



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

Gestión de cuencas hidrográficas evaluada a través de la modelización hidrológica y la integridad ecológica: un caso de estudio en la Demarcación Hidrográfica Galicia Costa (NO de España).

ACUÑA-ALONSO, C.¹, ÁLVAREZ, X.¹, VALERO, E.¹

1 Departamento de Ingeniería de los Recursos Naturales y Medio Ambiente, Universidad de Vigo, Campus A Xunqueira s/n., 36005, Pontevedra, España. Tel.: +34-986-801959

Resumen

La seguridad hídrica es clave para el bienestar humano y se presenta como uno de los mayores desafíos de la gobernanza ambiental. A su vez, la gobernanza forestal se encuentra estrechamente relacionada con la seguridad hídrica, por ello, resulta necesario desarrollar posibles modelos y estrategias con el fin de realizar una gestión sostenible de los recursos naturales. En el presente estudio, se han realizado modelos predictivos mediante el uso de mínimos cuadrados parciales en modelos de ruta (PLS-PM). La finalidad perseguida ha sido obtener una herramienta que pueda contribuir en la planificación sostenible e integral del agua y del territorio. Determinando y cuantificando la relación entre las variables estudiadas, como los diferentes usos del suelo, porcentaje de áreas conectadas, parámetros fisicoquímicos o índices biológicos. El área de estudio donde se ha realizado este análisis abarca 18 cuencas que forman la Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa, con 40 puntos de muestreo divididos por los principales ríos que forman la Demarcación. Mediante este modelo se ha detectado la necesidad de realizar mejoras en la vegetación de ribera, así como de mejorar la conectividad entre ecosistemas, con el fin de beneficiar a la calidad del agua y a la integridad ecológica.

Palabras clave

Seguridad hídrica, PLS-PM, Usos del suelo.

1. Introducción

La gestión del agua es uno de los principales desafíos mundiales actuales, el agua desempeña un papel fundamental como recurso para mantener la vida y las necesidades humanas (Sappa et al., 2019). La expansión social y demográfica ha provocado el aumento de las amenazas a la calidad del agua así como un deterioro de su calidad en todo el mundo (Fernandes et al., 2019). Kummu et al., (2016) determinaron que, si bien el consumo de agua se cuadruplicó en los últimos 100 años, la población afectada por la escasez de agua aumentó de 0,24 mil millones de personas a 3,8 mil millones. Los usos del suelo tienen impactos directos en los sistemas hidrológicos dentro de una cuenca (Bolstad et al., 1997), además del clima o las condiciones del suelo (Tong, S. T.; Chen, 2002). Los diferentes tipos de uso de la tierra están estrechamente relacionados con las características de las actividades humanas, que a su vez determinan las sustancias antropogénicas transportadas a los sistemas hidrológicos a través de procesos de drenaje o escorrentía (Lee et al., 2009). La Organización Mundial de la Salud (OMS) (World Health Organization. Assessment, 2005) informó que el cambio en el uso de la tierra ha sido el mayor impulsor de pérdidas en la biodiversidad global y la función del ecosistema en los ecosistemas de agua dulce continentales en los últimos 50 a 100 años. La construcción de presas o pequeñas infraestructuras en los ríos han transformado los ecosistemas de agua dulce, y solo un tercio de todos los ríos de más de 1000 km fluyen libremente hacia el océano (Grantham et al., 2019)(Grill et al., 2019). Diferentes estudios han analizado y cuantificado las funciones de los contaminantes en una cuenca (Marrugo-Negrete et al., 2017) (Yang et al., 2016). Las descargas de efluentes tienen el potencial de alterar significativamente muchos aspectos diferentes de los sistemas acuáticos, incluida la eficiencia de

absorción de nutrientes (Haggard et al., 2001). Los efluentes pueden ser de origen urbano, ricos en materia orgánica y nutrientes (Ansola et al., 1995), o efluentes industriales, con composiciones muy diversas que dependen del tipo de industria de tratamiento. Todas estas alteraciones, tanto físicas como químicas, causan impactos en la biodiversidad, la función ecológica o el uso del agua (Levin et al., 2019) (Jackson et al., 2016). La carga excesiva de nutrientes tanto de descargadores puntuales como de fuentes no puntuales ha conducido a la eutrofización generalizada de lagos y ríos, y a la posterior degradación de la calidad del agua en todo el mundo (Bennett et al., 2001)(Environmental Protection Agency. US, 2009)(Wardropper et al., 2015).

La calidad del agua debe evaluarse mediante el uso de parámetros físicos, químicos y biológicos para proporcionar un espectro completo de información para la gobernanza adecuada del agua (Iliopoulou-Georgudaki et al., 2003). En ese sentido, los bioindicadores son organismos biológicos que pueden usarse para controlar la calidad del medio ambiente (Anyanwu et al., 2019). Existen varios índices cuyo objetivo es medir que las presiones en los recursos de agua dulce sean excesivas o dañen la integridad ecológica. Algunos ejemplos de estos índices incluyen el índice IBMWP (Grupo de Trabajo Ibérico de Monitoreo Biológico) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988)(Alba-Tercedor et al., 2002), el TDIL (Índice de Diatomeas Tróficas para Lagos) (Stenger-Kovács et al., 2007) o B-IBI (índice de integridad biótica) (Weisberg et al., 1997). En el área de estudio, el índice utilizado es el METI (Índice multimétrico específico de tipo) (MAGRAMA, 2015). Este índice es necesario para evaluar el estado ecológico de conformidad con la Directiva Marco del Agua [(Directiva Marco del Agua, 2000). El coste de la inseguridad hídrica mundial se estima en 500 mil millones \$ anuales y es probable que sea un lastre para la economía mundial en un 1% o más del producto interno bruto (PIB) (Adoff et al., 2015). El concepto de seguridad hídrica ha recibido mayor atención en la última década. La seguridad del agua tiene múltiples definiciones de acuerdo con la disciplina que la estudia, desde el punto de vista de las ciencias ambientales, la seguridad del agua apunta a: (1.) garantizar el acceso a las funciones y servicios del agua para los humanos y el medio ambiente; (2.) asegurar la disponibilidad de agua en términos de calidad y cantidad; y (3.) minimizar los impactos de la variabilidad hidrológica (Cook, C., & Bakker, 2012). Global Water Partnership (Partnership, 2000) ha definido la seguridad del agua como " el adecuado acceso a un agua segura y a un coste asequible que garantiza la protección y mejora del entorno natural"; incorporando con esta nueva definición dimensiones ecológicas. Más recientemente, el concepto de seguridad hídrica se ha desarrollado enfatizando el nexo agua-energía-alimentos (WEF, de sus siglas en inglés). Concretamente en las complejas interacciones dentro del marco más amplio del agua, los alimentos y la energía, lo que implica que las acciones en cada sector pueden tener efectos en los demás, y que la seguridad del agua, la seguridad energética y la seguridad alimentaria están estrechamente relacionadas (FAO, 2004). El nexo WEF se percibe cada vez más, como un enfoque prometedor, con el que superar errores de gobernanza al abordar desafíos complejos e interconectados sobre la gestión de recursos (Pahl-Wostl, 2019a). Además, este nexo se reconoce cada vez más como un marco conceptual capaz de apoyar la implementación eficiente de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (Terrapon-Pfaff et al., 2018)(Yillia, 2016). La seguridad del agua se ha convertido en una de las principales retos enmarcadas en la gobernanza ambiental y la gestión de recursos (Gerlak et al., 2018). Por lo tanto, la seguridad del agua es clave para la resiliencia planetaria para que la sociedad humana prospere frente al cambio global (Keys et al., 2019). La gobernanza del agua es por tanto, un tema de gran interés científico y político (Pahl-Wostl, 2019b). Con lo que realizar políticas de gobernanza del agua permitirán, desde una perspectiva ecológica, centrarse en el conocimiento local sobre el uso de recursos y el acceso óptimo a estos (Xie et al., 2019). Favorecer el desarrollo de políticas efectivas, eficientes e inclusivas será necesario para abordar los desafíos a los que se enfrenta el estrés hídrico. Una buena gobernanza es fundamental, por lo tanto, para el desarrollo sostenible, siendo imprescindible para el desarrollo económico, equidad social y sostenibilidad ambiental. La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) desarrolló los principios de Gobernanza del Agua (OECD Studies in Water, 2015) (Figura 1) con el fin de promover la mejora del "Ciclo de Gobernanza del Agua". Según estos principios, la estructura, institucionalización, y/o formalización de las instituciones no deben desvirtuar el objetivo de suministrar agua en cantidad y de buena calidad y a su vez manteniendo y mejorando la integridad ecológica del agua.



Figura 1. Marco de los principios de la gobernanza del agua. Elaboración propia, a partir de OCDE (2019).

Por todo ello, es necesario analizar las fuentes contaminantes y la contaminación del agua (Fernandes et al., 2019). Para lograr este objetivo, los modelos estadísticos pueden ser útiles (Pacheco & Landim, 2005), estos modelos pueden basarse en vectores propios o modelos de ecuaciones estructurales (SEM, de sus siglas en inglés). CB-SEM (Covariance-based SEM)) y PLS-PM (PLS-Path Modeling), son los más comunes (Astrachan et al., 2014). En el primer modelo, CB-SEM, el procedimiento de estimación se basa en una estimación de máxima verosimilitud. Mientras que PLS-PM es un modelo de ruta de mínimos cuadrados parciales no paramétrico (Tubadji, A., & Nijkamp, 2015). Los beneficios de cada tipo de SEM dependen del estudio, el propósito y el conjunto de datos. El origen de PLS-PM proviene de las ciencias sociales (Wold, 1966), y durante décadas PLS-PM se ha utilizado ampliamente y de manera dominante en el campo de los Sistemas de Información (SI) (Benitez-Amado et al., 2017). Las aplicaciones posteriores ampliaron el uso de PLS-PM a otras áreas, incluidas las ciencias ambientales (Fernandes et al., 2019), (Salgado Terêncio et al., 2019), (Ha Anh et al., 2018). En este estudio, se aplicó PLS-PM en el distrito hidrológico de Galicia-Costa con el propósito de dar un paso adelante en el modelado estadístico multivariado de las cuencas hidrográficas de uso mediante la integración de PLS-PM. Este análisis proporciona información adicional sobre la estructura del conjunto de datos, lo que nos permite comprender las interacciones directas e indirectas entre las numerosas variables latentes estudiadas. Presentándose como un análisis innovador ya que existen pocos estudios ambientales que utilicen modelos de estructuras de ecuaciones con un elevado número de puntos de muestreo analizando tantas cuencas hidrográficas.

2. Objetivos

El principal objetivo de esta comunicación es analizar las interacciones causa-efecto entre fuentes de contaminación, usos del suelo, parámetros de aguas superficiales e integridad ecológica para distintos años hidrológicos y de forma global de las cuencas que forman la Demarcación hidrográfica Galicia-Costa, a partir de un análisis estadístico multivariado.

3. Metodología

3.1. Metodología modelo PLS-PM

El presente trabajo pretende exhibir las distintas interacciones entre los datos ambientales del área de estudio utilizando modelos PLS-PM, para diferentes años hidrológicos (del 30 de septiembre al 1 de octubre) y de forma global 2009-2015. Se han utilizado los datos fisicoquímicos obtenidos de la superficie del agua, entre los años 2009 y 2015, además se han utilizado los resultados de la aplicación del Índice Multimétrico Específico del Tipo (METI) en las masas de agua objeto de estudio. El índice METI es un índice multimétrico de invertebrados en ríos para la clasificación del estado ecológico o potencial ecológico mediante el elemento de calidad fauna bentónica de invertebrados (MAGRAMA, 2015).

Por otro lado, Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM) o modelado de ruta de mínimos cuadrados parciales, es una metodología del análisis de datos estadísticos que surge como la intersección de modelos de regresión, modelos de ecuaciones estructurales y los métodos de análisis multivariante. Es un enfoque del análisis de datos para el estudio de múltiples relaciones entre bloques de variables medidas (observadas) en el que cada bloque juega un papel dentro de un concepto teórico que aparece en forma de variable latente (no observada), entre las cuales existen relaciones lineales (González Huelva, 2018). En los modelos PLS-PM se pueden establecer dos tipos de puntajes para cada variable latente, puntaje medido y puntaje predicho. Para las variables latentes exógenas se establece solo el puntaje medido, que es la suma del producto entre el cual se mide la variable por el peso respectivo. Para las variables latentes endógenas, también se asocia una puntuación predicha que es la suma del producto de cada variable latente que la compone por el coeficiente de trayectoria respectivo (efecto directo). Por esta razón, solo las variables latentes endógenas tienen un R^2 asociado, que es la varianza explicada del puntaje medido por el puntaje predicho. Los tipos de variables latentes o medidas usados en este trabajo se especificarán a continuación dentro de este apartado.

Para los 43 puntos de muestreo se calculó el valor promedio para cada año hidrológico (del 30 de septiembre al 1 de octubre) de los parámetros fisicoquímicos del agua superficial y con los datos del índice METI. Con los datos disponibles, fue posible calcular los promedios para los años hidrológicos comprendidos entre 2010 y 2015. Sin embargo, fue necesario excluir 3 puntos de muestreo ya que uno no tenía mediciones del índice METI y otros dos no tenían mediciones de parámetros de agua superficial. Con todos los datos recopilados, se seleccionó un grupo de variables representativas para crear modelos formativos de ruta de mínimos cuadrados parciales (PLS-PM). Se creó uno para cada año hidrológico y otro para todos los años denominado "Global", del año 2010 al año 2015. Para los modelos, los datos de entrada de los parámetros del agua superficial y del índice METI fueron diferentes en cada uno, mientras que los datos de entrada de las variables fueron los mismos para cada año hidrológico.

Para realizar la modelización de la Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa fue necesario elaborar un Excel que incluyera todos los datos del modelo interno que compondría cada variable latente:

- "Ecological Integrity" que contiene el índice METI, índice biológico que mide la biodiversidad de macroinvertebrados. Usando los valores proporcionados por Augas de Galicia.
- "SWP" (superficial water parameters), que representa los parámetros de las aguas superficiales. Se han correlacionado todos los parámetros que Augas de Galicia proporciono con el índice METI y se han seleccionado aquellos que mejor R^2 obtuvieron.
- "Nature" que contiene las métricas del paisaje de los usos forestales de la tierra, que se estudiaron a partir de la descripción de las cuencas. Para ello, se recopilaron otros datos relevantes, como los usos del suelo SIOSE año 2006 (Plan Nacional de Observación del Territorio. Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España., n.d.) con imágenes con una resolución de 12,5 m (Plan Nacional de Observación del Territorio. Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España., n.d.). Para cada sección del drenaje, se ha calculado la métrica del paisaje para distintos usos del suelo (cuerpos de agua, áreas artificiales, forestales y agrícolas) utilizando una caja de herramientas de Python incrustada en ArcMAP (Adamczyk & Tiede, 2017). Esta variable representa los fenómenos que mejoran la calidad del agua.

- "Anthropogenic" contiene la densidad de población y las métricas correspondientes a los usos de la tierra artificial son indicadores de fuentes de contaminación. La densidad de población (Instituto Galego de Estatística (IGE), 2015) se ha estimado para cada sección de drenaje. Primero, se elaboró un archivo con la población total de cada municipio, dividida por el área respectiva. A continuación, el archivo inicial se convirtió en un archivo ráster que contenía la densidad de población de cada municipio, y se usó con la herramienta "Estadística zonal" como tabla ArcMAP para extraer la densidad de población promedio de cada área de drenaje. Además fue necesario descargar el modelo de elevación digital con una resolución de 25x25m (EEA, n.d.). Para los 40 puntos de muestreo empleados, se ha descrito el área aguas arriba utilizando las herramientas ArcMAP y ArcHydro (Maidment & Morehouse, 2002). Se ha descrito solo aguas arriba y por lo tanto las cuencas calculadas son considerando los puntos de muestreo el punto de drenaje final y no las demarcaciones oficiales. Esta variable latente representa las amenazas a "Ecological Integrity".

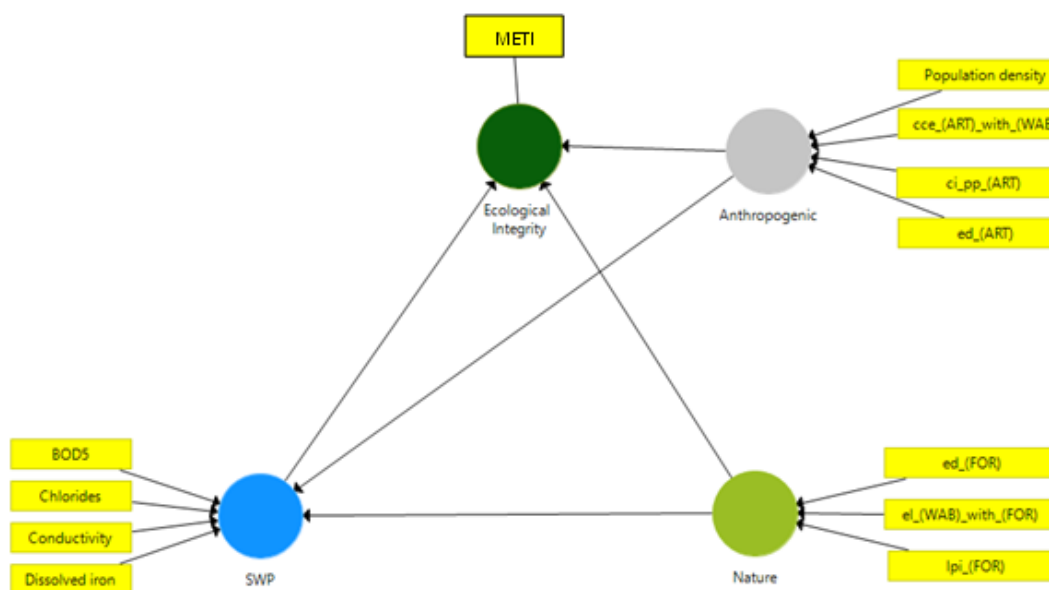


Figura 2. Modelo de interacciones globales seguido para los cálculos de los años 2010-2015. Muestra las variables latentes (círculos de colores) y variables medidas (rectángulos amarillos). (Elaboración propia)

Estas cuatro variables latentes están formadas por un total de doce variables medidas (Figura 2). Las variables latentes seleccionadas fueron creadas y conectadas, basándonos en otros modelos de PLS-PM planteados en otros estudios; [129] (Ferreira et al., 2017). "Anthropogenic" y "Nature" están conectadas a los parámetros de agua superficial "SWP" y a "Ecological Integrity", ya que "Nature" y "Anthropogenic" afectan la concentración de SWP e "Ecological Integrity" directamente. Las relaciones entre las variables latentes se denominan "modelo interno", y para el presente estudio el modelo interno está compuesto por 2 variables exógenas (que no dependen de ninguna otra variable latente) "Nature" y "Anthropogenic" y 2 variables endógenas (que están compuestas por otras variables latentes) "SWP" e "Integridad ecológica". Cada conexión entre variables latentes se mide mediante coeficientes de ruta (β), las variables latentes endógenas facilitan valores R^2 , que representa la varianza de la puntuación medida. Mientras que el "modelo externo" se establece por los vínculos entre las variables medidas y latentes, estableciendo pesos para cada variable medida (W). Las variables medidas se encuentran definidas en la Tabla 1.

Tabla 1. Variables latentes para el modelo de la Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa usado en el modelado de PLS-PM.

Variable latente	Variable medida	Caracterización
SWP	BOD ₅	Demanda Biológica de Oxígeno
	Chlorides	Cloruros
	Conductivity	Conductividad
	Dissolved iron	Hierro disuelto
Nature	ed_ (FOR)	Densidad del borde de la tierra forestal utilizada
	el_(WAB)_with_(FOR)	Longitud del borde de los cuerpos de agua de la tierra con áreas boscosas
	lpi_ (FOR)	Porcentaje de tierra ocupada por la mayor porción de bosque
Anthropogenic	cce(ART)_with_(WAB)	Porcentaje de borde de usos de tierra artificial al lado de cuerpos de agua
	ci_pp_ (ART)	Porcentaje de usos de tierra artificial conectados
	ed_ (ART)	Densidad de borde de superficies artificiales
	Population density	Densidad de población
Ecological Integrity	METI	Bioindicador METI

De acuerdo con (Garson, 2016; Hoyle, 1999; Moran et al., 2018), el tamaño mínimo de la muestra se puede definir como diez veces el número máximo de variables medidas que forman un latente. Dado que, en este estudio, se han estudiado un total de 40 puntos de muestreo/áreas de drenaje, el máximo de variables medidas es 4. De acuerdo con esta restricción, se probaron varios modelos con diferentes combinaciones de variables medidas, y se eligió un grupo de variables donde la mayoría de las interacciones de causa-efecto eran principalmente concordantes con la teoría y también los cinco factores de inflación de varianza (VIF) resultantes (Kock, 2015).

4. Resultados

4.1. Modelo global PLS-PM

El modelo calculado en la Figura 3 muestra los resultados del análisis global de estos valores. Para cada variable medida, el peso atribuido aumenta el valor de la variable latente. Todos los puntajes son positivos, pero algunas variables tienen un impacto más fuerte. En "Anthropogenic", "ci_pp (ART)" es la variable medida con más influencia, ya que tiene el mayor peso ($W = 0,606$), mientras que "cce_ (ART) _with_ (WAB)" tiene un impacto menor ($w = 0,360$). Las otras dos variables medidas tienen una influencia positiva pero cercana a cero ya que los pesos de "Population density" y "ed_ (ART)" son iguales a 0,059 y 0,082 respectivamente. Para "Nature", la "ed_ (FOR)" es la variable más sustancial ($W = 0,659$) mientras que las otras dos variables tienen una puntuación más baja pero aún significativa "el_ (WAB) _with_ (FOR)" ($w = 0,530$) y "lpi_ (FOR)" ($W = 0,403$).

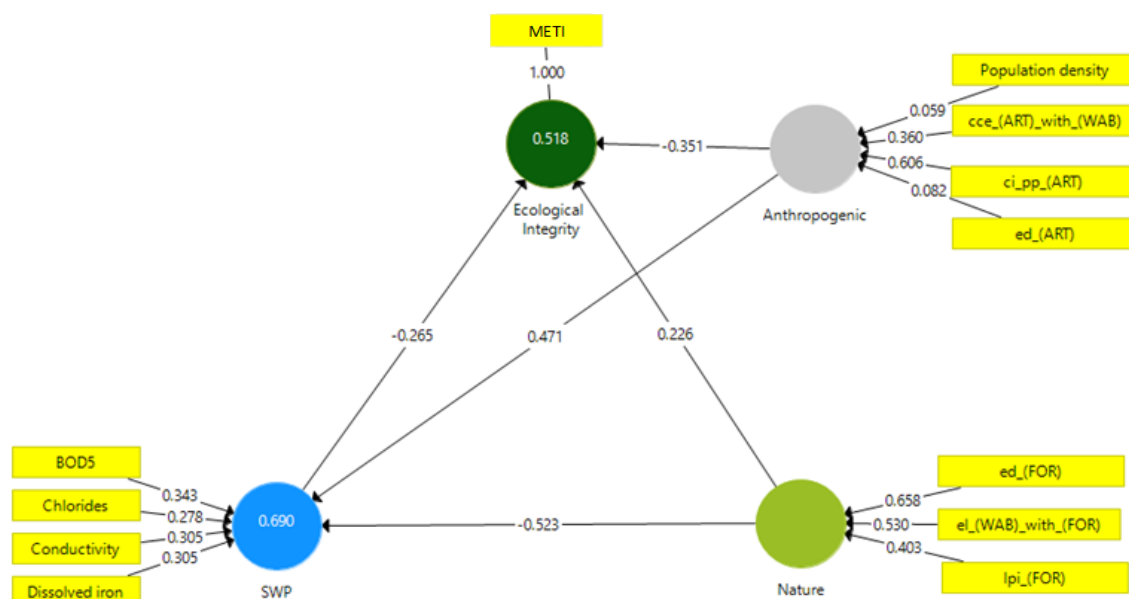


Figure 3. Modelo de interacciones globales seguido para los cálculos de los años 2010-2015. Muestra las variables latentes (círculos de colores) y variables medidas (rectángulos amarillos). (Elaboración propia).

En "SWP" las variables parecen tener un efecto casi equivalente ya que todos los pesos están cerca de 0,3, "BOD5" tiene el mayor peso ($W = 0,343$), "Chlorides" tiene el menor ($W = 0,278$) y "Conductivity" y "Dissolved iron" tiene un peso idéntico de 0,305. Como "Ecological Integrity" se compone de una sola variable medida por defecto, el peso es igual a 1,000.

Los coeficientes de ruta establecidos (β) entre variables parecen ser concordantes con la teoría, ya que "Nature" aumenta la variable "Ecological Integrity" ($\beta = 0,226$) y disminuye el peso de "SWP", que en este caso son indicadores de contaminación ($\beta = -0,523$). Por otro lado, la variable latente "Anthropogenic" tiene un efecto opuesto, ya que disminuye la "Ecological Integrity" ($\beta = -0,351$) y aumenta "SWP" ($\beta = 0,471$). El impacto del SWP en él es dañino ya que la presencia de contaminantes disminuye la diversidad de macroinvertebrados ($\beta = -0,265$).

Más allá de los efectos directos (coeficientes de trayectoria) existen dos tipos más de efectos, indirectos y totales. Los efectos indirectos solo se establecen para conexiones indirectas entre variables latentes, por ejemplo:

- "Nature" y "Anthropogenic" están directamente conectados a "Ecological Integrity". pero dado que ambos están conectados a "SWP" que también está conectado a "Ecological Integrity". Hay un efecto indirecto sobre la "Ecological Integrity" de esas variables.

El efecto indirecto de "Nature" en "Ecological Integrity" es el producto entre el camino entre "Nature" - "SWP" ($\beta = -0,523$) y "SWP" - "Ecological Integrity" ($\beta = -0,265$), que resulta en un efecto indirecto de 0,139. Asimismo, el efecto indirecto de "Anthropogenic" en "Ecological Integrity" es el producto entre ($0,471 \times -0,265$), -0,125. Dado que "SWP" solo está conectado directamente a "Integridad ecológica", su efecto indirecto es igual a cero. Los efectos totales son simplemente la suma de los efectos directos con los efectos indirectos. Los efectos totales de "Nature" y "Anthropogenic" en "SWP" son iguales al efecto directo respectivo, -0,523 y 0,471, respectivamente. Por la misma razón, el efecto total de "SWP" en "Ecological Integrity" es -0,265. Mientras que el efecto total de "Nature" sobre "Ecological Integrity" es ($0,226 + 0,139 = 0,365$), y de "Antropogénico" sobre integridad ecológica "es ($-0,351 + 0,125 = -0,476$).

En las siguientes ecuaciones se demuestra la puntuación medida (MS) y prevista (PS) de cada variable latente.

$$MS_{Anthropogenic} = Population\ density \times 0.059 + cce_{(ART)_{with}(WAB)} \times 0,360 + ci_{pp_{(ART)}} \times 0,606 + ed_{(ART)} \times 0,082$$

$$MS_{Nature} = ed_{(FOR)} \times 0,658 + el_{(WAB)_{with}(FOR)} \times 0,530 + lpi_{(FOR)} \times 0,403$$

$$MS_{SWP} = BOD5 \times 0,343 + Chlorides \times 0.278 + Conductivity \times 0,305 + Dissolved\ iron \times 0,305$$

$$MS_{Ecological\ Integrity} = METI \times 1,000$$

$$PS_{SWP} = MS_{Nature} \times (-0,523) + MS_{Anthropogenic} \times (0,471)$$

$$PS_{Ecological\ Integrity} = MS_{SWP} \times (-0,265) + MS_{Nature} \times (0,226) + MS_{Anthropogenic} \times (-0,351)$$

Los valores R^2 resultantes fueron 0,690 y 0,518 para “SWP” e “Ecological Integrity” respectivamente. En PLS-PM, el significado estadístico depende de todas las flechas entrantes (de los modelos interno y externo) y también depende del número de muestras [9], que en este caso fue de cuarenta. Para “SWP”, el número de flechas entrantes es 6, mientras que para “Ecological Integrity” es 4. Según [9], para una significación estadística del 5%, el valor R al cuadrado de SWP debe oscilar entre 0,5 y 0,75 para tamaños de muestra entre 48 y 39 muestras, ya que en el modelo es 0,618, dentro del intervalo. Para “Ecological Integrity”, el valor R^2 también debe oscilar entre 0,5 y 0,75 ya que estos valores son para un tamaño de muestra entre 42 y 33. Por lo tanto, se puede decir que para el modelo representado en la Figura 4, ambos R^2 son significativos. Para el modelo global, se verificó que todas las conexiones entre variables tenían sentido. En la Figura 4 se representan los valores R^2 resultantes.

4.2. Resultados PLS-PM Model

Para el modelo global, se verificó que todas las conexiones entre variables tenían sentido. En ese modelo, los parámetros del agua superficial fueron el promedio a lo largo de todos los años hidrológicos. En los otros modelos creados, para cada año, los valores de SWP y METI fueron los promedios para los años hidrológicos respectivos. En la Figura 4 se representan los valores R^2 resultantes.

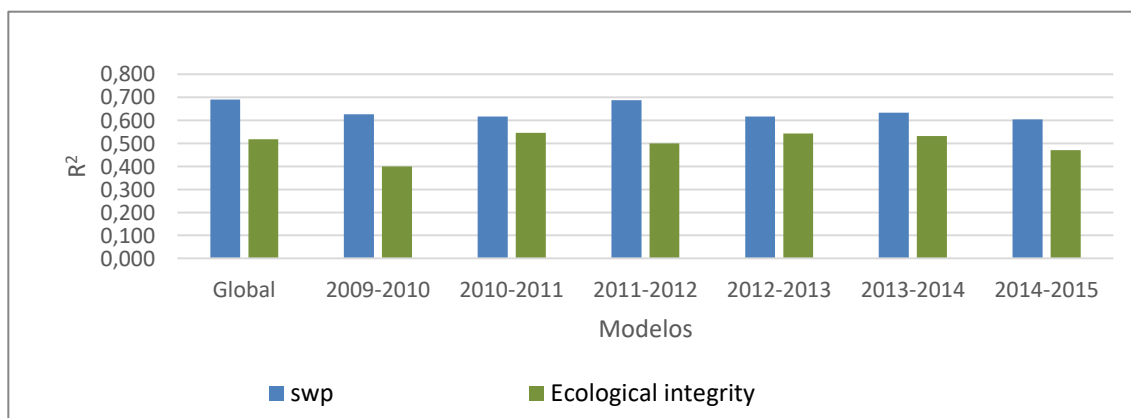


Figura 4. Valores R^2 del modelo PLS-PM resultantes del promedio de SWP y METI, para los años hidrológicos respectivos

Los valores R^2 permanecen casi constantes en cada modelo. Para los modelos que representan los años hidrológicos de 2009-2010 y 2014-2015, R^2 de “Integridad ecológica” es 0.399 y 0.470 respectivamente, lo cual es significativo solo a un nivel de significancia del 10%. Los pesos resultantes de las variables se representan en la Tabla 2.

Tabla 2. Peso de los parámetros utilizados en el modelo PLS-PM obtenidos para cada año, y globalmente.

Modelo	Global	09-10	10-11	11-12	12-13	13-14	14-15
Population density	0,059	-0,047	-0,034	0,098	0,106	0,242	0,172
cce_(ART)_with_(WAB)	0,36	0,425	0,452	0,396	0,348	0,131	0,276
ci_pp_(ART)	0,606	0,479	0,487	0,562	0,511	0,812	0,701
ed_(ART)	0,082	0,248	0,197	0,064	0,18	-0,103	-0,046
ed_(FOR)	0,658	0,712	0,682	0,696	0,645	0,738	0,528
el_(WAB)_with_(FOR)	0,53	0,535	0,518	0,493	0,488	0,524	0,54
lpi_(FOR)	0,403	0,305	0,374	0,374	0,457	0,265	0,571
BOD ₅	0,343	0,327	0,192	0,24	0,184	0,049	0,114
Chlorides	0,278	0,339	0,376	0,547	0,185	0,5	0,034
Conductivity	0,305	0,519	0,435	0,329	0,529	0,234	0,592
Dissolved iron	0,305	0,063	0,414	0,191	0,284	0,516	0,462

Los pesos de las variables permanecen con un signo apropiado, solo los valores de "densidad de población" tienen un signo negativo para 2009-2010 y 2010-2011, mientras que "ed_(ART)" para 2013-2014 y 2014-2015. En la Figura 5 se muestran los efectos totales sobre "SWP" y "Ecological Integrity".

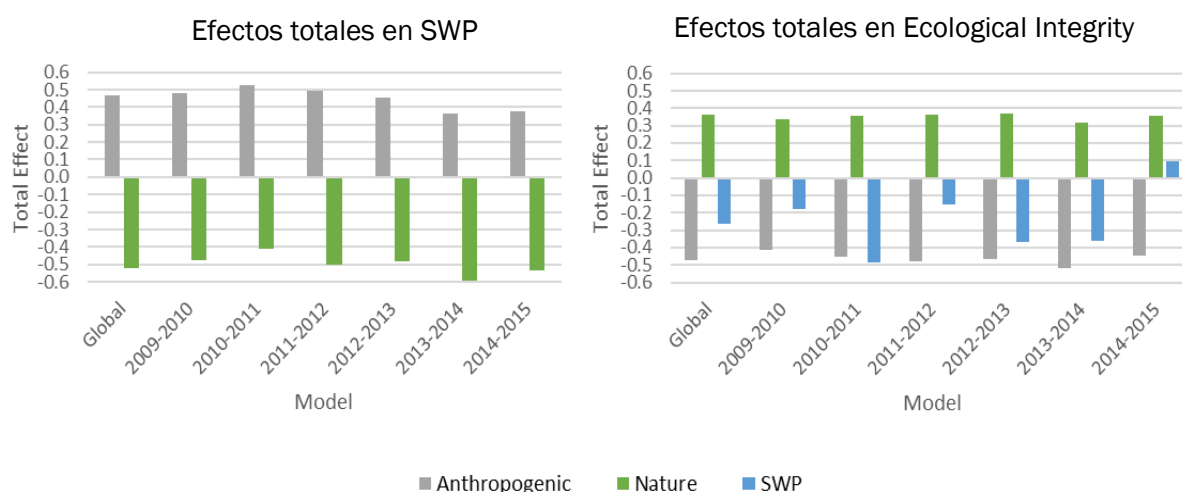


Figura 5. Efectos totales sobre "SWP" y " Ecological Integrity" causados por las variables " Anthropogenic", " Nature" y "SWP" para cada año hidrológico.

Los efectos totales de las variables en "SWP" permanecen predominantemente constantes a lo largo del tiempo, revelando pequeñas variaciones en cada modelo. En "Ecological Integrity", "SWP" muestra cambios significativos durante el tiempo, e incluso en 2014-2015 el efecto se

vuelve positivo, lo que invalida los respectivos pesos de las variables medidas (Tabla 2) para ese modelo, ya que todas son positivas. Para realizar un análisis completo de cada variable medida, se multiplicó el peso por el efecto total sobre la integridad ecológica (Tabla 3), para comprender la influencia general de cada variable medida junto con el modelo sobre "Ecological Integrity".

Tabla 3. Producto de los pesos de cada parámetro para el efecto total sobre "Ecological Integrity".

Modelo	Global	09-10	10-11	11-12	12-13	13-14	14-15
Population density	0,796	0,894	0,903	0,677	0,66	0,337	0,527
cce_(ART)_with_(WAB)	0,16	0,116	0,091	0,107	0,231	0,692	0,329
ci_pp_(ART)	0,078	0,215	0,163	0,085	0,14	0,067	0,061
ed_(ART)	0,762	0,472	0,512	0,8	0,504	0,738	0,857
ed_(FOR)	0	0	0	0	0	0	0,001
el_(WAB)_with_(FOR)	0	0,002	0	0,001	0,001	0	0
lpi_(FOR)	0,012	0,189	0,059	0,026	0,013	0,105	0,002
BOD ₅	0,088	0,229	0,159	0,146	0,401	0,842	0,687
Chlorides	0,276	0,23	0,095	0,005	0,493	0,059	0,93
Conductivity	0,25	0,063	0,058	0,112	0,03	0,289	0,032
Dissolved iron	0,045	0,777	0,002	0,187	0,219	0,013	0,046

Según los resultados demostrados en la (Tabla 3), se entiende que un total de 8 valores no corresponden a las expectativas teóricas. Como se comentó para la Tabla 2, los valores de "Population density" durante 2009-2010 y 2010-2011 aumentan "Ecological Integrity" y también "cce_(ART)_with_(WAB)" para 2013-2014 y 2014-2015. El efecto de las concentraciones de contaminantes en el año hidrológico 2014-2015 también es inesperado ya que todos los contaminantes tienen un impacto positivo.

Para probar la importancia estadística de los efectos y pesos de los modelos PLS-PM, se utilizó el algoritmo "bootstrapping" incluido en el programa. Los resultados se muestran en las tablas (4, 5 y 6).

Tabla 4. Importancia estadística de los pesos, se marcó en azul todos los valores con una probabilidad superior a 0,05, para rechazar la hipótesis nula.

Modelo	Global	09-10	10-11	11-12	12-13	13-14	14-15
Population density	-0,028	0,019	0,015	-0,047	-0,05	-0,125	-0,077
cce_(ART)_with_(WAB)	-0,171	-0,176	-0,204	-0,189	-0,162	-0,068	-0,124
ci_pp_(ART)	-0,288	-0,198	-0,22	-0,268	-0,239	-0,419	-0,314
ed_(ART)	-0,039	-0,103	-0,089	-0,03	-0,084	0,053	0,021
ed_(FOR)	0,24	0,239	0,245	0,254	0,237	0,234	0,187
el_(WAB)_with_(FOR)	0,193	0,18	0,186	0,18	0,179	0,166	0,191
lpi_(FOR)	0,147	0,103	0,134	0,137	0,168	0,084	0,202
BOD ₅	-0,091	-0,058	-0,093	-0,037	-0,067	-0,018	0,011
Chlorides	-0,074	-0,06	-0,182	-0,085	-0,068	-0,18	0,003
Conductivity	-0,081	-0,092	-0,211	-0,051	-0,193	-0,084	0,057
Dissolved iron	-0,081	-0,011	-0,2	-0,03	-0,104	-0,186	0,044

Entre todas las variables medidas se observa que solo "ed_ (FOR)" y "el_ (WAB) _with_ (FOR)" siguen siendo estadísticamente significativas durante todos los años, mientras que " Chlorides", " Dissolved iron " y " Conductivity" solo lograron significación estadística en diferentes períodos. Aun así, parte de los efectos totales y directos podría alcanzar significación estadística, Tabla 5 y Tabla 6.

El efecto de "Nature" y "Anthropogenic" en "SWP" es indudablemente consistente ya que fue estadísticamente significativo para todos los modelos a lo largo de todos los años. Para "Ecological Integrity", "Anthropogenic" sigue siendo una variable significativa, pero solo para los años hidrológicos comprendidos entre 2009 y 2011 no lo es. Mientras que "Nature" solo es estadísticamente significativa para el año hidrológico 2014-2015, y "SWP" solo tuvo significación estadística para 2010-2011 y 2012-2013. En la Tabla 5, se muestra la significación estadística de los efectos totales de las variables latentes en la "Integridad Ecológica". Como se ve en la Tabla 6, "Anthropogenic" y "Nature" son variables que para todos los modelos representaron significación estadística, mientras que "SWP" no. Esto muestra que los efectos de las presiones antropogénicas y de los entornos forestales tienen una constante constancia en la integridad ecológica. Si bien las formas y el impacto de la contaminación pueden variar a lo largo de diferentes años hidrológicos.

Tabla 5. Importancia estadística de los efectos directos, para las variables "Anthropogenic", "Nature" y "SWP", se marcó en azul todos los valores con una probabilidad superior a 0.05, para rechazar la hipótesis nula.

Efectos totales	Modelo	Anthropogenic	Nature	SWP
	Global	0,000	0,000	0,180
	2009-2010	0,002	0,008	0,392
	2010-2011	0,001	0,001	0,006
	2011-2012	0,000	0,000	0,395
	2012-2013	0,001	0,001	0,023
	2013-2014	0,001	0,005	0,062
	2014-2015	0,001	0,000	0,650

5. Discusión

5.1. Apreciación general de los resultados globales de PLS-PM

Tabla 6. Significación estadística de los efectos totales sobre " Ecological Integrity" y "SWP", se marcó en azul todos los valores con una probabilidad superior a 0,05, para rechazar la hipótesis nula

Efectos directos	Modelo	SWP		Ecological Integrity		
		Anthropogenic	Nature	Anthropogenic	Nature	SWP
	Global	0,000	0,000	0,025	0,131	0,180
	2009-2010	0,003	0,003	0,073	0,151	0,392
	2010-2011	0,000	0,001	0,290	0,226	0,006
	2011-2012	0,000	0,000	0,006	0,067	0,395
	2012-2013	0,000	0,000	0,049	0,209	0,023
	2013-2014	0,001	0,000	0,030	0,490	0,062
	2014-2015	0,014	0,000	0,001	0,019	0,650

El punto de partida para la discusión actual es la observación de que el modelo retrata la combinación de SWP mejor que la integridad ecológica. El R^2 de SWP es siempre mayor que el de integridad ecológica. Los valores de R^2 resultantes fueron 0.690 y 0.518 para “SWP” e “Ecological Integrity” respectivamente. En PLS-PM, la significación estadística R^2 depende de todas las flechas entrantes (de los modelos interno y externo) y también depende del número de muestras, que en el caso estudiado es de cuarenta. Para “SWP”, el número de flechas entrantes es 6, mientras que para “Ecological Integrity” es 4. Según Hair et al., (2014), para un significado estadístico del 5%, el valor R^2 de SWP debe oscilar entre 0,5 y 0,75 para tamaños de muestra entre 39 y 48 muestras, ya que el valor del modelo realizado en el presente estudio es de 0,618, se encuentra dentro del dicho intervalo. Del mismo modo, según Hair et al., (2014) para “Ecological Integrity”, el valor R^2 también debe oscilar entre 0,5 y 0,75 ya que estos valores son para un tamaño de muestra entre 33 y 42. Por lo tanto, se puede decir que para el modelo representado en la Figura 1, ambos R^2 son significativos.

“SWP” y “Anthropogenic” contribuyen negativamente a la Integridad Ecológica porque el coeficiente de ruta correspondiente es negativo, $\beta = -0.265$ y $\beta = -0.351$, respectivamente. Estos coeficientes son negativos ya que el aumento de la presión humana y la contaminación a las masas de agua provocan pérdidas de integridad ecológica. El coeficiente de ruta que une “Anthropogenic” a “SWP” debe ser positivo ($\beta = 0.471$), ya que se espera que el aumento de las presiones antropogénicas aumente la contaminación del agua de la corriente. La variable “Nature” contribuye negativamente a “SWP” porque el coeficiente de trayectoria correspondiente es negativo ($\beta = -0.523$). Esto tiene sentido, ya que si el estado de las variables que forman “Nature” mejora, consecuentemente los parámetros fisicoquímicos del agua mejorarán. Esto pone en valor la gran importancia de la vegetación de ribera de los ríos, que actúan como ecosistemas fundamentales en una buena gestión de las cuencas produciendo impactos favorables en la calidad del agua, al servir de amortiguador frente a contaminantes (Jorgensen et al., 2000).

SWP está formado por los parámetros fisicoquímicos, con lo que contribuye negativamente a la integridad ecológica, destacando la conductividad ($W = 0.343$) con el mayor peso de los estudiados, por encima de los cloruros ($W = 0.278$), el hierro disuelto ($W = 0.305$) y la DBO_5 ($W = 0.305$). La conductividad eléctrica mide la concentración de todos los elementos cargados disueltos en agua, como nutrientes y otros contaminantes.

El porcentaje de usos de la tierra artificial al lado de los cuerpos de agua ($W = 0,360$) y el porcentaje de usos conectados de la tierra artificial ($W = 0,606$) son las variables medidas más ponderadas de la variable latente “Anthropogenic”. El aumento en la densidad del borde es una consecuencia de la intervención humana en el paisaje (Uuemaa et al., 2007), por lo que su degradación causa pérdida y fragmentación del hábitat causando el deterioro de la biodiversidad de los ecosistemas. Santos & Tellería, (2006) relacionan el efecto de borde con el deterioro de la calidad del hábitat en regresión, afectando a la supervivencia de las poblaciones acantonadas en fragmentos. Por otra parte, los conflictos por el uso del suelo contribuyen a la pérdida de la fertilidad del suelo (Wu & Tiessen, 2002), la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas (Ren et al., 2003) o la pérdida de la biodiversidad (Martínez et al., 2009). La densidad de población y la densidad de borde de las superficies artificiales indica una contribución modesta de $W = 0.059$ y $W = 0.082$ respectivamente. Fernandes et al., (2019) analizaron el papel de la densidad de población obteniendo una mayor contribución ($W = 0,309$) en relación con el tratamiento ineficaz de las aguas residuales. El caso que nos ocupa el Distrito Hidrológico de Galicia-Costa tiene una población altamente distribuida, con una baja densidad de población media (159,4 habitantes / km^2). La baja contribución de la densidad de población puede estar justificada por la alta dispersión de Galicia-Costa, cuyo impacto no se concentra en puntos concretos como ocurre en grandes asentamientos poblacionales, si no que reparte en el territorio disminuyendo su impacto directo. Por otro lado, esta baja influencia podría deberse al hecho de que, a corto plazo, los impactos de la presencia urbana pueden ser difíciles de mostrar, en comparación con una escala extendida (Fernandes et al., 2019), para ello debería realizarse un análisis con un mayor número de años para obtener resultados concluyentes.

La comparación de los resultados obtenidos en el presente estudio con otros similares alberga ciertas dificultades, al tener un gran número de cuencas con

un menor número de puntos de muestreo. Al analizar varias cuencas hidrográficas, se obtiene un R^2 menor en comparación con estudios en los que tan solo analizan una cuenca con más de puntos de muestreo. Debido a los bajos valores obtenidos para los pesos y los coeficientes de parche, este modelo no se pudo utilizar para obtener modelos predictivos, ya que no obtuvo valores estadísticamente significativos. A pesar de esto, esta investigación tuvo la ventaja de combinar estas variables importantes con otros parámetros relevantes para la calidad del agua, al haber utilizado una gran cantidad de puntos de muestreo y medición. La combinación de las presiones antropogénicas relacionadas, la calidad del agua y la integridad ecológica, en un distrito grande, como es la Demarcación Hidrográfica Galicia-Costa, con 40 puntos de muestreo y durante un largo período de tiempo, hace que este análisis sea uno de los más completos realizados con PLS-PM en esta área.

5.2. Modelado de ruta de mínimos cuadrados parciales

Uno de los principales objetivos de este trabajo de investigación fue observar la influencia de los parámetros utilizados en el PLS-PM y detectar posibles valores atípicos en el conjunto global del modelo. Los valores de R^2 se han mantenido constantes en todo el modelo, siendo la variable "SWP" mayor para todos los años hidrológicos que la variable "Ecological Integrity" (Figura 10). El concepto de integridad ecológica se ha utilizado para la gestión de los sistemas acuáticos, pero se considera difícil de cuantificar para la gestión de los sistemas terrestres, particularmente en áreas amplias (Carter et al., 2019). En nuestro caso, "Ecological Integrity" se ve afectada por el "SWP", por lo que tiene sentido que el R^2 de integridad ecológica sea menor. SWP, que representa los parámetros en la superficie del agua, afecta negativamente la calidad de "Ecological Integrity", excepto en el año 2014-2015 que representa un impacto positivo ($\beta = 0,096$). Se ha observado un impacto positivo de los parámetros medidos en "SWP", que afecta positivamente a la "Ecological Integrity" (Figura 5 y Tabla 3), coincidiendo con la entrada en vigor del Decreto 1/2015 (CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, TERRITORIO E INFRAESTRUCTURAS, 2015) cuyo objetivo es el de regular los procedimientos para la elaboración, aprobación y revisión del Plan hidrológico Galicia-Costa, además de ocuparse de la valoración de daños al dominio público hidráulico o de las actuaciones menores de mantenimiento y conservación. Analizando globalmente los cambios en el año hidrológico 2014-2015, se han observado cambios en "ed_ (ART)" (Tabla 3). La densidad del borde de las superficies artificiales afecta negativamente a la variable "Anthropogenic" para los años hidrológicos 2013-2014 y 2014-2015, por lo que afecta positivamente a "Ecological Integrity". En otras palabras, existe una tendencia a mejorar en los últimos años del estudio.

Los valores de "Population density" tienen un signo negativo para 2009-2010 y 2010-2011, $W = -0,047$ y $W = -0,034$ respectivamente (Tabla 2). Por lo tanto, para estos años, el impacto en la "Ecological Integrity" es positivo (Tabla 3). Por otro lado, la variable latente "Nature" en el año 2010-2011, reduce significativamente su efecto sobre SWP ($\beta = -0,414$). Esto produce un impacto negativo en la variable de integridad ecológica ($\beta = -0,484$), todos los parámetros aumentan, alcanzando la conductividad en $W = 0,435$. A pesar de la pequeña mejora derivada de la densidad de población, el deterioro de la variable "Nature" en "SWP", que a su vez deteriora la integridad ecológica, hace que este año hidrológico sea de peor calidad que los analizados. La densidad poblacional usada fue la densidad de población promedio de cada área de drenaje, en este caso al encontrarse los puntos de muestreo tan dispersos por el área de estudio, y debido a la dispersión poblacional, este efecto puede resultar con que afecte positivamente a la integridad ecológica. Para mejorar el modelo sería necesario añadir más puntos de muestreo para cada cuenca, y añadir puntos cerca de núcleos de población. De este modo se paliaría el efecto de la dispersión poblacional.

5.3. Discusión general

El presente estudio es difícil de comparar con otros porque abarca un gran número de cuencas con un menor número de puntos de muestreo (Sanches Fernandes et al., 2018). Cuando se analizan varias cuencas hidrográficas, posiblemente se obtenga un R^2 menor que en los estudios

que solo contienen puntos de muestreo en la misma cuenca. Cuando las muestras provienen de la misma cuenca, las relaciones causa-efecto expresadas pueden ser más consistentes, que cuando las muestras están dispersas en diferentes cuencas (Carter et al., 2019) lo que podría resultar en un R^2 más bajo. En comparación con otro modelo PLS-PM (Fernandes et al., 2019a) optimizado para fines de predicción, la significación estadística global de los pesos y los coeficientes de trayectoria es menor, por lo que este modelo no es tan adecuado para fines de predicción. A pesar de ello, la investigación que aquí se presenta tiene la ventaja de combinar estas importantes variables con otros parámetros relevantes para la calidad del agua, habiendo utilizado un gran número de puntos de muestreo y medición. La combinación de las presiones antropogénicas relacionadas, la calidad del agua y la integridad ecológica en una demarcación de gran tamaño como es la Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa, con 40 puntos de muestreo y durante un largo periodo de tiempo, hace que este análisis sea uno de los más completos realizados con PLS-PM en esta zona.

Los modelos aquí estudiados presentan aquellas relaciones que afectan a la integridad ecológica en las cuencas que forman el conjunto del área de estudio. Estos modelos pueden servir de base a la administración para la mejora de toma de decisiones, fomentando una óptima gestión de los recursos hídricos. Con lo cual serían una importante herramienta que facilitaría la óptima gobernanza de las masas de agua, jugando un papel determinante al detectar que parámetros deben mejorarse, o conservarse. Este modelo facilitaría la gestión al integrar todos los parámetros necesarios para los sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos. Con lo que al facilitar esta gestión integral y realizar políticas que incluyan la seguridad hídrica, favoreceremos el desarrollo sustentable.

Es necesario mejorar estos modelos para ello podría realizarse mejoras en la red de monitoreo, ya que por norma general solo cuenta con dos puntos de muestreo por río, con lo que aumentar dichos puntos haría esta red de monitoreo más representativa. A su vez, esta información podría mantenerse actualizada con lo que se obtendrían informes instantáneos con los que se podrían detectar valores atípicos o cambios en el área estudio. Por otra parte, al detectar estos valores atípicos, podría detectarse el origen de contaminaciones puntuales de forma precisa, o detectar la incorrecta toma de mediciones ya sea por fallos de instrumentos o errores humanos. Además, sería necesario evaluar el estado real de la vegetación de ribera, al ser esta una variable fundamental en la influencia de la calidad de los ecosistemas acuáticos. Ya que la degradación de esta barrera protectora del río afecta creando una degradación en la pérdida de diversidad ecológica.

Otro parámetro relevante, que en este caso afecta a la variable latente antropogénica es la población, en este caso la densidad poblacional no aporta el peso esperado debido a la dispersión poblacional que ocurre la Demarcación. Una alternativa sería analizar como los puntos con densidades poblaciones mayores afectan al modelo, de este modo, estas áreas reflejarían mejor el estado real de las cuencas a las que pertenecen. A su vez añadir la información de vertidos proporcionaría al modelo referencias muy relevantes sobre cómo afectan estos realmente a la integridad ecológica de las cuencas como al conjunto de parámetros que afectan positivamente a esta. Otro parámetro que podría incluirse en beneficio de mejorar el modelo predictivo sería añadir las variables climáticas, esto podría ayudar a tener una herramienta que permitiría realizar cambios y mejoras de adaptación frente al cambio climático.

El uso de mínimos cuadrados parciales en modelos de ruta resulta en una herramienta prometedora para evaluar el estado de las masas de agua del conjunto de la Demarcación Galicia-Costa. Detectando de forma eficaz aquellos parámetros que deben ser modificados en beneficio de garantizar la seguridad hídrica.

6. Conclusiones

Se ha aplicado la modelización parcial de rutas por mínimos cuadrados (PLS-PM) en la Demarcación Hidrográfica de Galicia-Costa, analizando diferentes presiones y cómo estas afectan a la integridad ecológica. La aplicación de este modelo proporciona una vista panorámica de los factores que en una primera apreciación podrían considerarse

importantes para una gobernanza óptima del agua. El modelo PLS-PM se basó en 4 variables latentes descritas por 12 parámetros medidos. Entre las variables latentes, "Anthrophogenic" es una variable fuertemente influenciada por los porcentajes de usos de la tierra artificial, destacando altamente por su influencia en los parámetros de aguas superficiales (SWP). Los resultados de PLS-PM muestran que la pérdida de biodiversidad o integridad ecológica en estas cuencas se debe en gran medida a la variable latente Anthrophogenic. Esta mala calidad de la superficie del agua deteriora la calidad de la integridad ecológica. Estos resultados reflejan la pérdida de calidad del suelo. Si observamos el modelo durante los años, destaca una mejora en los parámetros medidos por la variable latente SWP. A su vez, se ha detectado una mejora en la "Edge density of artificial surfaces", todo esto implica un beneficio para la "Ecological Integrity". En vista de los resultados obtenidos, se considera relevante mejorar la vegetación de ribera, ya que con ella se mejoraría indirectamente la calidad del agua, tanto de parámetros fisicoquímicos como biológicos, con lo que facilitaría la gestión integral de las cuencas. Por otro lado, las políticas de planificación del uso del suelo deben trabajar en conjunto con soluciones tecnológicas para mejorar la calidad del agua.

Con respecto al manejo de las cuencas hidrográficas, este estudio analiza una gran cantidad de puntos de muestreo, identificando las presiones que degradan la integridad ecológica, por lo que presenta una herramienta de modelado eficaz para el desarrollo de políticas de gobernanza hídrica necesarias para garantizar la seguridad hídrica de las masas de agua. Para el desarrollo como herramienta de esta investigación de forma que se conseguirían obtener modelos predictivos, sería necesaria realizar algunas mejoras. El monitoreo continuo para detectar cambios en la calidad del agua ayudaría a identificar cómo la planificación óptima del uso de la tierra puede ayudar a garantizar la preservación de los recursos hídricos. Aumentar el número de puntos de muestreo proporcionaría información más completa, y daría valores más representativos. Además, el aumento de puntos de muestreo haría que variables como la densidad poblacional sea más representativa debido a la dispersión de habitantes de la Demarcación Galicia-Costa. Añadir información sobre vertidos sería una información muy valiosa ya que se podría analizar cómo afecta a la cuenca a corto y medio plazo. Por lo tanto, la investigación aquí realizada, presenta una herramienta prometedora para facilitar las medidas de protección y corrección para garantizar la seguridad hídrica.

7. Bibliografía

A. BENITEZ-AMADO, J., HENSELER, J., & CASTILLO, "Development and update of guidelines to perform and report partial least squares path modeling in Information Systems research," Proc. 21st Pacific Asia Conf. Inf. Syst., 2017.

A. C. P. FERNANDES, L. F. SANCHES FERNANDES, J. P. MOURA, R. M. V CORTES, AND F. A. L. PACHECO, "A structural equation model to predict macroinvertebrate-based ecological status in catchments influenced by anthropogenic pressures," Sci. Total Environ., vol. 681, pp. 242–257, 2019, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.117>.

A. R. L. FERREIRA, L. F. SANCHES FERNANDES, R. M. V CORTES, AND F. A. L. PACHECO, "Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression," Sci. Total Environ., vol. 583, pp. 466–477, 2017, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.106>.

A. R. WARDROPPER, C. B., CHANG, C., & RISSMAN, "Fragmented water quality governance: constraints to spatial targeting for nutrient reduction in a Midwestern USA watershed," Landsc. Urban Plan., vol. 137, pp. 64–75, 2015.

A. XIE, L., FLYNN, A., TAN-MULLINS, M., & CHESHMEHZANGI, "Water and land: Environmental governance and Chinese eco-development.," J. Clean. Prod., vol. 221, pp. 839–853, 2019.

AND M. S. J. F. HAIR, G. T. M. HULT, C. RINGLE, "A Primer on Partial Least Squares Structural Equation Modeling," Sage Publ., 2014.

B. P. GRANTHAM, T. E., MATTHEWS, J. H., & BLEDSOE, "Shifting currents: Managing freshwater systems for ecological resilience in a changing climate," Water Secur., vol. 8, pp. 10–49, 2019.

C. A. GERLAK, A. K., HOUSE-PETERS, L., VARADY, R. G., ALBRECHT, T., ZÚÑIGA-TERÁN, A., DE GRENADE, R. R., ... & SCOTT, "Water security: A review of place-based research.," Environ. Sci. Policy, vol. 82, pp. 79–89, 2018.

C. PAHL-WOSTL, "Governance of the water-energy-food security nexus: A multi-level coordination challenge.," Environ. Sci. Policy, vol. 92, pp. 356–367, 2019.

C. PAHL-WOSTL, "The role of governance modes and meta-governance in the transformation towards sustainable water governance," Environ. Sci. Policy, vol. 91, pp. 6–16, 2019.

D. ADAMCZYK, J., & TIEDE, "ZonalMetrics-a Python toolbox for zonal landscape structure analysis.," Comput. Geosci., vol. 99, pp. 91–99, 2017.

D. J. CARTER, S. K., FLEISHMAN, E., LEINWAND, I. I., FLATHER, C. H., CARR, N. B., FOGARTY,

F. A., ... & WOOD, "Quantifying ecological integrity of terrestrial systems to inform management of multiple-use public lands in the United States.," Environ. Manage., vol. 64(1), pp. 1–19, 2019.

DIRECTIVA MARCO DEL AGUA, "Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco de actuación en el ámbito de la política de aguas.," 2000.

E. ANSOLA, G., FERNANDEZ, C., & DE LUIS, "Removal of organic matter and nutrients from urban wastewater by using an experimental emergent aquatic macrophyte system.," Ecol. Eng., vol. 5(1), pp. 13–19, 1995.

E. F. MORAN, M. C. LOPEZ, N. MOORE, N. MÜLLER, AND D. W. HYNDMAN, "Sustainable hydropower in the 21st century," Proc. Natl. Acad. Sci., vol. 115, no. 47, pp. 11891–11898, 2018, doi: 10.1073/pnas.1809426115.

E. U. EEA, "European Environment Agency," p. <https://www.eea.europa.eu/>.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. US, "National water quality inventory: Report to Congress.," Washington, DC., 2009.

F. A. FERNANDES, A. C. P., SANCHES FERNANDES, L. F., CORTES, R. M. V., & LEAL PACHECO, "The Role of Landscape Configuration, Season, and Distance from Contaminant Sources on the Degradation of Stream Water Quality in Urban Catchments.," *Water*, vol. 11(10), pp. 20–25, 2019.

F. A. L. FERNANDES, A. C. P., SANCHES FERNANDES, L. F., TERÊNCIO, D. P. S., CORTES, R. M. V., & PACHECO, "Seasonal and Scale Effects of Anthropogenic Pressures on Water Quality and Ecological Integrity: A Study in the Sabor River Basin (NE Portugal) Using Partial Least Squares-Path Modeling.," *Water*, vol. 11(9), p. 1941, 2019.

F. PATRÍCIA SALGADO TERÊNCIO, D., FILIPE SANCHES FERNANDES, L., MANUEL VITOR CORTES, R., PAULO MOURA, J., & ANTÓNIO LEAL PACHECO, "Can land cover changes mitigate large floods? A reflection based on partial least squares-path modeling," *Water*, vol. 11(4), p. 684, 2019.

F. W. JORGENSEN, E. E., CANFIELD, T. J., & KUTZ, "Restored riparian buffers as tools for ecosystem restoration in the MAIA; processes, endpoints, and measures of success for water, soil, flora, and fauna.," *Environ. Monit. Assess.*, vol. 63(1), pp. 199–210, 2000.

FAO, "The water-energy-food nexus, a new approach in support of food security and sustainable agriculture," 2004.

G. ASTRACHAN, C. B., PATEL, V. K., & WANZENRIED, "A comparative study of CB-SEM and PLS-SEM for theory development in family firm research.," *J. Fam. Bus. Strateg.*, vol. 5(1), pp. 116–128, 2014.

G. C. LEVIN, J. C., WOODFORD, D. J., & SNOW, "Evaluating the effectiveness of freshwater fishes as bio-indicators for urban impacts in the Crocodile (West) catchment, South Africa," *Water SA*, vol. 45(3), pp. 477–486, 2019.

G. D. GARSON, "Partial least squares: regression & structural equation models Asheboro.," *Stat. Assoc. Publ.*, 2016.

G. W. PARTNERSHIP, "Integrated water resources management. Author. Retrieved from," no. <https://www.gwp.org/globalassets/global/toolbox/references/towards-water-security.-a-framework-for-action.-mobilising-political-will-to-act-gwp-2000.pdf>, 2000.

H. C. LEE, S. W., HWANG, S. J., LEE, S. B., HWANG, H. S., & SUNG, "Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality

characteristics.," *Landsc. Urban Plan.*, vol. 92(2), pp. 80–89, 2009.

H. E. GRILL, G., LEHNER, B., THIEME, M., GEENEN, B., TICKNER, D., ANTONELLI, F., ... & MACEDO, "Mapping the world's free-flowing rivers.," *Nature*, vol. 569(7755), p. 215, 2019.

H. L. REN, W., ZHONG, Y., MELIGRANA, J., ANDERSON, B., WATT, W. E., CHEN, J., & LEUNG, "Urbanization, land use, and water quality in Shanghai: 1947–1996.No Title," *Environ. Int.*, vol. 29(5), pp. 649–659, 2003.

H. WOLD, "Estimation of principal components and related models by iterative least squares.," *Multivar. Anal.*, pp. 391–420, 1966.

H. WU, R., & TIESSEN, "Effect of land use on soil degradation in alpine grassland soil, China," *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 66(5), pp. 1648–1655, 2002.

I. GONZÁLEZ HUELVA, "Modelos PLS-PM.," Univ. Sevilla. Dep. Estadística e Investig. Oper., 2018.

INSTITUTO GALEGO DE ESTATÍSTICA (IGE), "Datos poboacionais por concellos.," <http://www.ige.eu/>, 2015.

J. . ET AL. ADOFF, C.W.; HALL, J.W.; GREY, D.; AERTS, J.C.J.H.; AIT-KADI, M.; BROWN, C.; COX, A.; DADSON, S.; GARRICK, D.; KELMAN, "Securing Water, Sustaining Growth: Report of the GWP.," Rep. GWP/OECD Task Force Water Secur. Sustain. Growth, Univ. Oxford Oxford, UK, 2015.

J. ALBA-TERCEDOR AND A. SÁNCHEZ-ORTEGA, "A quick and simple method to evaluate biological quality of running fresh water based on Hellawell (1978)," *Limnetica*, vol. 4, pp. 51–56, 1988.

J. ALBA-TERCEDOR ET AL., "Characterization of the ecological status of the Iberian Mediterranean rivers using the index IBWP (former BMWP)," *Limnetica*, vol. 21, pp. 175–185, 2002.

J. B. WEISBERG, S. B., RANASINGHE, J. A., DAUER, D. M., SCHAFFNER, L. C., DIAZ, R. J., & FRITHSEN, "An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay," *Estuaries*, vol. 20(1), p. 149, 1997.

J. ILIOPOULOU-GEORGUDAKI, V. KANTZARIS, P. KATHARIOS, P. KASPIRIS, T. GEORGIADIS, AND B. MONTESANTOU, "An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece)," *Ecol. Indic.*, vol. 2, no. 4, pp. 345–360, 2003, doi: [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(03\)00004-9](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(03)00004-9).

J. L. SANTOS, T., & TELLERÍA, “Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies,” *Rev. Ecosistemas*, vol. 15(2), 2006.

J. STENGER-KOVÁCS, C., BUCZKO, K., HAJNAL, E., & PADISÁK, “Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary,” *Hydrobiologia*, vol. 589(1), pp. 141–154, 2007.

K. COOK, C., & BAKKER, “Water security: Debating an emerging paradigm,” *Glob. Environ. Chang.*, vol. 22(1), pp. 94–102, 2012.

L. J. KEYS, P. W., PORKKA, M., WANG-ERLANDSSON, L., FETZER, I., GLEESON, T., & GORDON, “Invisible water security: Moisture recycling and water resilience,” *Water Secur.*, vol. 8, p. 100046, 2019.

M. C. TERRAPON-PFAFF, J., ORTIZ, W., DIENST, C., & GRÖNE, “Energising the WEF nexus to enhance sustainable development at local level,” *J. Environ. Manage.*, vol. 223, pp. 409–416, 2018.

M. E. WORLD HEALTH ORGANIZATION. ASSESSMENT, “Ecosystems and human well-being: wetlands and water,” *World Resour. Inst.*, 2005.

M. KUMMU ET AL., “The world’s road to water scarcity: shortage and stress in the 20th century and pathways towards sustainability,” *Sci. Rep.*, vol. 6, no. 1, p. 38495, 2016, doi: 10.1038/srep38495.

MAGRAMA, “Protocolo de cálculo del índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos en ríos (METI). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España,” 2015.

N. F. BENNETT, E. M., CARPENTER, S. R., & CARACO, “Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: a global perspective: increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication,” *Bioscience*, vol. 51(3), pp. 227–234, 2001.

N. KOCK, “Common method bias in PLS-SEM: A full collinearity assessment approach. *International Journal of e-Collaboration*,” vol. 11(4), pp. 1–10, 2015.

O. L. JACKSON, M. C., WOODFORD, D. J., & WEYL, “Linking key environmental stressors with the delivery of provisioning ecosystem services in the freshwaters of southern Africa,” *Geo Geogr. Environ.*, vol. 3(2), p. 26, 2016.

OECD STUDIES IN WATER, “Principios de Gobernanza del Agua de la OCDE,” 2015.

P. M. B. PACHECO, F. A. L., & LANDIM, "Two-way regionalized classification of multivariate datasets and its application to the assessment of hydrodynamic dispersion.," *Math. Geol.*, vol. 37(4), pp. 393–417, 2005.

P. T. (YILLIA, "Water-Energy-Food nexus: framing the opportunities, challenges and synergies for implementing the SDGs," *Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft*, vol. 68(3–4), pp. 86–98, 2016.

P. TUBADJI, A., & NIJKAMP, "Cultural impact on regional development: application of a PLS-PM model to Greece," *Ann. Reg. Sci.*, vol. 54(3), pp. 687–720, 2015.

PLAN NACIONAL DE OBSERVACIÓN DEL TERRITORIO. SISTEMA DE INFORMACIÓN DE OCUPACIÓN DEL SUELO DE ESPAÑA., "SIOSE," p. <https://www.siose.es/>.

R. H. HOYLE, "Statistical strategies for small sample research," Sage, 1999.

R. MARTÍNEZ, M. L., PÉREZ-MAQUEO, O., VÁZQUEZ, G., CASTILLO-CAMPOS, G., GARCÍA-FRANCO, J., MEHLTRETER, K., ... & LANDGRAVE, "Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico.," *For. Ecol. Manage.*, vol. 258(9), pp. 1856–1863, 2009.

S. E. HAGGARD BE, STORM DE, "Effect of a point source input on stream nutrient retention.," *J. Am. Water Resour. Assoc.*, vol. 37, pp. 1291–1301, 2001.

S. MAIDMENT, D. R., & MOREHOUSE, "Arc Hydro: GIS for water resources.," ESRI, 2002.

S. MARRUGO-NEGRETE, J., PINEDO-HERNÁNDEZ, J., & DÍEZ, "Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia.," *Environ. Res.*, vol. 154, pp. 380–388, 2017.

S. N. ANYANWU, E. D., OKORIE, M. C., & ODO, "Macroinvertebrates as bioindicators of Water Quality of Effluent-receiving Ossah River, Umuahia, Southeast Nigeria.," *J. Pure Appl. Sci.*, vol. 31(5), pp. 9–17, 2019.

S. SAPPA, G., DE FILIPPI, F. M., FERRANTI, F., & IACURTO, "Environmental issues and anthropic pressures in coastal aquifers: a case study in Southern Latium Region.," *Acque Sotter. J. Groundwater.*, no. DOI: 10.7343/as-2019-373, 2019.

Ü. UUEMAA, E., ROOSAARE, J., & MANDER, "Landscape metrics as indicators of river water quality at catchment scale.," *Hydrol. Res.*, vol. 38(2), pp. 125–138, 2007.

V. G. HAIR JR, J. F., SARSTEDT, M., HOPKINS, L., & KUPPELWIESER, "Partial least squares

structural equation modeling (PLS-SEM).,” *Eur. Bus. Rev.*, 2014.

W. T. BOLSTAD, P. V., & SWANK, “Cumulative impacts of landuse on water quality in a southern appalachian watershed.,” *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.*, vol. 33(3), pp. 519–533, 1997.

W. TONG, S. T.; CHEN, “Modeling the relationship between land use and surface water quality.,” *J. Environ. Manage.*, vol. 66(4), pp. 377–393, 2002.

X. D. G. CONSELLERÍA DE MEDIO AMBIENTE, TERRITORIO E INFRAESTRUCTURAS, “DECRETO 1/2015, de 15 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de la planificación en materia de aguas de Galicia y se regulan determinadas cuestiones en desarrollo de la Ley 9/2010, de 4 de noviembre, de aguas de Galicia.,” vol. DOG Núm 10, p. 2256, 2015.

Y. HA ANH, H., DA HANH, T. M., THI TUONG VI, N., & SHUNBO, “Examining the interaction of flood vulnerability determinants in Cambodia and Vietnam using partial least squares structural equation modeling,” *Water Policy*, vol. 20(6), pp. 1256–1278, 2018.

Z. YANG, X., LIU, Q., FU, G., HE, Y., LUO, X., & ZHENG, “Spatiotemporal patterns and source attribution of nitrogen load in a river basin with complex pollution sources,” *Water Res.*, vol. 94, pp. 187–199, 2016.