

Cartografía de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por nitrato en la Demarcación Hidrográfica del Segura (España) mediante el Procedimiento LU-IV

Mapping groundwater vulnerability to nitrate pollution in the Segura Hydrographic District (Spain) by the LU-IV Procedure

Mercedes Arauzo^{1,*}, María Valladolid², Delia M. Andries³

¹ Instituto de Ciencias Agrarias (ICA), CSIC, Serrano 115 dpdo. 28006 Madrid, España.
<https://orcid.org/0000-0003-4113-8797>

² Museo Nacional de Ciencias Naturales (MNCN), CSIC, José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid, España.
<https://orcid.org/0000-0002-7405-1105>

³ Facultad de Ciencias Geológicas, Universidad Complutense de Madrid, José Antonio Nováis 12, 28040 Madrid, España.
<https://orcid.org/0000-0002-1833-9374>

*Correspondencia: mercedes.arauzo@csic.es

RESUMEN

La ausencia de mejoras significativas en la evolución interanual de los niveles de nitrato en las masas de agua subterránea de la Demarcación Hidrográfica del Segura refuerza la necesidad de que se revisen las designaciones de las ZVNs y se adopten medidas adicionales. En esta investigación se ha utilizado el mapa digital de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por nitrato de la Demarcación del Segura (mapa LU-IV), generado mediante el Procedimiento LU-IV, como instrumento de valoración de la idoneidad de las ZVNs designadas hasta hoy en la Demarcación. Para obtener el mapa de la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato, el procedimiento combina un mapa de la vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas (basado en cuatro parámetros del medio físico que evalúan las vulnerabilidades asociadas a la litología de la zona no saturada, la profundidad del nivel freático, la pendiente topográfica y los aportes de agua) y un mapa de la vulnerabilidad asociada a los usos del suelo (basado en los excedentes anuales de N de los diferentes tipos de cultivo) mediante la herramienta *Over* de Análisis espacial de ArcGIS.

La alta significación de los análisis de correlación biserial puntual (primera vía de validación de los mapas de vulnerabilidad) confirma la coherencia de las distribuciones espaciales de las ZVNs designadas y de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema extraídas del mapa LU-IV, respecto a la distribución del nitrato en las masas de agua. Sin embargo, la matriz de correlación de los porcentajes de cobertura de las ZVNs, de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema extraídas del mapa LU-IV y de las zonas contaminadas y en riesgo, analizados por áreas de captación (segunda vía de validación de los mapas de vulnerabilidad), muestra significaciones débiles entre los indicadores de contaminación y las ZVNs, pero muy altas frente a las zonas vulnerables extraídas del mapa LU-IV, lo que se explica por la sensibilidad del Procedimiento LU-IV al enfoque fuente-vía-receptor (debido a su alta movilidad, el nitrato puede desplazarse a través de las cuencas hidrológicas desde las zonas de mayor a menor elevación).

Las ZVNs designadas en la Demarcación del Segura cubren el 34% de su superficie, mientras que las zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV cubren el 26%. Las discrepancias entre ambos mapas de vulnerabilidad son el resultado de los diferentes criterios y metodologías aplicados. El mapa de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema obtenido a partir del Procedimiento LU-IV ofrece una representación mucho más precisa, posibilitando la identificación de nuevas zonas vulnerables (abundantes y dispersas) aún no designadas y

Recibido el 22 de enero de 2025; Aceptado el 9 de abril de 2025; Publicado online el 18 de agosto de 2025

Cómo citar: Arauzo, M., Valladolid, M., Andries, D. M. (2025). Cartografía de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por nitrato en la Demarcación Hidrográfica del Segura (España) mediante el Procedimiento LU-IV. *Estudios Geológicos*, 81 (1), 1123. <https://doi.org/10.3989/egeol.45679.1123>

Copyright: ©2025 CSIC. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0) License

dando visibilidad al sobredimensionamiento de alguna de las ZVN designadas. Vistos los resultados, la falta de idoneidad de las ZVN designadas no puede considerarse un argumento de peso que justifique la ausencia de mejoras en los acuíferos contaminados, si bien las ZVN podrían mejorarse introduciendo ajustes a partir del mapa LU-IV. Se recomienda, por tanto, optimizar las designaciones y poner el foco sobre la ineficacia o falta de aplicación de los programas de acción en las ZVN.

Palabras clave: Nitrato; Contaminación difusa; Zonas vulnerables a la contaminación por nitrato (ZVN); Procedimiento LU-IV; Sistema de Información Geográfica (SIG).

ABSTRACT

The lack of significant improvements in the year-on-year evolution of nitrate levels in the groundwater bodies of the Segura Hydrographic District underscores the need to review the Nitrate Vulnerable Zones (NVZs) designations and adopt additional measures. In this study, the digital map of groundwater vulnerability to nitrate pollution of the Segura Hydrographic District (LU-IV map), generated using the LU-IV Procedure, was employed to assess the appropriateness of the NVZs designated to date within the District. The procedure generates the map of specific vulnerability to nitrate pollution by combining a map of groundwater intrinsic vulnerability (based on four environmental parameters that represent the vulnerability associated with the lithology of the vadose zone, the depth of the water table, the topographic slope and the water inputs) and a map that assesses the vulnerability associated with land use (based on the annual N-surpluses for different types of crops) by using the Over tool of Spatial Analyst in ArcGIS.

The high significance of the point-biserial correlation analyses (the first validation method for the vulnerability maps) confirmed the coherence of the spatial distributions of the designated NVZs and the areas of high to extreme vulnerability extracted from the LU-IV map, respect the nitrate distribution in groundwater bodies. However, the correlation matrix between the coverage percentages of NVZs, high to extreme vulnerability zones extracted from the LU-IV map and at-risk and polluted areas analysed by catchment areas (the second validation method for the vulnerability maps) revealed weak correlations of pollution indicators with NVZs, but strong correlations with vulnerable zones extracted from the LU-IV map. The sensitivity of the LU-IV Procedure to the source-pathway-receptor approach explains these results (due to its high mobility, nitrate can move through the hydrological catchments from higher to lower elevation areas).

The NVZs designated within the Segura Hydrographic District cover 34% of its surface area, whereas the high to extreme vulnerability areas resulting from the LU-IV Procedure cover 26%. Discrepancies between the two vulnerability maps arise from the differing criteria and methodologies. The high-to-extreme vulnerability map extracted from the LU-IV Procedure offers a much more precise representation, enabling the identification of new vulnerable zones (abundant and scattered) that have yet to be designated and highlighting the over-dimensioning of some of the existing NVZs. Given these results, the inadequacy of the designated NVZs cannot be considered a significant factor justifying the lack of improvements in contaminated aquifers. Nevertheless, NVZs could improve by introducing adjustments based on the LU-IV map. The authors recommend optimising the designations and focusing on the ineffectiveness or lack of implementation of action programmes within the NVZs.

Keywords: Nitrate; Diffuse pollution; Nitrate vulnerable zones (NVZs); LU-IV Procedure; Geographic Information System (GIS).

Introducción

El agua de precipitación (y/o riego) es un vehículo potencial para el transporte del nitrato que, al percolar y atravesar la zona no saturada de territorios con un cierto grado de vulnerabilidad asociada a factores del medio físico, puede alcanzar y contaminar los recursos hídricos subterráneos. La permeabilidad y anisotropía del medio y la distribución de las entradas de agua y nitrógeno, son factores que influyen en la infiltración del nitrato y que regulan los procesos de convección y difusión molecular y la dispersión hidrodinámica (Díaz, 2007). En los territorios llanos dominan los movimientos verticales de infiltración, pero en zonas de pendiente el transporte del nitrato es más complejo y difícil de prever. El enfoque fuente-vía-receptor sostiene que, debido a su alta solubilidad, el nitrato puede ser transportado a largas distancias, mediante escorrentía superficial y subsuperficial en la zona no saturada, y por advección en la zona saturada, desde las zonas de mayor elevación a las de menor elevación (Zahid et al., 2015), tendiendo a acumularse en sectores de los acuíferos donde el flujo es muy lento o prácticamente nulo (Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2022a, 2024).

La Unión Europea considera la contaminación de origen difuso como un problema central en sus políticas ambientales y agrarias. La Directiva de Nitratos (91/676/EEC; Council of the European Communities, 1991) establece la obligatoriedad de identificar las superficies cuya escorrentía o filtración afecte o pueda afectar a las masas de agua contaminadas por nitrato o en riesgo. Estos territorios deben ser designados bajo la figura de protección de Zona Vulnerable a la contaminación por Nitrato (ZVN). En las ZVNs es preceptivo implementar programas de acción orientados a la recuperación de la calidad del agua y a la prevención de la contaminación. La Directiva establece que el agua se encuentra contaminada por nitrato cuando se excede la concentración de 50 mg L^{-1} . Por encima de 25 mg L^{-1} de nitrato se considera en riesgo, si no se toman medidas de protección (European Commission, 2000). La legislación española ha establecido recientemente unos niveles de nitrato más restrictivos para las aguas subterráneas, cuya concentración no debe exceder los $37,5 \text{ mg L}^{-1}$ (RD 47/2022; BOE, 2022). Este ajuste se justifica sobre la base de que los resultados obtenidos hasta ahora en España mediante las normas previas no han alcanzado los fines perseguidos (BOE, 2022).

A pesar de los avances de las políticas de la Unión Europea en las últimas décadas para abordar la contaminación por el nitrato de origen difuso, todavía se considera necesario mejorar las designaciones de las ZVNs, unificar los criterios de designación y optimizar la eficacia de los programas de acción (Arauzo, 2017; Arauzo & Martínez-Bastida, 2015; Arauzo et al., 2022a, 2024; Arqued, 2018; BOE, 2022; Confederación Hidrográfica del Segura, 2022a; European Commission, 2018; Orellana-Macías et al., 2020; Worrall et al., 2009). En la Demarcación Hidrográfica del Segura (área de estudio de esta investigación) el 35% de las masas de agua subterránea están contaminadas por nitrato (Confederación Hidrográfica del Segura, 2022a), de las que el 64% alcanza un grado de afectación severo (Arauzo et al., 2024). Para afrontar esta situación, alrededor de un tercio de la superficie de la Demarcación se encuentra bajo la figura de protección de 89 ZVNs (Fig. 1A; Confederación Hidrográfica del Segura 2022a; Asamblea Región de Murcia, 2019), que han sido designadas a lo largo del periodo 1998-2019 por las Comunidades Autónomas con competencias en ese ámbito. A pesar de ello, investigaciones recientes indican que no se han producido mejoras significativas en los niveles de nitrato en las masas de agua subterránea contaminadas (Arauzo et al., 2024; Fig. 1B), resultados que refuerzan la necesidad de que se revisen las designaciones y se adopten medidas adicionales en la Demarcación del Segura (Confederación Hidrográfica del Segura, 2022a). La ausencia de avances sustanciales puede explicarse a partir de tres posibles supuestos, no excluyentes entre sí: (1) que las ZVNs designadas no cubran la totalidad los territorios cuya escorrentía o filtración pueda afectar a la contaminación por nitrato de las masas de agua subterránea (falta de idoneidad de las ZVNs por aplicación de criterios inadecuados); (2) que no haya transcurrido el suficiente tiempo desde las designaciones (dependencia de los tiempos de tránsito); y/o (3) que los programas de acción para la recuperación de la calidad del agua en las ZVNs no estén siendo aplicados o sean ineficaces (Arauzo et al., 2024). Pero antes de abordar los supuestos 2 y 3, debe desarrollarse una valoración crítica sobre el supuesto 1 y, si procede, revisar las ZVNs declaradas.

El objetivo principal de esta investigación se ha centrado en evaluar la vulnerabilidad específica de las aguas subterráneas a la contaminación por nitrato en el territorio continental de la Demarcación Hidrográfica del Segura mediante el empleo de un procedimiento eficaz y contrastado. Para ello, se elaboró el mapa digital de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por nitrato de la Demarcación mediante el Procedimiento LU-IV (Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2019, 2022b), metodología de reciente creación que se utilizó como instrumento de valoración del supuesto 1 (sobre la idoneidad de las ZVNs designadas). Las zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV se compararon con las ZVNs designadas (Fig. 1A) mediante un doble sistema de validación. En la segunda vía de validación se utilizó el área captación como unidad territorial de análisis (conjunto de cuencas hidrológicas que drenan a una masa de agua subterránea afectada; Fig. 1 C; Arauzo et al., 2024), a fin de preservar el enfoque fuente-vía-receptor en la valoración de los resultados.

Comparado con algunos de los métodos paramétricos de evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas más usados [DRASTIC (Aller et al., 1987); GOD (Foster, 1987)], el Procedimiento LU-IV ha mostrado una mayor eficacia y precisión en la evaluación de la vulnerabilidad y en la identificación de las ZVNs (Arauzo, 2017). El Procedimiento LU-IV presenta las siguientes características diferenciales: (1) emplea

parámetros sencillos, robustos y fácilmente disponibles para alimentar el modelo, por lo que su aplicación es particularmente interesante en territorios en los que no se dispone de información detallada sobre ciertos parámetros ambientales (p. ej. edafológicos, hidrogeológicos, etc.); (2) no asigna un peso específico a cada parámetro, al haberse comprobado que el peso efectivo de los parámetros puede variar en función del tamaño y las características particulares del área de captación de cada acuífero; (3) evalúa la totalidad del territorio, por tanto incluye las áreas de captación de todas las masas de agua subterráneas y no sólo la superficie suprayacente a los acuíferos contaminados; y (4) permite actualizar el mapa de la vulnerabilidad a la contaminación por nitrato a medida que se publican nuevas actualizaciones del mapa de usos del suelo (Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2019, 2022b)

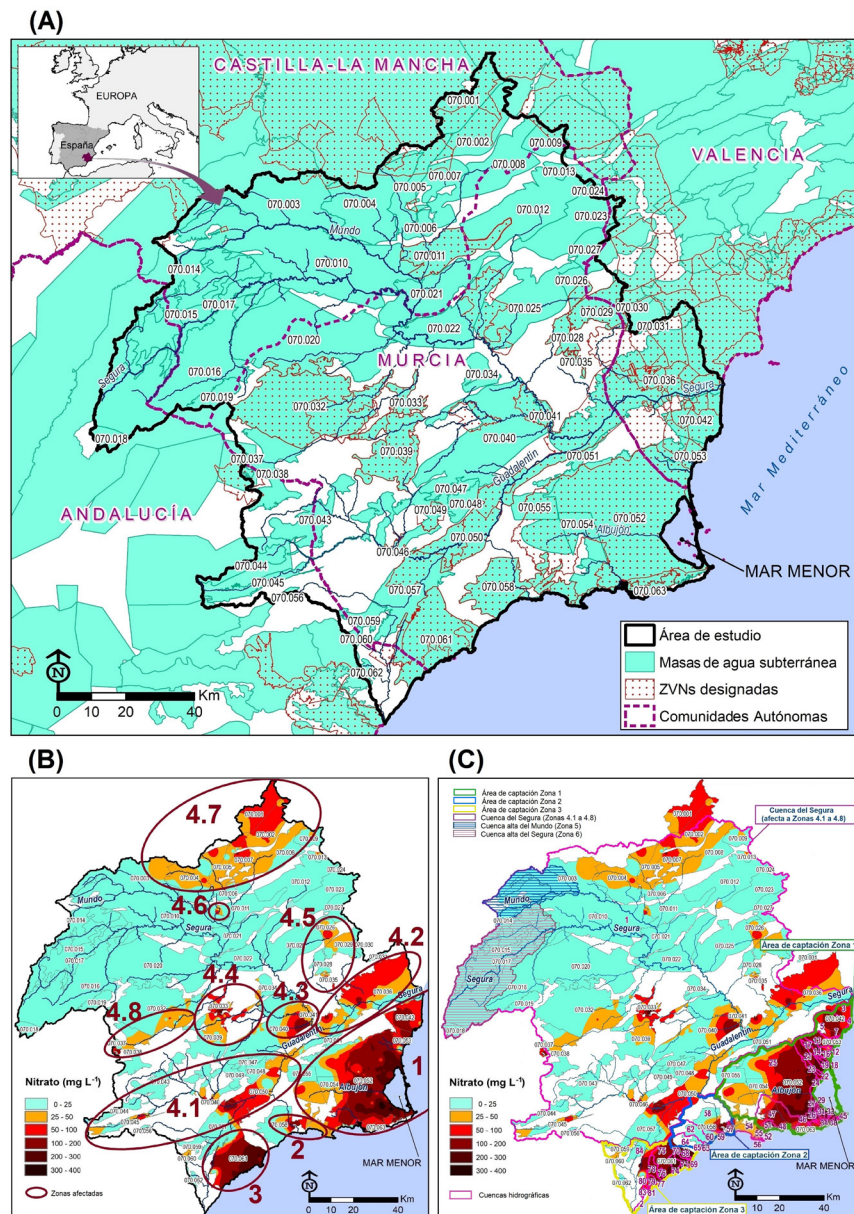


Figura 1.— (A) Área de estudio: territorio continental de la Demarcación Hidrográfica del Segura (España); se muestran las masas de agua subterránea (etiquetadas con los códigos de la Confederación Hidrográfica del Segura, 2022a,b), y las ZVNs (Confederación Hidrográfica del Segura 2022a; Asamblea Región de Murcia, 2019); (B) Zonas contaminadas por nitrato (Zonas 1-3 y 4.1-4.8; Arauzo et al., 2024); se representan los valores medios anuales de concentración de nitrato para 2021; (C) Áreas de captación de los acuíferos con zonas contaminadas por nitrato (Arauzo et al., 2024); en color fucsia se muestran las cuencas que conforman la red de drenaje superficial (números. 1-84; Arauzo et al., 2024); en trama rayada se muestran las cuencas altas de los ríos Mundo y Segura (áreas de captación 5 y 6) como ejemplos de zonas libres de contaminación.

Área de estudio

El área de estudio comprende el territorio continental de la Demarcación Hidrográfica del Segura (Fig. 1A). Con una superficie de 19.025 km², presenta una gran variedad orográfica, con montañas por encima de los 2.000 m de altitud en las cabeceras de cuenca y extensas llanuras en las zonas de costa (Confederación Hidrográfica del Segura, 2022a). El clima es mediterráneo semiárido, si bien, cada vez con mayor frecuencia se producen DANAs (episodios extremos de precipitación asociados a una depresión aislada en niveles altos) debido al sobrecalentamiento del mar Mediterráneo, consecuencia del cambio climático (MedECC, 2020). Las lluvias moderadas con mayor efectividad de precipitación han ido disminuyendo de forma generalizada a lo largo de las últimas siete décadas, mientras que las lluvias torrenciales extremas han aumentado localmente, principalmente en las zonas litoral y prelitoral de la Demarcación (Miró et al., 2018).

Hidrogeológicamente, en la Demarcación del Segura se han descrito 63 masas de agua subterránea (Fig. 1) integradas aproximadamente por 244 acuíferos (Confederación Hidrográfica del Segura, 2022a, b). Algunas masas presentan un único acuífero, en tanto que otras están constituidas por varios (con frecuencia sistemas multicapa). En 22 de las masas de agua subterránea existe un problema crónico de contaminación por nitrato, habiéndose identificado hasta ahora 11 grandes zonas afectadas (Fig. 1B; valores medios anuales de concentración de nitrato para 2021; extraída de Arauzo et al., 2024), sobre las que se han delimitado y analizado sus respectivas áreas de captación (Fig. 1C; extraída de Arauzo et al., 2024). La red principal de drenaje superficial está formada por el río Segura y sus afluentes. El resto de la red corresponde a ramblas que drenan al mar Mediterráneo o a la laguna litoral del Mar Menor, con una respuesta hidrológica irregular (Fig. 1C; Arauzo et al., 2024).

El territorio depende administrativamente de las Comunidades Autónomas de la Región de Murcia (59% de la superficie), Castilla-La Mancha (25%), Andalucía (9%) y Comunitat Valenciana (7%), que ostentan las competencias para designar ZVN e implementar los programas de acción a desarrollar sobre las mismas (Confederación Hidrográfica del Segura, 2022a). Las 89 ZVN designadas en la Demarcación del Segura comprenden una superficie de 6.396 km² (Fig. 1A; Confederación Hidrográfica del Segura 2022a; Asamblea Región de Murcia, 2019), que corresponde al 34% de su territorio. La mayoría presentan toda su extensión dentro de los límites de la Demarcación, si bien algunas se extienden hacia las Demarcaciones vecinas del Júcar, del Guadalquivir y de las Cuencas Mediterráneas de Andalucía. Respecto a la distribución de las zonas designadas, 5.716 km² son zonas suprayacentes a masas de agua subterránea (cubriendo al 37% de la superficie total de las mismas), mientras que los 680 km² restantes no presentan zona saturada infrayacente. La mayor parte de los territorios designados como ZVN pertenecen a la Región de Murcia, seguida de la Comunitat Valenciana, Castilla-La Mancha y Andalucía. El 44% estas superficies fueron designadas entre 1998 y 2009. El resto lo fueron con posterioridad a 2010, principalmente entre 2018 y 2019 (Arauzo et al., 2024).

Metodología

Procedimiento LU-IV

La cartografía temática se elaboró mediante ArcGIS 10.3 for Desktop (ESRI, Redlands, CA, EE. UU.; ESRI, 2015), utilizando el sistema de referencia ETRS89 con proyección UTM Zona 30N. Para las capas en formato ráster se empleó un tamaño de pixel de 25 m.

Para cartografiar la vulnerabilidad intrínseca y la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato en las masas de agua subterráneas de la Demarcación del Segura se aplicó el Procedimiento LU-IV (*Land Use-Intrinsic Vulnerability Procedure*; Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2019, 2022b). La vulnerabilidad intrínseca analiza el riesgo asociado a factores climáticos, geológicos e hidrogeológicos, mientras que la vulnerabilidad específica considera el riesgo de que el sistema de aguas subterráneas quede expuesto a una determinada carga contaminante (Witkowski et al., 2007). El procedimiento evalúa

la totalidad del territorio, y no sólo la superficie suprayacente a las masas de agua subterránea, al asumirse que el soluto puede ser transportado a largas distancias dependiendo de diversas características del medio físico. Utiliza una escala única (de 1 a 10) para todos los parámetros, con cinco niveles de vulnerabilidad: inapreciable (valores 1-2), baja (valores 3-4), media (valores 5-6), alta (valores 7-8) y extrema (valores 9-10) (Tablas 1 y 2).

Tabla 1.— Valores de los parámetros L, D, T y P que conforman el Índice IV de vulnerabilidad intrínseca; representan las vulnerabilidades asociadas a la litología de la zona no saturada, la profundidad del nivel freático, la pendiente topográfica y los aportes de agua por precipitación y/o regadío, respectivamente. (Fuentes: Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2019; del Pozo Gómez, 2009).

Litología de la zona no saturada ^a	L	Profundidad del nivel freático (m)	D
PERMEABILIDAD MUY ALTA.- <u>Carbonatadas</u> : calizas, dolomías, travertinos. <u>Detríticas</u> : calcarenitas. <u>Detríticas (Cuaternario)</u> : gravas arenas y limos de depósitos aluviales, fondos de valle y terrazas bajas.	9-10	0-1 (todas las profundidades para carbonatadas karstificadas)	10
		>1-3	9
PERMEABILIDAD ALTA.- <u>Carbonatadas</u> : calizas, dolomías, mármoles, costras calcáreas, carníolas, brechas dolomíticas, a veces con arenas o margas. <u>Detríticas</u> : arenas, areniscas, conglomerados y calizas; conglomerados, gravas arenas y limos. <u>Detríticas (Cuaternario)</u> : bloques, cantos, limos y arcillas; arenas y gravas.	7-8	>3-5	8
		>5-10	7
PERMEABILIDAD MEDIA.- <u>Carbonatadas</u> : calizas y dolomías con margas, margocalizas, areniscas y/o coladas basálticas; mármoles. <u>Detríticas</u> : conglomerados y arenas con limos, arcillas, calizas y/o yesos; calcarenitas, arenas, gravas, limos y arcillas; conglomerados, areniscas y lutitas. <u>Detríticas (Cuaternario)</u> : gravas arenas, limos y arcillas de depósitos de terrazas medias y altas, glaciares y piedemonte.	5-6	>10-13	6
		>13-20	5
PERMEABILIDAD BAJA.- <u>Carbonatadas</u> : calizas con margas, areniscas, conglomerados, limonitas y arcillas; margas y margocalizas. <u>Detríticas</u> : arcillas y lutitas, areniscas y conglomerados, a veces con margas, yesos o calizas. <u>Detríticas (Cuaternario)</u> : limos, arcillas, materia orgánica y sales de depósitos de estuario, marismas y sedimentos litorales. <u>Evaporíticas</u> : yesos, margas arcillas y calizas. <u>Igneas</u> : lamprofíticas. <u>Meta-detriticas</u> : metabasitas, pizarras, limonitas y cuarcitas.	3-4	>20-33	4
		>33-50	3
PERMEABILIDAD MUY BAJA.- <u>Meta-detriticas</u> : filitas, cuarcitas, micaesquistos y yesos; micaesquistos, cuarcitas y gneis; pizarras. <u>Volcánicas (piroclásticas y lávicas)</u> : rocas volcánicas peralcalinas; ofitas y rocas volcanoclasticas.	1-2	>50	2
		Ausencia de acuífero subyacente	1
Pendiente topográfica (%)	T	Precipitación (mm año ⁻¹) y/o regadío ^b	P
0-2	10	>900	10
>2-3	9	>800-900	9
>3-4	8	>700-800	8
>4-5	7	>600-700	7
>5-6	6	>500-600	6 (7) ^b
>6-9	5	>400-500	5 (7) ^b
>9-12	4	>300-400	4 (7) ^b
>12-15	3	>200-300	3 (7) ^b
>15-18	2	>100-200	2 (7) ^b
>18	1	0-100	1 (7) ^b

^a Valores extraídos a partir del Mapa Litoestratigráfico, de Permeabilidades e Hidrogeológico de España (del Pozo Gómez, 2009) (Fig. 3A).

^b Para representar el riesgo asociado a los retornos de riego en las zonas de regadío con escasa precipitación, se reclasifican con valor P=7 (vulnerabilidad alta) los píxeles correspondiente a territorios en regadío con valores P≤6 (vulnerabilidad inapreciable, baja o media) en el ráster de vulnerabilidad asociada a la precipitación.

El Procedimiento LU-IV se desarrolla en dos pasos (Fig. 2):

En el paso 1 se genera un ráster de la vulnerabilidad intrínseca (mapa IV; Fig. 2) a partir de cuatro parámetros del medio físico, combinados mediante la aplicación del Índice IV (*Intrinsic Vulnerability Index*):

$$IV = \frac{(L+D+T+P)}{4}$$

Donde, *L* representa la vulnerabilidad asociada a la litología de la zona no saturada (*Lithology of the vadose zone*); *D*, la vulnerabilidad asociada a la profundidad del nivel freático (*Depth to groundwater table*); *T*, la vulnerabilidad asociada a la pendiente topográfica (*Topography*); y *P*, la vulnerabilidad asociada a los aportes de agua por precipitación (*Precipitation*) y/o regadío (Fig. 2; Tabla 1). Para generar los rasters *L*, *D*, *T* y *P* de la Demarcación del Segura se siguió la metodología descrita y validada por Arauzo (2017) y Arauzo et al. (2019, 2022b).

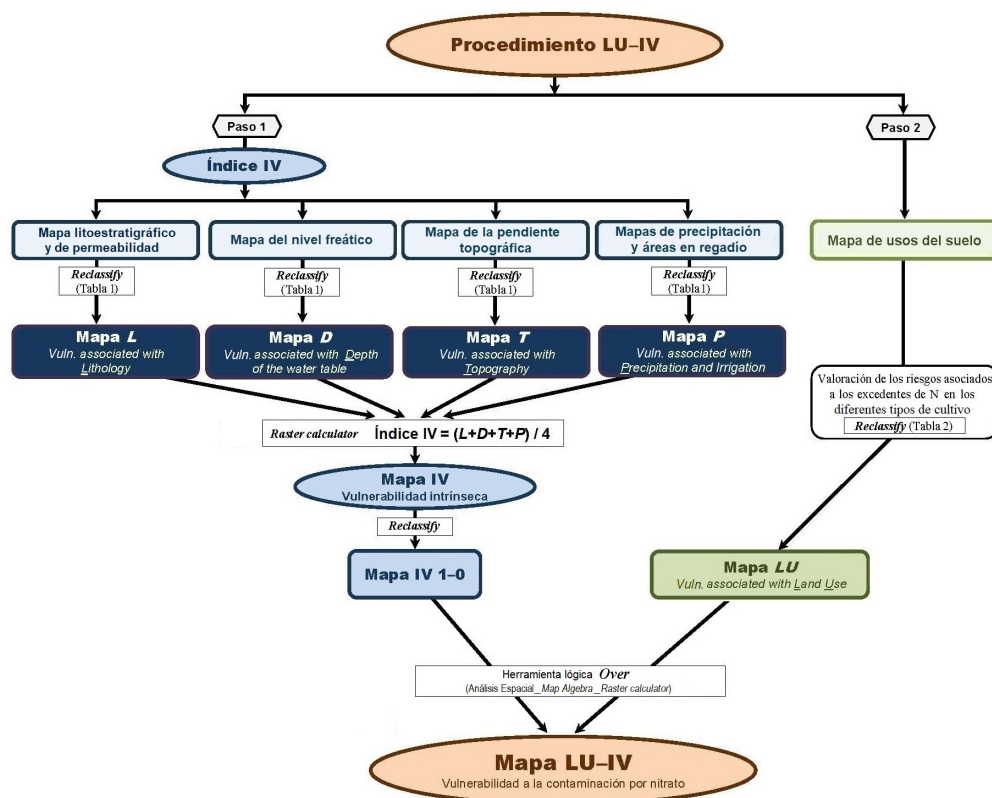


Figura 2.— Diagrama resumen del Procedimiento LU-IV (Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2019, 2022b).

El mapa *L* (vulnerabilidad asociada a la litología de la zona no saturada) se elaboró a partir del Mapa Litoestratigráfico, de Permeabilidades e Hidrogeológico de España continuo digital a escala 1:200.000 (del Pozo Gómez, 2009), del Instituto Geológico y Minero de España (IGME-CSIC). En el mapa base vectorial litoestratigráfico, el parámetro de Permeabilidad representa los niveles litoestratigráficos agrupados por permeabilidades similares, organizados en 5 grados de permeabilidad (muy alta, alta, media, baja y muy baja) y asignados a 7 grandes grupos de rocas (carbonatadas, detríticas, detríticas del Cuaternario, evaporíticas, ígneas, meta-detríticas y volcánicas) (Fig. 3A). La asignación de los valores del parámetro *L* (Tabla 1) a los tipos litológicos del mapa base vectorial se hizo considerando los grados de permeabilidad, por lo que materiales incluidos dentro de una misma litología podrían presentar distintos valores de *L*, dependiendo de su estado de consolidación, fisuración o solubilización. El ráster del parámetro *L* se extrajo a partir del parámetro *L* del mapa vectorial, mediante la herramienta de Conversión *Polygon to Raster* de ArcGIS.

El mapa *D* (vulnerabilidad asociada a la profundidad del nivel freático) se preparó a partir de capas vectoriales de puntos con las profundidades del nivel freático de los acuíferos más superficiales de las 63 masas de agua subterránea de la Demarcación. Se utilizaron sólo los acuíferos superiores, por su mayor exposición a la lixiviación de solutos desde la superficie topográfica (los acuíferos inferiores de sistemas multicapa y los confinados en horizontes inferiores no se incluyeron, por su menor exposición, además de la escasa disponibilidad de datos). Los conjuntos de datos de profundidades del nivel freático se obtuvieron de la Red de Control Piezométrico de la Confederación Hidrográfica del Segura (2022c), sobre un total

de 211 puntos de control (Fig. 3B) y para el periodo 2010-2021. Una vez purgados y analizados los datos, se utilizó el valor medio de la profundidad del nivel freático en cada punto de control durante el periodo indicado. Con ello se buscaba atenuar los posibles efectos de la variabilidad estacional, anual e interanual (estacionalidad hidrológica, periodos de sequía, extracciones para riego y abastecimiento, etc.). El mapa de profundidad del nivel freático se confeccionó, acuífero por acuífero, utilizando el método de interpolación de Distancia Inversa Ponderada (IDW; *Inverse Distance Weighted*) de las herramientas de Interpolación del

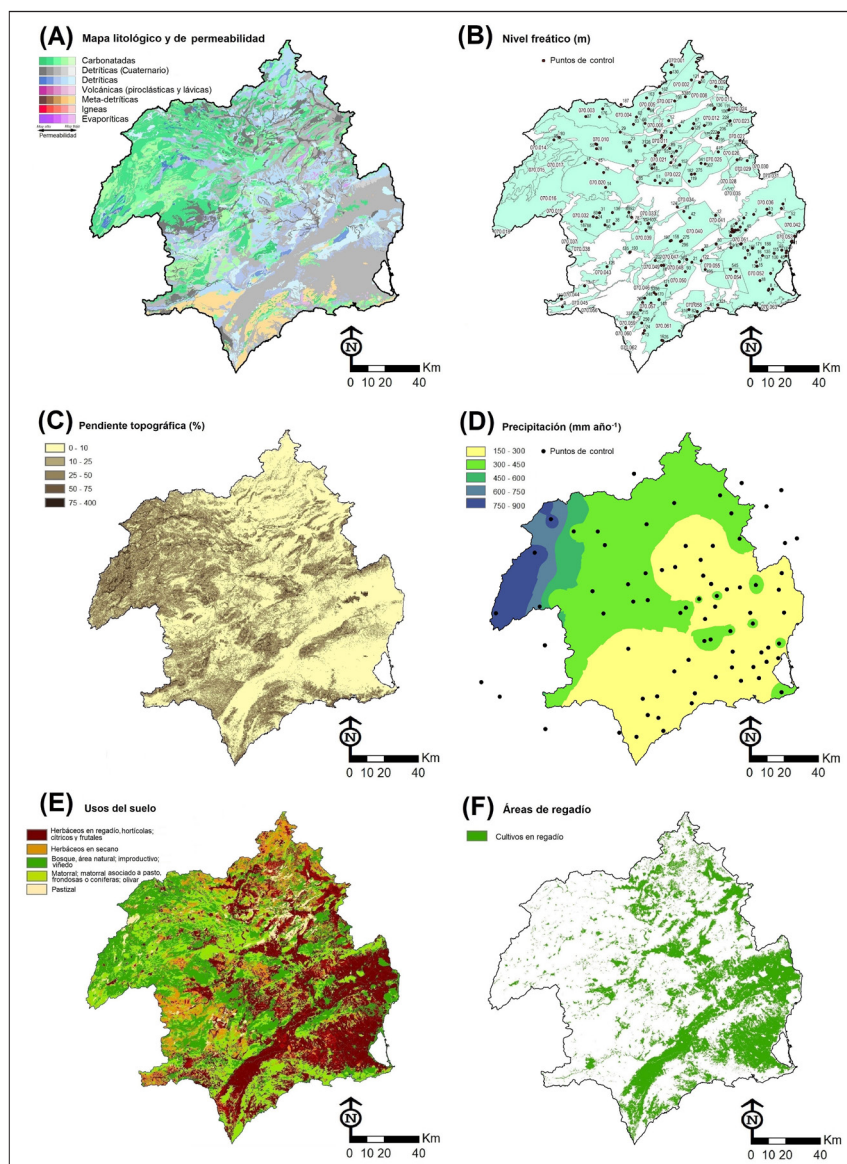


Figura 3.— (A) Litología y permeabilidad; (B) Profundidad del nivel freático; se muestran los puntos de control con los valores medios de profundidad del freático para el periodo 2010-2021; (C) Pendiente topográfica; (D) Precipitación total anual; (E) Usos del suelo; (F) Áreas de regadío.

Análisis Espacial de ArcGIS. Las interpolaciones sólo se realizaron en las 22 masas de agua más afectadas por la contaminación de nitrato, debido a la escasa disponibilidad de puntos de control del nivel freático en otras zonas y a la complejidad de los acuíferos. En esas zonas, con frecuencia áreas de montaña (Fig. 3C), las asignaciones de los valores de D se completaron a partir de las descripciones de las características de los acuíferos de la Confederación Hidrográfica del Segura (2022b), donde se indican los rangos de profundidad. El ráster del parámetro D se obtuvo asignando los valores de D correspondientes a los distintos rangos de profundidad del nivel freático (Tabla 1), mediante la herramienta de Análisis Espacial *Reclass/Reclassify*

de ArcGIS. De acuerdo a las indicaciones de Foster et al. (2002), las áreas carbonatadas con mayor grado de karstificación (Fig. 3A) fueron añadidas al mapa *D* con un valor de 10 (Tabla 1), por su condición de vulnerabilidad extrema.

El mapa *T* (vulnerabilidad asociada a la pendiente topográfica) se generó a partir del mapa de la pendiente topográfica (Fig. 3C), obtenido a su vez a partir de un Modelo Digital del Terreno (MDT) de 25 m de resolución (IGN, 2020) mediante la herramienta de Análisis Espacial *Surface/Slope* de ArcGIS. Posteriormente se asignaron los valores de *T* correspondientes a los distintos rangos de pendiente (Tabla 1) aplicando *Reclassify*.

El mapa *P* (vulnerabilidad asociada a los aportes de agua por precipitación y/o regadío) se preparó a partir de una capa vectorial de puntos con las precipitaciones totales anuales en 99 puntos de control pluviométrico, y se completó posteriormente con información sobre a las superficies en regadío. Los conjuntos de datos de precipitación total anual se obtuvieron de las estaciones agroclimáticas de Murcia (SIAM, 2023), Albacete (SIAR, 2023a), Alicante (RiegosIVIA, 2023) y Almería (SIAR, 2023b), de Datosclima (2023) y de la Confederación Hidrográfica del Segura (2022a), para el periodo 2010-2021. Para atenuar posibles variaciones interanuales asociadas a periodos de sequía u ocurrencia de DANAs, la capa de puntos de precipitación anual se generó a partir del valor medio de precipitación total anual en cada punto de control para el periodo indicado. El mapa ráster de precipitación anual (Fig. 3D) se obtuvo por interpolación mediante el método IDW, a partir de la capa vectorial de puntos. Para generar el ráster de la vulnerabilidad asociada a la precipitación, se asignaron los valores de *P* correspondientes a los distintos rangos de precipitación (Tabla 1) mediante *Reclassify*. Dado que en las áreas de regadío también existe un riesgo de lixiviación de solutos asociado a los retornos de riego, se realizó una reclasificación (*Reclassify*) sobre el ráster de la vulnerabilidad asociada a la precipitación para incluir en la representación el riesgo asociado a los retornos de riego en las zonas de regadío donde la precipitación era escasa. Para ello, primero se extrajeron las áreas de regadío del Mapa vectorial de Cultivos y Aprovechamientos de España 2000-10 (MCAE; MARM, 2009), actualizadas sobre la base del mapa vectorial de las Unidades de Demanda Agraria (UDAs; Confederación Hidrográfica del Segura, 2022d,e, 2023) (Fig. 3F). Después se reclasificaron con valor $P=7$ (vulnerabilidad alta) los píxeles correspondiente a territorios en regadío con valores $P \leq 6$ (vulnerabilidad inapreciable, baja o media; Tabla 1) en el ráster de la vulnerabilidad asociada a la precipitación, para así completar el mapa *P* de vulnerabilidad asociada a la precipitación y/o al regadío.

Para obtener el mapa de la vulnerabilidad intrínseca (mapa IV) se combinaron los rasters *L*, *D*, *T* y *P* mediante la aplicación del Índice IV (Fig. 2), utilizando la herramienta de Análisis Espacial *Map Algebra/Raster calculator* de ArcGIS.

En el paso 2 del Procedimiento LU-IV se genera un ráster de la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato (mapa LU-IV), que combina el mapa de la vulnerabilidad intrínseca (mapa IV, en su versión IV 1-0) y el mapa de la vulnerabilidad asociada a los usos del suelo en función de sus excedentes de N (mapa *LU*) mediante el empleo de la herramienta lógica *Over* de *Raster calculator* (Fig. 2).

Para generar la versión IV 1-0 (Fig. 2) a partir del mapa IV, el ráster fue reclasificado a valores 1 y 0 mediante *Reclassify*, asignando el valor 1 a los valores de IV entre 1 y 4 (vulnerabilidad inapreciable y baja) y el valor 0 a los valores de IV entre 5 y 10 (vulnerabilidad media, alta y extrema). Así se obtuvo el mapa IV 1-0, que es un ráster intermedio que permite discriminar los territorios intrínsecamente vulnerables (valor 0= vulnerabilidad media a extrema) de los no vulnerables (valor 1= vulnerabilidad baja o inapreciable), atendiendo exclusivamente a parámetros del medio físico. Conviene aclarar que se adoptó un criterio conservador (agrupando valores de vulnerabilidad media, alta y extrema) para garantizar la no exclusión de zonas que, aun presentando niveles medios de vulnerabilidad intrínseca (paso 1 del procedimiento), pudiesen estar expuestas a usos del suelo asociados a vulnerabilidades alta o extrema (paso 2 del procedimiento).

Para generar el mapa *LU* (*Land Use*; mapa de vulnerabilidad asociada a los usos del suelo) se partió del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España 2000-10 en formato vectorial, habiéndose actualizado las áreas de regadío sobre la base del mapa vectorial de UDAs (Fig. 3E). La tabla de atributos del *shapefile* del mapa *LU* se completó con el parámetro *LU* (Tabla 2), cuyos valores representan los

riesgos potenciales de contaminación por nitrato de las aguas subterráneas asociados a usos del suelo en función de sus excedentes de N. Los valores de *LU* (Tabla 2) proceden de Arauzo et al. (2019) y fueron establecidos a partir de los excedentes medios anuales de N de los diferentes tipos de cultivo (con distinto potencial contaminante, dependiendo de la cantidad de excedente) extraídos de los informes anuales sobre balances de N en la agricultura española durante el periodo 2013-2019 y adaptados, en el caso que nos ocupa, a la Región de Murcia (MAPAMA, 2015-2021; Tabla 2). En Arauzo et al. (2019) se ofrece información detallada sobre el manejo de los conjuntos de datos procedentes de los informes anuales sobre balances de N del MAPAMA. En resumen puede decirse que el balance de N representa la diferencia entre las entradas y salidas de nitrógeno por unidad de superficie de tierra cultivada o en pastoreo. Las entradas corresponden a la fertilización mineral, estiércoles y otros orgánicos, los excrementos del pastoreo, la fijación biológica, las semillas y la deposición atmosférica. Las salidas corresponden a la retirada de cosechas, la retirada de paja, planta u hoja, la retirada por pastoreo, la quema de restos, el crecimiento de madera y raíces, y la volatilización y gases del abono y del pastoreo. El balance no estima las pérdidas por escorrentía superficial y por percolación, las cuales quedan integradas en la diferencia entre entradas y salidas (MAPAMA, 2015-2021). Un balance positivo (excedente) refleja que las entradas exceden las necesidades de los cultivos y puede suponer un riesgo de contaminación de los recursos hídricos. Si el excedente de N del balance de un cultivo es elevado y la vulnerabilidad intrínseca también lo es, se entiende que existe un riesgo real de lixiviación del nitrato hacia las masas de agua subterránea. El mapa *LU*, en formato ráster, se obtuvo a partir de su versión vectorial, mediante la herramienta de Conversión *Polygon to Raster*.

Tabla 2.— Valores del parámetro *LU*, que representan la vulnerabilidad asociada a los usos del suelo en función de los excedentes de N; los valores preferentes de *LU* se muestran entre paréntesis. Fuente: Tabla 4 en Arauzo et al. (2019), con valores adaptados a partir de los datos de excedentes anuales de N extraídos de los balances de nitrógeno en los cultivos españoles correspondientes a la Región de Murcia (MAPAMA, 2015-2021).

Uso del Suelo	<i>LU</i>	Excedente de N (Kg N ha ⁻¹ año ⁻¹) ^b
Cultivos forrajeros	10	278
Cultivos hortícolas ^a	10	167
Cultivo de frutales (no cítricos); Cultivo de cítricos	9	123; 112
Tubérculos; cultivos industriales; cultivo de flores	9	114; 109; 109
Leguminosas en grano; cereales	7	49; 37
Piscifactoría; granjas y explotaciones ganaderas; áreas urbanas	8-5 (7)	-
Cultivo de almendros	6	29
Prados y pastizales (zonas de pastoreo); otros cultivos leñosos	5	16; 10
Olivar	4	5
Viñedo	1	1
Girasol	1	-12
Matorral	5-1 (3)	-
Terreno no productivo	5-1 (2)	-
Bosques y áreas naturales	1	1

^a Hortalizas de hoja, flor y tallo; hortalizas de fruto (tomate, guisante, judía verde, calabacín, etc.).

^b Excedentes medios anuales de N para el periodo 2013-2019.

Finalmente, para ejecutar el comando *Over*, el mapa IV 1-0 fue asignado como primera entrada de *Over* y el mapa *LU* como la segunda entrada (Fig. 2). *Over* opera de manera que, para los valores de celda en la primera entrada (mapa IV 1-0) iguales a 1 (territorios no vulnerables atendiendo a parámetros del

medio físico) el valor de la celda de salida será el mismo (valor 1), y corresponde a territorios en los que no sería indispensable aplicar restricciones de uso. Sin embargo, para los valores de celda iguales a 0 en la primera entrada (territorios potencialmente vulnerables atendiendo a parámetros del medio físico), el valor de la celda de salida será el mismo que el de la celda del ráster de la segunda entrada (mapa *LU*). Como resultado de la aplicación de *Over*, se obtiene el mapa de la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato (mapa *LU-IV*) que completa el Procedimiento *LU-IV* (Fig. 2).

A partir del mapa *LU-IV* es posible identificar con precisión las ZVN.

Puede consultarse información complementaria sobre conceptualización, aplicabilidad y validaciones del Procedimiento *LU-IV* en Arauzo (2017) y Arauzo et al. (2019, 2022b).

Otros recursos necesarios para la investigación, como las capas vectoriales de las masas de agua subterránea, de la red hidrográfica y del límite de cuenca de la Demarcación del Segura, se obtuvieron del Servicio de Descarga de Cartografía de la Confederación Hidrográfica del Segura (2023). La capa de ZVN se descargó desde la Infraestructura de Datos Espaciales del MITECO (2022) y fue actualizada con las últimas ZVN declaradas en la Demarcación del Segura por la Asamblea Región de Murcia (2019).

Análisis espacial

Los cálculos de superficies se realizaron mediante las herramientas de ArcGIS de Análisis Espacial (*Extraction/Extract by mask*), para los rasters, y de Selección (*Select by attributes*), para las capas vectoriales, además de las herramientas de selección de registros y estadísticas de las tablas de atributos de las capas temáticas.

Validaciones

Las concentraciones de nitrato en las aguas subterráneas son generalmente bajas en condiciones naturales, mientras que su abundancia sugiere susceptibilidad a la contaminación (Shirazi et al., 2012). Por este motivo, los niveles de nitrato han sido usados con frecuencia en la validación de modelos de vulnerabilidad (Arauzo, 2017; Boy-Roura et al., 2013; Kura et al., 2015; Martínez-Bastida et al., 2010), no sin cierta cautela, ya que la metodología utilizada no suele ser sensible a la circunstancia de que el nitrato puede ser transportado a largas distancias a través de las cuencas hidrológicas (Arauzo, 2017). Para abordar la valoración del supuesto 1, sobre la idoneidad de las ZVN designadas, se compararon las ZVN designadas oficialmente (Fig. 1A) y las zonas de vulnerabilidad alta a extrema a la contaminación por nitrato resultantes del Procedimiento *LU-IV* (producto de esta investigación), tras haber sido sometidas ambas a un doble sistema de validación frente a las concentraciones de nitrato (Fig. 1B, C).

La primera vía de validación analizó las relaciones entre la distribución espacial de las concentraciones de nitrato y las distribuciones de las ZVN designadas y de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema (Procedimiento *LU-IV*), mediante el cálculo de los coeficientes de correlación biserial puntual (r_{bp} , un caso especial del coeficiente de correlación de Pearson; León et al., 2018) entre los correspondientes rasters. Para ello se utilizó la herramienta *Multivariate/Band Collection Statistics* de Análisis Espacial de ArcGIS sobre el ráster de concentraciones de nitrato, como variable continua, y sobre los rasters de ZVN y de zonas de vulnerabilidad alta a extrema (Procedimiento *LU-IV*), ambos reclasificados a variable dicotómica. Hubo previamente que convertir el mapa vectorial de las ZVN designadas a un ráster de variable dicotómica, con pixel de valor 1 para las ZVN y de valor 0 para las superficies no vulnerables. Asimismo, el ráster de la vulnerabilidad a la contaminación por nitrato (Procedimiento *LU-IV*) fue reclasificado a un ráster de variable dicotómica, con pixel de valor 1 para las zonas de vulnerabilidad alta a extrema y de valor 0 para las zonas poco o nada vulnerables. El supuesto de normalidad de la variable continua se testó mediante la herramienta *Normal QQPlot* de Análisis Geoestadístico de ArcGIS, siendo necesaria una transformación logarítmica para normalizar la distribución.

Si bien la vía de validación anterior es la más extendida en la literatura científica, conlleva la limitación de que únicamente considera la infiltración vertical en la distribución del nitrato y no su transporte advectivo

horizontal (Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2022a). Para compensar esta restricción, se desarrolló una segunda vía de validación que preserva el enfoque fuente-vía-receptor (Zahid et al., 2015) y que utiliza el área de captación como unidad territorial de análisis (Fig. 1C). El área de captación que drena a una masa de agua subterránea corresponde al conjunto de cuencas hidrológicas que generan aportes de agua susceptibles de alcanzar la zona saturada. Las áreas de captación de los acuíferos afectados por contaminación de nitrato en la Demarcación del Segura habían sido determinadas en un trabajo previo (Arauzo et al., 2024; Fig. 1C) considerando los factores intervinientes en el transporte del nitrato (infiltración vertical, procesos advectivos en las zonas no saturada y saturada, direcciones de flujo y flujos entre acuíferos colindantes). Así, se calculó la matriz de correlación de Pearson para cuatro variables, analizadas a escala de cuenca: porcentaje de cobertura de ZVN designadas, porcentaje de cobertura de zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV, porcentaje de cobertura de zonas con concentraciones de nitrato por encima de $37,5 \text{ mg L}^{-1}$ (contaminadas; RD 47/2022) y porcentaje de cobertura de zonas con concentraciones de nitrato por encima de 25 mg L^{-1} (en riesgo). Todos los porcentajes de cobertura se estimaron respecto a las superficies totales de las cinco áreas de captación incluidas en el análisis ($n=5$), correspondientes a las Zonas 1, 2 y 3 (afectadas por contaminación de nitrato) y a las Zonas 5 y 6 (no contaminadas) (Fig. 1C). Las dos últimas (5 y 6) comprenden las cuencas altas de los ríos Mundo y Segura y se incluyeron en el análisis por su valor como elemento de contraste, al encontrarse libres de contaminación. En el contexto del área de captación de un acuífero, cabe esperar una relación directa entre el porcentaje de cobertura de las zonas vulnerables (desde donde el nitrato puede infiltrarse en el terreno para posteriormente desplazarse hacia las masas de agua subterránea) y el porcentaje de cobertura de las zonas afectadas por la contaminación (Arauzo et al., 2024). Los supuestos de normalidad y homocedasticidad de las variables para los análisis de correlación se verificaron mediante el test de Shapiro-Wilk y el test Levene, respectivamente (IBM SPSS Statistics 29.0; IBM Corp., 2022).

Resultados y discusión

Vulnerabilidad intrínseca

Los rasters temáticos que conforman el mapa de la vulnerabilidad intrínseca de la Demarcación del Segura (Fig. 4) evidenciaron la capacidad limitada de atenuación del sustrato litológico en la mayor parte del territorio (mapa *L*), con niveles de vulnerabilidad de medio a extremo asociados a la litología de la zona no saturada en el 69% de la superficie (permeabilidad media a muy alta; Fig. 3A). La superficie afectada por niveles de vulnerabilidad de medio a extremo asociados a la profundidad del manto freático (mapa *D*; Fig. 4) se estimó en un 26%, la afectada como resultado de la pendiente topográfica (mapa *T*; Fig. 4) en un 48% (terrenos llanos o de escasa pendiente; Fig. 3C) y la afectada por los aportes de agua por precipitación y/o regadío (mapa *P*; Fig. 4) en un 44%. En el caso del mapa *P*, de vulnerabilidad asociada a la precipitación y/o al regadío, el componente debido a la precipitación se circunscribe al área oeste-noroeste de la Demarcación (territorios de montaña, con dominancia de bosques y áreas naturales; Fig. 3C, D, E), en tanto que el componente asociado al regadío corresponde a las superficies detríticas del Cuaternario y otras detríticas (sustratos, a su vez, de permeabilidad media a muy alta, donde dominan los cultivos de herbáceos en regadío, hortícolas, cítricos y frutales; Fig. 3A, E, F).

El análisis espacial de las permeabilidades de los diferentes grupos litológicos (Fig. 3A) muestra como las formaciones detríticas del Cuaternario, que ocupan el 36% del territorio de la Demarcación, son las más vulnerables desde el punto de vista litológico, con permeabilidad media, alta o muy alta en el 96% de su superficie. Le siguen las formaciones carbonatadas, que corresponden al 33% del territorio y presentan permeabilidad media, alta o muy alta en el 75% del mismo. Otras formaciones detríticas (25% del territorio) muestran permeabilidades de media a muy alta sólo en el 36%. En contraposición, la permeabilidad de meta-detríticas (5% del territorio) y evaporíticas, ígneas y volcánicas (1% del territorio) es baja o muy baja en todos los casos.

El mapa de la vulnerabilidad intrínseca (mapa IV; Fig. 4) mostró niveles de vulnerabilidad de medio a extremo asociados a factores del medio físico en el 47% del territorio de la Demarcación del Segura (8.889 km^2), mientras que en el 53% restante (10.136 km^2) la vulnerabilidad intrínseca es baja o inapreciable. Es-

tos resultados son parecidos a los observados por Arauzo et al. (2020) en la Demarcación del Ebro, lo que podría explicarse por la proximidad litológica, climática y geográfica de las dos cuencas, ambas vertientes al Mediterráneo occidental desde la península Ibérica.

Atendiendo a su grado de vulnerabilidad intrínseca, las formaciones detríticas del Cuaternario (Fig. 3A) son el grupo litológico más vulnerable (mapa IV; Fig. 4), con un nivel medio a extremo de vulnerabilidad en el 67% de su superficie. Le siguen las formaciones carbonatadas, con el 53%, y el grupo de otras detríticas, con el 19%. La vulnerabilidad intrínseca del resto de formaciones (meta-detríticas, evaporíticas, ígneas y volcánicas) es baja o inapreciable. Nuevamente, Arauzo et al. (2020) registraron valores similares por grupos litológicos en la Demarcación del Ebro.

Cabe precisar que, a diferencia de otros métodos de evaluación de la vulnerabilidad intrínseca como el de Aller et al. (1987) y Foster (1987), el análisis de la vulnerabilidad del mapa IV comprende la totalidad del territorio (Fig. 3) y no sólo la superficie suprayacente a los acuíferos. Al asumir que el nitrato puede ser transportado en sentido descendente a través de las cuencas hidrológicas (enfoque fuente-vía-receptor; Zahid et al., 2015), el Procedimiento LU-IV amplía el foco de exploración a toda la superficie topográfica, permitiendo obtener información sobre el conjunto de territorios que conforman las áreas de captación y recarga de todas las masas de agua subterránea (Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2022a, 2024).

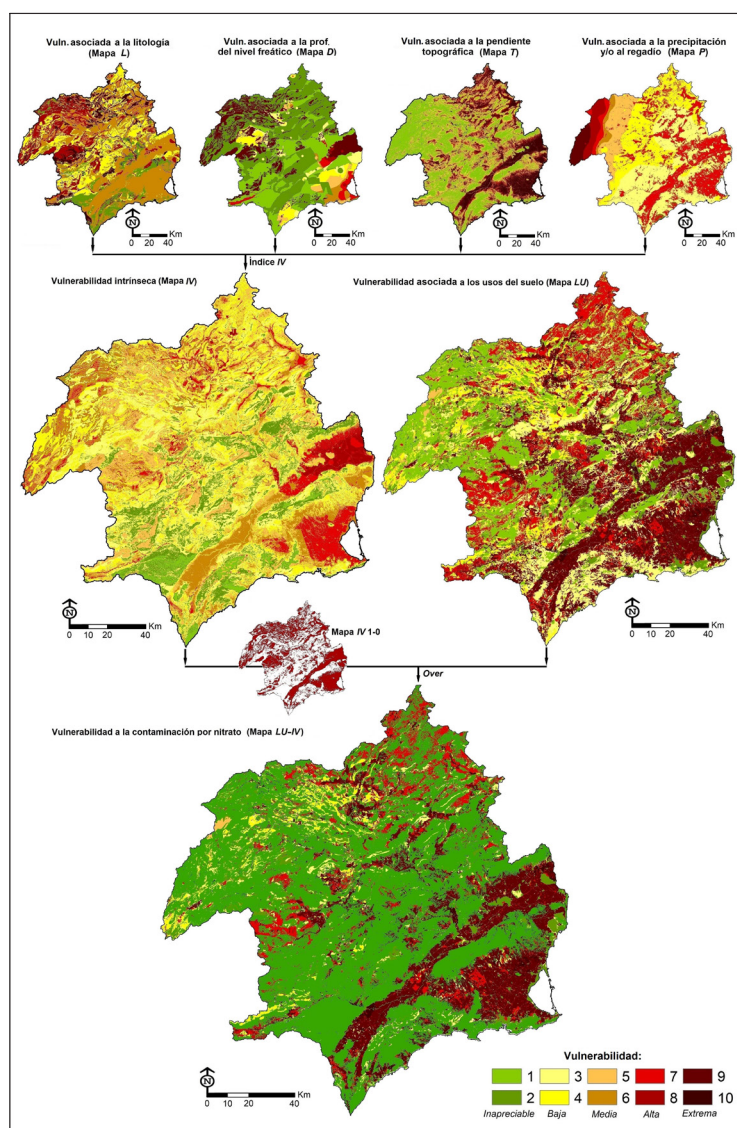


Figura 4.— Procedimiento LU-IV paso a paso; se muestran los mapas temáticos que componen el mapa de la vulnerabilidad intrínseca y el mapa de la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato de las aguas subterráneas de la Demarcación del Segura.

Vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato

El mapa de la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato (mapa LU-IV; Fig. 4) mostró que el 26% de la superficie de la Demarcación del Segura (5.022 km²) presenta condiciones de vulnerabilidad de alta a extrema, consecuencia de unas prácticas agrícolas con altos excedentes de N (Tabla 2). Esta circunstancia supone un riesgo real de lixiviación del nitrato que, en territorios con una elevada vulnerabilidad intrínseca (Tabla 1), puede llegar a alcanzar y contaminar las masas de agua subterránea. Por ello, el conjunto de territorios debería estar reconocido bajo la figura de protección de ZVNs. En el resto de la Demarcación (13.884 km²) el nivel de vulnerabilidad específica se considera bajo o inapreciable. Los resultados son, una vez más, semejantes a los descritos por Arauzo et al. (2020) para la Demarcación del Ebro, lo que puede explicarse, además de por la proximidad geográfica y climática de las cuencas del Ebro y el Segura, por sustentarse ambos territorios sobre la base de la agricultura mediterránea.

En la misma línea de lo observado al analizar la vulnerabilidad intrínseca, las formaciones detríticas del Cuaternario (Fig. 3A) constituyen el grupo litológico más sensible respecto a la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato (mapa LU-IV; Fig. 4), con nivel alto o extremo de vulnerabilidad específica en el 56% de su superficie. Le siguen las formaciones de otras detríticas, con el 15%, y las carbonatadas, con el 8% (Fig. 3A y Fig. 4). En estos territorios dominan los cultivos de hortalizas, herbáceos en regadío, cítricos y frutales (Fig. 3E), que son los grupos de cultivo que presentan los excedentes anuales de N más elevados de la Demarcación de Segura (Tabla 2; MAPAMA, 2015-2021).

La distribución espacial de vulnerabilidades en el mapa LU-IV (Fig. 4) es coherente con los resultados del análisis multivariante de las variables ambientales que caracterizan las áreas de captación de los acuíferos de la Demarcación del Segura (Arauzo et al., 2024). En ese análisis multivariante se comprobó que existe una relación directa entre la extensión de las zonas contaminadas por nitrato (Fig. 1B) y las superficies destinadas a agricultura intensiva (hortícolas, herbáceos en regadío, cítricos y frutales), caracterizadas por altos excedentes de N (Tabla 2), que ocupan zonas de planicie (Fig. 3C), donde la precipitación es escasa (Fig. 3D) pero la producción agrícola se da en régimen de regadío, con exigua presencia de bosques y áreas naturales (Fig. 3E, F) y niveles freáticos poco profundos (Fig. 3B). En contraposición, las áreas de montaña constituyen un elemento protector para los recursos hídricos frente a los procesos de contaminación por el nitrato procedente de fuentes difusas (Fig. 1B), con mayor presencia de bosques y áreas naturales y muy escasa representación agrícola (Fig. 3E), fuertes pendientes (Fig. 3C), abundante precipitación (Fig. 3D) y acuíferos profundos (Fig. 3B). La dicotomía “llanura – agricultura intensiva – zonas contaminadas vs. montaña – bosques y áreas naturales – zonas libres de contaminación” y su papel sobre la distribución de las áreas contaminadas por nitrato en las masas de agua subterránea, también fue descrita por Arauzo (2017) y Arauzo et al. (2022a) en la Demarcación del Ebro, y por Martínez-Bastida et al. (2010) en la Comunidad de Madrid.

ZVNs oficiales vs. Zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV

Investigaciones recientes en la Demarcación del Segura confirman que no se han producido mejoras significativas en la evolución interanual de los niveles de nitrato de los acuíferos contaminados, resultados que evidencian que las ZVNs (Fig. 1A) no están cumpliendo, por el momento, con las expectativas de reducir la contaminación (Arauzo et al., 2024). En la Introducción se señalaban tres supuestos que podrían explicar la ausencia de avances, sobre la inadecuación de las ZVNs designadas (supuesto 1), sobre la dependencia de los tiempos de tránsito tras las designaciones (supuesto 2) y sobre la falta de aplicación o a la ineficacia de los programas de acción para la recuperación de la calidad del agua en las ZVNs (supuesto 3). Tragsatec (2019) relacionó la ausencia de mejoras con el supuesto 3, lo que parece constatar (no sin reservas) para algunas de las ZVNs de mayor antigüedad de la Demarcación del Segura. Tal es el caso de las ZVNs designadas para proteger la masa de agua contaminada de Campo de Cartagena (código de masa 070.052; Fig. 1A), cuyo acuífero Cuaternario impacta negativamente sobre la calidad de las aguas de la laguna litoral del Mar Menor (Arauzo et al., 2024). Este conjunto de ZVNs cubren el 93% del área de captación de la Zona 1 (Fig. 1C; Tabla 3), territorio desde el que se infiltran las aguas superficiales que recargan la masa de Campo de Cartagena, otras dos masas con las que Campo de Cartagena comparte unidad hidrogeológica (códigos 070.053 y 070.054; Fig. 1A) y dos más (códigos 070.055 y 070.063; Fig. 1A) desde las

que Campo de Cartagena recibe descargas laterales (Arauzo et al., 2024). Dada la amplia cobertura de ZVNs en el área de captación de la Zona 1, el supuesto 1 no parece justificar la ausencia de mejoras. Posiblemente tampoco lo justifique el supuesto 2, al tratarse mayoritariamente de designaciones antiguas (de finales del siglo pasado) sobre formaciones detríticas y carbonatadas de permeabilidad media-alta (Fig. 3A). Los indicios apuntarían más bien a la falta de aplicación o a la ineficacia de los programas de acción del supuesto 3, si bien persiste un cierto grado de incertidumbre al no disponerse de modelos hidrogeológicos que lo confirmen (Arauzo et al., 2024).

Lo cierto es que, salvo en casos mediáticos como el referido que afecta al Mar Menor, lo normal es que no se disponga de información científico-técnica suficiente que permita optimizar la planificación y gestión de las ZVNs. La incertidumbre sobre los supuestos que limitan las expectativas de reducción de los niveles de nitrato en acuíferos supuestamente protegidos por ZVNs, comporta un grave obstáculo para la toma de decisiones de las Administraciones Públicas y compromete la eficacia de las medidas correctoras. Para avanzar en el conocimiento de las ZVNs de la Demarcación del Segura, en esta investigación se ha utilizado como instrumento de valoración del supuesto 1 (sobre la idoneidad o la necesidad de revisión de las ZVNs designadas) el mapa de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por nitrato elaborado mediante el Procedimiento LU-IV (mapa LU-IV; Fig. 4). La visualización conjunta de los mapas de ZVNs designadas, de las masas de agua subterránea con concentraciones de nitrato por encima de 25 mg L^{-1} (en riesgo) y de $37,5 \text{ mg L}^{-1}$ (contaminadas; RD 47/2022) y de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV (Fig. 5) revela un grado razonable de coincidencia entre mapas, si bien también se aprecian discrepancias. Los análisis de correlación biserial puntual (primera vía de validación) del ráster de concentraciones de nitrato frente al ráster de ZVNs (Fig. 5A, B; $r_{bd}=0,53$) y frente al ráster de zonas de vulnerabilidad alta a extrema según Procedimiento LU-IV (Fig. 5B, C; $r_{bd}=0,31$) fueron altamente significativos en ambos casos ($p \leq 0,00001$ para $n=30.376.886$), confirmándose la relación entre las variables analizadas. No obstante, el mayor coeficiente r_{bd} entre el nitrato y las ZVNs sugiere que la mayoría de ellas fueron designadas siguiendo un criterio de concordancia con la distribución de las zonas contaminadas por nitrato, ya que este sistema de validación es sensible al transporte vertical del soluto, pero no a su desplazamiento advectivo. Este criterio de concordancia se aprecia con mayor claridad en las Comunidades de Murcia y Castilla-La Mancha, pero no tanto en la de Valencia, donde toda la superficie suprayacente a los acuíferos se encuentra designada, ni en la de Andalucía, que apenas cuenta con designaciones en la Demarcación (Fig. 5A, B). Por otra parte, el coeficiente r_{bd} entre las concentraciones de nitrato y las zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV, aunque significativo, es inferior, al sustentarse el procedimiento sobre el enfoque fuente-vía-receptor, al que este tipo de validación no es sensible. En cualquiera de los casos, la alta significación de ambos coeficientes r_{bd} sugiere que el desplazamiento vertical del contaminante (desde la superficie del terreno hasta los acuíferos) tienen mayor relevancia sobre la distribución del nitrato que el desplazamiento horizontal o advectivo, hecho que puede explicarse porque las áreas de mayor riesgo asociado a los usos (agricultura de regadío) se sitúan generalmente sobre zonas llanas o de muy escasa pendiente (Fig. 3C, E, F).

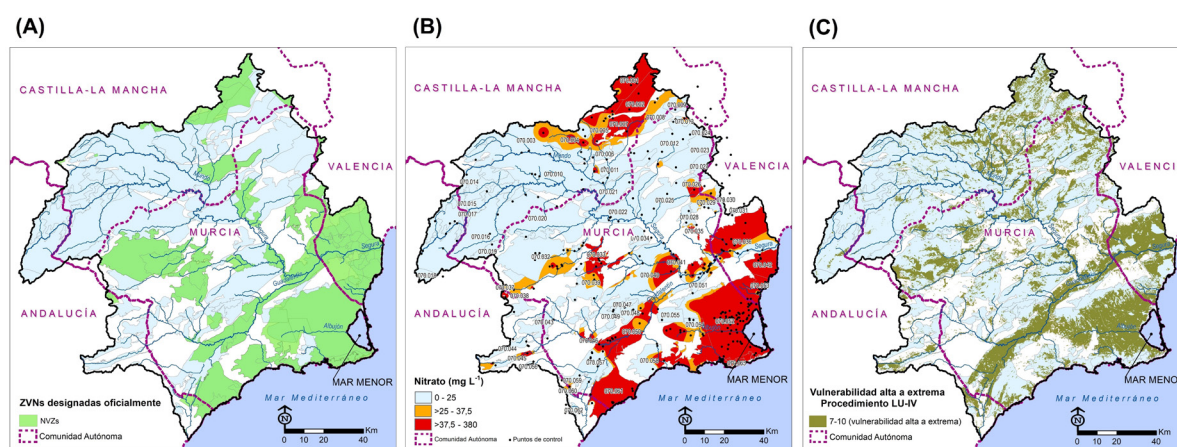


Figura 5.— (A) ZVNs designadas por las Administraciones Autonómicas en la Demarcación del Segura; (B) Zonas de las masas de agua subterránea con concentraciones de nitrato por encima de 25 mg L^{-1} (en riesgo; European Commission, 2000) y de $37,5 \text{ mg L}^{-1}$ (contaminadas; RD 47/2022, BOE, 2022) correspondientes a 2021; se muestran los códigos de masa y los puntos de control utilizados en las interpolaciones; (C) Zonas de vulnerabilidad alta a extrema extraídas del mapa de la vulnerabilidad a la contaminación por nitrato de la Demarcación del Segura, según el Procedimiento LU-IV (Fig. 4)

La segunda vía de validación compensa las limitaciones de la primera vía, al utilizarse el área de captación como unidad territorial de análisis. En la Tabla 3 se muestran las superficies y porcentajes de cobertura de las ZVN designadas, de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema según el Procedimiento LU-IV y de las zonas contaminadas (RD 47/2022; BOE, 2022) y en riesgo (European Commission, 2000), tanto para la totalidad del territorio de la Demarcación del Segura, como para las áreas de captación de las Zonas 1, 2 y 3 (contaminadas) y Zonas 5 y 6 (libres de contaminación) (Fig. 1C). A escala de Demarcación, el porcentaje de cobertura de ZVN designadas es del 34%, mientras que el de zonas de vulnerabilidad alta a extrema del Procedimiento LU-IV es ligeramente inferior, del 26% (Tabla 3). Por áreas de captación, los porcentajes de cobertura de ambas variables resultan más desiguales (del 93% al 59% en el área de captación de la Zona 1, o del 0% al 4% en el área de captación de la Zona 6, respectivamente) (Tabla 3).

Tabla 3.— Superficies de ZVN designadas oficialmente (Fig. 5A); superficies de zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV (Fig. 5C); superficies con concentraciones de nitrato por encima de 37,5 mg L⁻¹ (contaminadas; RD 47/2022; BOE, 2022) y de 25 mg L⁻¹ (en riesgo; European Commission, 2000) (Fig. 5B). Se muestran los valores correspondientes a la Demarcación del Segura y a las áreas de captación de las Zonas 1, 2 y 3 (contaminadas) y 5 y 6 (libres de contaminación) (Fig. 1C; Arauzo et al., 2024).

	ZVN oficiales (km ² , %) ^a	Vul. alta a extrema Proc. LU-IV (km ² , %) ^a	[NO ₃] ⁻ > 37,5 mg L ⁻¹ (km ² , %) ^{a, b}	[NO ₃] ⁻ > 25 mg L ⁻¹ (km ² , %) ^{a, b}
DEMARCACIÓN DEL SEGURA	6.396 (34%)	5.022 (26%)	3.635 (19%)	5.122 (27%)
Área de captación Zona 1	1.689 (93%)	1.062 (59%)	1.367 (75%)	1.490 (82%)
Área de captación Zona 2	233 (50%)	72 (16%)	67 (14%)	88 (19%)
Área de captación Zona 3	364 (53%)	202 (29%)	320 (47%)	337 (49%)
Área de captación Zona 5 (cuenca alta del río Mundo)	11 (2%)	23 (4%)	0 (0%)	0 (0%)
Área de captación Zona 6 (cuenca alta del río Segura)	0 (0%)	44 (4%)	0 (0%)	0 (0%)

^a Superficie en km² y en porcentaje de cobertura (referido a la superficie total de cada área de captación, o de la Demarcación).

^b Fuente: Arauzo et al. (2024).

Tabla 4.— Matriz de correlación de Pearson para las siguientes variables: porcentaje de cobertura de ZVN designadas oficialmente, porcentaje de cobertura de zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV, porcentaje de cobertura de zonas con concentraciones de nitrato por encima de 37,5 mg L⁻¹ (contaminadas; RD 47/2022) y porcentaje de cobertura de zonas con concentraciones de nitrato por encima de 25 mg L⁻¹ (en riesgo). Los porcentajes de cobertura corresponden a las cinco áreas de captación incluidas en el análisis (n=5), de las Zonas 1, 2, 3, 5 y 6 (Fig. 1C; Tabla 3).

	ZVN oficiales (%)	Vul. alta a extrema Proc. LU-IV (%)	[NO ₃] ⁻ > 37,5 mg L ⁻¹ (%)	[NO ₃] ⁻ > 25 mg L ⁻¹ (%)
ZVN oficiales (%)	1,00			
Vul. alta a extrema Proc. LU-IV (%)	0,95 ^a	1,00		
[NO ₃] ⁻ > 37,5 mg L ⁻¹ (%)	0,93 ^a	0,99 ^b	1,00	
[NO ₃] ⁻ > 25 mg L ⁻¹ (%)	0,95 ^a	0,99 ^b	1,00 ^b	1,00

^a Valor significativo para p < 0,05 (n=5).

^b Valor significativo para p < 0,001 (n=5).

La matriz de correlación de los porcentajes de cobertura de las ZVN designadas, de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema según el Procedimiento LU-IV y de las zonas con concentraciones de nitrato por encima

de $37,5 \text{ mg L}^{-1}$ (contaminadas; RD 47/2022) y de 25 mg L^{-1} (en riesgo), por áreas de captación, muestra valores significativos en todos los casos, si bien la significación de los indicadores de contaminación frente a las ZVNs oficiales es mucho más débil que frente al Procedimiento LU-IV (Tabla 4), resultados que se explican por la sensibilidad del procedimiento al enfoque fuente-vía-receptor.

Las discrepancias entre el mapa de ZVNs oficiales y el mapa de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema resultantes del Procedimiento LU-IV (Fig. 5A, C) son resultado de los diferentes criterios y metodología asumidos. El ráster de las ZVNs (Fig. 5A) procede de un mapa vectorial de polígonos (Fig. 1A) elaborado mediante criterios de designación no unificados. Si bien los criterios para cada designación no se especifican en ninguna de las fuentes (Confederación Hidrográfica del Segura 2022a; Asamblea Región de Murcia, 2019) se atisba como criterio mayoritario (y ha quedado probado con la primera vía de validación) el de la designación por concordancia (superposición) con las zonas contaminadas por nitrato (Fig. 5A, B). Cuando, además, se utiliza como unidad de designación la división administrativa del término municipal, las ZVNs pueden resultar sobredimensionadas en caso de términos muy extensos que presenten zonas de riesgo de escasa superficie. Sin embargo, el ráster de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema extraído a partir del Procedimiento LU-IV (Fig. 5C) ofrece una representación mucho más precisa (25 m de resolución), basada en una metodología contrastada (Arauzo, 2017; Arauzo et al., 2019, 2022b), que aplica un mismo criterio para todo el territorio. Utiliza parámetros ambientales robustos y fácilmente disponibles y se sustenta sobre el enfoque fuente-vía-receptor, lo que permite obtener una valoración de todo el territorio y, por tanto, de la totalidad de las áreas de captación de los acuíferos. El Procedimiento LU-IV ha posibilitado la identificación de nuevas zonas vulnerables aún no designadas en la Demarcación del Segura (p. ej.: zonas vulnerables abundantes y dispersas en la cuenca media del Segura y afluentes, y otras zonas vulnerables que afectan a parte de los acuíferos 070.045, 070.057, 070.059, 070.060) (Fig. 5A, C). Asimismo, ha permitido localizar zonas de los acuíferos donde existe un riesgo de contaminación por nitrato no detectado hasta ahora, bien por falta de datos, por falta de puntos de control, o porque se trata de zonas donde el flujo subterráneo está transportando el nitrato hacia cotas piezométricas más bajas (Fig. 5B, C), como por ejemplo en localizaciones dispersas sobre las masas 070.006, 070.010, 070.011, 070.012, 070.020, 070.022, 070.023, 070.025, 070.027, 070.032, 070.040, 070.057 y 070.059. Cada una de las discrepancias observables requiere de investigaciones a escala local que amplíen los conocimientos sobre el alcance de la contaminación en las masas de agua subterránea y que avalen los ajustes a implementar para optimizar las superficies designadas como ZVNs.

Conclusiones

La ausencia de mejoras significativas en los acuíferos contaminados por nitrato en la Demarcación del Segura evidencia que las ZVNs designadas hasta ahora no están cumpliendo con las expectativas esperadas. La hipótesis de partida, que plantea la incertidumbre sobre tres posibles supuestos que podrían explicar la falta de avances (inadecuación de las ZVNs designadas, dependencia de los tiempos de tránsito e ineficacia de los programas de acción), comporta un grave obstáculo para la toma de decisiones de las Administraciones Públicas en sus políticas ambientales y agrarias, comprometiendo la eficacia de las medidas correctoras y limitando las expectativas de regeneración de las zonas contaminadas.

El mapa digital de la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato de las aguas subterráneas de la Demarcación del Segura, elaborado mediante el Procedimiento LU-IV, muestra unos niveles de vulnerabilidad alta a extrema en el 26% de su superficie. Esta vulnerabilidad está asociada a actividades agrícolas con elevados excedentes anuales de N (hortícolas, herbáceos en regadío, cítricos y frutales) sobre zonas con una vulnerabilidad intrínseca de media a extrema. Los territorios sobre formaciones detríticas del Cuaternario constituyen el grupo litológico más expuesto, seguido de otras formaciones detríticas y carbonatadas.

La dicotomía “llanura – agricultura intensiva – zonas contaminadas vs. montaña – bosques y áreas naturales – zonas libres de contaminación” desempeña un papel clave en distribución espacial del nitrato en las masas de agua subterránea. Las áreas de montaña, con escasa presencia agrícola y abundantes bosques

y espacios naturales, constituyen un elemento protector para los recursos hídricos frente a la contaminación por el nitrato procedente de fuentes difusas.

El mapa digital de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por nitrato ha sido utilizado como instrumento de valoración de la idoneidad de las ZVNs designadas en la Demarcación del Segura (supuesto 1). La alta significación de los análisis de correlación biserial puntual (primera vía de validación) confirma la coherencia de la distribución espacial de las ZVNs designadas y de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema según el Procedimiento LU-IV, con relación a la distribución del nitrato. También se constata que la lixiviación vertical del nitrato tiene mayor relevancia sobre la distribución de las áreas contaminadas que el desplazamiento horizontal o advectivo a lo largo de las cuencas, hecho que se explica porque las zonas de agricultura intensiva se sitúan mayoritariamente sobre territorios llanos o de muy escasa pendiente. Sin embargo, la matriz de correlación de los porcentajes de cobertura de las ZVNs, de las zonas de vulnerabilidad alta a extrema según el Procedimiento LU-IV y de las zonas contaminadas por nitrato o en riesgo, analizados por áreas de captación (segunda vía de validación), muestra significaciones débiles ($p < 0,05$) de los indicadores de contaminación frente a las ZVNs, pero muy altas ($p < 0,001$) frente las zonas vulnerables extraídas mediante el Procedimiento LU-IV, lo que se explica por la sensibilidad del Procedimiento LU-IV a los procesos de transporte advectivo del nitrato (enfoque fuente-vía-receptor).

Vistos los resultados, la falta de idoneidad de las ZVNs designadas en la Demarcación del Segura (supuesto 1) no puede considerarse un argumento de peso que justifique la ausencia de mejoras en los acuíferos contaminados, si bien las designaciones podrían mejorarse sustancialmente mediante ajustes a partir del mapa LU-IV. El mapa temático de zonas de vulnerabilidad alta a extrema obtenido a partir del Procedimiento LU-IV ofrece una representación más precisa que el de ZVNs, posibilitando la identificación de nuevas zonas vulnerables aún no designadas (abundantes y dispersas en la Demarcación) y dando visibilidad al sobredimensionamiento de alguna de las actuales ZVNs. Debe entenderse, no obstante, que los resultados de esta investigación constituyen sólo un primer paso. Para enfrentar las incertidumbres que comprometen la eficacia de las medidas correctoras en las ZVNs, es imperativo poner el foco sobre la ineficacia o falta de aplicación de los programas de acción (supuesto 3), sin perder de vista los posibles retardos en la regeneración de la calidad del agua subterránea asociados a los tiempos de tránsito (supuesto 2).

DATA AVAILABILITY

El mapa digital de la vulnerabilidad intrínseca de las aguas subterráneas (Índice IV; <https://doi.org/10.5281/zenodo.15124192>) y el mapa digital de la vulnerabilidad específica a la contaminación por nitrato (Procedimiento LU-IV; <https://doi.org/10.5281/zenodo.15123575>) de la Demarcación del Segura, están disponibles en formato TIFF en los repositorios de acceso abierto Zenodo (<https://zenodo.org/>), DIGITAL.CSIC (<https://digital.csic.es/>) y ResearchGate (<https://www.researchgate.net/>).

AGRADECIMIENTOS

La Agencia Estatal de Meteorología, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, el Sistema de Información Agrario de Murcia, el Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias y el Servicio Integral de Asesoramiento al Regante de Castilla-La Mancha nos han facilitado los conjuntos de datos meteorológicos que hemos utilizado en la investigación. Los datos piezométricos y la cartografía digital básica proceden de la Confederación Hidrográfica del Segura. El Modelo Digital del Terreno - MDT25, del Instituto Geográfico Nacional. El Mapa vectorial de Cultivos y Aprovechamientos de España, del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España. Los datos de los balances del nitrógeno en la agricultura española se obtuvieron del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Todos estos materiales, digitales y alfanuméricos, se encuentran disponibles en acceso libre y gratuito. El Instituto Geológico y Minero de España (CSIC) nos cedió el Mapa vectorial Litoestratigráfico, de Permeabilidad e Hidrogeológico de España. Nuestro agradecimiento a estas entidades públicas, sin cuya contribución no hubiese sido posible llevar a término la investigación.

DECLARACIÓN DE CONFLICTO DE INTERESES

Las autoras declaran no tener conflictos de intereses financieros, profesionales o personales que pudieran haber influido de manera inapropiada en este trabajo de investigación.

FINANCIACIÓN

Los datos de partida utilizados en el artículo son de acceso libre y gratuito, por lo que no ha sido necesaria ninguna financiación para el desarrollo del trabajo.

AUTORÍA CRediT

Mercedes Arauzo: Conceptualización, Curación de datos, Análisis formal, Investigación, Metodología, Recursos, Software, Supervisión, Validación, Visualización, Redacción - borrador original, Redacción - revisión y edición. **María Valladolid:** Curación de datos, Análisis formal, Investigación, Recursos, Software, Redacción - revisión y edición. **Delia M. Andries:** Curación de datos, Análisis formal, Investigación, Recursos, Software, Redacción - revisión y edición.

Referencias

- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J.H. & Petty, R.J. (1987). DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. EPA/600/2-87-035, U.S. Environmental Protection Agency, Oklahoma.
- Arauzo, M. (2017). Vulnerability of groundwater resources to nitrate pollution: a simple and effective procedure for delimiting Nitrate Vulnerable Zones. *Science of the Total Environment*, 575, 799-812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.139>
- Arauzo, M. & Martínez-Bastida, J.J. (2015). Environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the major aquifers of central Spain: Groundwater vulnerability vs. groundwater pollution. *Environmental Earth Science*, 73, 8272-8286. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3989-8>
- Arauzo, M., García, G. & Valladolid, M. (2019). Assessment of the risks of N-loss to groundwater from data on N-balance surplus in Spanish crops: An empirical basis to identify Nitrate Vulnerable Zones. *Science of the Total Environment*, 696, 133713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133713>
- Arauzo, M., García, G. & Valladolid, M. (2020). Cartografía de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por nitratos de fuentes difusas en la cuenca del río Ebro (N.E. de España). *Estudios Geológicos*, 76, e132. <https://doi.org/10.3989/egcol.43868.586>
- Arauzo, M., Valladolid, M., García, G. & Andries, D.M. (2022a). N and P behaviour in alluvial aquifers and in the soil solution of their catchment areas: How land use and the physical environment contribute to diffuse pollution. *Science of the Total Environment*, 804, 150056. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150056>
- Arauzo, M., Valladolid, M. & Andries, D.M. (2022b). Would delineation of nitrate vulnerable zones be improved by introducing a new parameter representing the risk associated with soil permeability in the Land Use-Intrinsic Vulnerability Procedure? *Science of the Total Environment*, 840, 156654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156654>
- Arauzo, M., Valladolid, M. & Andries, D.M. (2024). Contaminación por nitrato en las aguas subterráneas de la Demarcación Hidrológica del Segura (España) y su particular incidencia en el área de captación del Mar Menor. *Estudios Geológicos*, 80(1), e1071. <https://doi.org/10.3989/egcol.45105.1071>
- Arqued, V.M. (2018). Es probable que se amplíen las zonas declaradas como vulnerables por la contaminación con nitratos agrícolas. *Tierras Agricultura*, 268: 120-122.
- Asamblea Región de Murcia (2019, December 27). Orden 23 de diciembre de 2019, de la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente, por la que se acuerda la designación de nuevas zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario en la Región de

- Murcia, ampliación de las existentes y la determinación de la masa de agua costera del Mar Menor como masa de agua afectada, o en riesgo de estarlo, por la contaminación por nitratos de origen agrario. *Boletín Oficial de la Región de Murcia*, 298. <https://www.borm.es/services/anuncio/ano/2019/numero/8097/pdf?id=782214>
- BOE (2022, January 20). Real Decreto 47/2022, de 18 de enero, sobre protección de las aguas contra la contaminación difusa producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. *Boletín Oficial del Estado*, 17, 5664 a 5684. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2022/01/18/47/dof/spa/pdf>
- Boy-Roura, M., Nolan, B.T., Menció, A., Mas-Pla, J. (2013). Regression model for aquifer vulnerability assessment of nitrate pollution in the Osona region (NE Spain). *Journal of Hydrology*, 505, 150-162. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.048>
- Confederación Hidrográfica del Segura (2022a, December 23). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (revisión de tercer ciclo: 2022-2027). Memoria*. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2227BOE/01_MEMORIA/Memoria_PHDS_2022-27.pdf (Retrieved December 23, 2022)
- Confederación Hidrográfica del Segura (2022b, December 23). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (revisión de tercer ciclo: 2022-2027). Anejo XII. Caracterización de las masas de agua de la Demarcación Hidrográfica del Segura; 44 anejos de caracterización adicional de las masas de agua subterránea en riesgo de no cumplir los objetivos medioambientales en 2027*. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2227BOE/A12_caracterizacion_masas_de_agua/Anejo_12_Caracterizacion_masas_agua.pdf (Retrieved December 23, 2022)
- Confederación Hidrográfica del Segura (2022c, June 1). *Consulta de series de piezometría*. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. <https://www.chsegura.es/es/cuenca/redes-de-control/piezometria/series-piezometria/> (Retrieved June 1, 2022)
- Confederación Hidrográfica del Segura (2022d, December 23). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (revisión de tercer ciclo: 2022-2027). Anejo III. Usos y Demandas*. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2227BOE/A03_usos_y_demandas/ANEJO_03_Usos_demandas.pdf (Retrieved December 23, 2022)
- Confederación Hidrográfica del Segura (2022e, December 23). *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura (revisión de tercer ciclo: 2022-2027). Anexo VI del Anejo III. Lámina general de las Unidades de Demanda Agraria*. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. https://www.chsegura.es/export/sites/chs/descargas/planificacionydma/planificacion21-27/docsdescarga/docplan2227BOE/A03_usos_y_demandas/Anexos/Anexo_IV_Lamina_general_UDAS.pdf (Retrieved December 23, 2022)
- Confederación Hidrográfica del Segura (2023, January 3). *Descarga de cartografía en formato SHP*. <https://www.chsegura.es/es/cuenca/cartografia/descarga-de-cartografia-en-formato-shp/> (Retrieved January 3, 2023)
- Council of the European Communities (1991, December 31). Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, 375(34). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L:1991:375:TOC>
- Datosclima (2023). *Base de datos Meteorológica. Datos AEMET -Open Data-/Precipitación-Sol* [Data set]. <https://datosclima.es/Aemethistorico/Lluviasol.php>
- Del Pozo Gómez, M. (Coord.) (2009). *Mapa Litoestratigráfico, de Permeabilidad e Hidrogeológico de España continuo digital a escala 1:200.000*. [Vectorial map]. Convenio de colaboración entre el

- Ministerio de Medio Ambiente y el Instituto Geológico y Minero de España para la realización de trabajos técnicos en relación con la aplicación de la Directiva Marco del Agua en materia de agua subterránea. IGME. Madrid.
- Díaz, M.I. (2007). *Modelización de la contaminación difusa por nitratos en las aguas subterráneas de la cuenca del río Henares*. [Doctoral dissertation, Universidad Politécnica de Madrid]. <https://oa.upm.es/1043/>
- ESRI (2015). *ArcGIS Desktop: Release 10.3*. Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA, USA. <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/main/get-started/whats-new-in-arcgis.htm>
- European Commission (2018). *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources based on Member State reports for the period 2012-2015*. 52010DC0047-EUR-Lex, Brussels. https://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/nitrates_directive_implementation_report.pdf
- European Commission (2000). *Nitrates Directive (91/676/EEC): Status and trends of aquatic environment and agricultural practice. Development guide for Member States' reports*. Directorate-General for Environment, Publications Office, Brussels. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/396b9f67-4615-4b0a-818d-d487fff0f4c8>
- Foster, S.S.D. (1987). Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy. In: van Duijvanbooden, W. and van Waegeningh, H.G., Eds., *Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollution, Proceedings and Information No. 38 of the International Conference Held in the Netherlands, in 1987*. TNO Committee on Hydrological Research, the Netherlands.
- Foster, S., Hirata, R., Gómez, D., D'Elia, M., Paris, M. (2002). *Ground water Quality Protection. A guide for water utilities, municipal authorities and environment agencies*. World Bank, Washington D.C.
- IBM Corp. (2022). *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 29.0*. Armonk, NY:IBM Corp. <https://www.ibm.com/spss>
- IGN (2020, May 13). *Modelo Digital del Terreno - MDT25* [Raster map]. Instituto Geográfico Nacional, Madrid. Retrieved May 13, 2020, from <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/index.jsp>
- Kura, N.U., Ramli, M.F., Ibrahim, S., Sulaiman, W.N.A., Aris, A.Z., Tanko, A.I., Zaudi, M.A. (2015). Assessment of groundwater vulnerability to anthropogenic pollution and seawater intrusion in a small tropical island using index-based methods. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 1512-1533. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3444-0>
- León, J., Calzadilla, S., Castro, R., Chouhebar, M., Somoza, E., Velásquez, H. (2018). *Coeficiente de correlación biserial puntual*. Universidad Central de Venezuela. <https://es.scribd.com/document/420911273/Coeficiente-de-Correlacion3b3n-Biserial-Puntual>
- MAPAMA (2015). *Balance del nitrógeno en la agricultura española, año 2013*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Agricultura y Alimentación, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios, Madrid.
- MAPAMA (2016). *Balance del nitrógeno en la agricultura española, año 2014*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Agricultura y Alimentación, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios, Madrid.
- MAPAMA (2017). *Balance del nitrógeno en la agricultura española, año 2015*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Agricultura y Alimentación, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios, Madrid.
- MAPAMA (2018). *Balance del nitrógeno en la agricultura española, año 2016*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Agricultura y Alimentación, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios, Madrid.
- MAPAMA (2021). *Balance del nitrógeno en la agricultura española, año 2019*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Secretaría General Agricultura y Alimentación, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios, Madrid.
- MARM (2009). *Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de España 2000-10*. Escala 1:50.000. [Vectorial map]. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino de España, Madrid.

- Martínez-Bastida, J.J., Arauzo, M. & Valladolid, M. (2010). Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in Central Spain: the risk of nitrate pollution. *Hydrogeology Journal*, 18, 681-698. <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0549-5>
- MedECC (2020). Resumen de MedECC 2020 para los responsables de la formulación de políticas. In: Cramer, W., Guiot, J. and Marini, K., eds., Cambio climático y ambiental en la cuenca mediterránea: situación actual y riesgos para el futuro. Primer informe de evaluación del Mediterráneo. Unión para el Mediterráneo, Plan Bleu, PNUMA/PAM, Marsella, Francia. https://www.medecc.org/wp-content/uploads/2021/05/MedECC_MAR1_SPM_SPA.pdf
- Miró, J.J., Estrela, M.J., Caselles, V. & Gómez, I. (2018). Spatial and temporal rainfall changes in the Júcar and Segura basins (1955-2016): Fine-scale trends. *International Journal of Climatology*, 38, 4699-4722. <https://doi.org/10.1002/joc.5689>
- MITECO (2022, April 3). *Zonas vulnerables a contaminación por nitratos (junio 2021)*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Retrieved April 3, 2022, from <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/zonas-vulnerables.aspx>
- Orellana-Macías, J.M., Merchán D. & Causapé, J. (2020). Evolution and assessment of a nitrate vulnerable zone over 20 years: Gallocanta groundwater body (Spain). *Hydrogeology Journal*, 28, 2207-2221. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02184-0>
- RiegosIVIA (2023). *Datos meteorológicos* [Data set]. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. <http://riegos.ivia.es/datos-meteorologicos>. Retrieved December 12, 2023.
- Shirazi, S.M., Imran, H.M., Akib, S. (2012). GIS-based DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment: a review. *Journal of Risk Research*, 15, 991-1011. <https://doi.org/10.1080/13669877.2012.686053>
- SIAM (2023). *Agrometeorología. Informes Agrometeorológicos. Informes Regionales. Año Hidrológico* [Data set]. Sistema de Información Agrario de Murcia. <http://siam.imida.es/apex/?p=101:7:1082078199533179>
- SIAR (2023a, December 11). *Servicio integral de asesoramiento al regante de Castilla- La Mancha. Datos meteorológicos* [Data set]. Universidad de Castilla-La Mancha. <https://crea.uclm.es/siar/datosMeteorologicos>
- SIAR (2023b, December 11). *Consulta de Datos. Sistema de Información Agroclimática para el Regadío* [Data set]. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <https://eportal.mapa.gob.es/websiar/SeleccionParametrosMap.aspx?dst=1>
- Tragsatec (2019). *Análisis de soluciones para el vertido cero al Mar Menor proveniente del Campo de Cartagena* (clave: 07.803-0177/0411). Ministerio para la Transición ecológica. https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/concesiones-y-autorizaciones/resumen_ejecutivo_tcm30-489391.pdf
- Witkowski, A.J., Kowalczyk, A., Vrba, J. (Eds.) (2007). Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping. IAH-Selected Papers, volume 11. CRC Press, London. <https://doi.org/10.1201/9781482266160>
- Worrall, F., Spencer, E. & Burt, T.P. (2009). The effectiveness of nitrate vulnerable zones for limiting surface water nitrate concentrations. *Journal of Hydrology*, 370, 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.036>
- Zahid, A., Hassan, M.Q., Ahmed, K.M.U. (2015). Simulation of flowpaths and travel time of groundwater through arsenic-contaminated zone in the multi-layered aquifer system of Bengal Basin. *Environmental Earth Sciences*, 73, 979-991. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3447-7>