

CONAMA 2024

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

Análisis de la Influencia de Actividades Antropogénicas y Áreas Naturales en la Integridad Ecológica del Río Guadiana mediante la metodología PLS-PM.



CONAMA 2024

ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS Y ÁREAS NATURALES EN LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO GUADIANA MEDIANTE LA METODOLOGÍA PLS-PM

Autor Principal: Sofía Villar Rúa (Universidade de Vigo, Hydro-Forestry Geomodeling Research Group, Escuela de Ingeniería Forestal)

Otros autores: Carolina Acuña-Alonso (CINTECX, Universidade de Vigo, Applied Geotechnologies Group), Xana Álvarez (Universidade de Vigo, Hydro-Forestry Geomodeling Research Group, Escuela de Ingeniería Forestal)

ÍNDICE

TÍTULO	2
RESUMEN	2
INTRODUCCIÓN	2
MATERIALES Y MÉTODOS.....	4
Área de estudio	4
Modelo de marco conceptual	6
Modelización de trayectorias por mínimos cuadrados.....	8
Escenarios de cambios de presión	10
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	11
Mínimos cuadrados parciales: modelado de trayectorias.....	11
Escenarios de cambio de presión.....	14
Discusión general	15
CONCLUSIÓN	16
AGRADECIMIENTOS.....	16
BIBLIOGRAFÍA.....	16

TITULO

Análisis de la Influencia de Actividades Antropogénicas y Áreas Naturales en la Integridad Ecológica del Río Guadiana mediante la metodología PLS-PM

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos desempeñan un papel vital en el mantenimiento de la biodiversidad acuática y los servicios ecosistémicos, por lo que es crucial mantener la calidad del agua de los ríos. Sin embargo, actividades como la agricultura, la ganadería, la industria y la urbanización modifican las características físicas, químicas y biológicas de arroyos, ríos y riberas. En este sentido, la calidad del agua puede verse afectada por la interacción de diversas variables, por lo que este estudio tiene como objetivo analizar y cuantificar la influencia de las actividades antropogénicas, y las áreas naturales sobre la calidad del agua en la cuenca del río Guadiana a su paso por Badajoz (SE, España). Para abordar este objetivo se utilizó la metodología de Partial Least Squares Path Modelling (PLS-PM), que permite explorar y cuantificar relaciones entre diferentes variables. Este enfoque es especialmente útil en el ámbito ambiental, proporcionando una visión integral de cómo distintos factores impactan en la calidad del agua. En este contexto, las variables latentes seleccionadas para el desarrollo del modelo PLS-PM fueron calidad del agua, áreas naturales, integridad biológica y presiones antropogénicas. Para la construcción del modelo se consideraron 30 puntos de muestreo de los cuales se recopilaron datos sobre los parámetros fisicoquímicos, el índice IBMWP (Biological Monitoring Working Party) y el índice sobre Calidad del Bosque de Ribera (QBR) de la red de seguimiento de la Cuenca Hidrográfica del Guadiana para el año hidrológico 2018-2019. Además, se calcularon diferentes métricas del paisaje, para los usos forestal, agrícola, industrial, urbano y cuerpos de agua. Los resultados del modelo indican que las variables analizadas pueden predecir en un 52,6% la calidad del agua y la integridad biológica en un 55,5%. Las áreas forestales tienen un efecto negativo sobre la calidad del agua, ya que disminuyen la contaminación y mejoran la calidad del agua, lo que tiene un impacto positivo sobre la integridad biológica. Por otro lado, la industrialización y la urbanización incrementan la contaminación del agua, teniendo un efecto positivo sobre la calidad del agua, pero negativo sobre integridad biológica debido al aumento de la contaminación. Los resultados del análisis PLS-PM ayudarán a identificar las principales fuentes de contaminación y su relación con la calidad del agua, lo que es esencial para la formulación de políticas efectivas de gestión y conservación.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua es un recurso fundamental para la salud humana, el medio ambiente y el desarrollo económico (Majnooni et al., 2024). Debido a esto, actualmente existe un creciente interés por la preservación de los ecosistemas fluviales. Estos ecosistemas presentan una constante degradación debido a la expansión humana y a las prácticas agrícolas aumentando la presión sobre estos ecosistemas y un impacto sobre la calidad del agua (Acosta et al., 2009). Por lo que entender las amenazas a los que están expuestos estos ecosistemas y tener herramientas

para evaluarlas es clave para su conservación (Gutiérrez-Fonseca & Ramírez, 2016) y gobernanza ambiental. Además de estos factores, la calidad de las aguas superficiales se ve afectado por el cambio climático (Delpa et al., 2009) ya que agrava estos problemas, alterando los patrones de precipitación y aumentando la frecuencia de eventos extremos como inundaciones y sequías (Zou et al., 2023). Algunos de los efectos nocivos de la contaminación pueden evaluarse a través de la fauna acuática (Khaliq et al., 2024), especialmente los macroinvertebrados, que se utilizan como indicadores de la salud del ecosistema, facilitando la evaluación de los ecosistemas acuáticos (Bonada et al., 2006). En este contexto, se han desarrollado numerosos índices y protocolos de evaluación basados en macroinvertebrados acuáticos, como el índice IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party), que indican efectos indirectos o desconocidos a través de la presencia, ausencia o abundancia relativa de taxones (Alba-Tercedor et al., 2002). Asimismo, es importante la evaluación de la calidad de las características físicas del cauce y de la ribera, esta evaluación también se lleva a cabo mediante índices, como el índice de calidad de bosque de ribera (QBR). La presencia de este tipo de vegetación actúa como filtro natural de la contaminación al favorecer la infiltración de la escorrentía evitando que los contaminantes lleguen a las aguas superficiales de los ríos y reduciendo el riesgo de erosión (Anbumozhi et al., 2005).

No obstante, las fuentes de presiones antropogénicas y sus impactos ambientales pueden ser variadas y numerosas, lo que puede generar interacciones complejas entre ellas. Esto dificulta aislar el papel de un solo factor, y, en consecuencia, de prevenir los efectos de este. Para abordar esta complejidad, los modelos estadísticos, como los basados en vectores propios o modelos de ecuaciones estructurales (SEM) son herramientas adecuadas para estudiar la relación entre presiones humanas, uso del suelo y calidad del agua. Dentro de SEM, existen dos enfoques principales: uno basado en covarianza (CB-SEM) y otro en la varianza (PLS-SEM) (J. F. Hair et al., 2021). Mientras que el PLS-SEM emplea un método de estimación por mínimos cuadrados ordinarios, el CB-SEM se basa en la estimación de máxima verosimilitud (Martínez Ávila & Fierro Moreno, 2018). Además, el enfoque PLS-SEM ofrece ventajas como la posibilidad de aplicarlo a muestras pequeñas, estimar modelos complejos y manejar menos restricciones en cuanto a la normalidad y distribución de las variables y errores (Cataldo et al., 2021). Estudios recientes han utilizado el Modelado de Rutas de Mínimos Cuadrados Parciales (PLS-PM, por sus siglas en inglés) para analizar las interacciones entre presiones antropogénicas, contaminación del agua e integridad ecológica, subrayando su eficacia para identificar, analizar y cuantificar estas relaciones (Acuña-Alonso et al., 2021; Sanches Fernandes et al., 2018).

En este contexto, este estudio tiene como objetivo determinar, analizar y cuantificar las interacciones causa-efecto entre las presiones antropogénicas, las áreas naturales, y la integridad biológica sobre la calidad del agua del río Guadiana mediante la modelización PLS-PM. El río Guadiana es el cuarto río más largo de la Península Ibérica (Bravo-Paredes et al., 2021), y tiene una función esencial en sectores clave como la agricultura y el abastecimiento de agua potable (Filipe et al., 2004). Sin embargo, su caudal no es uniforme, ya que la mayor parte del agua se destina al riego agrícola (Buonocore et al., 2021). En el caso de la producción de energía eléctrica depende principalmente de la creación de embalses. Además de su importancia para el suministro de agua, el Guadiana también destaca por su valor ecológico, debido a varias áreas protegidas que son fundamentales para la conservación de la biodiversidad de la región (MAPA, 2024). Los resultados obtenidos servirán de base para una mejor toma de decisiones

que mejore la integridad ecológica y determine qué variables deben priorizarse para contribuir a la seguridad hídrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio de esta investigación se sitúa en la región oriental del río Guadiana, en la Comunidad Autónoma de Extremadura, provincia de Badajoz (Fig.1). Esta provincia es una de las ciudades fluviales más importantes de la cuenca del Río Guadiana (González-Cao et al., 2021). El río Guadiana transcurre entre dos países, España y Portugal, tiene una longitud total de 810 km y cubre una extensión de 67.733 km². Este ámbito de estudio se enfoca en 30 cuencas hidrográficas, las cuales han sido definidas a partir de 30 puntos de muestreo que forman parte de la red de control fisicoquímico y biológico de la Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG, 2019). En cuanto a su población, la cuenca del río Guadiana tiene 1.431.825 habitantes y una densidad media de población de 26,5 habitantes/km², inferior a los 98 habitantes/km² de la media nacional (INE, 2024). Sin embargo, se ha producido una cierta estabilización de la población en esta región, causada por el desarrollo de la agricultura de regadío y de las actividades industriales relacionadas con la agricultura (Fornés et al., 1998), por este motivo, la economía de esta región se basa especialmente en la agricultura de regadío. En concreto, en esta región de estudio, alrededor del 57% del territorio de Extremadura se destina a actividades agrícolas convirtiéndola en una de las comunidades autónomas de España con el mayor porcentaje de tierras dedicadas al regadío, abarcando el 14,83% de la superficie de riego a nivel nacional (Buonocore et al., 2021).

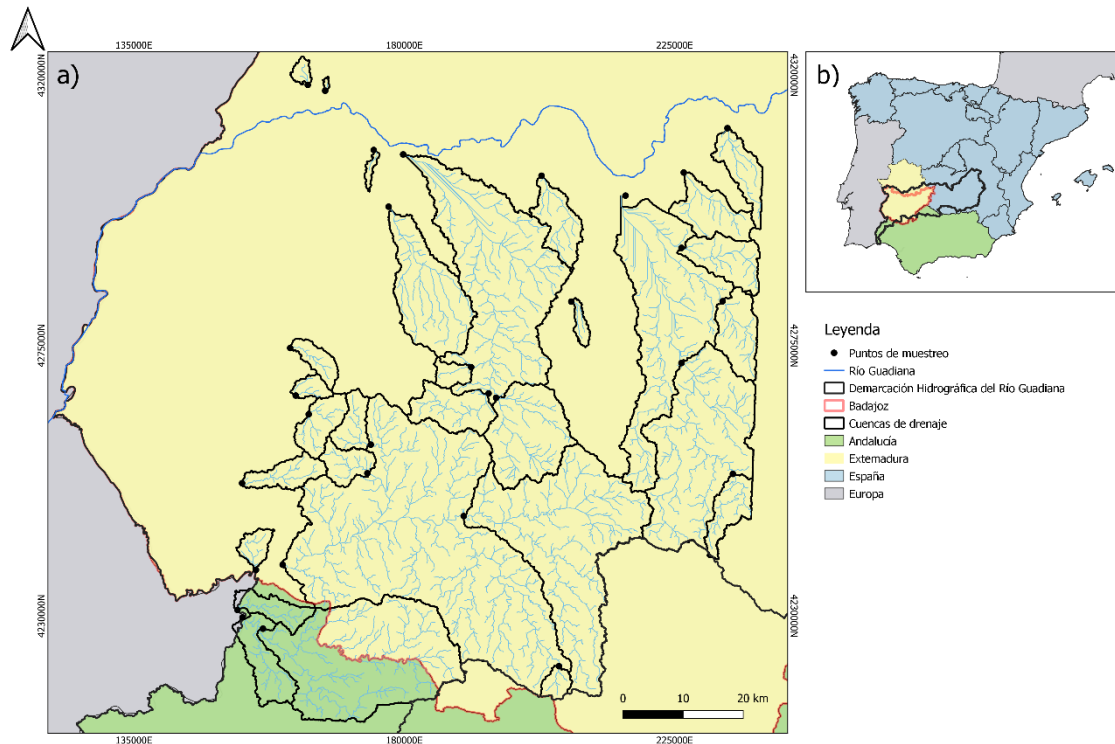


Figura 1. a) Localización de los puntos de muestreo en la Comunidad Autónoma de Extremadura junto con el río Guadiana y su cuenca hidrográfica. b) Localización de las Comunidades Autónomas de Extremadura y Andalucía en España y la cuenca hidrográfica del río Guadiana. El sistema de coordenadas del mapa es EPSG:25830 ETRS:89/UTM zona 30.

El clima de la Cuenca Hidrográfica del Guadiana es de tipo mediterráneo-continental. Su rasgo distintivo es la presencia de una estación seca claramente definida y variaciones térmicas pronunciadas (CHG, 2024). La precipitación media anual de esta cuenca es de 523 mm/año, mientras que la evapotranspiración potencial de unos 800 mm/año (CHG, 2018). En cuanto al caudal medio se sitúa en torno a los 23 m³/s, aumentando hasta los 78 m³/s en su tramo inferior (MITECO, 2024). Este caudal está regulado por 143 presas, de las cuales 83 de ellas tienen una capacidad superior a un hm³ (Buonocore et al., 2021). Es importante destacar que el Mediterráneo es una de las zonas donde los impactos del cambio climático pueden ser particularmente graves (European Environment Agency, 2017) donde existe una creciente frecuencia de fenómenos climáticos extremos, como las sequías (P. Mairota et al., 1998). El cambio climático, la disponibilidad de agua y las prácticas agrícolas están indirectamente entrelazados entre sí y muchos de los desafíos futuros de una actividad agrícola sostenible en la cuenca del río Guadiana dependen de prácticas de conservación del suelo y del agua para hacer frente a la inevitable presión del calentamiento climático y la reducción e irregularidad de las precipitaciones (Valverde et al., 2015).

Según la clasificación CORINE (CORINE Land Cover, 2018), la zona de estudio se distribuye en un 72.11% para actividades agrícolas y un 25.67% para usos forestales. En cambio, las áreas dedicadas a usos industriales, urbanos y cuerpos de agua representan el 0,32%,0.80% y 1,08% respectivamente (Fig.2).

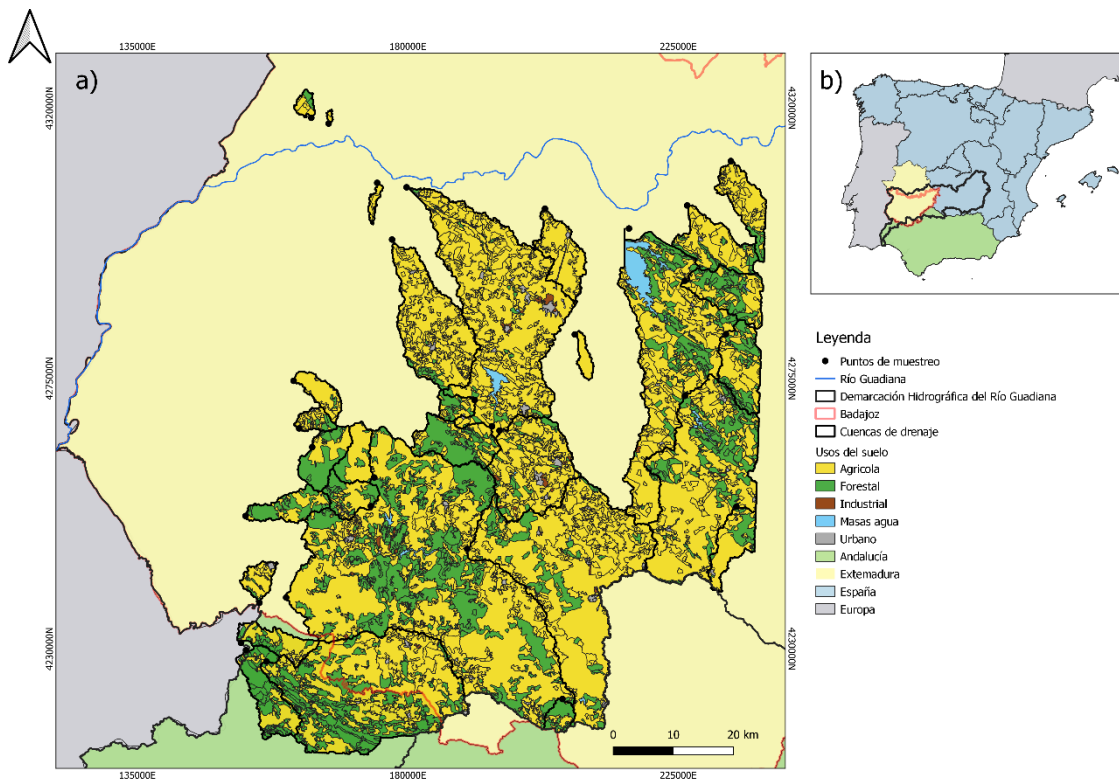


Figura 2. a) Usos del suelo de la zona de estudio, junto con los puntos de muestreo y la cuenca hidrográfica del río Guadiana. b) Ubicación de las Comunidades Autónomas de Extremadura y Andalucía en España. El sistema de coordenadas del mapa es EPSG:25830 ETRS:89/UTM zone 30

Modelo de marco conceptual

En el presente estudio, se analizaron las diferentes interacciones entre la presión antropogénica, la integridad biológica, las áreas naturales y la calidad del agua. Los datos sobre estas variables utilizados para desarrollar el modelo se recopilaron de 30 puntos de muestreo pertenecientes a la red de monitoreo de las aguas superficiales de la Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG) durante el año hidrológico 2018-2019. El muestreo se llevó a cabo de manera in situ utilizando una sonda multiparamétrica HI9829 para medir las siguientes variables: oxígeno disuelto (mg/L), saturación de oxígeno disuelto (%), temperatura (°C), pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), amonio ($\text{mg NH}_4/\text{L}$), fosfatos (mg/L) y nitratos ($\text{mg NO}_3/\text{L}$). Dado que estas variables fisicoquímicas se mantuvieron constantes durante el muestreo, se calcularon los promedios trimestrales en los puntos de control a lo largo de 2018-2019. En el caso del índice IBMWP, los datos recogidos corresponden a una única medición realizada durante la primavera del año 2018-2019. Los macroinvertebrados constituyen un componente clave de los ecosistemas acuáticos y tienen una función esencial en la evaluación del estado trófico (Nurhairani et al., 2024), ya que la abundancia de fauna bentónica depende en gran medida de las características físicas y químicas del sustrato, lo que permite que las comunidades bentónicas respondan a los

CONAMA 2024

ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS Y ÁREAS NATURALES EN LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO GUADIANA MEDIANTE LA METODOLOGÍA PLS-PM

cambios en la calidad del agua y en el hábitat disponible (Rafia & Ashok, 2014). Este índice se basa en las comunidades de macroinvertebrados de los ríos españoles (Munné & Prat, 2009) y responde bien a los gradientes de factores estresantes ambientales, lo que lo convierte en una herramienta útil para detectar la contaminación y otros impactos en la calidad del agua (Couto-Mendoza et al., 2014). Para evaluar la calidad del bosque de ribera, se empleó el índice QBR (Munné et al., 1998), recorriendo tramos de 200 metros y abarcando todo el ancho potencial de la ribera. En esta área de analizaron aspectos como la pendiente, la estructura de la vegetación, la calidad de la cobertura vegetal y el grado de naturalidad del cauce fluvial (CHG, 2019).

Por último, se utilizó el software QGIS versión 3.16.11 (Q-GIS Development Team, 2024) para estimar la ocupación correspondiente a cada uso del suelo. Inicialmente, se delimitaron las cuencas de drenaje para cada punto de muestreo, utilizando un modelo digital de elevación (IGN, 2024) del área de estudio y la herramienta SAGA, disponible en la caja de herramientas de QGIS. Una vez definidas las cuencas de drenaje, se calcularon los distintos usos del suelo en cada una de ellas a partir de CORINE Land Cover (CORINE Land Cover, 2018), las cuales fueron clasificadas en cinco categorías; forestal, agrícola, urbano, industrial y cuerpos de agua. Posteriormente, mediante la tabla de atributos y la herramienta de estadísticas básicas de QGIS, se calcularon 25 métricas del paisaje (Tabla 1).

Tabla 1. Abreviaturas, unidades y caracterización de las 25 métricas calculadas con QGIS para desarrollar el modelo PLS-PM.

Abreviatura métrica	Unidades	Caracterización
I_URB	m ²	Longitud de los bordes de áreas urbanas
I_AGR	m ²	Longitud de los bordes de áreas agrícolas
I_FOR	m ²	Longitud de los bordes de áreas forestales
I_IND	m ²	Longitud de los bordes de áreas industriales
I_WAB	m ²	Longitud de los bordes de cuerpos de agua
a_URB	ha	Área de los parches de uso urbano
a_AGR	ha	Área de los parches de uso agrícola
a_FOR	ha	Área de los parches de uso forestal
a_IND	ha	Área de los parches de uso industrial
a_WAB	ha	Área de los parches de uso de cuerpos de agua
lip_FOR	m ² /m ²	Porcentaje del área ocupada por la mayor parcela de uso forestal

CONAMA 2024

ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS Y ÁREAS NATURALES EN LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO GUADIANA MEDIANTE LA METODOLOGÍA PLS-PM

lip_URB	m ² / m ²	Porcentaje del área ocupada por la mayor parcela de uso urbano
lip_AGR	m ² / m ²	Porcentaje del área ocupada por la mayor parcela de uso agrícola
lip_IND	m ² / m ²	Porcentaje del área ocupada por la mayor parcela de uso industrial
lip_WAB	m ² / m ²	Porcentaje del área ocupada por la mayor parcela de cuerpos de agua
a_IND+URB	m ²	Suma de áreas urbanas e industriales
lip_IND+URB	m ² / m ²	Suma de las longitudes de los bordes para uso industrial y urbano
l_IND+URB	m ²	Suma de las longitudes de los bordes de las parcelas más grandes para uso industrial y urbano
ed_FOR	m ² /ha	Densidad de bordes de áreas forestales
ed_URB	m ² /ha	Densidad de bordes de áreas urbanas
ed_AGR	m ² /ha	Densidad de bordes de áreas agrícolas
ed_IND	m ² /ha	Densidad de bordes de áreas industriales
ed_WAB	m ² /ha	Densidad de bordes de cuerpos de agua
el_AGR_with_WAB	m ²	Longitud del borde de los límites de uso agrícola compartidos con cuerpos de agua.
el_WAB_with_FOR	m ²	Longitud del borde de los límites de uso forestal compartido con cuerpos de agua.

Fuente: elaboración propia

Los datos referentes a las presiones antropogénicas fueron calculados con QGIS, donde se estimó el número de embalses presente para cada sección de drenaje. Esta información fue obtenida del portal web del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, 2024).

Modelización de trayectorias por mínimos cuadrados

El PLS-PM fue desarrollado por Wold en la década de 1960 y 1970 (WOLD, 1980). Este modelo se creó como una alternativa a los métodos tradicionales de SEM basados en covarianzas, permitiendo trabajar con muestras pequeñas y distribuciones no normales (Crocetta et al., 2021). Este enfoque permite estimar las relaciones causales, definidas según un modelo teórico, que vinculan dos o más variables latentes (VL) con una serie de variables medidas (VM) (Esposito Vinzi et al., 2008). Para alcanzar este objetivo, PLS-PM establece un conjunto de ecuaciones interdependientes que se fundamentan en regresiones simples y múltiples. Este sistema permite estimar no solo las relaciones entre variables latentes, sino también las interacciones entre las variables medidas y sus correspondientes variables latentes (Morales, 2011). En esta metodología, se distinguen dos submodelos; un modelo interno que analiza las relaciones entre las VL y utiliza coeficientes de camino (β) para cuantificar estos vínculos, y por otro lado, el modelo externo que se centra en las VM y representa las conexiones entre las VL y las VM a través de pesos (W) (Sarstedt et al., 2022). Estos coeficientes de trayectoria reflejan la influencia de las variables independientes (exógenas) sobre las variables dependientes (endógenas). De esta manera, el modelo estudiado está formado por las variables exógenas “Presión Antropogénica” y “Áreas Naturales” y las variables endógenas de “Calidad del agua” e “Integridad Biológica”.

Todas estas interacciones se resumen en ecuaciones, donde es posible establecer dos tipos de valores para cada variable latente, un valor medido (MS) y un valor predicho (PS). Las variables latentes exógenas se determinan mediante la suma del producto de cada VM multiplicada por su respectivo peso (1), mientras que para las variables latentes endógenas se realiza como la suma del producto de cada VL que las conforma, ponderada por su coeficiente de ruta (2) (Evermann & Tate, 2010). La evaluación de la calidad del modelo se lleva a cabo a través del coeficiente de determinación R^2 , el cual se aplica únicamente a las VL endógenas (Götz et al., 2010). Un R^2 elevado sugiere un modelo más robusto y se puede clasificar en tres niveles, teniendo en cuenta el tamaño de muestra: a) $R^2 \leq 0,30$ - Bajo, b) $0,30 < R^2 < 0,60$ - Moderado; y c) $R^2 \geq 0,60$ - Alto (Oliveira et al., 2019). Además, los pesos y coeficientes de ruta están normalizados en un rango de -1 a 1, donde los valores absolutos más cercanos a 1 reflejan las interacciones más fuertes. Por último, el signo de los pesos y los coeficientes indican la naturaleza de la interacción: un signo positivo corresponde a interacciones directas, mientras que un signo negativo se asocia a interacciones indirectas (Acuña-Alonso et al., 2022).

$$VL_m = \sum_{i=1}^n (MV_i \times W_i) \quad (1)$$

$$VL_{p,c} = VL_{m,a} \times \beta_{ac} + VL_{m,b} \times \beta_{bc} \quad (2)$$

Para la creación del modelo, se utilizó el software SMART-PLS (<https://www.smartpls.com/>). Se definió un tamaño mínimo de muestra que equivale a diez veces la cantidad máxima de VM en una VL (Acuña-Alonso et al., 2021; Garson, 2016; Hoyle, 1999). Dado que el tamaño de muestra de este estudio fue de 30, se permitió un máximo de tres VM por VL. Siguiendo este principio, se desarrolló un modelo para mostrar como las distintas presiones antropogénicas, las áreas

naturales y la integridad biológica influyen sobre la calidad del agua. Se analizaron las diversas métricas calculadas hasta lograr un modelo robusto compatible con la hipótesis inicial. Este modelo (Fig.3) demuestra como las “Áreas Forestales”, la “Presión Antropogénica”, y la “Integridad Biológica” influyen sobre la “Calidad del agua”.

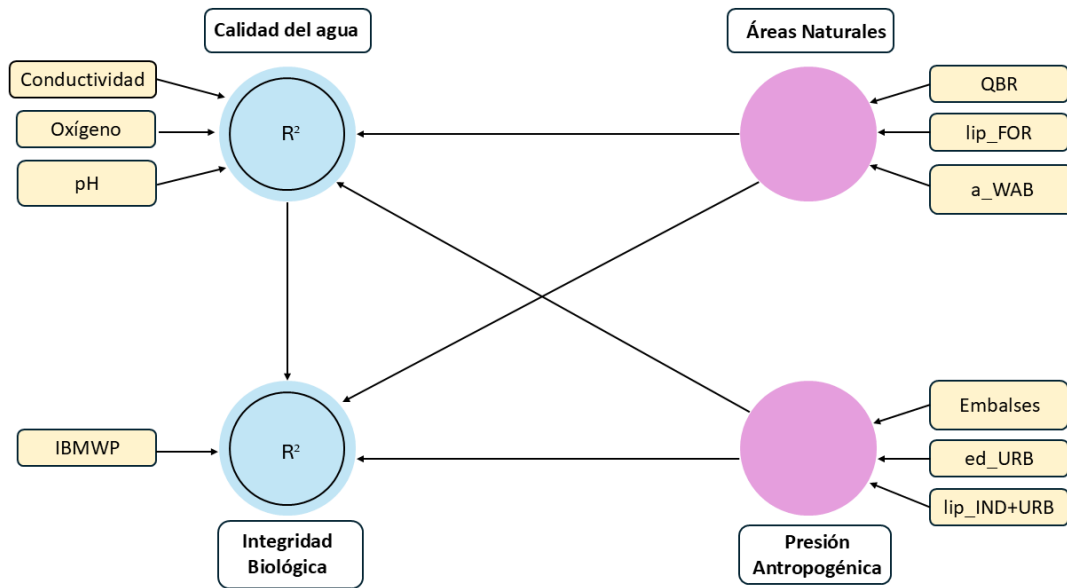


Figura 3. Modelo conceptual PLS-PM. Los círculos representan las variables latentes de “Calidad del agua”, “Integridad biológica”, “Áreas Naturales” y “Presión antropogénica” y los rectángulos representan las variables medidas. Las flechas representan los vínculos entre las variables medidas y las variables latentes asociadas, y entre las variables latentes relacionadas.

De las métricas calculadas, se han seleccionado para el modelo aquellas que mejor se relacionan con la hipótesis inicial. Por ello, la variable “Calidad del agua” está constituida por las variables medidas de pH, conductividad y oxígeno. En el caso de la variable “Áreas Naturales” está formada por QBR, porcentaje del área ocupada por la mayor parcela de uso forestal (lip_FOR) y por el área de los parches de los cuerpos de agua (a_WAB). En cuanto a “Integridad Biológica” solo se compone del índice IBMWP. Finalmente, la variable de “Presión Antropogénica” está formada por embalses, la densidad de borde de áreas urbanas (ed_URB) y la suma de las longitudes de los bordes para uso industrial y urbano (lip_IND+URB).

Escenarios de cambios de presión

Se han propuesto tres escenarios donde se han realizado diferentes medidas de gestión, a través del estado de la vegetación de ribera y en modificaciones en el número de embalses. Las propuestas de cambio de vegetación de ribera se fundamentan en la clasificación del índice QBR establecida por (Munné et al., 1998), la cual divide el bosque de ribera en cinco categorías. Para este estudio, se han considerado solo tres de estas categorías.

Por ello, se establecieron tres niveles de calidad según el índice QBR; el primero, caracterizado por una degradación extrema y baja calidad; el segundo, con una calidad aceptable, pero con alteraciones significativas; y el tercero, que representa una calidad excelente sin alteraciones. En cuanto a los embalses, se contemplaron tres escenarios: la ausencia total de embalses, con el fin de eliminar cualquier perturbación asociada; la conservación del número inicial de embalses; y, por último, el incremento de dos embalses, con el objetivo de aumentar la presión sobre estas infraestructuras.

En el primer escenario, conocido como escenario favorable, se incrementa el índice QBR hasta un valor de 80 considerado como un valor bueno y se eliminan todos los embalses, con el propósito de mejorar tanto la calidad del bosque de ribera como de eliminar las barreras fluviales. Estas acciones permiten examinar el efecto de dichas intervenciones sobre la calidad del agua. Para alcanzar estos objetivos, se proponen soluciones basadas en la naturaleza como la restauración de especies nativas del bosque de ribera y erradicación de especies exóticas invasoras. El segundo escenario, denominado escenario intermedio, también aumenta el QBR, en este caso hasta 65, pero mantiene sin cambios el número de embalses existentes. En este contexto, solo se contempla la restauración de especies autóctonas. Finalmente, el tercer escenario, denominado, escenario desfavorable, reduce el índice QBR a 25, y agrega dos embalses adicionales. Este último escenario tiene como finalidad evaluar el impacto que produciría tanto la disminución del bosque de ribera como el aumento de barreras fluviales sobre la calidad del agua, en un contexto de presión antropogénica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mínimos cuadrados parciales: modelado de trayectorias

El modelo calculado muestra los resultados del análisis definitivo (Fig.4). El valor de R^2 obtenido indica que la variable "Calidad del agua" puede predecirse en un 52,6% a partir de las variables independientes estudiadas. En el enfoque PLS-PM, la significancia estadística depende de la cantidad de flechas entrantes tanto del modelo interno como del externo, así como del tamaño de muestra, que en este caso es de 30. En este modelo, la variable latente de "Calidad del agua" tenía dos flechas entrantes mientras que para la variable "Integridad biológica" tiene tres. Teniendo en cuenta este tamaño muestral, el valor de R^2 obtenido se considera alto en este contexto (J. F. . Hair et al., 2013).

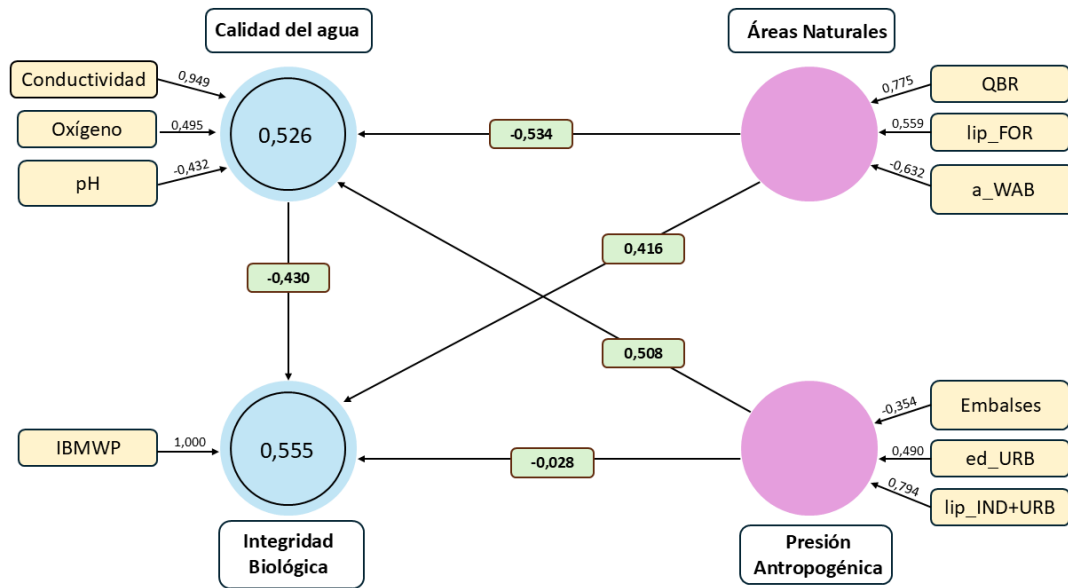


Figura 4. Resultado del modelo PLS-PM desarrollado para el área de estudio. Los círculos representan las variables latentes de “Calidad del agua”, “Integridad biológica”, “Áreas Naturales” y “Presión antropogénica” y los rectángulos representan las variables medidas. Las flechas representan los vínculos entre las variables medidas y las variables latentes asociadas, y entre las variables latentes relacionadas, mientras que las etiquetas en las flechas son pesos y coeficientes de trayectoria que cuantifican estos vínculos.

En cuanto a los coeficientes de ruta (β), la VL “Presión Antropogénica” tiene un impacto positivo (0,508) sobre la “Calidad del agua”. Esta relación positiva se debe al aumento de contaminantes, lo que conlleva un empeoramiento de la calidad del agua. La expansión urbana aumenta significativamente los contaminantes como el nitrógeno, fósforo y la demanda química de oxígeno (DQO) en el agua, debido principalmente al aumento de las superficies impermeables y la escorrentía (Dong et al., 2014). De igual manera, los efluentes industriales introducen sustancias nocivas como metales pesados debido a vertidos incontrolados y difusos, que empeoran la calidad del agua (Awomeso et al., 2010). La industria es una de las principales fuentes de contaminación de las aguas subterráneas, y la manipulación inadecuada de los productos químicos provoca la infiltración de contaminantes microbiológicos y químicos en los sistemas hídricos (LERNER & Tellam, 2007). Por el contrario, la variable “Áreas Naturales” tiene un impacto negativo (-0,534) sobre la “Calidad del agua”. Las áreas naturales como los bosques están vinculados con una mejora en la calidad del agua, ya que ayudan a filtrar los contaminantes y a mantener el equilibrio ecológico (Li et al., 2022; Wang et al., 2014), además reducen los fenómenos de erosión y escorrentía (Shah et al., 2022). De este modo, las “Áreas Naturales” favorecen la mejora de la calidad del agua al reducir los impactos de la contaminación y promueven la preservación de los recursos hídricos.

En relación con la variable de “Integridad Bilógica”, las variables “Presión antropogénica” y “Calidad del agua” influyen negativamente, con coeficientes de ruta de -0.028 y -0.430 respectivamente. Estos valores resultan coherentes, dado que la VL “Calidad del agua” está compuesta por parámetros que reflejan la contaminación del agua, lo que conlleva a una

disminución en la población de macroinvertebrados. Asimismo, un incremento en la presión antropogénica se traduce en un aumento de contaminantes, provocando una reducción en la población de macroinvertebrados (Azrina et al., 2006).

Al examinar los pesos relativos de las VM, en términos generales, el peso asignado a cada una de ellas contribuye al aumento del valor de la VL. Las puntuaciones negativas corresponden a pH ($W=-0.432$), lo que podría explicarse porque la acidificación continua altera los ecosistemas acuáticos (Nilssen, 1980), y a las áreas de los cuerpos de agua (a_{WAB}) ($W=-0.632$), posiblemente debido a la escasa presencia de cuerpos de agua, ya que de los 30 puntos estudiados, solo en 10 se detectaron áreas de este tipo. Del mismo modo, la variable de embalses ($W=-0.354$) también presenta un peso negativo, que podría deberse al bajo número de embalses asociados a los distintos puntos. Por otro lado, el resto de las variables tienen pesos positivos. En primer lugar, la VL de “Áreas Naturales” está formado por la VM QBR, que presenta el mayor peso ($W=0.775$). Las zonas riparias proporcionan numerosos servicios ecosistémicos, ayudando a controlar la erosión, los contaminantes y la temperatura, lo que conduce a mejoras en la calidad del agua de los ecosistemas acuáticos adyacentes (Saklaurs et al., 2022). La mayoría de los puntos analizados en este estudio muestran una calidad intermedia de QBR, lo que indica que los bosques riparios están comenzando a mostrar signos significativos de perturbación. De los 30 puntos de muestreo, solo dos muestran una muy buena calidad de bosque ripario, sin perturbaciones. De manera similar, el VM “ lip_{FOR} ” también contribuye a esta función, aunque tiene un peso menor ($W=0,559$). Siguiendo con la VL “Presión antropogénica”, destaca la VM de “ $lip_{IND+URB}$ ” con un peso de 0,794. El aumento del porcentaje de área urbana e industrial refleja la intervención humana en el paisaje, lo que aumenta el impacto antropogénico. Finalmente, en relación con la variable “Calidad de agua”, está compuesta por parámetros que evalúan la contaminación en el agua, conductividad, y oxígeno. En este contexto, la conductividad es la variable con un mayor peso ($W=0,949$). Una conductividad elevada suele correlacionarse con un aumento de los niveles de nutrientes, sobre todo en zonas afectadas por la escorrentía agrícola y urbana (Harwell et al., 2008). En cuanto al oxígeno, es un parámetro crucial para la supervivencia en los ecosistemas acuáticos. La disminución en la concentración de oxígeno provoca alteraciones en el funcionamiento de los ecosistemas y tiene consecuencias perjudiciales para la biota acuática (Snortheim et al., 2017).

A continuación, se presentan las ecuaciones (3-8) que muestran la MS y PS para cada variable latente en este modelo.

$$MS \text{ Calidad del agua} = Oxígeno \times 0.495 + Conductividad \times 0.949 + pH \times (-0.432) \quad (3)$$

$$MS \text{ Áreas Naturales} = QBR \times 0.775 + lip_{FOR} \times 0.559 + a_{WAB} \times (-0.632) \quad (4)$$

$$MS \text{ Presión Antropogénica} = Embalses \times (-0.354) + ed_{URB} \times 0.490 + lip_{IND+URB} \times 0.794 \quad (5)$$

$$MS \text{ Integridad Biológica} = IBMWP \times 1.00 \quad (6)$$

$$PS \text{ Calidad del agua} = MS \text{ Áreas Naturales} \times (-0.534) + MS \text{ Presión antropogénica} \times 0.508 \quad (7)$$

$$PS \text{ Integridad Biológica} = MS \text{ Áreas Naturales} \times 0.416 + MS \text{ Presión Antropogénica} \times (-0.028) + MS \text{ Calidad del agua} \times (-0.430) \quad (8)$$

Los resultados del estudio de los usos del suelo destacan la alta influencia de la agricultura en la zona de estudio, ocupando el 72,11% del total. Las prácticas agrícolas tienen un impacto significativo en la calidad del agua a través de la escorrentía de nutrientes y el arrastre de sedimentos (Vaché et al., 2002). Además, estas prácticas introducen pesticidas, fertilizantes y bacterias coliformes en los sistemas hídricos, lo que resalta la necesidad de implementar estrategias de gestión eficaces para mitigar la contaminación (Hamilton & Helsel, 1995). Estos procesos favorecen la lixiviación de contaminantes, lo que conlleva a un aumento en la conductividad y una disminución del oxígeno, deteriorando así la calidad del agua. En particular, el uso excesivo de pesticidas y fertilizantes, especialmente nitrógeno y fósforo, contribuyen al fenómeno de eutrofización y contaminación de los sistemas acuáticos (Lal & Stewart, 2020). En consecuencia, para poder estudiar los parámetros que afectan a la calidad del agua es esencial analizar cómo las prácticas agrícolas en esta región influyen en sus características. Comprender estos efectos no solo es crucial para evaluar el estado actual de los recursos hídricos, sino que también es fundamental para proponer medidas que promuevan la sostenibilidad (Carpenter et al., 1998).

Escenarios de cambio de presión

Para el escenario favorable, donde se llevan a cabo iniciativas en los ecosistemas fluviales, como la protección y valorización de los bosques ribereños, así como la disminución de la presión humana a través de soluciones basadas en la naturaleza, se observa una mejora del 16% en la calidad del agua. Esto explica la importancia de los bosques de ribera, que estabilizan el suelo, evitando la erosión y la sedimentación en los cuerpos de agua (Saklaurs et al., 2022). La calidad de los hábitats ribereños afecta significativamente la calidad del agua al influir en factores como el pH, el oxígeno disuelto y los niveles de nutrientes (Retnaningdyah et al., 2023).

Por otro lado, se encuentra el escenario desfavorable, marcado por un bosque de ribera severamente deteriorado y un aumento de dos embalses en comparación con la situación inicial. Este contexto prevé un deterioro de la calidad del agua de aproximadamente un 12%. Este deterioro puede atribuirse a que la construcción de embalses es una de las actividades más perjudiciales para los ecosistemas fluviales, dado que altera los procesos hídricos y sedimentarios (Lu et al., 2024), aumentando el riesgo del fenómeno de eutrofización. Los embalses eutróficos en áreas agrícolas son causados principalmente por influencias antropogénicas como el tráfico callejero, aguas industriales y el agua de drenaje de áreas agrícolas, lo que conduce al deterioro de la calidad del agua (Oliver et al., 2019). Además, la degradación de los bosques de ribera podría disminuir la capacidad de las riberas de los ríos para actuar como filtros de contaminantes, lo que consecuencia agravaría aún más el deterioro de la calidad del agua del río (Fernandes et al., 2019). Entre estos dos escenarios, se sitúa un escenario intermedio, caracterizado por un bosque de ribera con importantes alteraciones en su calidad, pero sin cambios en el número de embalses. Si se llevaran a cabo acciones de mejora en la vegetación ribereña actual, se prevé una mejora de la calidad del agua de casi un 9%.

Estos resultados destacan la importancia de conservar y restaurar los bosques ribereños en la zona de estudio, ya que contribuyen de manera significativa a mejorar la calidad del agua. En contraste, la falta de conocimiento y la gestión inadecuada de estas áreas podrían llevar a que el río Guadiana enfrente un aumento de eventos extremos, y una degradación de la calidad del agua. Por ello, el uso de simulaciones para diseñar escenarios de toma de decisiones se convierte

en una herramienta esencial para mejorar la gobernanza ambiental, anticipar y mitigar los impactos negativos y garantizar así la integridad ecológica y seguridad hídrica.

Discusión general

La aplicación del modelo PLS-PM se considera esencial para detectar y medir las interacciones entre las presiones humanas, las áreas naturales y la integridad biológica sobre la calidad del agua. Esta herramienta facilita la elaboración de estrategias de gobernanza ambiental que busquen reducir los impactos adversos y fomentar la sostenibilidad a largo plazo. El modelo desarrollado en esta zona de estudio ha analizado la importancia de los factores que afectan a la calidad del agua. Esta región es especialmente susceptible a los impactos del cambio climático (Pérez Fernández et al., 2011), tales como sequías prolongadas y lluvias intensas, lo que hace esencial la implementación de soluciones basadas en la naturaleza que incluyan la gestión sostenible y la conservación de los bosques ribereños (Nakamura, 2022). Además, se evidencia que la intensa ocupación agrícola tiene un efecto significativo en la calidad del agua. La descarga de agua de riego agrícola a los ríos es la principal causa del aumento de nutrientes y salinidad, afectando a la calidad del agua (Leng et al., 2021). Asimismo, sería valioso aplicar el modelo en otras regiones con problemas similares para evaluar su viabilidad, incluso en áreas con características diferentes, donde se podrían ajustar las variables y desarrollar modelos adaptados a las condiciones específicas de cada región.

El modelo destaca cómo las actividades humanas, como la urbanización y la industria, impactan negativamente en la calidad del agua a través de la movilización de contaminantes. Las aguas provenientes de estas actividades, especialmente de las industriales y agrícolas, suelen contener una gran variedad de contaminantes, afectando a los ecosistemas. Las áreas naturales como los bosques de ribera también juegan un papel crucial en la preservación de calidad del agua y biodiversidad. En este sentido, la Directiva Marco Europea del Agua y otras normativas reconocen la estructura de las regiones riparias como una de las características clave para evaluar el estado hidromorfológico y ecológico de las masas de agua dulce (Directiva europea, 2000).

La creación de diferentes escenarios es clave para implementar soluciones basadas en la naturaleza, como la conservación y restauración de corredores verdes, especialmente los bosques de ribera. Estas medidas no solo sirven como herramientas de gestión, sino también de planificación futura. En el caso del río Guadiana, la falta de adopción de estas soluciones podría derivar en un escenario desfavorable, mientras que la aplicación de medidas de conservación y la disminución de las presiones humanas favorecerían el escenario más favorable. El uso de simulaciones resulta crucial para apoyar decisiones estratégicas que fortalezcan la gobernanza ambiental. Algunas posibles mejoras para estudios futuros incluyen el aumento de la densidad de puntos de muestreo, lo que permitiría un análisis más representativo y con un mayor número de variables que influyen en la calidad del agua. Asimismo, sería recomendable incorporar nuevas variables, como las condiciones climáticas, para analizar su impacto en la calidad del agua. Esto podría ofrecer una herramienta valiosa para implementar mejoras en la adaptación al cambio climático.

CONCLUSIÓN

Se ha aplicado un PLS-PM para analizar la influencia de las áreas naturales, la presión antropogénica y la integridad biológica sobre la calidad del agua del Río Guadiana. El coeficiente de determinación que se ha obtenido es de 0,526 para la variable de Calidad del agua. De las variables estudiadas destacan los pesos de QBR ($W=0,775$) y de la longitud de borde de zonas industriales y urbanas ($lip_IND+URB$) ($W=0,794$). Los bosques de ribera son esenciales para la salud de los ecosistemas acuáticos, reduciendo la contaminación por escorrentía agrícola, industrial y urbana, mejorando la calidad del agua. Por otro lado, un aumento de las áreas industrializadas y urbanas provoca una expansión del suelo impermeabilizado, impidiendo la infiltración del agua en el suelo, lo que, en consecuencia, aumenta la escorrentía de contaminantes como metales pesados o hidrocarburos. En cuanto al escenario favorable, que favorece la restauración de la vegetación ribereña y disminuye la presión humana eliminando los embalses y proponiendo soluciones basadas en la naturaleza, prevé una mejora del 16% en la calidad del agua. En el escenario intermedio, donde solo se propone la mejora de la vegetación ribereña, la calidad del agua aún presenta una mejora del 9%. En contraste, el peor escenario, donde no se aplican estas soluciones y el bosque de ribera sufre un alto grado de degradación, prevé un deterioro del 12%. Estos hallazgos resaltan la necesidad de implementar adecuadamente estas estrategias para mejorar la toma de decisiones futuras, fortalecer la gobernanza ambiental y asegurar la protección del agua mediante la conservación de los bosques de ribera, evitando así la pérdida de biodiversidad. Aunque el estudio se centra en la cuenca del río Guadiana, los resultados son aplicables a otras regiones con condiciones similares.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación forma parte de la subvención PLEC2023-010215 financiada por MCIN/AEI/10.13039/501100011033 (S. Villar y X. Álvarez) y C. Acuña-Alonso agradece al Programa Postdoctoral de la Xunta de Galicia (ED481B-2023-042). La financiación para el acceso abierto fue proporcionada por la Universidade de Vigo/CISUG.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64. <https://doi.org/10.23818/limn.28.04>
- Acuña-Alonso, C., Álvarez, X., Valero, E., & Pacheco, F. A. L. (2022). Modelling of threats that affect Cyano-HABs in an eutrophicated reservoir: First phase towards water security and environmental governance in watersheds. *Science of the Total Environment*, 809. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152155>
- Acuña-Alonso, C., Fernandes, A. C. P., Álvarez, X., Valero, E., Pacheco, F. A. L., Varandas, S. D. G. P., Terêncio, D. P. S., & Fernandes, L. F. S. (2021). Water security and watershed management assessed through the modelling of hydrology and ecological integrity: A study

- in the Galicia-Costa (NW Spain). *Science of the Total Environment*, 759, 143905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143905>
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avileś, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Elisa Saínez-Cantero, C., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M. L., Toro, M., Vidal-Abarca, M. R., Vivas, S., & Zamora-Munõz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21(3–4), 175–185. <https://doi.org/10.23818/limn.21.24>
- Anbumozhi, V., Radhakrishnan, J., & Yamaji, E. (2005). Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*, 24(5 SPEC. ISS.), 517–523. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.007>
- Awomeso, A., Taiwo, A., GBADEBO, A. M., & ADENOWO, J. A. (2010). Studies on the pollution of waterbody by textile effluents in Lagos, Nigeria. *Journal of Applied Sciences in Environmental Sanitation*, 5.
- Azrina, M. Z., Yap, C. K., Rahim Ismail, A., Ismail, A., & Tan, S. G. (2006). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64(3), 337–347. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.04.003>
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51(May 2014), 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Bravo-Paredes, N., Gallego, M. C., Vaquero, J. M., & Trigo, R. M. (2021). The catastrophic floods in the Guadiana River basin since 1500 CE. *Science of the Total Environment*, 797, 149141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149141>
- Buonocore, C., Gomiz Pascual, J. J., Pérez Cayeiro, M. L., Mañanes Salinas, R., & Bruno Mejías, M. (2021). Modelling the impacts of climate and land use changes on water quality in the Guadiana basin and the adjacent coastal area. *Science of the Total Environment*, 776, 146034. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146034>
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). NONPOINT POLLUTION OF SURFACE WATERS WITH PHOSPHORUS AND NITROGEN. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Cataldo, R., Crocetta, C., Grassia, M. G., Lauro, N. C., Marino, M., & Voytsekhovska, V. (2021). Methodological PLS-PM Framework for SDGs System. *Social Indicators Research*, 156(2–3), 701–723. <https://doi.org/10.1007/s11205-020-02271-5>
- Confederación Hidrográfica del Guadiana. (2018). *Seguimiento del Plan Hidrológico de la parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana (2015/2021)*.

CONAMA 2024

ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS Y ÁREAS NATURALES EN LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO GUADIANA MEDIANTE LA METODOLOGÍA PLS-PM

Confederación Hidrográfica del Guadiana. (2024). *Características climáticas*. <https://www.chguadiana.es/cuenca-hidrografica/medio-natural/biodiversidad/caracteristicas-climaticas#:~:text=El clima de la Cuenca,torno a los 550 mm>

Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG). (2019). *Programa de Seguimiento para Determinar el Estado de las Aguas Continentales y el Control de las Zonas Protegidas en la Cuenca Hidrográfica del Guadiana*.

CORINE Land Cover, 2018. (2018). *CORINE Land Cover*.

Couto-Mendoza, M., Vieira-Lanero, R., & Cobo, F. (2014). More complexity does not always mean more accuracy: the case of IBMWP and METI in NW Spain. *Ecohydrology*, 8. <https://doi.org/10.1002/eco.1528>

Crocetta, C., Antonucci, L., Cataldo, R., Galasso, R., Grassia, M. G., Lauro, C. N., & Marino, M. (2021). Higher-Order PLS-PM Approach for Different Types of Constructs. *Social Indicators Research*, 154(2), 725–754. <https://doi.org/10.1007/s11205-020-02563-w>

Delpla, I., Jung, A.-V., Baures, E., Clement, M., & Thomas, O. (2009). Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environment International*, 35(8), 1225–1233. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.001>

Directiva europea 60/2000. (2000). Directiva 2000/60/CE - Marco Comunitario de actuación política de aguas. *Diario Oficial De Las Comunidades Europeas*, 7, 1–73. <https://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf>

Dong, Y., Liu, Y., & Chen, J. (2014). Will urban expansion lead to an increase in future water pollution loads?--a preliminary investigation of the Haihe River Basin in northeastern China. *Environmental Science and Pollution Research International*, 21(11), 7024–7034. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2620-6>

Esposito Vinzi, V., Trinchera, L., Squillacciotti, S., & Tenenhaus, M. (2008). REBUS-PLS: A response-based procedure for detecting unit segments in PLS path modelling. *Applied Stochastic Models in Business and Industry*, 24(5), 439–458. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/asmb.728>

European Environment Agency. (2017). *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016* (Issue 1). <https://www.eea.europa.eu/publications/climate-change-adaptation-and-disaster>

Evermann, J., & Tate, M. (2010). *Testing Models or Fitting Models? Identifying Model Misspecification in PLS*.

Fernandes, A. C. P., Fernandes, L. F. S., Cortes, R. M. V., & Pacheco, F. A. L. (2019). The role of landscape configuration, season, and distance from contaminant sources on the degradation of stream water quality in urban catchments. *Water (Switzerland)*, 11(10).

<https://doi.org/10.3390/w11102025>

Filipe, A. F., Marques, T. A., Seabra, S., Tiago, P., Ribeiro, F., Moreira Da Costa, L., Cowx, I. G., & Collares-Pereira, M. J. (2004). Selection of Priority Areas for Fish Conservation in Guadiana River Basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology*, 18(1), 189–200. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00620.x>

Fornés, J., de la Hera, A., & Llamas, R. (1998). Cambios en el paisaje e impactos ecológicos causados por la explotación de aguas subterráneas en la Cuenca Alta del río Guadiana (España). *Congreso Ibérico Sobre Planificación y Gestión de Aguas, August*, 1–9.

Garson, G. D. (2016). *Partial least squares. Regression and structural equation models*. Statistical Publishing Associates.

González-Cao, J., Fernández-Nóvoa, D., García-Feal, O., Figueira, J. R., Vaquero, J. M., Trigo, R. M., & Gómez-Gesteira, M. (2021). Numerical reconstruction of historical extreme floods: The Guadiana event of 1876. *Journal of Hydrology*, 599, 126292. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126292>

Götz, O., Liehr-Gobbers, K., & Krafft, M. (2010). *Evaluation of Structural Equation Models Using the Partial Least Squares (PLS) Approach BT - Handbook of Partial Least Squares: Concepts, Methods and Applications* (V. Esposito Vinzi, W. W. Chin, J. Henseler, & H. Wang (Eds.); pp. 691–711). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-32827-8_30

Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Ramírez, A. (2016). Ecological evaluation of streams in Puerto Rico: Major threats and evaluation tools. *Hidrobiologica*, 26(3), 433–441. <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n3/ramirez>

Hair, J. F. ., M Hult, G. T. ., M. Ringle, C., & Sarstedt, M. (2013). A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling. In *Long Range Planning* (Vol. 46, Issues 1–2). <https://doi.org/10.1016/j.lrp.2013.01.002>

Hair, J. F., Hult, G. T. M., Ringle, C. M., Sarstedt, M., Danks, N. P., & Ray, S. (2021). *An Introduction to Structural Equation Modeling BT - Partial Least Squares Structural Equation Modeling (PLS-SEM) Using R: A Workbook* (J. F. Hair Jr., G. T. M. Hult, C. M. Ringle, M. Sarstedt, N. P. Danks, & S. Ray (Eds.); pp. 1–29). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80519-7_1

Hamilton, P. A., & Helsel, D. R. (1995). Effects of Agriculture on Ground-Water Quality in Five Regions of the United States. *Groundwater*, 33(2), 217–226. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00276.x>

Harwell, M. C., Surratt, D. D., Barone, D. M., & Aumen, N. G. (2008). Conductivity as a tracer of agricultural and urban runoff to delineate water quality impacts in the northern Everglades. *Environmental Monitoring and Assessment*, 147(1), 445–462. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0131-3>

Hoyle, R. H. (1999). *Statistical strategies for small sample research*. sage.

IGN. (2024). <https://www.ign.es/web/seccion-elevaciones>

Instituto Nacional de Estadística. (2024). *Estadísticas de población*. https://ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177095&menu=ultiDatos&idp=1254735572981

Khaliq, I., Chollet Ramampandra, E., Vorburger, C., Narwani, A., & Schuwirth, N. (2024). The effect of water temperature changes on biological water quality assessment. *Ecological Indicators*, 159(January), 111652. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111652>

Lal, R., & Stewart, B. A. (2020). *Soil Processes and Water Quality* (pp. 1–6). <https://doi.org/10.1201/9781003070184-1>

Leng, P., Zhang, Q., Li, F., Kulmatov, R., Wang, G., Qiao, Y., Wang, J., Peng, Y., Tian, C., Zhu, N., Hirwa, H., & Khasanov, S. (2021). Agricultural impacts drive longitudinal variations of riverine water quality of the Aral Sea basin (Amu Darya and Syr Darya Rivers), Central Asia. *Environmental Pollution*, 284, 117405. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117405>

LERNER, D., & Tellam, J. (2007). The Protection of Urban Groundwater from Pollution. *Water and Environment Journal*, 6, 28–36. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1992.tb00735.x>

Li, Y., Li, Q., Jiao, S., Liu, C., Yang, L., Huang, G., Zhou, S., Han, M., & Brancelj, A. (2022). Water Quality Characteristics and Source Analysis of Pollutants in the Maotiao River Basin (SW China). In *Water* (Vol. 14, Issue 3). <https://doi.org/10.3390/w14030301>

Lu, Y., Zuo, L., Zhou, C., Huang, T., & Zhao, Y. (2024). Changes of river regime and waterway downstream of a cascade of reservoirs on the upper Yangtze River. *International Journal of Sediment Research*. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2024.05.005>

Majnooni, S., Fooladi, M., Nikoo, M. R., Al-Rawas, G., Haghghi, A. T., Nazari, R., Al-Wardy, M., & Gandomi, A. H. (2024). Smarter water quality monitoring in reservoirs using interpretable deep learning models and feature importance analysis. *Journal of Water Process Engineering*, 60, 105187. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105187>

Martínez Ávila, M., & Fierro Moreno, E. (2018). Aplicación de la técnica PLS-SEM en la gestión del conocimiento: un enfoque técnico práctico / Application of the PLS-SEM technique in Knowledge Management: a practical technical approach. In *RIDE Revista Iberoamericana para la Investigación y el Desarrollo Educativo* (Vol. 8, Issue 16). <https://doi.org/10.23913/ride.v8i16.336>

Ministerio de Agricultura, P. y A. (2024). *Guadiana*. <https://www.mapa.gob.es/en/desarrollo-rural/temas/caminos-naturales/caminos-naturales/sector-centro/guadiana/default.aspx#:~:text=The Guadiana basin is not,key to enhancing wildlife diversity.>

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2024). <https://www.miteco.gob.es/es/agua/servicios/acceso-rapido-datos-agua.html>

- Morales, G. M. (2011). *Partial Least Squares (PLS) Methods: Origins, Evolution and Application to Social Sciences*. 1–18.
- Munné, A., Fornells, N. P., & Solá, C. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología Del Agua*, 175, 20–39.
- Munné, A., & Prat, N. (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: An intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628(1), 203–225. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9757-1>
- Nakamura, F. (2022). *Riparian Forests and Climate Change: Interactive Zone of Green and Blue Infrastructure BT - Green Infrastructure and Climate Change Adaptation: Function, Implementation and Governance* (F. Nakamura (Ed.); pp. 73–91). Springer Nature Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-16-6791-6_6
- Nilssen, J. P. (1980). Acidification of a Small Watershed in Southern Norway and Some Characteristics of Acidic Aquatic Environments. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 65(2), 177–207. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/iroh.19800650202>
- Nurhairani, N., Candri, D., & Zamroni, Y. (2024). Macroinvertebrates as a Bioindicator of Water Quality in the Jangkok River, Lombok Island. *Jurnal Pijar Mipa*, 19, 720–725. <https://doi.org/10.29303/jpm.v19i4.6052>
- Oliveira, C. F., do Valle Junior, R. F., Valera, C. A., Rodrigues, V. S., Sanches Fernandes, L. F., & Pacheco, F. A. L. (2019). The modeling of pasture conservation and of its impact on stream water quality using Partial Least Squares-Path Modeling. *Science of the Total Environment*, 697, 134081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134081>
- Oliver, S., Corburn, J., & Ribeiro, H. (2019). Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: A mapping literature review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(1). <https://doi.org/10.3390/ijerph16010040>
- P. Mairota, Thornes, J. B., & N. Geeson. (1998). *Atlas of Mediterranean environments in Europe: the desertification context*.
- Pérez Fernández, M. A., García Loureano, R., Moreno Pecero, G., Corzo Pantoja, F., Toribio Sevillano, A. B., & Robles Gil, J. (2011). Mapa de Impactos del Cambio Climático en Extremadura. In *Juanta de Extremadura*.
- Q-GIS Development Team. (2024). <https://www.qgis.org/es/site/>
- Rafia, R., & Ashok, K. (2014). Macroinvertebrates (oligochaetes) as indicators of pollution: A review. *Journal of Ecology and The Natural Environment*, 6, 140–144. <https://doi.org/10.5897/JENE2014.0443>
- Retnaningdyah, C., Arisoelaningsih, E., Vidayanti, V., Purnomo, Burhanuddin, A., Febriansyah, S., & Sa'adah, U. (2023). Quality of riparian habitat and its influence on water quality in

- some ecosystems of waterfalls and springs in Bawean Island. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1191, 12010. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1191/1/012010>
- Saklaurs, M., Dubra, S., Liepa, L., Jansone, D., & Jansons, Ā. (2022). Vegetation Affecting Water Quality in Small Streams: Case Study in Hemiboreal Forests, Latvia. In *Plants* (Vol. 11, Issue 10). <https://doi.org/10.3390/plants11101316>
- Sanches Fernandes, L. F., Fernandes, A. C. P., Ferreira, A. R. L., Cortes, R. M. V., & Pacheco, F. A. L. (2018). A partial least squares – Path modeling analysis for the understanding of biodiversity loss in rural and urban watersheds in Portugal. *Science of the Total Environment*, 626, 1069–1085. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.127>
- Sarstedt, M., Ringle, C. M., & Hair, J. F. (2022). *Partial Least Squares Structural Equation Modeling BT - Handbook of Market Research* (C. Homburg, M. Klarmann, & A. Vomberg (Eds.); pp. 587–632). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57413-4_15
- Shah, N. W., Baillie, B. R., Bishop, K., Ferraz, S., Högbom, L., & Nettles, J. (2022). The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management*, 522(February). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120397>
- Snorheim, C. A., Hanson, P. C., McMahon, K. D., Read, J. S., Carey, C. C., & Dugan, H. A. (2017). Meteorological drivers of hypolimnetic anoxia in a eutrophic, north temperate lake. *Ecological Modelling*, 343, 39–53. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.10.014>
- Vaché, K., Eilers, J., & Santelmann, M. (2002). Water Quality Modeling of Alternative Agricultural Scenarios in the U.S. Corn Belt. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 38, 773–787. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2002.tb00996.x>
- Valverde, P., Serralheiro, R., de Carvalho, M., Maia, R., Oliveira, B., & Ramos, V. (2015). Climate change impacts on irrigated agriculture in the Guadiana river basin (Portugal). *Agricultural Water Management*, 152, 17–30. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.12.012>
- Wang, G., Aa, Y., Xu, Z., & Zhang, S. (2014). The influence of land use patterns on water quality at multiple spatial scales in a river system. *Hydrological Processes*, 28. <https://doi.org/10.1002/hyp.10017>
- WOLD, H. (1980). Model Construction and Evaluation When Theoretical Knowledge Is Scarce. *Evaluation of Econometric Models*, 47–74. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-416550-2.50007-8>
- Zou, X. Y., Peng, X. Y., Zhao, X. X., & Chang, C. P. (2023). The impact of extreme weather events on water quality: international evidence. *Natural Hazards*, 115(1), 1–21. <https://doi.org/10.1007/s11069-022-05548-9>

CONAMA 2024

ANÁLISIS DE LA INFLUENCIA DE ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS Y ÁREAS NATURALES EN LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO GUADIANA MEDIANTE LA METODOLOGÍA PLS-PM
