de estudio y con buena resolución espacial. En este sentido, se ha valorado la opción de utilizar un MDE elaborado por MN Consultors en Ciències de la Conservació de 1 m de resolución espacial, no obstante, debido a las limitaciones de espacio y procesamiento, se ha decidido hacer uso de un MDE en acceso abierto publicado por el Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya (ICGC). Por un lado, existe el MDE de 5 m de resolución espacial que tiene un peso de archivo mucho menor que el de 2 m; no obstante, la resolución espacial puede afectar excesivamente al cálculo de variables topográficas como se puede apreciar en el corte topográfico de la Figura 18. Por esta razón se ha utilizado para el cálculo de las variables topográficas el MDE de 2 m de resolución espacial del año 2016.

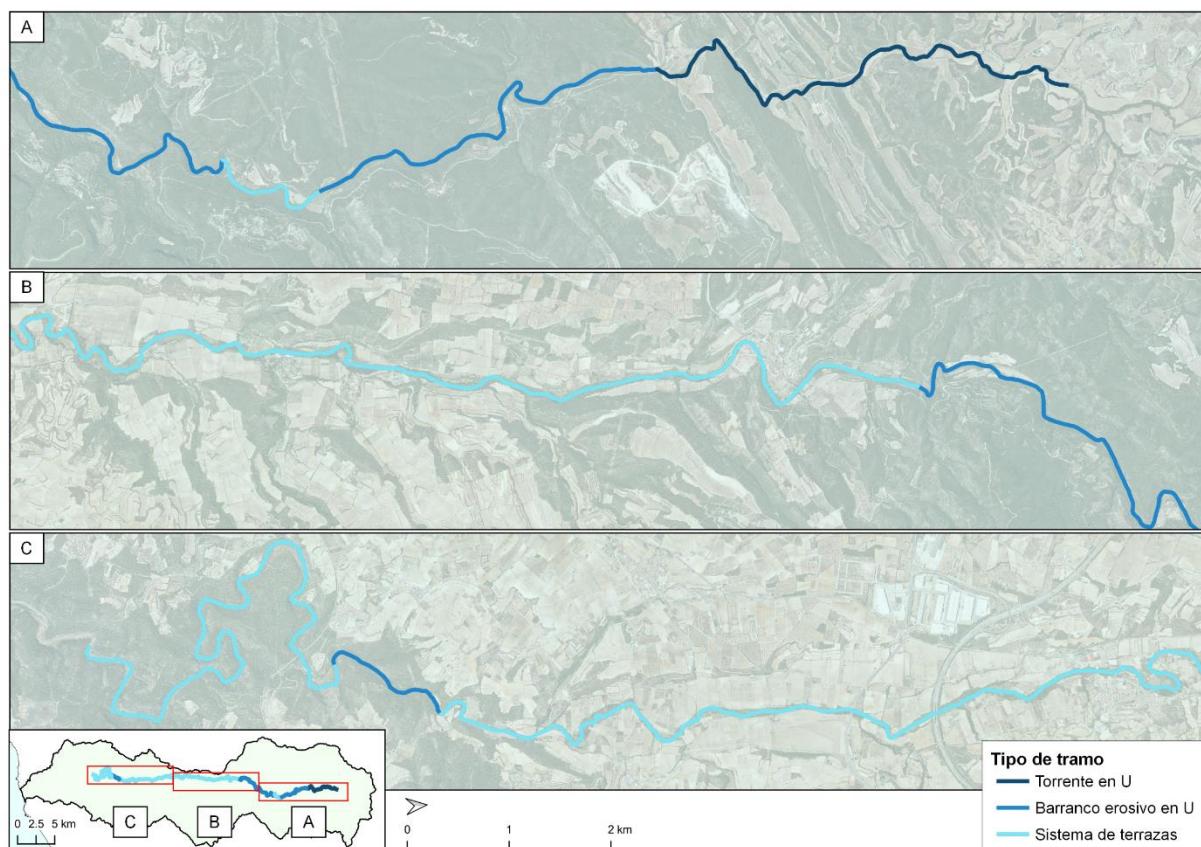


Figura 17. Tipología hidrogeomorfológica del río Gaià. Fuente: “Caracterització hidromorfològica de les masses d'aigua rius de les Conques Internes de Catalunya” (MN Consultors en Ciències de la Conservació, 2023).

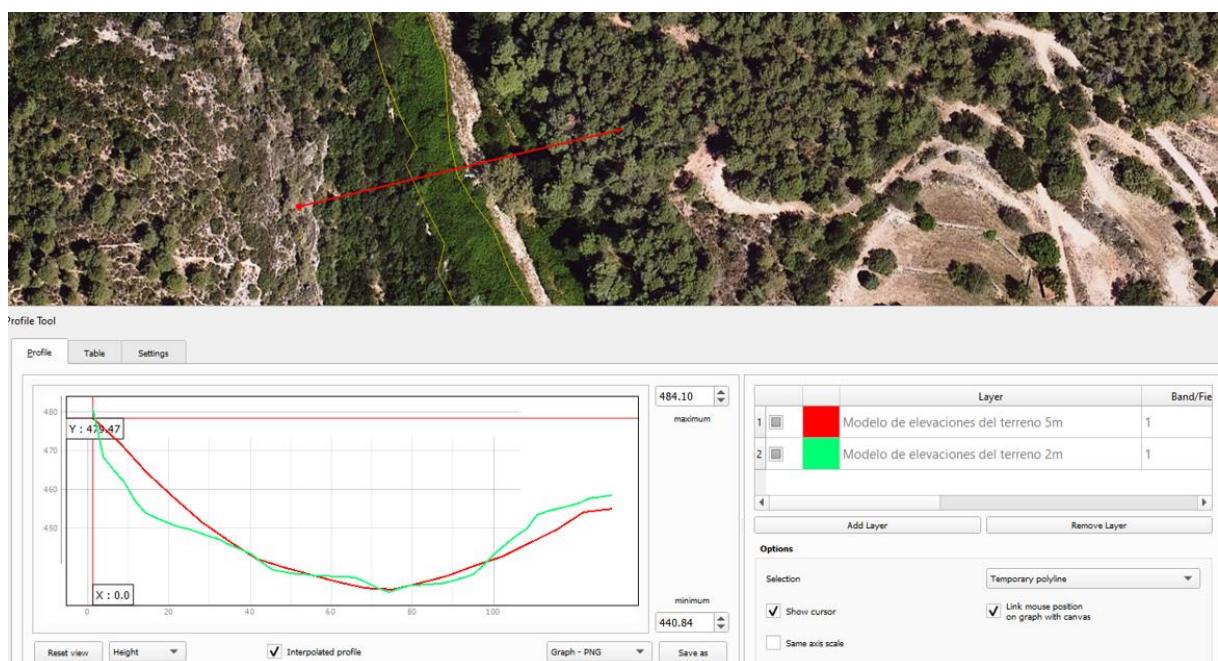


Figura 18. Comparativa del perfil topográfico (MDE 2 m y 5 m) de una sección del río Gaià. Elaboración propia.

A continuación, a partir del MDE se ha calculado la pendiente en grados y se ha otorgado el valor medio al polígono de estudio correspondiente. Además, para la incorporación de la distancia vertical y horizontal entre el polígono de estudio y el eje fluvial, se han realizado un conjunto de operaciones espaciales. En primer lugar, se ha segmentado el eje fluvial del Gaià en tramos de 1 m de longitud y a partir del MDE se ha incorporado la altitud por segmento; seguidamente, incorporada también la altitud media por polígono de estudio, se ha realizado una diferencia entre la altitud media del polígono y la altitud del tramo del eje fluvial más cercano al polígono, obteniendo de este modo la distancia vertical. En segundo lugar, se ha medido automáticamente la distancia entre el centroide del polígono de estudio y el tramo del eje fluvial más cercano, por lo que se ha obtenido la distancia horizontal del polígono de estudio al río Gaià. El proceso metodológico está representado en la Figura 19.

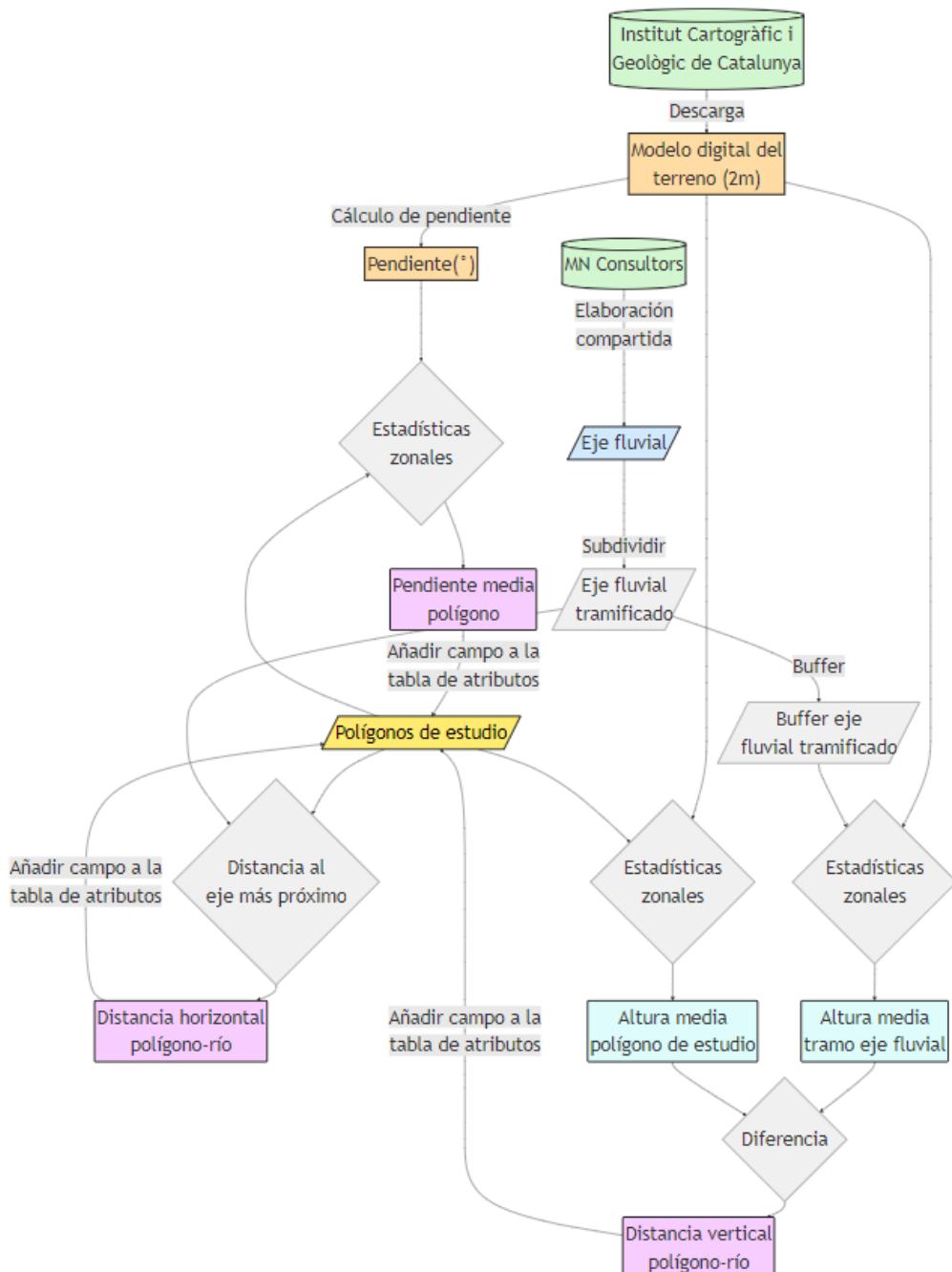


Figura 19. Proceso metodológico de la caracterización topográfica de las zonas de vegetación de ribera. Elaboración propia.

4. RESULTADOS

Este apartado consta de dos subapartados en los que se analizan los patrones espacio-temporales de la respuesta de la vegetación frente a la sequía y los principales factores que han causado dichas respuestas en la vegetación; ambos apartados con comparativas interanuales y entre estaciones del año.

4.1 Patrones espacio-temporales de la respuesta de la vegetación frente a la sequía severa

Para analizar los patrones espacio-temporales de la respuesta de la vegetación frente a la sequía, se han superpuesto las capas ráster de los índices NDVI de todas las imágenes satelitales sobre los polígonos de estudio como se observa en la Figura 20 y se han calculado las tendencias NDVI.



Figura 20. Polígonos de estudio superpuestos al índice NDVI derivado de la imagen de satélite Sentinel-2 del 25 de octubre de 2019. Elaboración propia.

En concreto, la Tabla 4 muestra que un gran porcentaje de superficie de polígonos de estudio ha sufrido un decrecimiento en los niveles de NDVI entre el período de sequía y el anterior, tanto a nivel interanual como entre las cuatro estaciones del año.

Tabla 4. Superficie (ha) de los polígonos de vegetación según periodo y según tendencia NDVI (%).

Periodo interanual			Otoño		Invierno		Primavera		Verano	
Tendencia NDVI (%)	Sup. (ha)	%								
<-10%	11,85	20,19	6,92	11,80	8,45	14,40	15,60	26,57	30,14	51,33
-10-0%	42,65	72,62	39,66	67,54	31,35	53,38	31,90	54,32	27,56	46,93
0-10%	4,12	7,02	11,80	20,09	14,64	24,92	9,04	15,39	1,02	1,75
>10%	0,10	0,18	0,33	0,57	4,29	7,30	2,18	3,71	0,00	0,00
	58,73									

La mayor parte de la superficie sufre un descenso entre el 0 y el -10%, especialmente en el periodo de verano, donde un 51,33% de los polígonos de estudio tienen una tendencia negativa inferior al -10%. En cuanto a los incrementos del índice NDVI, se observa que en las estaciones de otoño, invierno y primavera llegan a representar entre un 15% y más de un 20% de la superficie de estudio. A nivel interanual, un 92,81% de la superficie de estudio ha padecido un decrecimiento de los valores NDVI entre los periodos de presequía y de sequía.

En la Figura 21, a nivel interanual, se puede observar que en la mayoría de zonas riparias ha habido un descenso en los valores NDVI entre el 0 y el -10%. Los descensos más severos (<-10%) se sitúan en polígonos del tramo bajo (C). En el 20,19% de la superficie se observa una disminución del -10% y en un 11,80% un aumento entre el 0 y el 10%.

En la Figura 22, en el periodo de otoño se confirma la aparición del 20,66% de la superficie con tendencia positiva, respecto al 7,2% en el marco interanual. Los polígonos con tendencia positiva se sitúan especialmente en el tramo medio (B) y en alguna zona del tramo bajo (C).

En la Figura 23, correspondiente al periodo de invierno, puede observarse una situación parecida con la comparativa de otoño, aunque se aprecia más superficie con tendencia positiva. En concreto en un 7,3% de superficie el aumento de la tendencia es superior al 10% de los niveles NDVI, e incluso en la categoría 0-10% en un 14,64% de la superficie, distribuida en los tres tramos representados (A, B y C).

En la Figura 24, referida al periodo de primavera, prevalece la superficie de polígonos afectados por la sequía, un 54,32% de impacto entre el 0 y el -10%, seguido del impacto aún más severo, inferior al -10%, en un 26,57% de la superficie. En cuanto a tendencia positiva se aprecia una disminución de las superficies respecto las estaciones anteriores; en el rango de tendencia del 0 y el 10% la proporción de superficie afectada es del 15,39% y superior a la tendencia 10% un 3,71% de la superficie.

En la Figura 25, correspondiente al periodo de verano, se puede ver que en la mayoría de zonas ha habido descenso de los valores NDVI. Se observa un 51,33% de superficie afectada moderadamente (-10-0%) y un 46,93% de superficie afectada severamente (-10%). En cuanto a aumentos de tendencia no se aprecia más que un 1,75% de superficie ubicada en el tramo inicial (A).

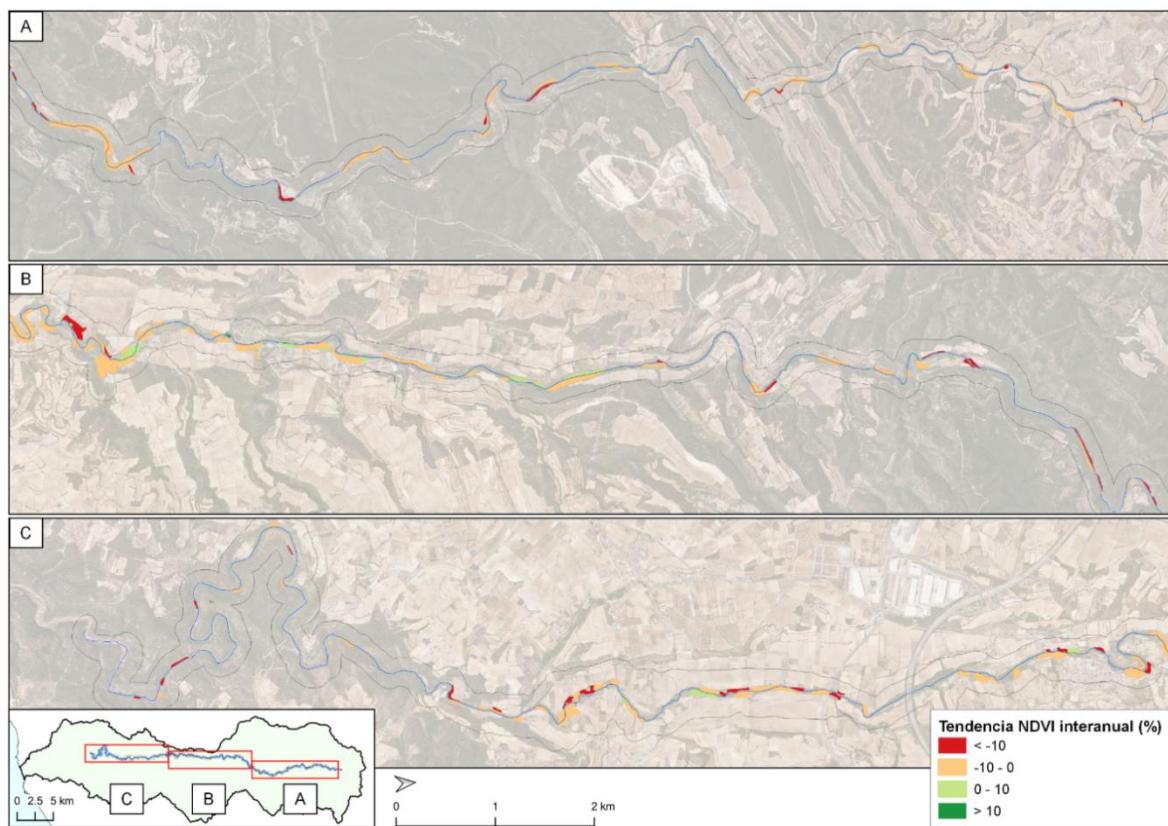


Figura 21. Tendencia NDVI interanual entre período presequía – período sequía (%). Elaboración propia.

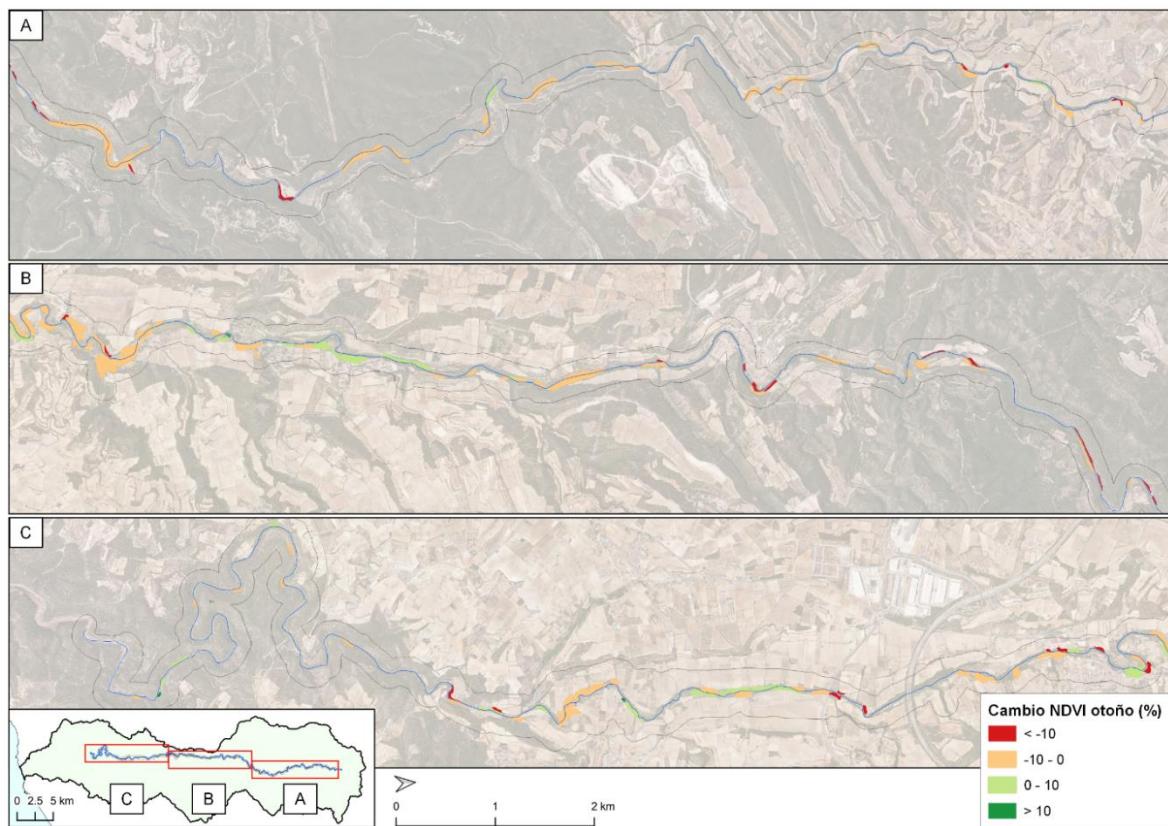


Figura 22. Tendencia NDVI otoño entre período presequía – período sequía (%). Elaboración propia.

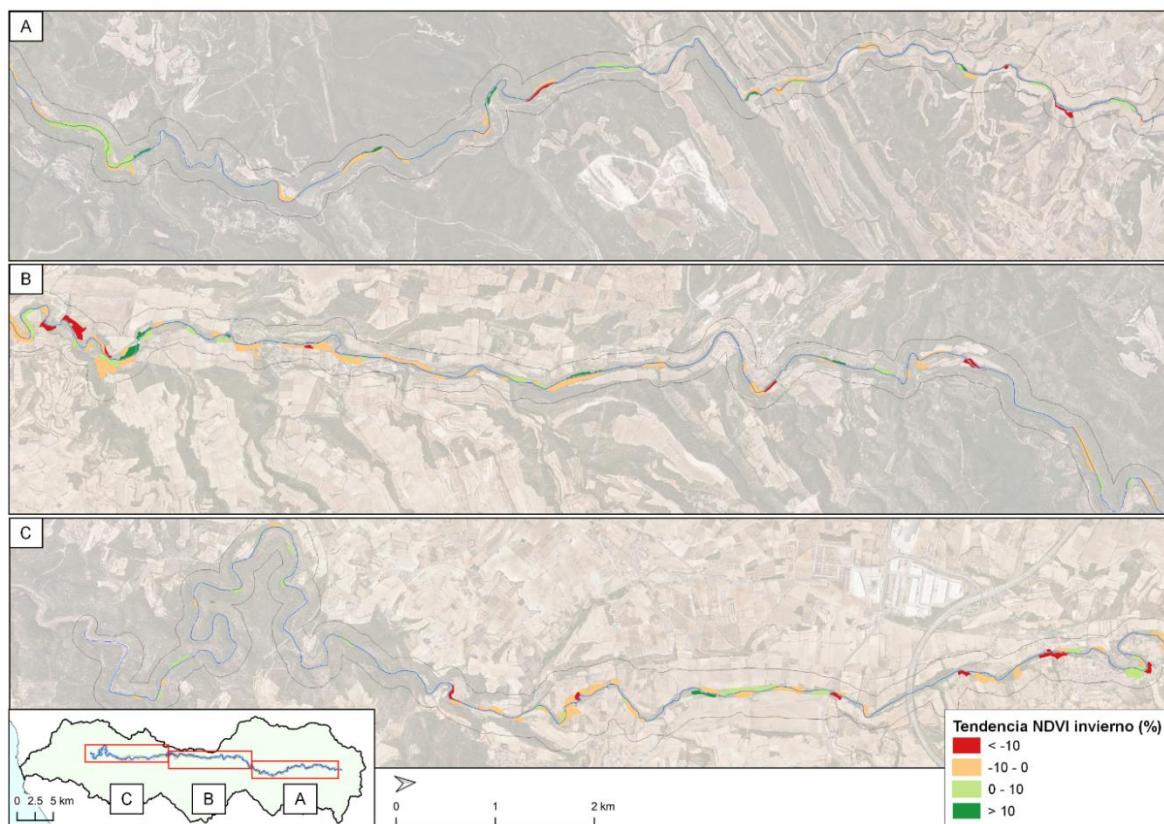


Figura 23. Tendencia NDVI invierno entre período presequía – período sequía (%). Elaboración propia.

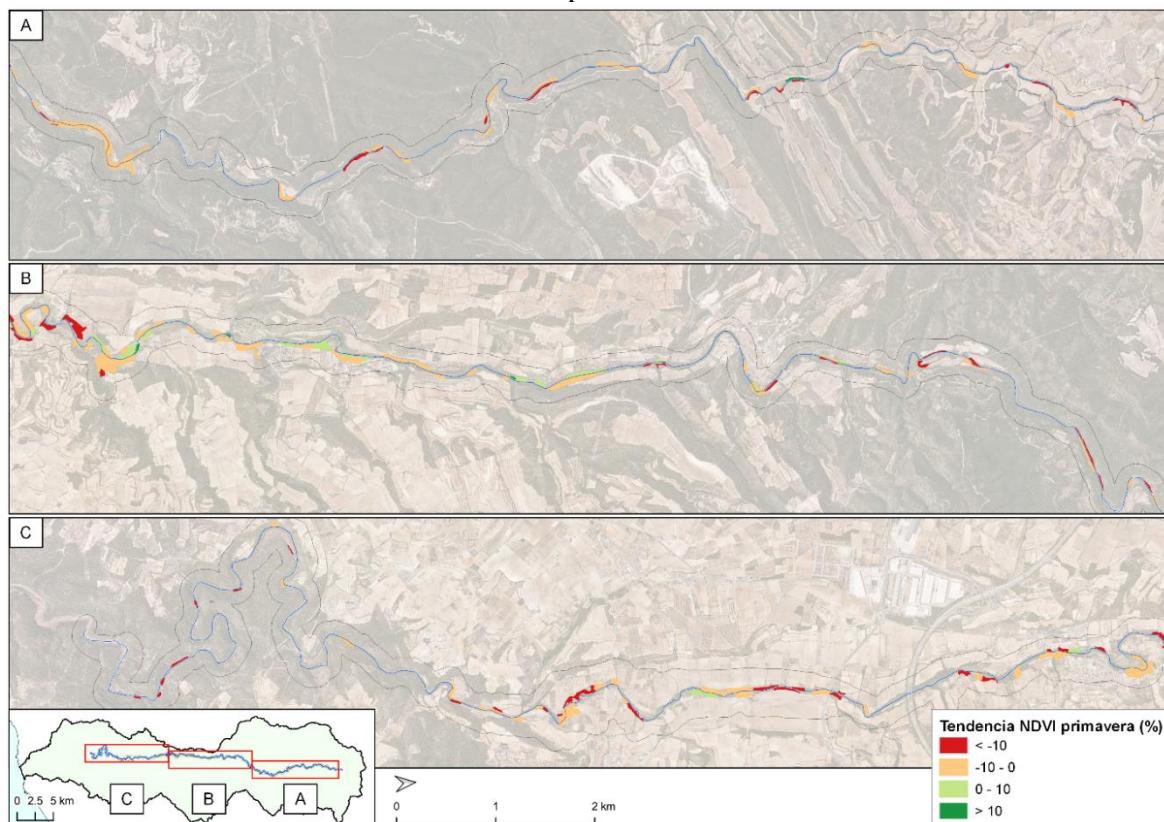


Figura 24. Tendencia NDVI primavera entre período presequía – período sequía (%). Elaboración propia.

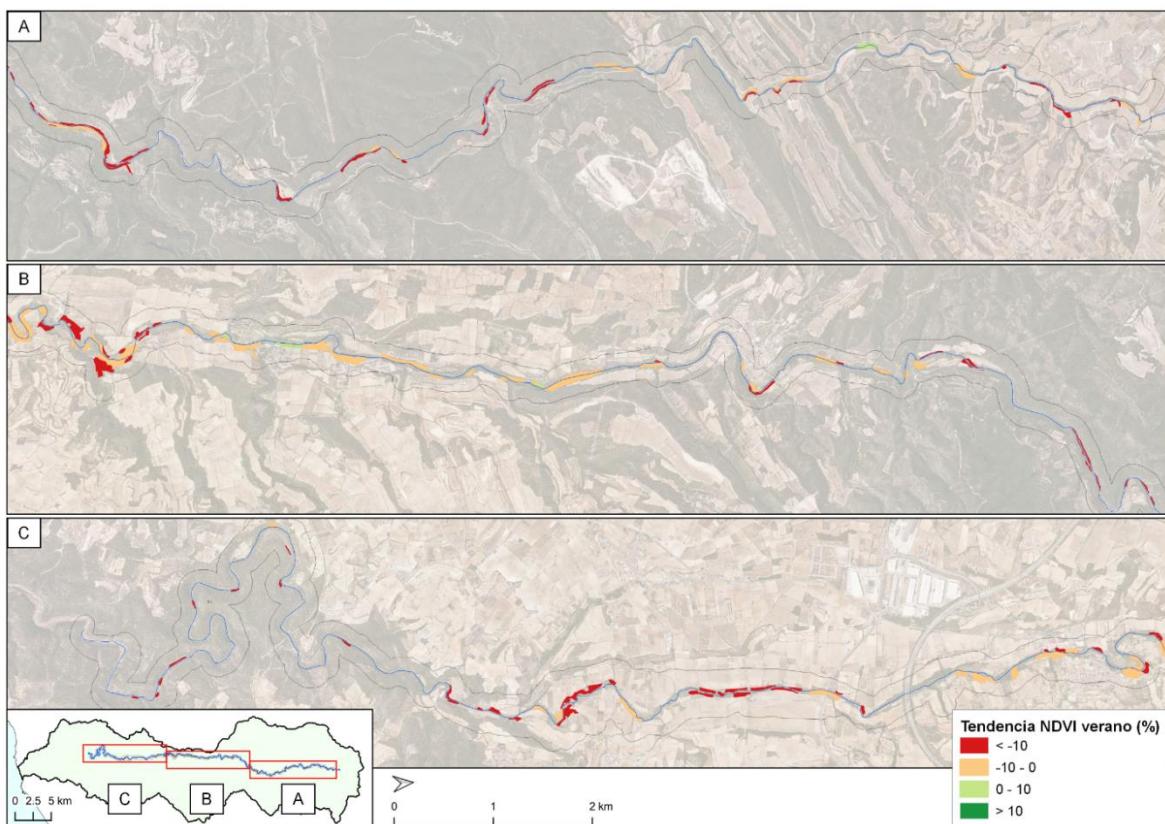


Figura 25. Tendencia NDVI verano entre período presequía – período sequía (%). Elaboración propia.

Finalmente, en las siguientes Figuras 26 y 27 se muestran, mediante gráficos de caja y bigotes, los valores de NDVI en los períodos interanual y entre estaciones del año. Las tendencias generalizadas son negativas, es decir, las disminuciones en el índice NDVI entre el período de presequía y el período de sequía se observan en todas las comparativas, no obstante, en el período de otoño e invierno dichos decrecimientos son bastante más suaves que los observados en el resto de comparativas y, en especial, en la comparativa de los meses de verano.

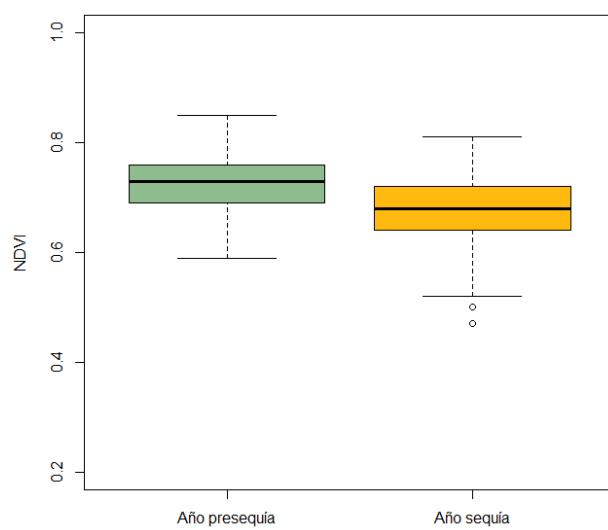


Figura 26. Valores NDVI de los polígonos de vegetación según el período de sequía y presequía. Elaboración propia.

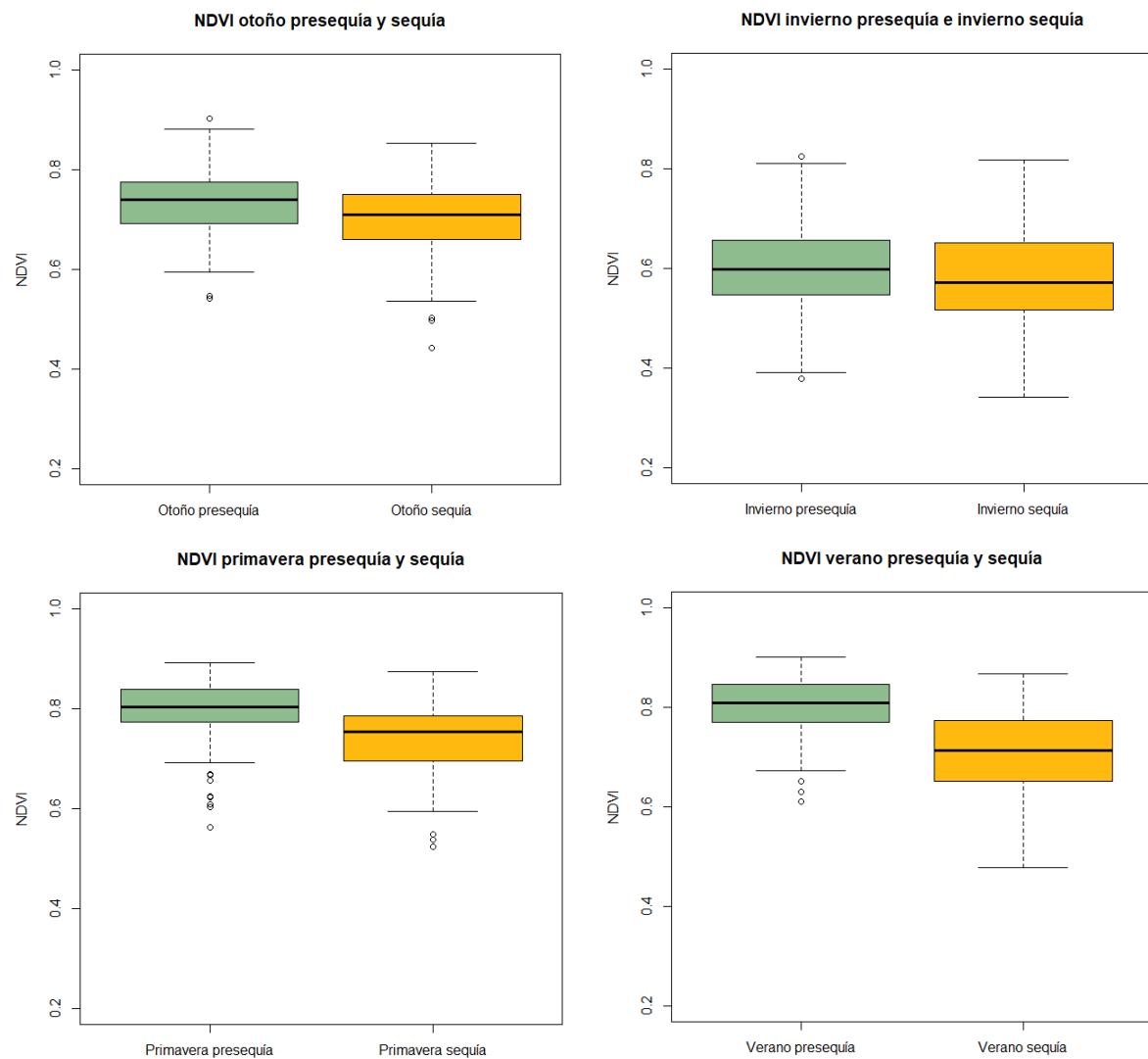


Figura 27. Valores NDVI de los polígonos de vegetación para cada estación del año según el período de presequía y sequía. Elaboración propia.

4.2 Principales factores de la respuesta de la vegetación frente a la sequía severa

La evolución del índice NDVI medio de los polígonos de estudio entre el periodo de presequía y el periodo de sequía es variable según el tipo de hábitat o de tramo hidrogeomorfológico. En la Figura 28 puede observarse que la mayor parte de los hábitats de los polígonos de estudio han visto reducido su índice NDVI medio. En la Tabla 5 se puede apreciar el coeficiente de determinación (R^2), que indica que los bardales ($R^2=0,82$) han sufrido la sequía con menor intensidad en comparación con las choperas ($R^2=0,30$). La Figura 29 permite visualizar la dispersión de los polígonos según el tipo de hábitat entre el valor NDVI medio en sequía y presequía (no se han representado los tipos de hábitat con una muestra menor a 10).

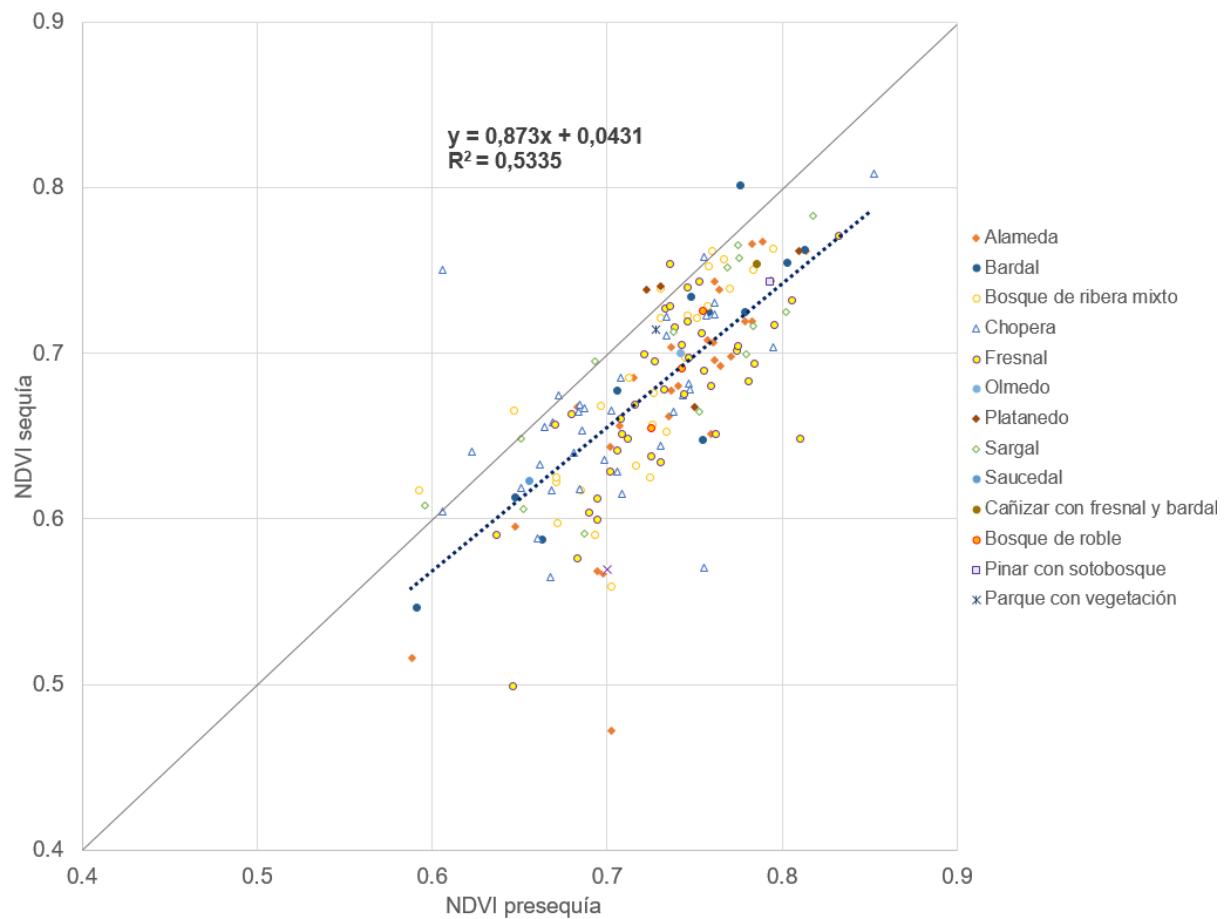


Figura 28. Diagrama de dispersión del NDVI medio del período sequía y presequía entre los tipos de hábitat de los polígonos de estudio. Elaboración propia.

Tabla 5. R^2 según el tipo de hábitat de los polígonos de estudio.

Hábitat	R^2
Bardal	0,82
Sargal	0,72
Alameda	0,66
Bosque de ribera mixto	0,57
Fresnal	0,50
Chopera	0,30
Olmedo	*
Platanedo	*
Saucedal	*
Cañizar con fresnal y bardal	*
Bosque de roble	*
Pinar con sotobosque	*
Parque con vegetación	*

*Muestra demasiado pequeña ($n < 10$).

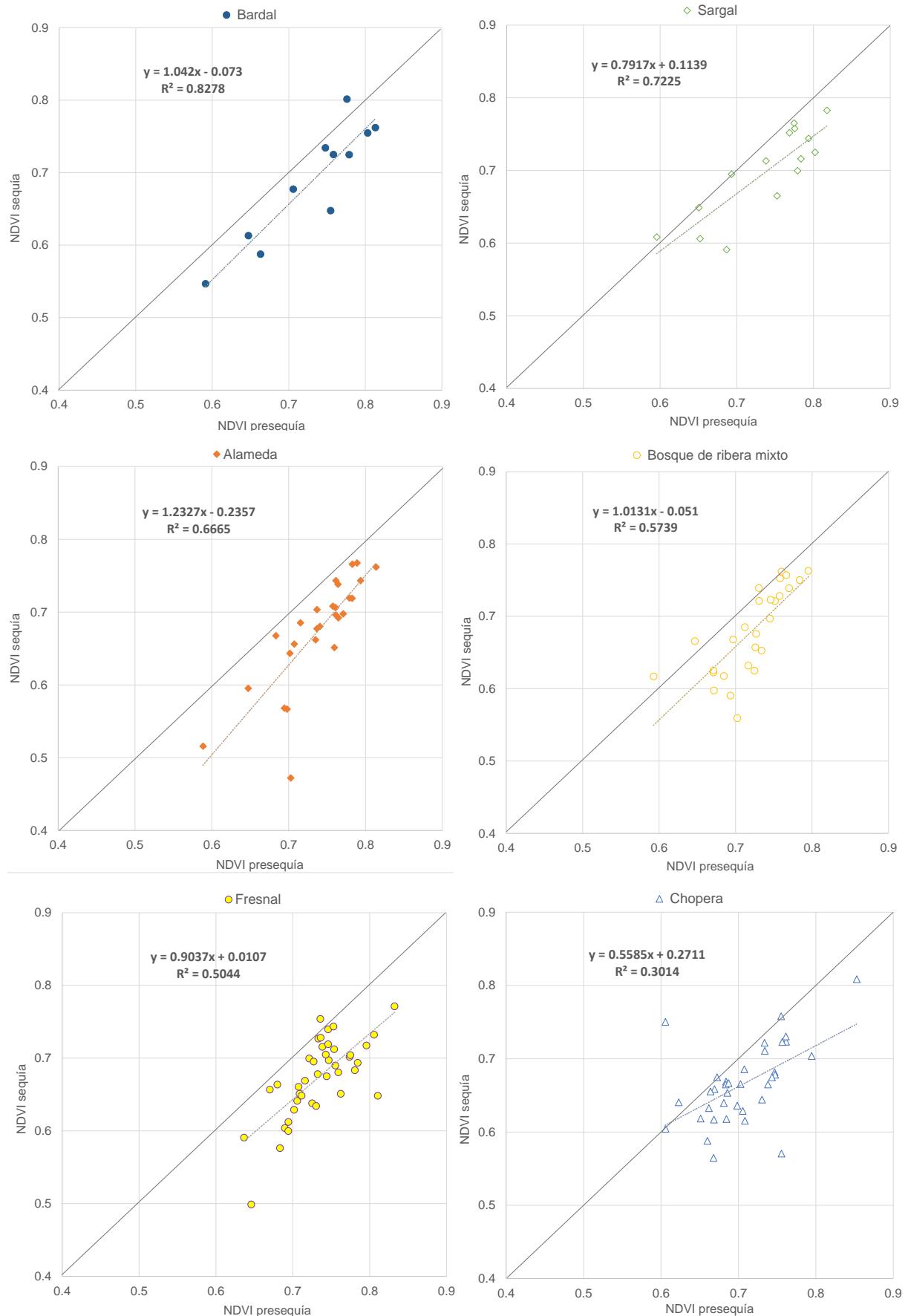


Figura 29. Diagramas de dispersión del NDVI medio del período de sequía y presequía entre los 6 tipos de hábitat de los polígonos de estudio con mayor muestra. Elaboración propia.

En la Tabla 6 se aprecia el coeficiente R^2 según el tipo de tramo hidrogeomorfológico de los polígonos de estudio. El menor coeficiente de determinación lo tiene el tipo Torrente en U ($R^2=0,44$), seguido en orden ascendente del Sistema de terrazas ($R^2=0,48$) y del Barranco erosivo en U ($R^2=0,68$). Además, en la Figura 30 se pueden visualizar los diagramas de dispersión según el tipo de tramo hidrogeomorfológico entre el valor NDVI medio en sequía y presequía.

Tabla 6. Coeficiente R^2 de los polígonos de estudio según los tipos de tramo hidrogeomorfológico.

Tramo hidrogeomorfológico	R^2
Barranco erosivo en U	0,68
Sistemas de terrazas	0,48
Torrente en U	0,44

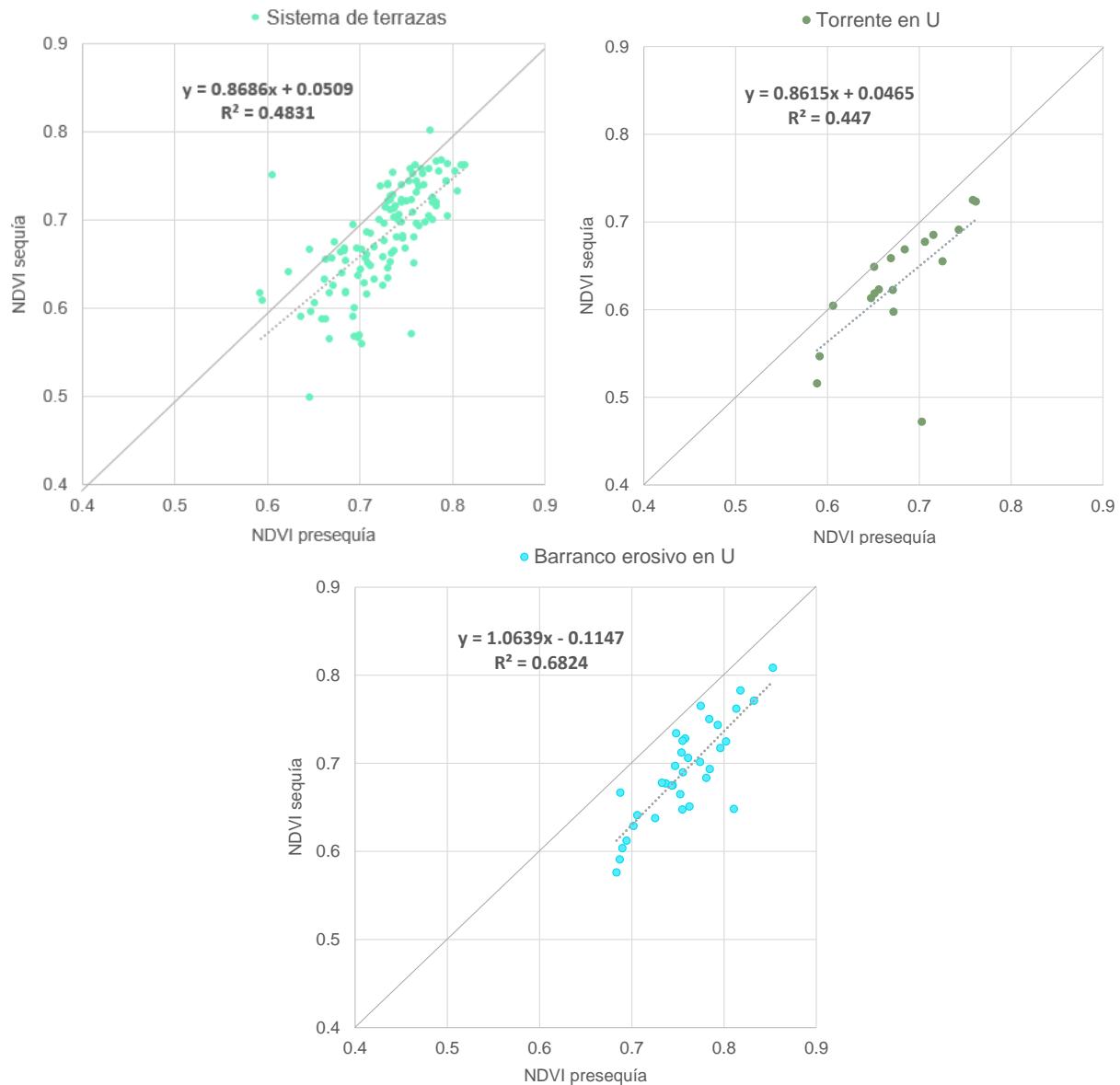


Figura 30. NDVI medio del período sequía y presequía entre los tres tipos de tramo hidrogeomorfológico de los polígonos de estudio. Elaboración propia.

En el caso de la tipología de hábitat, se aprecian descensos muy significativos (Tabla 7) en los bosques de olmos (-12,11% de promedio; -12,11% de mediana), seguido de las alamedas (-

8,79%; -8,04%), o fresnedas (-8,17%; -8,67%). En las tipologías de hábitats menos afectadas se encuentra el parque con vegetación (-1,87%; -1,87%), un polígono lindante al río pero en ámbito urbano que puede disponer de riego artificial, hecho que casi no ha afectado al estado de la vegetación del hábitat. Por otro lado, el bosque de roble (-6,84%; -6,97%), situado en la cabecera del río y que a pesar de no tratarse de una especie riparia, nace por influencia riparia, sí que padece una reducción significante de la tendencia NDVI.

Tabla 7. Promedio y mediana de la tendencia NDVI interanual según la tipología de hábitats.

Tipo de hábitat	Código de hábitat	Promedio Tendencia NDVI interanual (%)	Mediana Tendencia NDVI interanual (%)
Alamedas	41	-8,79	-8,04
Bardal	42	-5,87	-6,02
Bosque de ribera mixto	43	-5,77	-4,13
Chopera	44	-5,48	-5,03
Fresnal	45	-8,17	-8,67
Olmedo	46	-12,11	-12,11
Platanedo	47	-3,38	-2,32
Sargal	48	-4,79	-3,82
Saucedal	49	-5,00	-5,00
Bosque de roble	50	-6,84	-6,97
Cañizar	51	-3,99	-3,99
Parque con vegetación	52	-1,87	-1,87
Pinar de <i>Pinus halepensis</i>	53	-6,23	-6,23

Analizando la tipología de hábitat según la estación (Tabla 8), se observa que los hábitats han padecido un descenso del orden del 10% o 20% de los índices NDVI entre veranos. Por otro lado, especies riparias como el bardal, el fresnal o el cañizar, de corte más arbustivo, parece presentar tendencias de decrecimiento más suaves.

Tabla 8. Promedio y mediana de la tendencia NDVI entre estaciones del año según la tipología de hábitats.

Tipo de hábitat	Cod. hábitat	Promedio otoño (%)	Mediana otoño (%)	Promedio invierno (%)	Mediana invierno (%)	Promedio primavera (%)	Mediana primavera (%)	Promedio verano (%)	Mediana verano (%)
Alamedas	41	-6,67	-5,09	-6,54	-5,62	-6,56	-5,51	-12,38	-10,81
Bardal	42	-5,87	-5,25	0,23	-4,06	-3,82	-4,16	-10,18	-8,68
Bosque de ribera mixto	43	-3,47	-3,80	-3,26	-2,14	-4,69	-2,91	-9,25	-7,37
Chopera	44	-1,45	-1,08	1,19	-0,18	-5,70	-6,20	-11,83	-9,31
Fresnal	45	-7,18	-6,43	-1,51	-1,55	-6,81	-8,17	-13,99	-13,59
Olmedo	46	-7,45	-7,45	-4,30	-4,30	-17,36	-17,36	-18,84	-18,84
Platanedo	47	0,93	2,24	2,34	4,02	-3,84	-0,84	-9,96	-6,97
Sargal	48	-6,95	-4,86	1,22	-2,84	2,33	-1,06	-8,63	-8,40
Saucedal	49	-3,48	-3,48	6,15	6,15	-10,63	-10,63	-8,19	-8,19
Bosque de roble	50	-5,39	-5,03	-4,87	-4,14	-7,06	-8,55	-9,34	-9,17
Cañizar	51	-3,64	-3,64	-0,52	-0,52	-0,35	-0,35	-6,43	-6,43
Parque con vegetación	52	4	4	-1,68	-1,68	1,05	1,05	-7,06	-7,06
Pinar de <i>Pinus halepensis</i>	53	-5,03	-5,03	-1,58	-1,58	-6,56	-6,56	-10,55	-10,55

En la Figura 31 se muestra la distribución de las tendencias NDVI según el tipo de hábitat codificado con un índice que puede relacionarse con el nombre del hábitat en la Tabla 8. Los

hábitats presentan diferencias según su tipología. Por otro lado, los grupos con una sola muestra (49, 51, 52 y 53) tienen muy poca validez estadística, pero pueden resultar útiles en cuanto al valor de tendencia que presentan según tipo de hábitat.

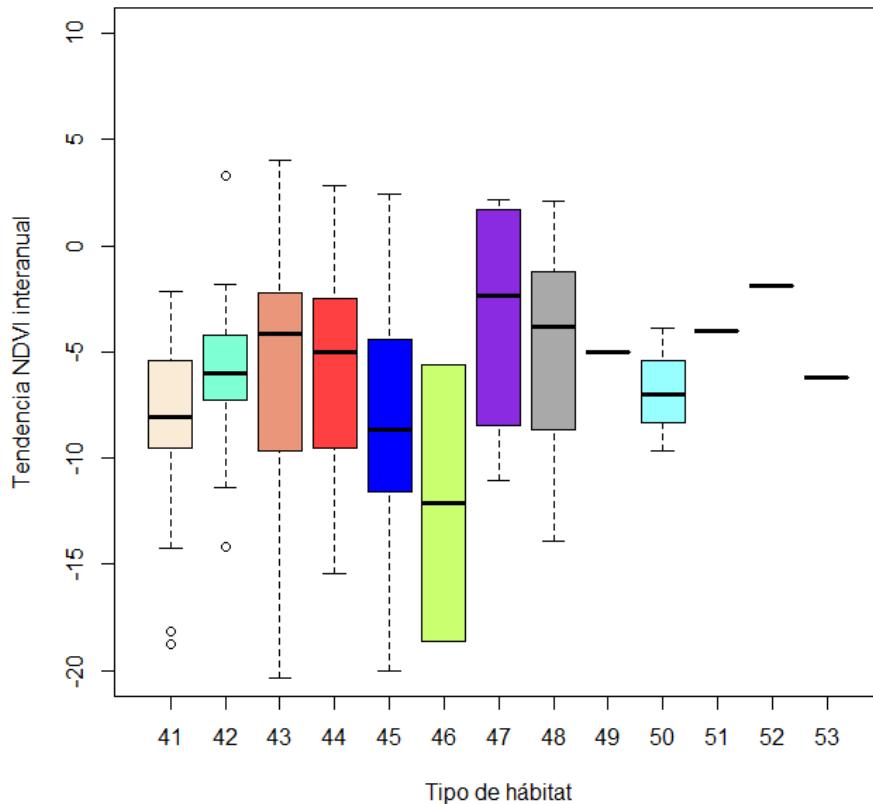


Figura 31. Gráfico de caja y bigotes de tendencia NDVI interanual según la tipología de hábitats. Elaboración propia.

En el caso de la tipología de tramo hidrogeomorfológico se aprecian decrecimientos de tendencia variables según el tipo de tramo (Tabla 9). El promedio indica que el barranco erosivo en U tiene los polígonos de estudio con mayores decrecimientos, -8,72%. En el caso del torrente en U la disminución es de un promedio de -6,94%, mientras que el sistema de terrazas fluviales presenta un promedio del -6,08%, el menor de las tres tipologías de tramo hidrogeomorfológico. Cabe destacar que si se toman como datos de referencia el valor de la mediana, en algunos casos menos sensible a los extremos, el decrecimiento en sistemas de terrazas fluviales es mayor que en los torrentes en U.

Tabla 9. Promedio y mediana de la tendencia NDVI interanual según la tipología de tramo hidrogeomorfológico.

Tipo de tramo hidrogeomorfológico	Promedio interanual (%)	Mediana interanual (%)
Sistema de terrazas fluviales	-6,08	-6,10
Torrente en U	-6,94	-5,03
Barranco erosivo en U	-8,72	-8,90

Los resultados según la estación del año (Tabla 10) indican variabilidad de resultados. Mientras que en otoño se sigue el mismo orden de decrecimientos que a nivel anual, en invierno los descensos son casi inexistentes y más significativos en sistema de terrazas. En verano el descenso se acrecienta en el barranco erosivo en U con un -15,65% y alrededor de un -10% en los sistemas de terrazas y en los torrentes en U.

Tabla 10. Promedio y mediana de la tendencia NDVI entre estaciones del año según la tipología de tramo hidrogeomorfológico.

Tipo de tramo hidrogeomorfológico	Promedio otoño (%)	Mediana otoño (%)	Promedio invierno (%)	Mediana invierno (%)	Promedio primavera (%)	Mediana primavera (%)	Promedio verano (%)	Mediana verano (%)
Sist. terrazas fluviales	-3,59	-3,03	-2,03	-2,94	-4,06	-4,89	-10,70	-8,61
Torrente en U	-7,21	-5,74	-0,14	-2,26	-9,30	-8,52	-9,48	-8,44
Barranco erosivo en U	-7,86	-6,70	-1,03	-1,03	-7,15	-6,69	-15,65	-15,53

En la Figura 32 se puede observar la distribución de las tendencias NDVI según el tipo de tramo. Se puede contemplar que la tendencia negativa en valores NDVI es más significativa en el tipo de barranco erosivo en U, mientras que en sistemas de terrazas y torrente en U no lo es tanto.

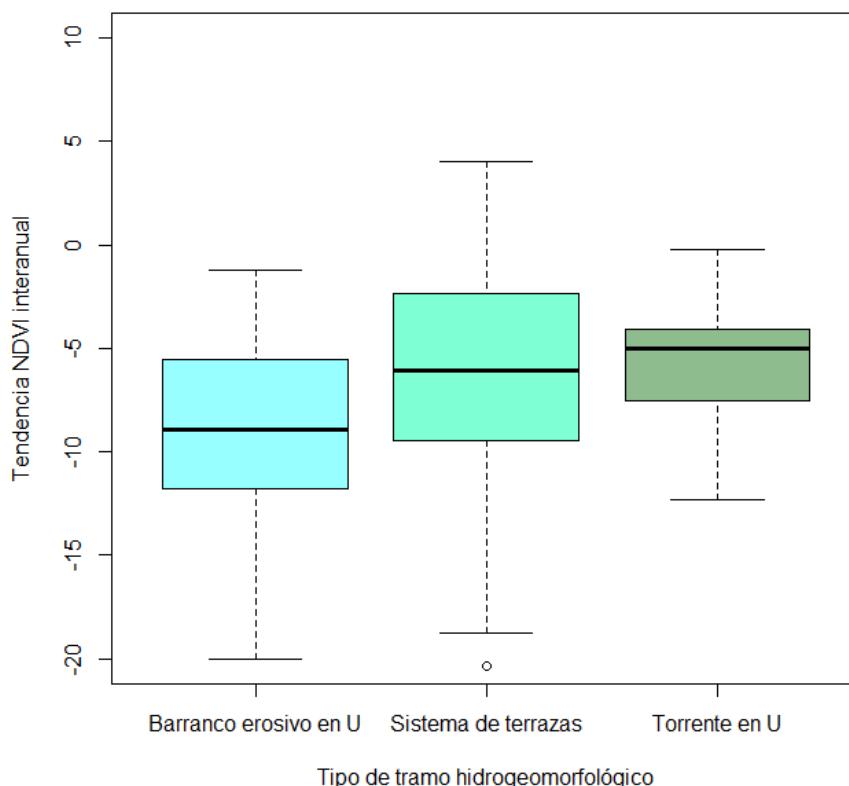


Figura 32. Gráfico de caja y bigotes de tendencia NDVI interanual según la tipología de tramos hidrogeomorfológicos. Elaboración propia.

En cuanto a las características topográficas respecto a la tendencia NDVI interanual, se toman variables cuantitativas, a diferencia de las variables ecológicas. Sobre estas se ha realizado un resumen estadístico (Tabla 11). De estas variables se puede destacar el valor promedio o la mediana, que sitúa en una tendencia NDVI interanual negativa del orden del -6,7% y -6,44% respectivamente; correspondientes con una pendiente promedio de 13,53° y mediana de 12,62°, una distancia vertical promedio de 3,06 m y mediana de 2,58 m del polígono de estudio al eje fluvial, y una distancia horizontal promedio de 25,95 m alterada por un máximo atípico de 165 m, y por ende, con una desviación estándar de 19,61 m, resultando más representativo escoger el valor de la mediana en 21,7 m como valor típico de la distribución.

Tabla 11. Resumen estadístico entre las variables topográficas y de la tendencia NDVI interanual.

	Tendencia NDVI interanual	Pendiente (°)	Distancia vertical (m)	Distancia horizontal (m)
Mínimo	-32,81	2,37	0,03	1,04
Primer cuartil	-9,68	8,29	1,61	15,10
Mediana	-6,44	12,62	2,58	21,70
Promedio	-6,70	13,53	3,06	25,95
Tercer cuartil	-3,11	17,04	4,03	29,20
Máximo	23,87	40,82	16,98	165,00
Desviación estándar	6	7,30	2,45	19,61

Para medir la normalidad de la distribución de los valores de las variables, en la Tabla 12 se muestra el resultado de la ejecución del test “Shapiro-Wilk”, el cual da como resultado a las tres variables topográficas cuantitativas y a la variable dependiente cuantitativa de la tendencia NDVI interanual un P-valor inferior a 0,05. En este caso se asume la hipótesis alternativa de que estas variables presentan una distribución de valores no normal.

Tabla 12. Test de “Shapiro-Wilk” entre las variables topográficas y de la tendencia NDVI interanual.

	W	P-valor
Tendencia NDVI interanual (%)	0,92	3,2x10-16
Pendiente (°)	0,89	1,007x10-9
Distancia vertical (m)	0,94	2,54x10-6
Distancia horizontal (m)	0,92	2,44x10-7

A continuación, se ha procedido al cálculo de coeficiente de correlación de Spearman entre la variable de tendencia NDVI interanual (%) y las tres variables topográficas (Tabla 13). En general, los coeficientes presentan valores negativos y próximos a 0. La relación negativa indica que a mayor pendiente o distancia, más bajo es el valor de la tendencia NDVI entre el periodo de presequía y de sequía. No obstante, es importante remarcar que los coeficientes de correlación son de muy bajo valor, indicando una baja o casi nula correlación entre variables.

Tabla 13. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables topográficas y de la tendencia NDVI interanual.

	Tendencia NDVI interanual (%)	Pendiente (°)	Dist. vertical (m)	Dist. horizontal (m)
Tendencia NDVI interanual (%)	1			
Pendiente (°)	-0,17	1		
Distancia vertical (m)	-0,15	0,74	1	
Distancia horizontal (m)	-0,03	-0,23	0,09	1

Seguidamente, se procede al análisis de los promedios y medianas de tendencia NDVI entre las tres variables topográficas. En primer lugar, se ha realizado una reclasificación en intervalos de los valores de la pendiente entre $<10^\circ$, $10-20^\circ$, $20-30^\circ$ y $>30^\circ$. Lo que se puede observar en la Tabla 14 es que en las medianas a mayor pendiente mayor es el descenso de la tendencia NDVI interanual. En el promedio los valores indican un decrecimiento muy significativo en las mayores pendientes, pero presenta ciertas diferencias entre los valores medios y bajos.

Tabla 14. Promedio y mediana de la tendencia NDVI interanual año según la pendiente en rangos.

Pendiente (°)	Promedio Tendencia NDVI interanual (%)	Mediana Tendencia NDVI interanual (%)
<10°	-6,08	-5,04
10-20°	-7,94	-8,82
20-30°	-6,70	-6,52
>30°	-11,58	-11,81

Según la estación del año, la pendiente mayor a 30° presenta los valores de decrecimiento más acentuado. No obstante, se repiten las diferencias entre pendientes medias o bajas (Tabla 15).

Tabla 15. Promedio y mediana de la tendencia NDVI entre estaciones del año según la pendiente en rangos.

Pendiente (°)	Promedio otoño (%)	Mediana otoño (%)	Promedio invierno (%)	Mediana invierno (%)	Promedio primavera (%)	Mediana primavera (%)	Promedio verano (%)	Mediana verano (%)
<10°	-5,03	-4,05	0,31	-0,76	-5,51	-5,30	-11,05	-9,36
10-20°	-1,88	-3,89	-7,30	-5,36	-8,80	-9,30	-12,34	-11,08
20-30°	-4,63	-4,37	-1,96	-2,49	-4,56	-5,51	-11,57	-10,38
>30°	-13,17	-16,23	-6,58	-2,82	-5,46	-10,80	-15,97	-20,59

Como se observa en la Figura 33, la situación en las pendientes inferiores al 30% es algo parecida, mientras que claramente en las superiores al 30% la tendencia es muy negativa.

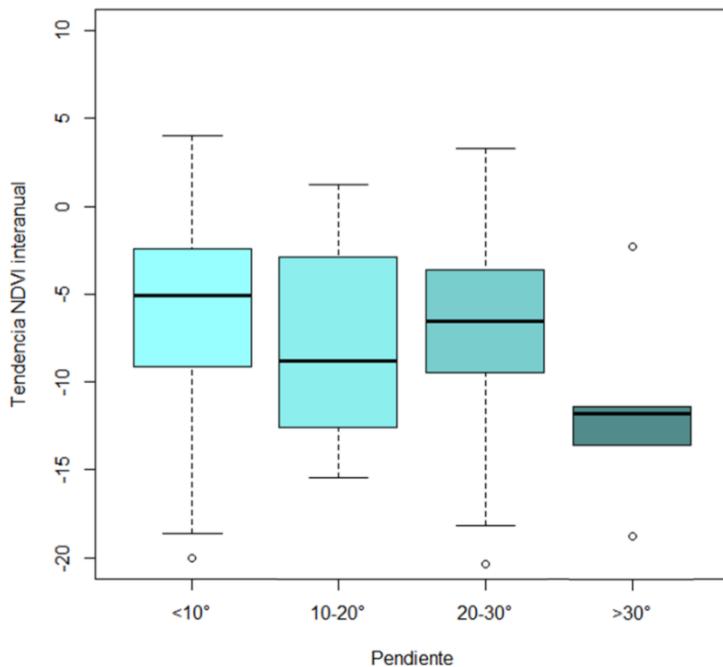


Figura 33. Gráfico de caja y bigotes de tendencia NDVI interanual según la pendiente en rangos. Elaboración propia.

Respecto a la distancia vertical entre los polígonos de estudio y el eje fluvial, se ha realizado una reclasificación en intervalos de los valores entre <2 m, 2-4 m, 4-6 m y >6 m. Se puede visualizar en la Tabla 16 que ante el incremento de la distancia vertical la tendencia decrece.

En los valores superiores a 6 m el promedio es de -8,09%, en los valores de entre 2 m y 6 m el decrecimiento es parecido, de un 7%, y en las distancias verticales menores de un -5,68%.

Tabla 16. Promedio y mediana de la tendencia NDVI interanual según la distancia vertical.

Distancia vertical (m)	Promedio Tendencia NDVI interanual (%)	Mediana Tendencia NDVI interanual (%)
<2 m	-5,68	-5,29
2-4 m	-7,20	-6,95
4-6 m	-7,02	-6,23
>6 m	-8,09	-6,83

Dependiendo de la estación del año, las tendencias NDVI presentan diferentes valores. Mientras el promedio en verano de todo el rango de distancias se sitúa aproximadamente en un -11%, en invierno se aprecia un aumento de 1,36% promedio en las distancias menores a 2 m y decrecimientos inferiores en el resto de rangos (Tabla 17).

Tabla 17. Promedio y mediana de la tendencia NDVI entre estaciones del año según la distancia vertical.

Distancia vertical (m)	Promedio otoño (%)	Mediana otoño (%)	Promedio invierno (%)	Mediana invierno (%)	Promedio primavera (%)	Mediana primavera (%)	Promedio verano (%)	Mediana verano (%)
<2 m	-4,70	-4,10	1,36	0,10	-4,06	-5,51	-11,17	-9,94
2-4 m	-4,59	-4,09	-2,88	-2,49	-6,05	-6,20	-11,97	-10,38
4-6 m	-4,83	-5,13	-3,02	-2,86	-6,15	-5,17	-11,45	-9,08
>6 m	-6,19	-3,10	-5,79	-4,96	-5,25	-5,72	-11,70	-10,90

Como se puede ver en la Figura 34, la tendencia NDVI en las distancias inferiores a 2 m son menos negativas que las distancias superiores.

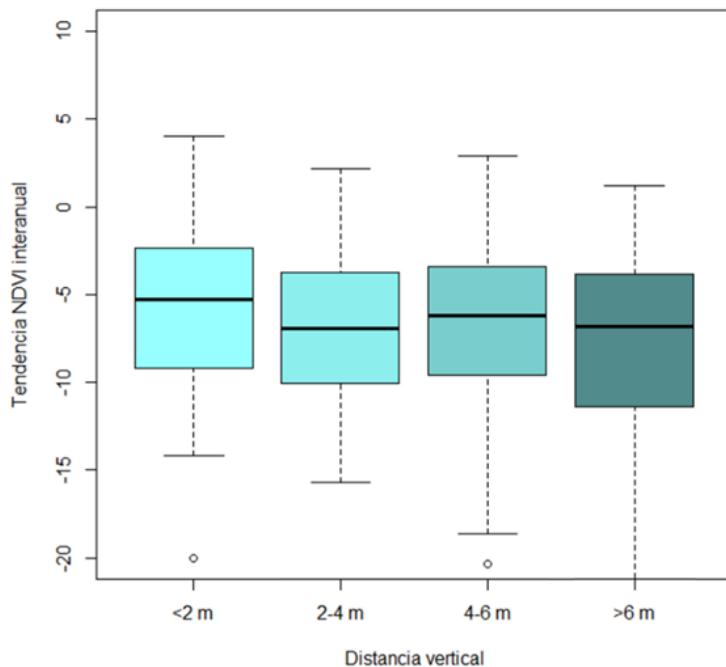


Figura 34. Gráfico de caja y bigotes de tendencia NDVI interanual según la distancia vertical al eje fluvial en rangos. Elaboración propia.

En referencia a la distancia horizontal entre los polígonos de estudio y el eje fluvial, se ha realizado una reclasificación en intervalos de los valores en <10 m, 10-20 m, 20-30 m y >30 m. Se puede observar en la Tabla 18 que en las distancias superiores a 10 m los descensos de la tendencia NDVI interanual es prácticamente la misma, mientras que a menos de 10 m el promedio y la mediana indican un decrecimiento menor que el resto, del orden de -5,97% y -4,54% respectivamente.

Tabla 18. Promedio y mediana de la tendencia NDVI interanual según la distancia horizontal.

Distancia horizontal (m)	Promedio Tendencia NDVI interanual (%)	Mediana Tendencia NDVI interanual (%)
<10 m	-5,97	-4,54
10-20 m	-6,73	-6,81
20-30 m	-6,81	-6,45
>30 m	-6,78	-6,52

Según la estación del año, las tendencias NDVI presentan diferentes valores (Tabla 19). Es destacable la aminoración agudizada en verano en comparación al de invierno.

Tabla 19. Promedio y mediana de la tendencia NDVI entre estaciones del año según la distancia horizontal.

Dist. horizontal (m)	Promedio otoño (%)	Mediana otoño (%)	Promedio invierno (%)	Mediana invierno (%)	Promedio primavera (%)	Mediana primavera (%)	Promedio verano (%)	Mediana verano (%)
<10 m	-5,96	-5,74	-2,18	-2,29	-4,30	-4,01	-9,71	-8,76
10-20 m	-5,87	-5,38	-0,38	-0,61	-4,11	-5,70	-11,88	-10,93
20-30 m	-3,54	-3,32	-1,11	-1,53	-6,50	-6,51	-12,58	-9,73
>30 m	-4,53	-4,73	-3,99	-4,63	-5,67	-6,82	-10,43	-9,56

En la Figura 35 se observa la mayor semejanza o regularidad en las medianas y los promedios de las distancias superiores a los 10 m y un menor decrecimiento en las distancias inferiores.

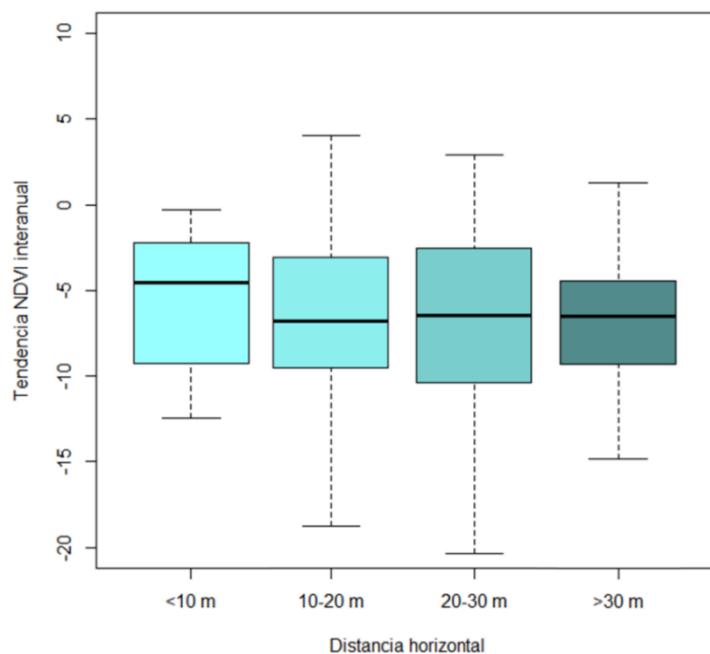


Figura 35. Gráfico de caja y bigotes de tendencia NDVI interanual según la distancia horizontal al eje fluvial en rangos. Elaboración propia.

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El presente trabajo ha dado cumplimiento al objetivo general planteado, basado en mejorar la comprensión de las respuestas de los bosques riparios ante una situación de sequía severa en el río Gaià. En particular, se abordaron tres objetivos específicos: la definición de la sequía meteorológica e hidrológica severa que afecta al área de estudio, la elaboración de una metodología para comparar la respuesta espectral de la vegetación ribereña tanto intranualmente como en diferentes períodos, y el análisis de los resultados de la respuesta del bosque de ribera en función de variables ecológicas y topográficas.

El Gaià es un río mediterráneo típico de caudales bajos, pero muy alterado por actividades humanas y con la existencia de una presa en el tramo medio. Esto ha añadido complejidad a la interpretación de los datos, ya que la dinámica natural del río ha sido modificada desde hace décadas. A su vez, la delimitación del espacio fluvial que enmarca las zonas de estudio ha sido compleja, dado que existen múltiples métodos y criterios tal como indica Ollero (2014). Por ello, se priorizó antes que la delimitación del espacio fluvial, la identificación de zonas de bosques riparios representativos. No obstante, cabe señalar que la delimitación u obtención de espacios representativos es complicada en el contexto de desaparición de bosques riparios en Europa que apunta Camprodón et al. (2022).

En cuanto a la acotación temporal de la sequía meteorológica, ha sido clave la disponibilidad de datos climáticos del Servei Meteorològic de Catalunya a partir de los cuales se ha calculado un índice de sequía SPI en una estación climática cercana a la cabecera del Gaià. Por otro lado, en cuanto a la acotación de la sequía hidrológica, la publicación de datos históricos de caudales de la estación de aforo de Vilabella en el río Gaià, proporcionados por el SAIH de l'Agència Catalana de l'Aigua (2024), ha permitido, mediante el software IAHRIS una precisa delimitación temporal de los períodos de sequía y normalidad hidrológica.

La utilización de imágenes satelitales de acceso libre, con una resolución espacial, temporal y espectral adecuada, ha sido un garante esencial para la realización de este estudio. Además, se ha empleado un MDE público del cual se derivaron las variables topográficas. En cuanto a las variables ecológicas, si bien es cierto que se tomaron de MN Consultors en Ciències de la Conservació y que algunos datos no se encuentran publicados, cabe señalar que existe una cartografía pública de Hábitats de Catalunya, pero con una resolución espacial y precisión considerablemente menor. A parte de los datos públicos, el uso de software SIG, en este caso de QGIS, ha permitido el desarrollo íntegro de una metodología propia que es reproducible en otros entornos fluviales.

Aunque se han incorporado variables ecológicas y topográficas en el análisis, existe la posibilidad de incorporar otras variables en el estudio. Las variables estructurales derivadas de datos LiDAR podrían proporcionar información importante sobre la estructura vertical de la vegetación, como la altura del dosel o la densidad de la vegetación. En este sentido, Portela et al. (2023) señalan que la estructura del dosel vegetal es la variable que mejor explica la sequía de los bosques riparios. Además, se podría hacer uso de los datos en abierto publicados en el centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional.

Los resultados obtenidos confirman la hipótesis inicial, que planteaba que los bosques ribereños experimentarían una disminución en su actividad fotosintética durante períodos de sequía severa debido a la reducción de los recursos hídricos superficiales. La tendencia NDVI promedio interanual del conjunto de bosques riparios ha sido de una disminución del 6,7% y, a su vez, los caudales hidrológicos se han visto reducidos a la casi extinción de caudal. Sin embargo, tal

como se esperaba, esta disminución no ha sido homogénea, sino que ha variado en función de diversos factores, como la tipología hidrogeomorfológica del curso fluvial, las especies o tipo de hábitats riparios y las características topográficas. En este sentido, ha sido sorprendente la baja correlación entre las variables topográficas y los valores de NDVI. La hipótesis que se planteaba es que a mayor pendiente y a una mayor distancia (tanto vertical como horizontal) respecto del eje fluvial se esperaba un mayor decrecimiento en la tendencia del NDVI durante el período de sequía. Sin embargo, la baja correlación general podría sugerir que otros factores no considerados en este análisis podrían estar influyendo en las respuestas vegetales, como los comentados anteriormente en relación a las variables estructurales. Además, la afectación de la sequía varía considerablemente según la estación del año, acusando sus efectos negativos en la vegetación durante el período de verano.

No obstante, todavía falta comprender con más profundidad las respuestas de los ecosistemas ribereños a las condiciones de sequía fuera de su variabilidad climática normal y a eventos extremos. Como señala Portela et al. (2023), hay una comprensión limitada de la estrategia general de respuesta a la sequía, en particular de la capacidad de los ecosistemas ribereños para mantener su funcionamiento durante la sequía (resistencia) y la capacidad de recuperar el funcionamiento después de la sequía (recuperación). Será necesario incorporar más variables ecológicas y topográficas, añadir parámetros estructurales y ampliar los períodos de estudio para entender las relaciones con la respuesta de los ecosistemas riparios según eventos climáticos extremos.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradecer primero de todo a mi tutor académico, Antonio Luis Montealegre Gracia, por la dedicación, esfuerzo y especial atención mostrados durante el proceso de planteamiento, elaboración y revisión de este trabajo. Del mismo modo, mostrar los agradecimientos a mi tutor de prácticas Guillermo García de MN Consultors en Ciències de la Conservació, así como el resto del equipo técnico, por los datos y técnicas proporcionados, por el acompañamiento, guía y enseñanza durante el desarrollo paralelo de las prácticas extracurriculares y del trabajo de fin de máster.

7. BIBLIOGRAFÍA

- AEMET (Agencia Estatal de Meteorología) (2024). Interpretación del Índice de Precipitación Estandarizado (SPI). Recuperado de: https://www.aemet.es/ca/serviciosclimaticos/vigilancia_clima/vigilancia_sequia/ayuda
- Agència Catalana de l'Aigua (2024). Datos de caudal en la estación de aforo de Vilabella (1960-2024). Recuperado de: <https://aplicacions.aca.gencat.cat/sdim21>
- Agència Catalana de l'Aigua (2009). Memoria 2008. Recuperado de: https://aca.gencat.cat/web/.content/10 ACA/J_Publicacions/01-memories/08-memoria_2008.pdf.
- Boix, D.; García-Berthou, E.; Gascón, S.; Benejam, L.; Tornés, E.; Sala, J.; Benito, J.; Munté, A.; Solà, C. y Sabater, S. (2010). Response of community structure to sustained drought in Mediterranean rivers. *Journal of Hydrology*, Vol. 383, pp. 135–146. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.01.014.
- Camprodón, J.; Guardis, P.; Ordeix, M. (2022). Manual técnico de conservación y restauración de ríos y riberas. LIFE ALNUS. Programa Life Naturaleza y Biodiversidad de la Unión Europea. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya, Solsona.

- Chaulagain, S.; Stone, M.; Morrison, R.; Yang, L.; Coonrod, J. y Villa, N. (2023). Determining the response of riparian vegetation and river morphology to drought using Google Earth Engine and machine learning. *Journal of Arid Environments*, Vol. 219. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105068>.
- Chuvieco, E. (2010). *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Ariel Ciencia: Barcelona.
- DL 1/2023, de 28 de febrero. Recuperado de: <https://dogc.gencat.cat/ca/document-del-dogc/?documentId=953578>.
- DL 4/2024, de 16 de abril. Recuperado de: <https://dogc.gencat.cat/ca/document-del-dogc/?documentId=983471>.
- EOS Data Analytics (2024). NDVI: Normalized Difference Vegetation Index. Recuperado de: <https://eos.com/make-an-analysis/ndvi/>
- European Commission (2013): “Interpretation Manual of European Union Habitats – EUR28.” European Commission, DG Environment. *Nature ENV B.3.*, p. 144.
- European Commission (1992): “Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.” *Official Journal L*, pp. 7–50.
- European Comission (1991): “Corine biotopes manual. A method to identify and describe consistently sites of major importance for nature conservation”. Volume III, Data specifications, Part II, Publications Office.
- Folch Guillén, G. (1986). *Enciclopedia Catalana. Història Natural dels Països Catalans: Geologia I*, p. 34.
- Folch Guillén, G. (1986). *Serres del gaià*. *Enciclopedia Catalana. Història Natural dels Països Catalans: Espais Naturals*, p. 258.
- García, G.; Pascual, R.; Cadiach, O.; Balart, A.; Solé, J. y Manzano, M. (2022). “Metaecosistemas y metarestauración: el LIFE ALNUS, una experiencia de diagnóstico y restauración de sistemas fluvio-aluviales a escala regional”. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya. Programa Life Naturaleza y Biodiversidad de la Unión Europea.
- Gis Geography, 2024. What is NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)? Recuperado de: <https://gisgeography.com/ndvi-normalized-difference-vegetation-index/>
- Goetz, S.J. (2006): “Remote sensing of riparian buffers: past progress and future prospects.” *J. Am. Water Resour. Assoc.* Vol. 42, pp. 133–143. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb03829.x>.
- Huylenbroeck L.; Laslier M.; Dufour S.; Georges B.; Lejeune P.; Michez A. (2020): “Using remote sensing to characterize riparian vegetation: a review of available tools and perspectives for managers”. *Journal of Environmental Management*. Vol. 267. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110652>.
- ICGC (Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya) (2016). *Model d'Elevacions del Terreny de Catalunya 2x2metres*. Recuperado de: <https://www.icgc.cat/ca/Dades-i-productes/Bessons-digitals-Elevacions/Model-delevacions-del-terreny-de-2x2-m>
- IPCC (2023): *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate change*. Core Writing Team, H. Lee y J. Romero (Eds). IPCC, Geneva, Switzerland, 184 pp. doi: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.
- Klemas, V. (2014): “Remote sensing of riparian and wetland buffers: an overview.” *J. Coast. Res.* Vol. 30, pp. 869–880. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-14-00013.1>.

- Martínez Santa-María, C. y Fernández Yuste, J.A. (2021): Índices de alteración hidrológica en ríos (IAHRIS 3.0). Manual de referencia metodológica. Ed. Dirección General del Agua (MITERD), Madrid.
- McKee, T.B; Doesken, N.J y Kleist J. (1995): “Drought monitoring with multiple time scales”. Preprints of the 9th Conference on Applied Climatology, 117-22 January, Anaheim, California, pp. 179-184.
- MITERD (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) (2024). Tipos de sequía. Recuperado de: https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/observatorio-nacional-de-la-sequia/que-es-la-sequia/observatorio_nacional_sequia_1_1_tipos_sequia.html.
- MN Consultors en Ciències de Conservació; Rovira, A.; Solà, C.; Bardina, M.; Garcia, E.; García, G.; Pascual, R.; Cadiach, O.; Balart, A.; Salvat, L. y Werrebrouck, G. (2023). Caracterització hidro-morfològica de les masses d'aigua rius de les Conques Internes de Catalunya. Fase I. Lot 2: Caracterització hidromorfològica i proposta de tramificació de les masses d'aigua rius de les Conques Internes de Catalunya, en execució del Programa de seguiment i control 2019-2024. Protocol M-R-HMF-2019. Primera aplicació al DCFC - PSIC 2019-24. Encargo de l'Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya.
- MN Consultors en Ciències de la Conservació; Aqualogy. (2012): “Estudis de base i redacció del Pla de l'espai fluvial de la conca del riu Gaià (PEF Gaià)”. En: Planificació de l'espai fluvial del riu Gaià. Programa PEFCAT (Planificació dels espais fluvials de Catalunya). Encargo de l'Agència Catalana de l'Aigua, Generalitat de Catalunya.
- Nagler, P.L.; Barreto-Muñoz, A.; Chavoshi Borujeni, S.; Nouri, H.; Jarchow, C.J.; Didan, K. (2021): “Riparian Area Changes in Greenness and Water Use on the Lower Colorado River in the USA from 2000 to 2020”. *Remote Sens.* Vol. 13, 1332. <https://doi.org/10.3390/rs13071332>
- Ndayisaba, F.; Guo, H.; Isabwe, A.; Bao, A.; Nahayo, L.; Khan, G.; Kayiranga, A.; Karamage F. y Muhire, E.N. (2017): “Interannual vegetation changes in response to climate variability in Rwanda.” *J. Environ. Protect.* Vol. 8 (4) <https://doi.org/10.4236/jep.2017.84033>.
- Ollero, A. (2014): Guía metodológica sobre buenas prácticas en gestión de inundaciones. Manual para gestores. Contrato del río Matarraña, ECODES, pp. 143, Zaragoza.
- Pace, G; Gutiérrez-Cánovas, C; Henriques, R; Boeing, F; Cássio, F. y Pascoal, C. (2021): “Remote sensing depicts riparian vegetation responses to water stress in a humid Atlantic region.” *Science of the Total Environment* Vol. 772. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145526>.
- Peng, J.; Liu, Z.; Liu, Y.; Wu, J. y Han, Y. (2012): “Trend analysis of vegetation dynamics in Qinghai—Tibet Plateau using Hurst Exponent.” *Ecol. Indic.* Vol. 14, pp. 28–39. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.08.011>.
- Portela, A.; Gonçalves, J.; Durance, I. y Vieira, C. (2023): “Riparian forest response to extreme drought is influenced by climatic context and canopy structure.” *Science of the Total Environment*. Vol. 881. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163128>.
- QGIS Development Team (2009). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Available in: <http://qgis.org>.
- Servei Meteorològic de Catalunya (2024). Atles Climàtic de Catalunya. Període: 1991-2020. Recuperado de: <https://www.meteo.cat/wpweb/climatologia/el-clima/atles-climatic/>
- Servei Meteorològic de Catalunya (2023). Històric de mapes de l'índex de precipitació estàndard (IPE). Recuperado de: <https://www.meteo.cat/wpweb/climatologia/butlletins-i-episodis-meteorologics/historic-de-cartografia-climatica/historic-de-mapes-de-lindex-de-precipitacio-estandard-ipe/>

Servei Meteorològic de Catalunya (2020). Històric de mapes de l'índex de precipitació estàndard (IPE). Recuperado de: <https://www.meteo.cat/wpweb/climatologia/butlletins-i-episodis-meteorologics/historic-de-cartografia-climatica/historic-de-mapes-de-lindex-de-precipitacio-estandard-ipe/>

Sims N. y Colloff J. (2012): “Remote sensing of vegetation responses to flooding of a semi-arid floodplain: Implications for monitoring ecological effects of environmental flows”. Ecological Indicators. Vol. 18, pp. 387-391. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.007>.

Tierno de Figueroa, J.M.; Luzón-Ortega J. y López-Rodríguez M.J. (2007). Capítulo 28. Los ríos mediterráneos: diversidad y conservación de su fauna.

Tomsett, C. y Leyland, J. (2019): “Remote sensing of river corridors: a review of current trends and future directions.” River Res. Applic. Vol. 35, pp. 779–803. <https://doi.org/10.1002/rra.3479>.

Vigo, J.; Carreras, J. y Ferré, A. (2005): “Manual dels hàbitats de Catalunya” Vol. I. Barcelona: Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient i Habitatge.

8. ANEXO



Figura 36. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo bajo. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 37. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo bajo. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 38. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo bajo. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 39. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo medio. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 40. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo medio. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 41. Fotografía del bosque de ribera y un panel informativo del río Gaià a su paso por el tramo medio. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 42. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo medio. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 43. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo medio. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 44. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo medio. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 45. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo alto. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 46. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo alto. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024). Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 47. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo alto. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).



Figura 48. Fotografía del bosque de ribera del Gaià a su paso por el tramo alto. Tomada por Lluís Salvat (agosto de 2024).

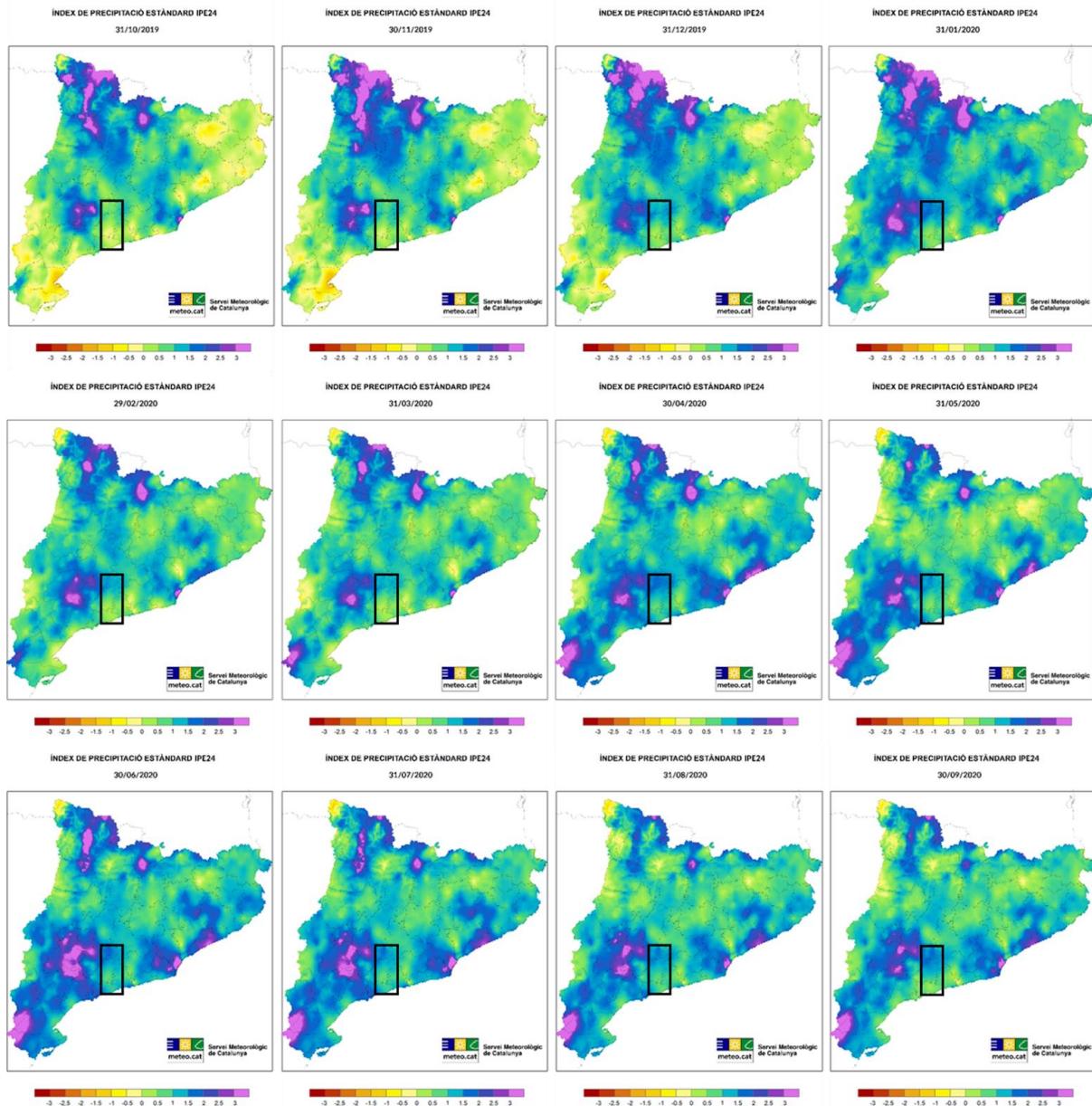


Figura 49. Índice SPI 24 (10/2019 – 09/2020) en Catalunya. Servei Meteorològic de Catalunya (2020).

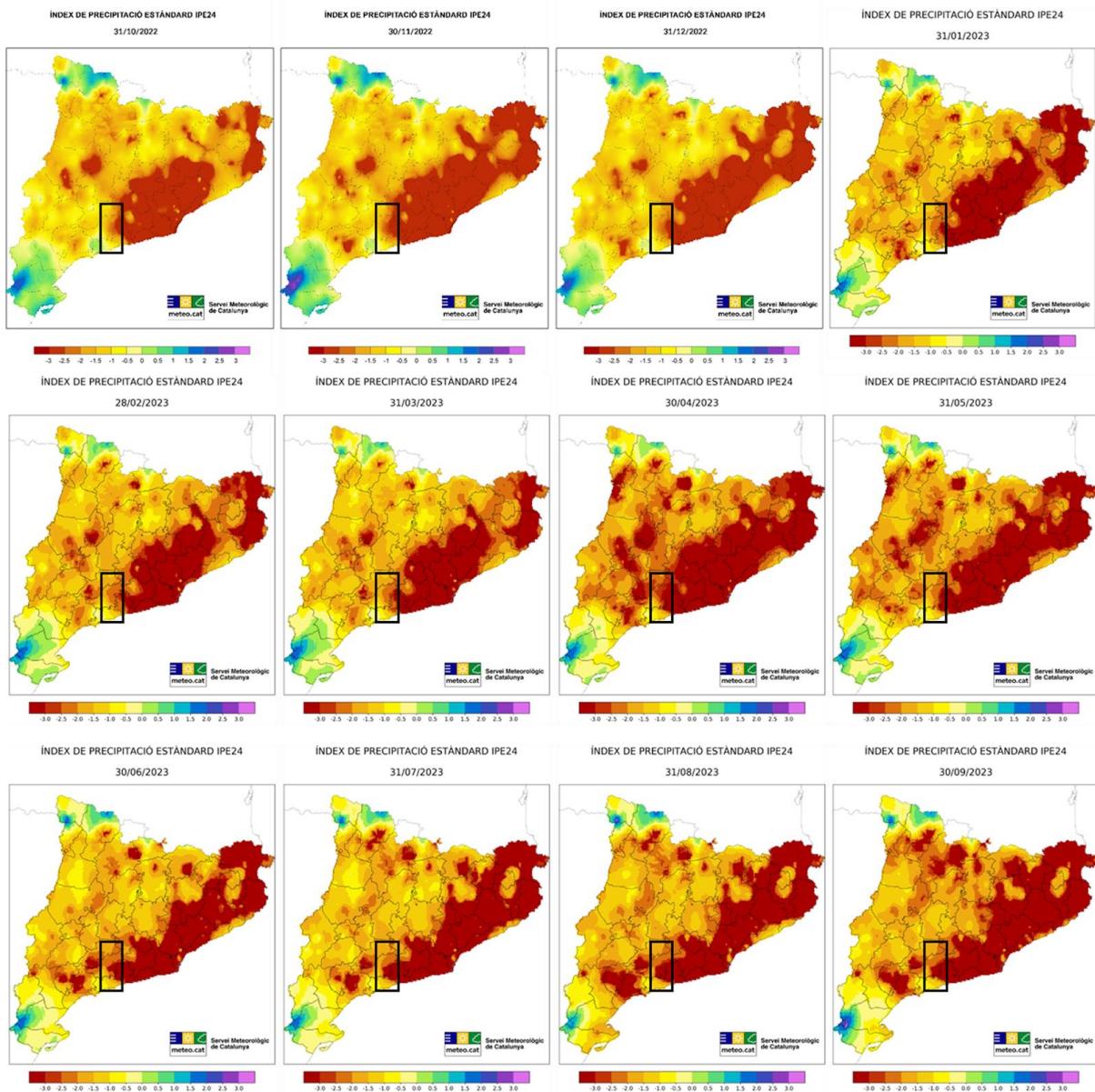


Figura 50. Índice SPI 24 (10/2022 – 09/2023) en Catalunya. Servei Meteorològic de Catalunya (2023).

ESTADÍSTICOS DESCRIPTIVOS		
MÍNIMO	0.302	hm ³
Percentil excedencia 75% (P75)	3.407	hm ³
Percentil excedencia 50% (P50)	6.475	hm ³
MEDIA	8.013	hm ³
Percentil excedencia 25% (P25)	8.999	hm ³
MÁXIMO	33.532	hm ³
RANGO INTERCUARTÍLICO	5.592	hm ³
Coef. Variación	7.315	
Coef. Asimetría	2.055	

Figura 51. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (I).

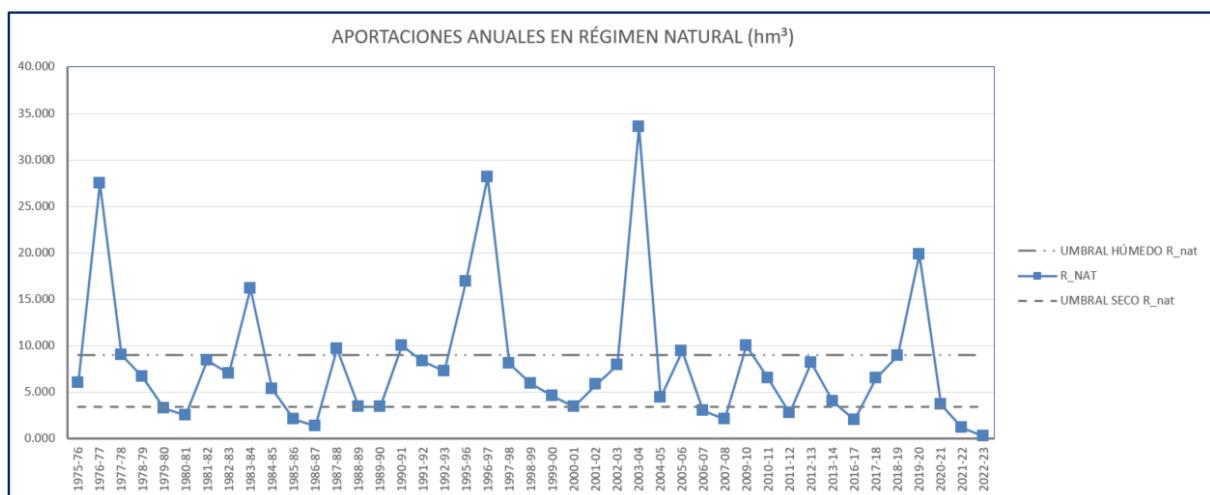


Figura 52. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (II).

ESTADÍSTICOS	APORTACIONES MENSUALES (hm ³)											
	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
MÍNIMO	0.00	0.00	0.05	0.00	0.02	0.03	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00
Percentil excedencia 75% (P75)	0.22	0.22	0.21	0.21	0.24	0.32	0.30	0.24	0.09	0.02	0.03	0.04
Percentil excedencia 50% (P50)	0.46	0.46	0.45	0.46	0.41	0.51	0.70	0.49	0.42	0.11	0.12	0.19
MEDIA	0.57	0.66	0.71	1.14	0.79	0.95	0.94	0.90	0.56	0.23	0.21	0.36
Percentil excedencia 25% (P25)	0.63	0.88	0.93	0.98	1.04	1.33	1.14	1.13	0.81	0.36	0.29	0.58
MÁXIMO	3.66	3.15	3.65	10.32	5.08	4.68	6.46	5.60	2.45	1.62	0.90	1.99
RANGO INTERCUARTÍLICO	0.41	0.66	0.72	0.77	0.79	1.01	0.83	0.89	0.73	0.34	0.26	0.54
Coef. Variación	0.68	0.70	0.78	2.16	0.97	1.00	1.16	1.07	0.60	0.34	0.25	0.43
Coef. Asimetría	3.31	2.12	2.43	3.60	2.58	1.94	3.11	2.60	1.57	2.64	1.54	1.92

Figura 53. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (III).

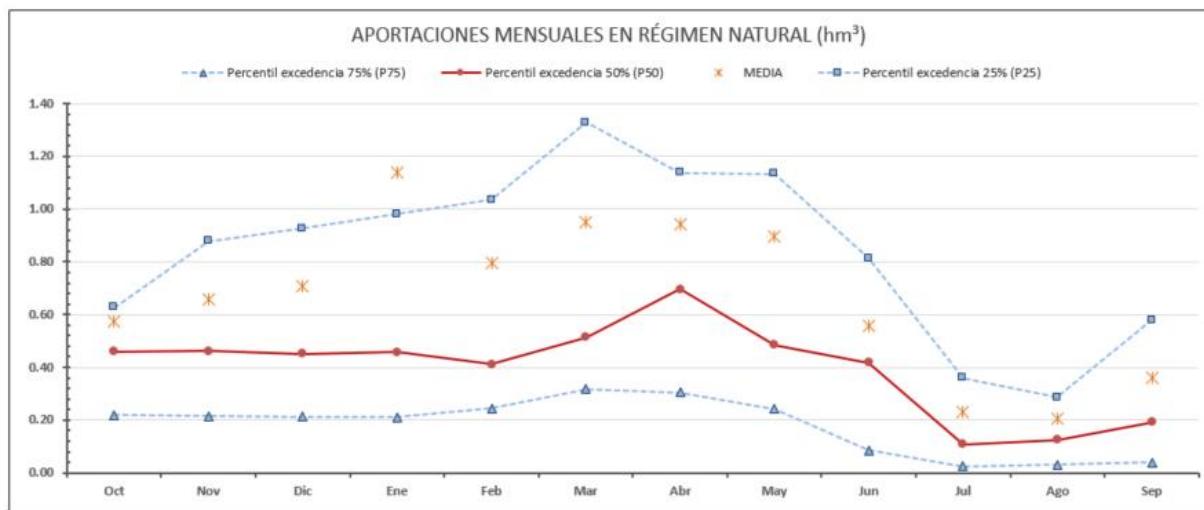


Figura 54. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (IV).

TIPOS DE AÑO					
HÚMEDOS		MEDIOS		SECOS	
AÑO	APORTACIÓN	AÑO	APORTACIÓN	AÑO	APORTACIÓN
1976-77	27.478	1975-76	5.976	1979-80	3.249
1977-78	8.999	1978-79	6.672	1980-81	2.537
1983-84	16.184	1981-82	8.441	1985-86	2.098
1987-88	9.669	1982-83	7.027	1986-87	1.315
1990-91	10.017	1984-85	5.366	1988-89	3.407
1995-96	16.883	1989-90	3.428	2006-07	3.011
1996-97	28.128	1991-92	8.370	2007-08	2.089
2003-04	33.532	1992-93	7.271	2011-12	2.800
2005-06	9.441	1997-98	8.086	2016-17	1.988
2009-10	10.019	1998-99	5.892	2021-22	1.208
2019-20	19.794	1999-00	4.567	2022-23	0.302
		2000-01	3.417		
		2001-02	5.803		
		2002-03	7.964		
		2004-05	4.463		
		2010-11	6.481		
		2012-13	8.168		
		2013-14	3.995		
		2017-18	6.475		
		2018-19	8.889		
		2020-21	3.669		

Figura 55. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (V).

COMPONENTE DEL RÉGIMEN	ASPECTO	PARÁMETRO	DESCRIPCIÓN	
			VALOR (hm ³ ó m ³ /s)	
VALORES HABITUALES	Aportaciones anuales y mensuales	Magnitud	Media de las aportaciones anuales	Año húmedo 17.29 Año medio 6.21 Año seco 2.18 Año pond. 8.01
		Variabilidad	Diferencia entre aportación mensual máxima y mínima en el año	Año húmedo 4.34 Año medio 1.36 Año seco 0.68 Año pond. 1.95
		Estacionalidad	Mes de máxima y mínima aportación	Año húmedo FEB-AGO Año medio MAR-JUL Año seco MAR-JUL
	Caudales diarios	Variabilidad	Diferencia entre los caudales medios diarios correspondientes a los percentiles de excedencia del 10% y 90%	Q 10%R _{nat} 0.53 Q 90%R _{nat} 0.04
		Magnitud y frecuencia	Media de los máximos caudales diarios anuales Caudal generador del lecho; Período de retorno Caudal de conectividad; Período de retorno	Qc 4.62 QGL; T 6.7 3 QCONEC; T 10.1 7 Q 5%R _{nat} 0.72
		Variabilidad	Coeficiente de variación de máximos caudales diarios anuales Coeficiente de variación de la serie de avenidas habituales	CV(Q _c) 1.23 CV(Q 5%R _{nat}) 1.06
VALORES EXTREMOS	Caudales máximos (avenidas)	Estacionalidad	Número medio de días al mes con caudal medio diario $\geq Q5\%R_{nat}$	Ver tabla y gráfico al pie
		Duración	Máximo nº de días consecutivos con caudal medio diario $\geq Q5\%R_{nat}$	14.49
		Magnitud y frecuencia	Media de los mínimos caudales diarios anuales Caudal de la sequía habitual (percentil de excedencia del 95%)	Qs 0.01 Q 95%R _{nat} 0.03
	Caudales mínimos (sequías)	Variabilidad	Coeficiente de variación de mínimos caudales diarios anuales Coeficiente de variación de la serie de sequías habituales	CV(Q _s) 2.18 CV(Q 95%R _{nat}) 1.70
		Estacionalidad	Número medio de días al mes con caudal medio diario $\leq Q95\%R_{nat}$	Ver tabla y gráfico al pie
		Duración	Máximo nº de días consecutivos con caudal medio diario $\leq Q95\%R_{nat}$ Número medio de días al mes con caudal medio diario nulo	37.98 Ver tabla y gráfico al pie

** Parámetro que no se ha podido calcular

ESTACIONALIDAD	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
Nº MEDIO DÍAS AL MES CON $Q \geq Q5\%R_{nat}$	2.0	2.6	2.0	2.8	3.1	2.8	2.9	3.3	1.5	0.2	0.3	0.8
Nº MEDIO DÍAS AL MES CON $Q \leq Q95\%R_{nat}$	5.9	3.8	1.7	1.7	1.6	2.0	2.3	3.0	7.6	14.0	16.3	10.0
Nº MEDIO DÍAS AL MES CON Q NULO	3.8	1.1	0.4	0.8	0.5	0.6	0.7	0.8	3.8	8.0	9.6	6.2

Figura 56. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (VI).

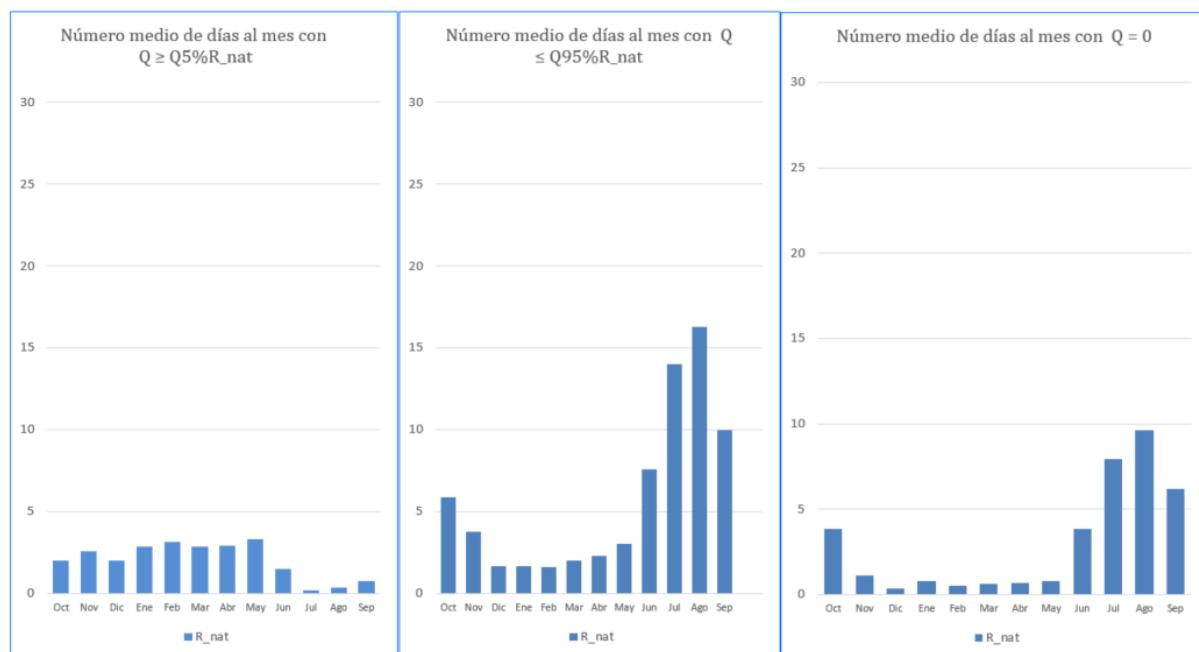


Figura 57. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (VII).

PERCENTILES ESTÁNDAR		
Nº DÍAS EN LOS QUE EL CAUDAL ES EXCEDIDO	PERCENTIL DE EXCEDENCIA (Weibull)	CAUDAL (m ³ /s) R_NAT
1.8	0.5	3.19
3.7	1	1.85
18.3	5	0.72
36.6	10	0.53
54.9	15	0.42
73.2	20	0.35
91.5	25	0.30
109.8	30	0.26
128.1	35	0.23
146.4	40	0.21
164.7	45	0.18
183.0	50	0.16
201.3	55	0.15
219.6	60	0.13
237.9	65	0.11
256.2	70	0.10
274.5	75	0.08
292.8	80	0.06
311.1	85	0.04
329.4	90	0.04
347.7	95	0.02
362.3	99	0.02
364.2	99.5	0.01

Figura 58. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (VIII).

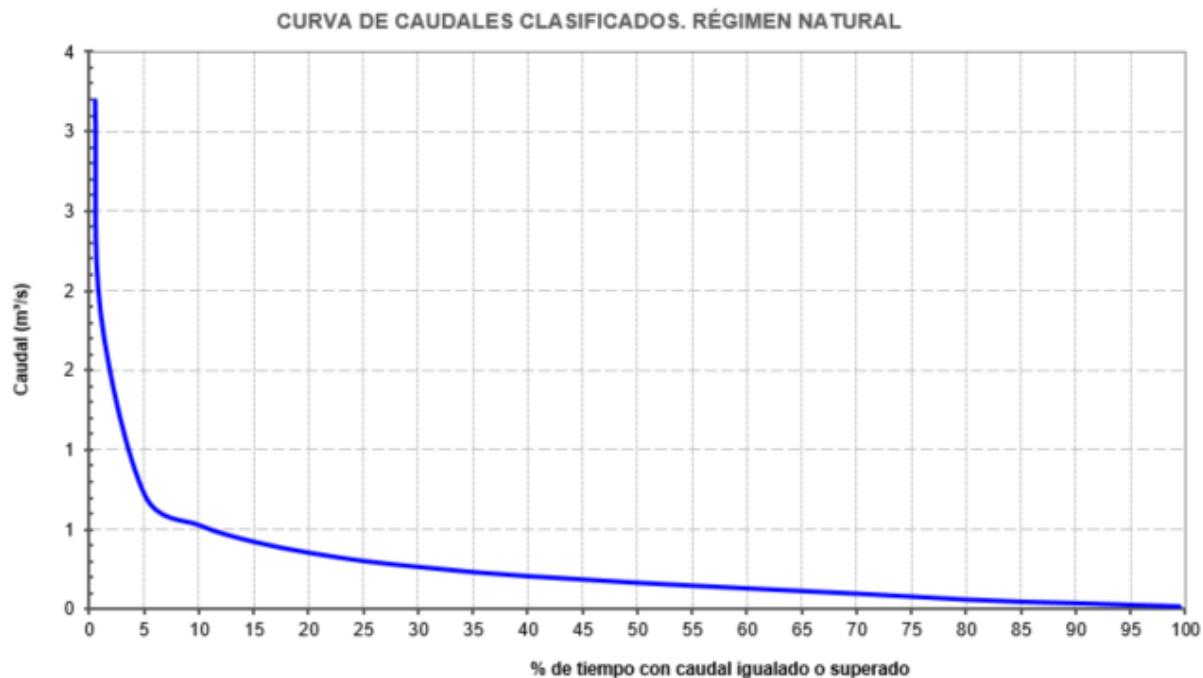


Figura 59. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (IX).

CURVAS MENSUALES DE CAUDALES CLASIFICADOS. RÉGIMEN NATURAL
CAUDAL (m³/s)

PERCENTIL DE EXCEDENCIA (Weibull)	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE
5	0.77	0.83	0.77	1.28	0.67	1.02	0.80	0.78	0.67	0.21	0.37	0.82
10	0.46	0.48	0.41	0.76	0.52	0.55	0.57	0.56	0.40	0.14	0.16	0.27
15	0.32	0.34	0.33	0.66	0.43	0.48	0.50	0.47	0.28	0.12	0.09	0.17
20	0.26	0.29	0.30	0.55	0.39	0.41	0.46	0.42	0.25	0.11	0.08	0.13
25	0.23	0.26	0.27	0.48	0.36	0.39	0.43	0.40	0.23	0.10	0.07	0.11
30	0.21	0.25	0.26	0.44	0.35	0.36	0.40	0.37	0.21	0.09	0.06	0.10
35	0.19	0.23	0.25	0.40	0.33	0.33	0.36	0.34	0.20	0.09	0.06	0.09
40	0.18	0.22	0.23	0.35	0.32	0.32	0.34	0.32	0.19	0.08	0.06	0.09
45	0.16	0.22	0.22	0.33	0.30	0.31	0.33	0.31	0.18	0.08	0.05	0.08
50	0.15	0.21	0.21	0.30	0.28	0.29	0.32	0.29	0.17	0.07	0.05	0.08
55	0.14	0.19	0.21	0.30	0.27	0.28	0.31	0.27	0.16	0.07	0.05	0.07
60	0.13	0.17	0.20	0.28	0.26	0.25	0.29	0.26	0.16	0.06	0.05	0.07
65	0.12	0.16	0.20	0.27	0.26	0.24	0.28	0.24	0.15	0.06	0.04	0.06
70	0.11	0.16	0.19	0.27	0.25	0.24	0.26	0.23	0.14	0.06	0.04	0.06
75	0.11	0.15	0.19	0.26	0.24	0.23	0.25	0.22	0.13	0.06	0.04	0.05
80	0.10	0.14	0.17	0.25	0.24	0.22	0.24	0.21	0.13	0.05	0.04	0.05
85	0.10	0.14	0.17	0.24	0.23	0.22	0.24	0.20	0.12	0.05	0.03	0.05
90	0.10	0.13	0.16	0.23	0.23	0.21	0.23	0.19	0.11	0.05	0.03	0.04
95	0.09	0.12	0.15	0.19	0.22	0.20	0.21	0.18	0.10	0.04	0.03	0.04

Figura 60. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (X).

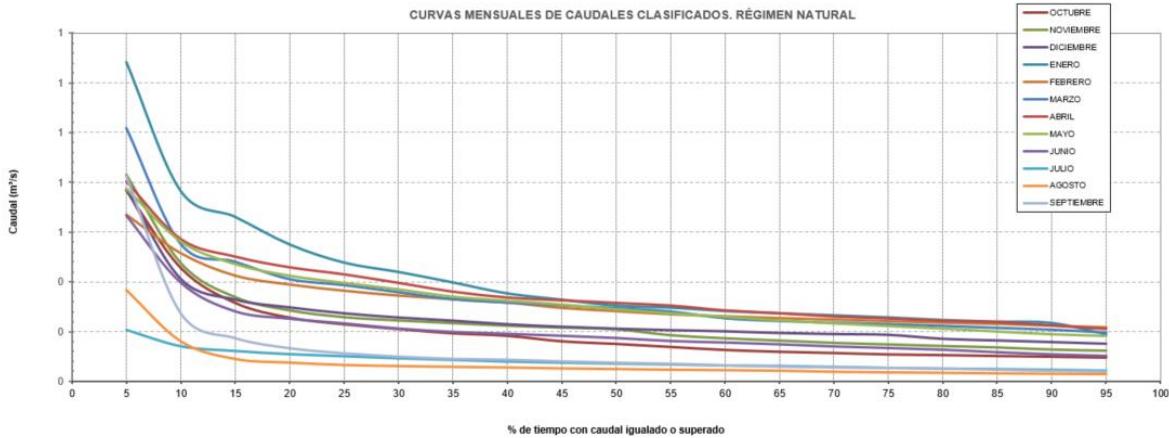


Figura 61. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (XI).

COMPONENTE DEL RÉGIMEN		ASPECTO	PATRONES EN EL RAC		
Avenidas	Función geomorfológica QGL ^{RAC}	Magnitud \geq	4.3	m^3/s	
		Frecuencia como media cada	3	años	
		Estacionalidad preferentemente	patrón de estacionalidad de las avenidas naturales (Inf nº 4)		
	Función biológica Q5% ^{RAC}	Magnitud \geq	0.5	m^3/s	
		Frecuencia como media	1.68	nº avenidas/año	
		Estacionalidad respetar	patrón de estacionalidad de las avenidas naturales (Inf nº 4)		
	Función conectividad QCONEC ^{RAC}	Magnitud \geq	6.5	m^3/s	
		Frecuencia como media cada	7	años	
		Estacionalidad respetar	patrón de estacionalidad de las avenidas naturales (Inf nº 4)		
Sequías	Habituales	Magnitud \approx	0.03	m^3/s	
		Duración inferior a	37.98	días consecutivos	
		Estacionalidad respetar	patrón de estacionalidad de sequías naturales (Inf nº 4)		
	Excepcionales	Magnitud Escalado del mínimo K_{seco}	ver mínimos naturales excepcionales (Inf nº 9)		
		Frecuencia Mantener variabilidad interanual	$K_{seco} = K_{hum} = K_{medio}$		
		Estacionalidad respetar	patrón de estacionalidad de las sequías naturales (Inf nº 4)		
	Caudales cero	Duración no superior a	duración de sequías naturales con $Q=0$ (Inf nº 4)		
		Estacionalidad respetar	patrón de estacionalidad de sequías naturales con $Q=0$ (Inf nº 4)		

Figura 62. Caracterización hidrológica de la cuenca del río Gaià. Elaboración propia a partir de datos del SAIH de l'ACA y del software de modelización IAHRIS (XII).

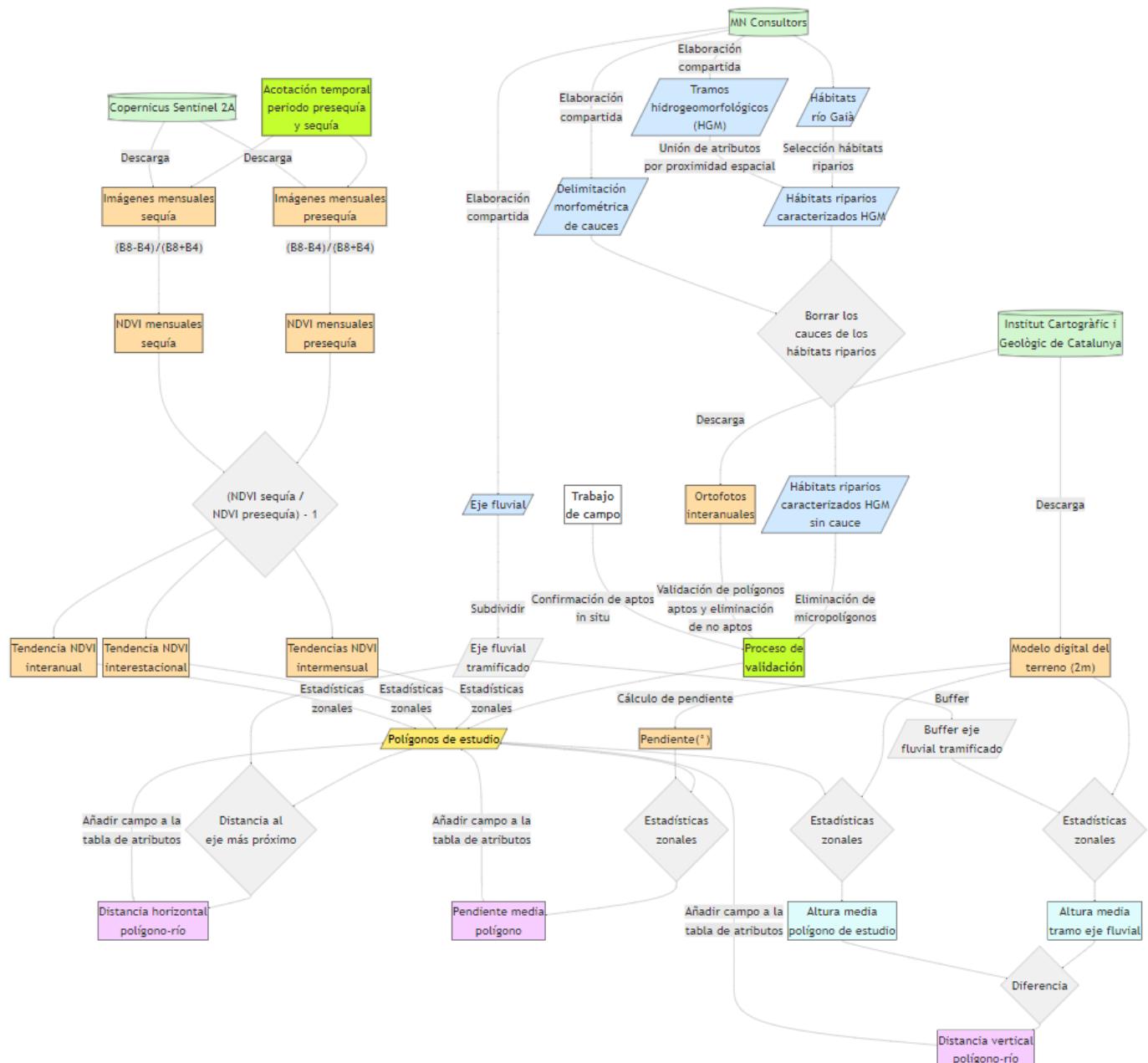


Figura 63. Proceso metodológico global.

Atributo	Descripción	Origen
ID	Identificador del polígono	Hàbitats Gaià
CD_HBPEF_1	Identificador del primer hábitat	Hàbitats Gaià
CD_HBPEF_2	Identificador del segundo hábitat	Hàbitats Gaià
CD_HBPEF_3	Identificador del tercer hábitat	Hàbitats Gaià
N_HBPEF_1	Primer hábitat	Hàbitats Gaià
N_HBPEF_2	Segundo hábitat	Hàbitats Gaià
N_HBPEF_3	Tercer hábitat	Hàbitats Gaià
SUP_1	Superficie de recubrimiento del primer hábitat	Hàbitats Gaià
SUP_2	Superficie de recubrimiento del segundo hábitat	Hàbitats Gaià
SUP_3	Superficie de recubrimiento del tercer hábitat	Hàbitats Gaià
REC1	% de recubrimiento del primer hábitat	Hàbitats Gaià
REC2	% de recubrimiento del segundo hábitat	Hàbitats Gaià
REC3	% de recubrimiento del tercer hábitat	Hàbitats Gaià
T_HGM_ACR	Acrónimo de la tipología hidrogeomorfológica	Tramos Hidrogeomorfológicos
T_HGM.Des	Descripción de la tipología hidrogeomorfológica	Tramos Hidrogeomorfológicos
T_HGM_REC	Reclasificación de la tipología hidrogeomorfológica	Nueva elaboración
201910mean	NDVI de la imagen de octubre de 2019	Sentinel-2A
[...]	[...]	Sentinel-2A
202309mean	NDVI de la imagen de setiembre de 2023	Sentinel-2A
D_NDVI_an	Tendencia (%) entre NDVI promedio del periodo 2019/20 y periodo 2022/23	Nueva elaboración
D_NDVI_inv	Tendencia (%) entre NDVI promedio del invierno 2019/20 e invierno 2022/23	Nueva elaboración
D_NDVI_prm	Tendencia (%) entre NDVI promedio del primavera 2019/20 y primavera 2022/23	Nueva elaboración
D_NDVI_ver	Tendencia (%) entre NDVI promedio del verano 2019/20 y verano 2022/23	Nueva elaboración
D_NDVI_oto	Tendencia (%) entre NDVI promedio del otoño 2019/20 y otoño 2022/23	Nueva elaboración
D_NDVI_01	Tendencia (%)entre NDVI del mes de enero promedio del periodo 2019/20 y periodo 2022/23	Nueva elaboración
[...]	[...]	Nueva elaboración
D_NDVI_12	Tendencia (%)entre NDVI del mes de diciembre promedio del periodo 2019/20 y periodo 2022/23	Nueva elaboración
area_m2	Superficie en metros cuadrados	Nueva elaboración
micropolig	(Sí/No) a la condición de area_m2 < 1000	Nueva elaboración
pend_grad	Pendiente media del polígono en grados	PENDIENTE
alt_m	Altitud media del polígono en metros	MDT5
dist_horizontal	Distancia horizontal entre la entidad y el eje fluvial	Nueva elaboración
dist_vertical	Distancia vertical entre la entidad y el eje fluvial	Nueva elaboración
bosc_rip	(Sí/No) a la condición de micropolig: No y Tipo de hábitat tipo "Bosques y bosquinas de ribera o de lugares muy húmedos"	Nueva elaboración
estudio	(Sí/No) si aparte de ser bosc_rip:Sí, cumple todos los requisitos para formar parte del análisis	Nueva elaboración
Estudio_bosque_puro	(Sí/No) si aparte de ser bosc_rip:Sí, cumple todos los requisitos para formar parte del análisis. Además, si cumple que REC1 si es hábitat ripario, así como REC2 y REC3, sumados entre si superan el 70%.	Nueva elaboración

Figura 64. Atributos de la capa de “polígonos de estudio”.